

DOI: [10.29252/ARIDBIOM.2024.20817.1970](https://doi.org/10.29252/ARIDBIOM.2024.20817.1970)

تغییرات زمانی و مکانی مانگروهای گواتر و نایبند و برآورد شدت فعالیت‌های صیادی مؤثر بر این زیستگاه‌ها در خلیج فارس و دریای عمان (مقاله پژوهشی)

- ۱- بهاره مهیمنی، دانش‌آموخته دانشکده علوم و فناوری نانو و زیستی، دانشگاه خلیج فارس، بوشهر، ایران.
 ۲- الهه خدابخشی کرلایی، دانش‌آموخته دانشکده علوم و فناوری نانو و زیستی، دانشگاه خلیج فارس، بوشهر، ایران.
 ۳- هانا اعتمادی*، گروه محیط زیست، پژوهشکده خلیج فارس، دانشگاه خلیج فارس، بوشهر، ایران.
 hetemadi@pgu.ac.ir
 ۴- داوود مافی‌غلامی، گروه علوم جنگل، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد، ایران.
 ۵- اسماعیل عباسی، گروه محیط زیست، پژوهشکده خلیج فارس، دانشگاه خلیج فارس، بوشهر، ایران.

دریافت: ۱۴۰۲/۰۸/۱۴

پذیرش: ۱۴۰۲/۱۱/۰۳

چکیده

اکوسیستم‌های مانگروها دارای خدمات اکوسیستمی فراوان هستند و نقش بسزایی در پایداری اکوسیستم ساحلی ایفا می‌کنند. بنابراین، هدف از این تحقیق، بررسی روند تغییرات زمانی و مکانی عرصه رویشگاهی مانگروهای پارک ملی دریایی نایبند و منطقه حفاظت‌شده باهوکلان و همچنین تعیین شدت فعالیت‌های صیادی به‌عنوان تهدیدات انسانی پیش روی این مانگرو است. به‌منظور بررسی روند تغییرات زمانی و مکانی مانگروها در رویشگاه‌های مورد مطالعه، چهار شاخص گیاهی NDVI، SAVI، LAI و RVI محاسبه و تغییرات آنها در بازه سال‌های ۱۹۹۰ تا ۲۰۱۹ بررسی شد. برای تعیین شدت فعالیت‌های صیادی، پس از تهیه نقشه گستره رویشگاه‌های مانگرو، ۱۸۹ و ۳۹۱ سلول شبکه با ابعاد ۴×۴ کیلومتر در سطح آب‌های ناحیه کرانه دربرگیرنده مانگروهای خلیج نایبند و گواتر ترسیم و داده‌های مربوط به موقعیت جغرافیایی و تعداد شناورهای موجود در بنادر صیادی استان بوشهر و سیستان و بلوچستان تهیه شد. نتایج حاصل از این بررسی، افزایش مساحت را در همه مانگروهای مورد مطالعه در حداث سال‌های ۱۹۹۰ تا ۲۰۱۹ نشان داد. این افزایش به‌طور متوسط در خلیج نایبند، رویشگاه بیدخون از ۳۲/۹۶ تا ۱۲۳/۹۳ هکتار مشاهده شد و همچنین در خلیج گواتر از ۲۷۵/۷۶ تا ۳۹۶/۷۲ هکتار بوده است. برداشت از سرشاخه‌ها توسط جامعه محلی، ورود آلودگی‌های صنایع نفت و گاز، گردشگری و ورود زباله‌های تجزیه‌ناپذیر به‌دلیل نزدیکی این رویشگاه به مناطق مسکونی از جمله مهم‌ترین دلایل کاهش مانگروهای این منطقه در بازه ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۰ است. در خلیج گواتر نیز آبی‌پروری به‌عنوان عامل اصلی در تغییر هیدرولوژیک منطقه و کاهش این جنگل‌ها بعد از سال ۲۰۱۵ تاکنون بوده است. افزایش دما و افزایش سطح آب دریا به‌عنوان مهم‌ترین عوامل در افزایش استقرار و عرصه رویشگاهی مانگروهای مورد مطالعه است. همچنین نتایج نشان داد که با توجه به وضعیت فعلی رویشگاه‌های مانگرو، پراکنش جغرافیایی بنادر و تعداد شناور و فایده‌های صیادی موجود در این بنادر، مانگروهای رویشگاه گواتر نسبت به رویشگاه نایبند در معرض شدت فعالیت صیادی بالاتری قرار دارند.

واژگان کلیدی: سنجش از دور، شاخص‌های گیاهی، فعالیت صیادی بنادر، پارک ملی دریایی نایبند، منطقه حفاظت‌شده باهوکلان.

مقدمه

جنگل‌های مانگروی ایران دارای ارزش بوم‌شناختی و اقتصادی بالایی هستند که به‌عنوان پناهگاه برای گونه‌های دریایی به‌شمار می‌روند؛ همچنین در ذخیره کربن و کاهش تغییرات آب و هوایی نقش مهمی دارند و زندگی جوامع محلی از طریق آبیان و اکوتوریسم به این جنگل‌ها وابسته است [۲۲، ۴]. گیاهان مانگرو اثرات مهمی در محل استقرار خود دارند مانند: تنظیم آب و هوا شامل تنظیم اکسیژن و دی‌اکسیدکربن و کنترل درجه حرارت، حفاظت در برابر

مانگروهای حاشیه آبی می‌شود. احداث استخرهای پرورش میگو دلیل اصلی از بین رفتن ۲۰ تا ۵۰ درصد از مانگروهای تخریب‌شده در سطح جهانی است.

جنگل‌های مانگرو به دلیل شرایط ویژه مناطق استقرار مانند بستر اشباع، آب‌گرفتگی متناوب، رویش در ناحیه بین جزرومدی و شاخه‌های ساحلی، خلیج‌های کوچک و کولاب‌های کرانه‌ای، شرایط خاصی دارند که دستیابی به آنها را دشوار یا در بعضی موارد غیرممکن نموده است. بنابراین ارزیابی و اندازه‌گیری با روش‌های معمول فقط به نقاط خاصی از جنگل‌ها منحصر می‌گردد و در زمان‌های خاص مانند زمان جزر می‌توان به آنها دسترسی پیدا کرد. علاوه بر این، نیاز به وسایل مخصوص دارد که هزینه‌های زیادی را می‌طلبد. در نتیجه، روش‌های مبتنی بر سنجش از دور و به‌کارگیری سیستم اطلاعات جغرافیایی به‌طور قابل توجهی در بررسی این اکوسیستم‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرد.

تاکنون، تحقیقات اندکی در مورد تغییرات مانگروهای نایبند و گواتر در ایران انجام گرفته است. محققان تغییرات وسعت و تراکم رویشگاه مانگرو در خور گواتر در دوره زمانی ۴۹ ساله (۱۳۳۶ تا ۱۳۸۵) را پایش کردند. نتایج نشان داد که تغییرات وسعت جنگل یکنواخت نبوده است اما برآیند تغییرات مثبت است. تغییرات با نرخ رشد متوسط ۰/۹۸ هکتار در کل دوره مورد بررسی همراه بوده و عمده این افزایش مربوط به سال‌های ۱۳۴۵ تا ۱۳۷۷ بوده است [۱۰]. مطالعه دیگری به بررسی اثر ویژگی‌های رسوب بر تجمع و نرخ انتقال فلزات سنگین در درختان مانگرو در خلیج نایبند و جزیره قشم پرداخته است. در این بررسی، تجمع و انتقال فلزات نیکل و وانادیوم در رویشگاه نایبند و قشم از جمله دلایل کاهش وسعت در این منطقه ذکر شده است [۳۷].

محققان در تجزیه و تحلیل رابطه بین خشکسالی و تغییرات جنگل‌های حرا در سواحل شمالی خلیج فارس و دریای عمان به این نتیجه رسیدند که افزایش فرکانس‌ها و شدت خشکسالی به‌عنوان مهم‌ترین عامل در کاهش جنگل‌های مانگروی حاشیه دریای عمان است و با به‌دست‌آوردن نتایج تحقیق، این خشکسالی را ادامه‌دار دانسته‌اند [۳۵].

فرسایش خاک، حمایت از سواحل در برابر طوفان‌ها و تندبادها، حفظ تنوع زیستی، حفظ حاصلخیزی خاک [۱۲] و ایجاد زیستگاه و پناهگاه برای شمار زیادی از گونه‌های بومی و مهاجر، ذخیره‌سازی کربن در زیتوده و خاک، اصلاح و تجزیه مواد زائد، تأمین چوب برای ساخت‌وساز و سوخت، همچون ساخت خانه و وسایل کشاورزی، قایق و ابزار ماهی‌گیری، خوراک دام، زنبورداری، گیاهان دارویی، توریسم و گردشگری محلی دارای اهمیت هستند [۴۶، ۴۷].

جنگل‌های مانگرو از نظر حفظ اراضی ساحلی در برابر فرسایش به‌عنوان کمربند حفاظتی، در تأمین شکل‌های متنوع معیشت ساحلی نظیر صید و صیادی و پایداری اراضی کشاورزی نقش حساسی دارند [۵۴]. همچنین گیاهان مانگرو، سازگاری‌ها و سازش‌های ساختاری و عملکردی منحصربه‌فردی مانند جنین‌های زنده، مکانیسم‌های فیزیولوژیک مقاومت به نمک و دارای ریشه‌های هوایی هستند که این گیاهان را قادر به تنفس در خاک‌های بدون اکسیژن و اشباع از آب می‌سازد [۲].

با وجود خدمات اکوسیستمی فراوان، این سیستم‌های ارزشمند با مجموعه‌ای از تهدیدات انسانی و طبیعی از جمله تغییر کاربری زمین با آبی‌پروری، توسعه فضای شهری، سرشاخه‌زنی، تعلیف دام‌ها، بهره‌برداری بی‌رویه از منابع مانگرو توسط جامعه محلی و تخریب جنگل‌ها، آلودگی نفت و گاز و فعالیت‌های دریایی تردد شناورهای سنتی صیادی و تجاری، حضور گونه‌های بیگانه، برداشت آب حوضه بدون توجه به حق‌آبه محیط زیستی و معدن‌کاری و همچنین تأثیرات تغییرات آب و هوایی مانند افزایش سطح دریا و افزایش دما روبه‌رو هستند [۱۸، ۲۰، ۸].

تخریب و از بین رفتن این رویشگاه‌های منحصربه‌فرد ساحلی در طول سه دهه گذشته در سراسر دنیا شدت یافته است، چنانکه تا کنون بیش از ۵۰ درصد از جنگل‌های مانگروی جهان دچار تخریب و افت کیفیت شده‌اند و این روند همچنان ادامه دارد [۱۳]. همچنین احداث سد در حوضه‌های مرتبط با کاهش شدید رسوبات انتقالی به مانگروها و متعاقباً کاهش تغییرات ارتفاعی و افزایش تراز آبی باعث فرسایش خط ساحلی و از بین رفتن

در مطالعه دیگری که به‌منظور بررسی مخاطرات محیطی بر مانگروهای استان هرمزگان با بررسی فعالیت صیادی، فرسایش و روسوب‌گذاری کرانه و کاهش رواناب حوضه آبخیز انجام شد به این نتیجه رسیدند رویشگاه‌های مانگرو در خمیر و جاسک، در طبقه با بیشترین احتمال وقوع، طبقه‌بندی می‌شوند [۳۲،۳۳].

عوامل مهم در تعیین شدت ماهی‌گیری در زیستگاه‌های حرا در جدول ۱ آورده شده است. مناطق صید بی‌رویه در مناطق مانگرو، یک تهدید به‌شمار می‌رود و شدت ماهی‌گیری در حرا، بسته به مکان متفاوت است. کشورها و مناطقی که بیشترین شدت ماهی‌گیری را دارند در غرب و مرکز آفریقا و جنوب آسیا و جنوب و آمریکای مرکزی قرار دارند، جایی که ماهی‌گیری در حرا شغل جوامع ساحلی است [۲۵،۴۸].

جدول ۱- عوامل تعیین‌کننده شدت صید در جنگل‌های حرا [۳۴]

شاخص	فاکتورهای مهم در تعیین شدت ماهی‌گیری در حرا
جمعیت	تعداد ماهی‌گیران یا شناورها، جمعیت محلی روستایی
فرهنگ	مصرف سرانه ملی ماهی، تقاضای مصرف‌کننده (برای مثال، فصل و ترجیح فرهنگی)
بازارها	دسترسی به بازار (برای مثال، حضور واسطه‌ها و شبکه‌های اجتماعی)، قیمت دریافت‌شده توسط ماهیگیر برای صید
افراد	تجربه ماهی‌گیر، کیفیت و نوع ابزار ماهی‌گیری، روش صید، میزان وابستگی به منابع محلی
مدیریت	مدیریت حفاظتی رویشگاه، انطباق با مدیریت شیلات
قابلیت صید	قابلیت صید در نتیجه رفتار حیوان، قابلیت صید در نتیجه عوامل محیطی طبیعی (جزر و مد، آب و هوا، بیماری)

باهوکلات و خور گواتر) در محدوده مرزهای استان سیستان و بلوچستان قرار دارند. این خلیج تماماً در تالاب بین‌المللی و منطقه حفاظت‌شده باهوکلات قرار دارد که ارزش‌های بوم‌شناختی بسیاری دارد. رویشگاه مانگرو مورد مطالعه (شکل ۱) در خلیج گواتر شامل خور باهو و خور گواتر می‌باشد که به‌طور خالص از درخت حرا (*Avicennia marina*) تشکیل شده است [۴۶].

مانگروهای استان بوشهر

مانگروهای استان بوشهر در بخش‌هایی از منطقه ساحلی شمال خلیج فارس پراکنش دارند. محدوده مورد مطالعه در موقعیت جغرافیایی بین $51^{\circ} 20'$ تا $55^{\circ} 22'$ طول شرقی و $26^{\circ} 35'$ تا $28^{\circ} 88'$ عرض شمالی قرار دارد و شامل چهار رویشگاه عمده از جوامع حرا است. دو رویشگاه در خورهای بساتین و بیدخون در خلیج نایبند، رویشگاه بردستان در مجاور شهر دیر و رویشگاه مل‌گنزه در مصب رودخانه مند هستند که در این تحقیق رویشگاه بیدخون مورد مطالعه قرار گرفت. رویشگاه مورد مطالعه از اجتماعات خالص و نامنظم درختان حرا پوشیده شده است. بیش

همچنین تحقیقات و مطالعات انتشار یافته نشان داده است که مطالعات اندکی در زمینه اثرات فعالیت‌های دریایی بر مانگروها در ایران صورت پذیرفته است. لذا این مهم، خود انگیزه‌ای جهت شناخت بیشتر پیامدهای ناشی از این عامل بر مانگروهای نایبند و گواتر به‌عنوان مناطق حساس اکولوژیکی و صیادی کشور ایران شد. هدف از این مطالعه، بررسی تغییرات زمانی و مکانی عرصه رویشگاهی مانگروهای بیدخون و خلیج گواتر و همچنین تعیین شدت فعالیت‌های صیادی در این رویشگاه‌ها است.

مواد و روش‌ها

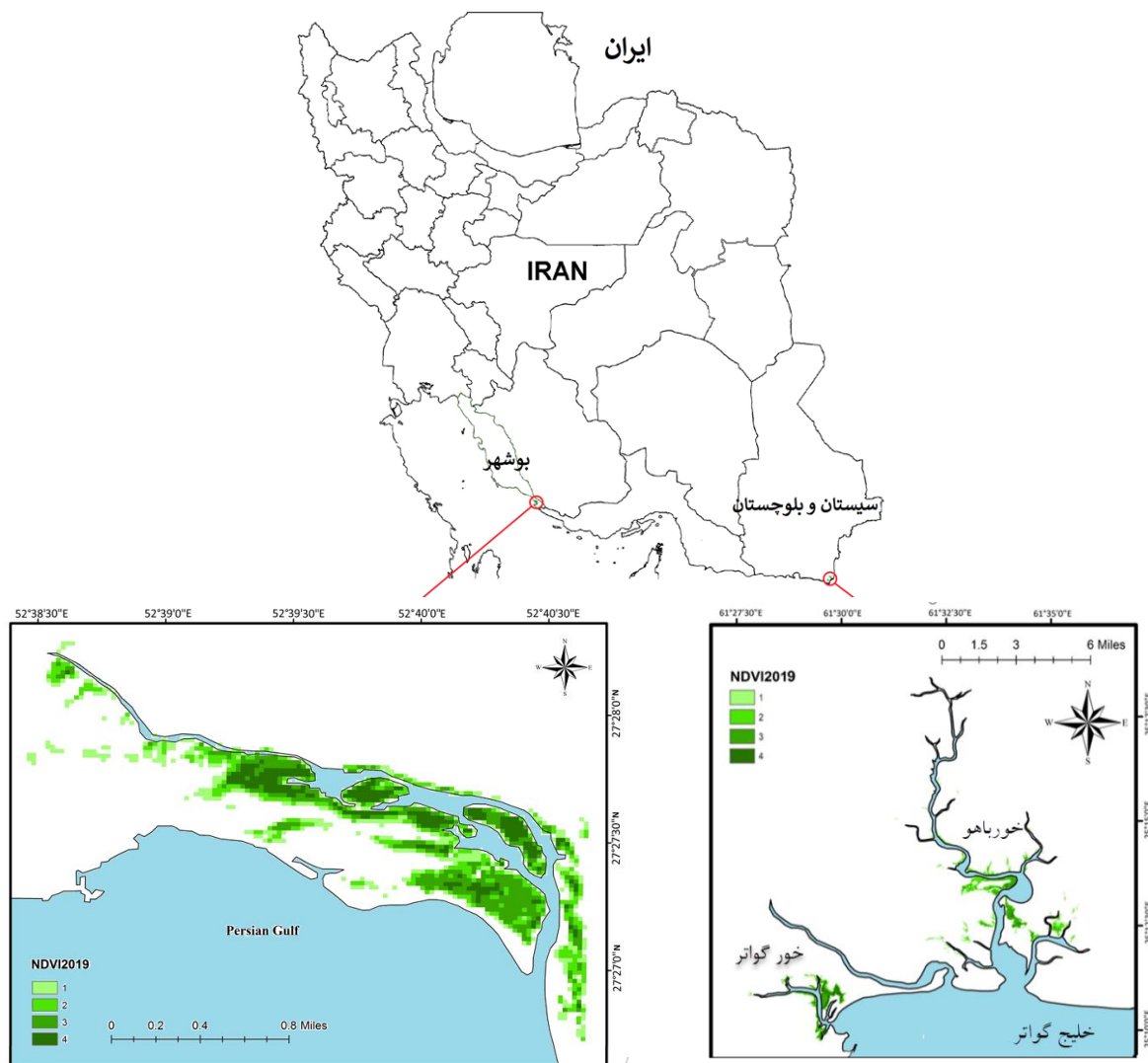
منطقه مورد مطالعه

مانگروهای استان سیستان و بلوچستان

خلیج گواتر در جنوب‌شرق استان سیستان و بلوچستان و در ۸۵ کیلومتری چابهار در عرض شمالی $1^{\circ} 25'$ تا $12^{\circ} 25'$ و طول شرقی $61^{\circ} 34'$ و $61^{\circ} 47'$ قرار گرفته است. ۶۹/۴ درصد این خلیج در محدوده مرزهای سیاسی پاکستان و ۳۰/۶ درصد وسعت آن در ایران قرار دارد. خلیج گواتر از طریق شش سرشاخه با خشکی در ارتباط است که سر شاخه آن (خور باهو، مصب رودخانه

است. بارش، کمتر از ۲۵۰ میلیمتر در سال است و ۶۰ درصد از این بارش بین ماه‌های آذر تا بهمن اتفاق می‌افتد. در فصل تابستان از تیر تا شهریور بارش تقریباً ناچیز است. چرخه‌های جزر و مد نیمه روزانه هستند و در اندازه به‌طور تقریبی بین ۵۰ تا ۱۵۰ سانتیمتر متغیر هستند. [۱۹].

از ۶۰ درصد درختان این رویشگاه دارای پوشش تاجی متراکم هستند. این مانگروها در شرایط آب و هوای خشک با شوری آب ۳۷/۹-۴۱/۳ (ppt) [۳۶] و بدون ورود رودخانه مستقیم قرار دارند. دمای هوای میانگین سالانه ۲۷ درجه سانتیگراد است. رطوبت نسبی میانگین ۴۳ درصد است. جهت باد غالب از شمال غرب به جنوب شرق



شکل ۱- زیستگاه مانگروی خلیج گوآتر (سمت راست) و نایبند یا بیدخون (سمت چپ)

نتیجه بهترین ماه برای بررسی پوشش گیاهی و شاخص‌های آن با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای است. پس از دانلود تصاویر مورد نظر، با ایجاد قاب وکتوری مناسب برای هر منطقه مطالعاتی، تصاویر موردنظر برش خورده و آماده مراحل پیش‌پردازش و پردازش شدند. در مرحله پیش‌پردازش، تصحیحات رادیومتریکی، هندسی و اتمسفری روی تصاویر در صورت نیاز اعمال گردید.

بررسی تغییرات سطح رویشگاه‌های مانگرو

ابتدا، تصاویر مناسب و بدون پوشش ابری ماهواره لندست، مربوط به مناطق مطالعاتی در ماه فوریه سال‌های ۱۹۹۰، ۱۹۹۵، ۲۰۰۰، ۲۰۰۵، ۲۰۱۰، ۲۰۱۵ و ۲۰۱۹ تهیه شد. لازم به ذکر است که اخذ تصاویر در ماه فوریه به این دلیل بود که در این ماه بالاترین میزان فتوسنتز برگ‌ها و در

اختصاص یافته به هر کلاس برای هر سال محاسبه و اعداد حاصله با هم مقایسه می‌شود. با طبقه‌بندی میزان عددی شاخص در نرم‌افزار ArcMap، قسمت‌هایی با تن رنگ سبز تیره که دارای مقادیر مثبت بزرگ‌تری نسبت به سایر قسمت‌ها می‌باشند، نشان‌دهنده پوشش گیاهی انبوه‌تری هستند.

پس از انجام طبقه‌بندی، درصد مساحت اختصاص یافته به هر کلاس برای هر سال محاسبه و اعداد مربوطه با هم مقایسه می‌شود. در آخر، برای بررسی میزان دقت طبقه‌بندی داده‌های ماهواره‌ای، ضریب کاپا محاسبه شد که هرچه مقدار ضریب کاپا به یک نزدیک‌تر باشد (ضریب کاپا بین صفر و یک متغیر است) نشان‌دهنده دقت بالای طبقه‌بندی است.

در مناطقی که پوشش گیاهی کم‌تراکم و اصطلاحاً تنک باشد، اثرات بازتاب خاک زمینه، اثر بازتاب پوشش گیاهی را تحت تأثیر قرار می‌دهد. شاخص گیاهی تعدیل‌کننده اثرات خاک (SAVI) همان شاخص تصحیح شده NDVI است که تنها تفاوت آن با NDVI این است که SAVI از یک ضریب برخوردار است که می‌تواند اثر خاک پس زمینه را حذف کند. این شاخص اثرات خاک زمینه و رطوبت خاک را در مقایسه با شاخص NDVI کاهش می‌دهد و نتایجی به مراتب بهتر از شاخص NDVI حاصل می‌آید [۵۲].

(۲)

$$SAVI = (1 + L) * (R_{NIR} - R_{RED}) / (R_{NIR} + R_{RED} + 1)$$

$$L = 1 - 2a * NDVI * WDWI \quad (۳)$$

$$WDVI = R_{NIR} - \gamma R_{RED} \quad (۴)$$

در رابطه ۲، L فاکتور تصحیح اثرات خاک است که دامنه آن از صفر تا یک (مشابه بازه مقادیر در NDVI) به ترتیب برای پوشش گیاهی متراکم و پوشش گیاهی تنک متغیر است و معمولاً در مناطق گیاهی با پوشش گیاهی پایین مقدار ۱، برای مناطق با پوشش گیاهی متوسط و نرمال برابر با ۰/۵ و برای مناطق با پوشش تراکم زیاد صفر

در مرحله پردازش، شاخص‌های گیاهی مانند NDVI^۱، SAVI^۲، LAI^۳ و RVI^۴ به عنوان پرکاربردترین شاخص‌های گیاهی محاسبه شدند. این شاخص‌ها می‌توانند توسط تعدادی از باندهای طیفی مناسب براساس مجموعه‌ای از روابط ریاضی بین باندها محاسبه شوند و از باندهایی استفاده می‌کنند که بازتاب و یا جذب شدید گیاهان در آن رخ می‌دهد [۴۳]. بنابراین در تحقیق حاضر، تمامی تصحیحات لازم در مرحله پیش‌پردازش صورت گرفته و شاخص‌های ذکر شده به صورت دستی با استفاده از فرمول‌های مربوطه، در محیط نرم‌افزار ENVI برآورد و برای انجام مراحل بعدی مورد استفاده قرار گرفت. از مهم‌ترین شاخص‌های پوشش گیاهی که از طریق نسبت‌گیری باندهای قرمز و مادون قرمز نزدیک به دست می‌آید، شاخص تفاضل نرمال شده یا NDVI است [۵].

$$NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED) \quad (۱)$$

در این شاخص، NIR باند مادون قرمز نزدیک و RED باند قرمز به روی تصاویر تصحیح شده است. این شاخص توسط توکر و همکارانش در سال ۱۹۸۹ به عنوان شاخص سلامت و تراکم پوشش گیاه تعریف و به صورت گسترده‌ای مورد استفاده قرار گرفت [۵۰]. NDVI واکنش به اعمال فتوسنتزی را به خوبی نمایش می‌دهد که ارزش بالاتر آن نشانگر پوشش گیاهی متراکم‌تر و شاداب‌تر است [۴۰].

ارزش عددی این شاخص بین اعداد +۱ و -۱ در نوسان است و ثابت شده که هرچه به عدد +۱ نزدیک شود بر میزان پوشش گیاهی افزوده می‌گردد و بیانگر جنگل‌های متراکم است و مقادیر منفی این شاخص نیز نشان‌دهنده مقدار آب زیاد در محل است و خاک لخت بدون پوشش گیاهی هم رقمی حدود صفر خواهد داشت [۲۱].

با بررسی میزان عددی شاخص NDVI در نرم‌افزار و با توجه به پیکسل‌های سبز رنگ مقادیر مثبت بزرگ‌تر، پیکسل‌های با رنگ سبز پررنگ می‌باشد که نشان‌دهنده پوشش گیاهی انبوه‌تری است. سپس درصد مساحت

1- Normalized Difference Vegetation Index

2- Soil Adjusted Vegetation Index

3- Leaf Area Index

4- Raito Vegetation Index

هر نقطه‌ای که یک یا تعداد بیشتری شناور به‌طور دائمی در آن مستقر هستند، تعریف شده است که اندازه و تعداد شناورهای مستقر در آن، بر اساس خصوصیات سکونتگاه‌های انسانی مجاور، متغیر است [۴۲].

بر اساس این تعریف و با استفاده از اطلاعات اخذ شده از معاونت صید و بنادر ماهی‌گیری سازمان شیلات ایران، بررسی چشمی تصاویر ماهواره‌ای Google Earth Pro (©DigitalGlobe Inc.; ©GeoEye Inc.) و نیز پیمایش زمینی خطوط ساحلی استان بوشهر و سیستان و بلوچستان، تعداد ۲۷ بندر ماهی‌گیری محلی و یا احداث شده توسط اداره کل توسعه و مدیریت بنادر ماهی‌گیری در سواحل استان بوشهر و سیستان و بلوچستان شناسایی شد.

تفکیک انواع شناورهای موجود در ناوگان صیادی بنادر، براساس ویژگی‌های ظاهری و ظرفیت صید آن‌ها صورت می‌گیرد. بر اساس تقسیم‌بندی موجود، شناورهای موجود به دو دسته قایق و لنج تقسیم‌بندی می‌شوند. قایق‌ها دارای طول ۵ تا ۱۲ متر، تعداد خدمه ۲ تا ۴ نفر و ظرفیت صید ۱ تا ۲/۵ تن است. لنج‌ها دارای طول ۱۵ تا ۲۰ متر، تعداد خدمه بیشتر از ۴ نفر و ظرفیت صید ۷۰ تا ۱۰۰ تن بوده و دارای تجهیزات و ادوات صیادی مختلفی است [۴۱]. در این مرحله با استفاده از اطلاعات موجود در معاونت صید و بنادر ماهی‌گیری سازمان شیلات ایران و بازدید میدانی از بنادر موجود، تعداد ناوگان صیادی فعال موجود در بندر بوشهر (جدول ۲) و سیستان و بلوچستان (جدول ۳) مشخص گردید.

در استان بوشهر، فعالیت صیادی ۱۴ اسکله از جمله اسکله حوضچه صیادی شهرداری، اسکله صیادی شیلات، حوضچه صیادی اولی، اسکله تجاری اداره بندر، حوضچه تعمیراتی گروه ۲۷۱۸ و اسکله صنعتی متانول کاوه واقع در بندر دیر، اسکله صیادی خورخان واقع در شهرستان بردخون، اسکله صیادی بندر طاهری، اسکله صیادی بندر پرک و اسکله صیادی شیرینو واقع در بندر کنگان و اسکله نخل تقی، اسکله صیادی عسلویه، اسکله صیادی هاله و اسکله صیادی بنود واقع در بندر عسلویه بررسی گردید.

در نظر گرفته می‌شود. در SAVI، آن دسته از مقادیر که بین ۰ و ۱- هستند مربوط به آب و مقادیر ۰ تا ۰/۲۵ نشان‌دهنده خاک و مراتع و آن دسته از اعدادی که از ۰/۲۵ تا ۱ هستند، نشان‌دهنده مراتع غنی، پوشش‌های گیاهی و زمین‌های زراعی هستند. این فاکتور با استفاده از اطلاعات تصاویر موجود، از رابطه ۳ محاسبه می‌گردد که در آن $a=1/6$ و γ ضریب خط خاک می‌باشد که در واقع، شیب خط برازش داده شده بر نمودار بازتاب طیفی باندهای مادون قرمز نزدیک و قرمز است [۵۲].

$$EVI = 2.5 * \frac{(NIR-RED)}{(NIR+C_1*RED-C_2*BLUE+L)} \quad (5)$$

$$LAI = (3.618 * EVI - 0.118) > 0 \quad (6)$$

$$RVI = NIR/RED \quad (7)$$

RED و BLUE به ترتیب بازتاب در باندهای مادون قرمز، قرمز و آبی، L فاکتور تعدیل کننده اثر خاک، C₁ و C₂ ضرایب تصحیح اتمسفر و G، همان Gain Factor است.

بررسی فعالیت‌های صیادی

به‌طور کلی، فعالیت‌های صیادی با شدت‌های متفاوت و در گستره وسیعی از آب‌های ساحلی ایران انجام می‌شود. این فعالیت‌ها توسط انواعی از شناورهای صیادی صورت می‌گیرد که در تعداد، ابعاد و ظرفیت‌های صید متفاوت، در بنادر و سایر مکان‌های ساحلی استقرار می‌یابند. از این رو، بررسی شدت و گستره انجام فعالیت‌های صیادی در آب‌های ساحلی نیازمند تعیین موقعیت و تعداد بنادر و مکان‌های استقرار ساحلی، تفکیک انواع شناورها به لحاظ ظرفیت صید و در آخر، گستره نفوذ شناورها در سطح آب‌های منطقه خواهد بود [۴۱].

بنابراین، شناسایی و تعیین موقعیت مکانی بنادر ماهی‌گیری در طول سواحل استان بوشهر و سیستان و بلوچستان، اولین مرحله در پهنه‌بندی شدت فعالیت‌های صیادی است. بر اساس تعاریف موجود، یک بندر به‌عنوان

جدول ۲- موقعیت جغرافیایی بنادر صیادی و آمار قایق، شناورهای صیادی و تجاری در استان بوشهر

ردیف	نام بندر	نام اسکله	x	y	تعداد قایق صیادی	تعداد شناور صیادی	تعداد شناور و لنج تجاری
۱	دیر	حوضچه صیادی شهرداری	۵۹۲۲۸۱/۱۴	۳۰۷۸۹۲۶/۱	۱۵۲	۰	۰
۲	دیر	اسکله صیادی شیلات	۵۹۱۴۸۵/۳۶	۳۰۷۸۶۰۱/۱۸	۳۰	۲۹	۰
۳	دیر	حوضچه صیادی اولی	۵۸۷۳۱۰/۲	۳۰۷۹۲۲۵/۷۹	۳۰	۰	۰
۴	دیر	اسکله تجاری اداره بندر	۵۹۱۱۹۸/۸	۳۰۷۸۶۴۰/۴۵	۰	۰	۱۳۰
۵	دیر	حوضچه تعمیراتی گروه ۲۷۱۸	۵۸۹۷۵۵/۴۳	۳۰۷۸۳۹۸/۳۱	۰	۰	۱۵
۶	دیر	اسکله صنعتی متانول کاوه	۵۸۶۰۷۵/۲۸	۳۰۷۸۸۶۵/۰۴	۰	۰	۵
۷	بردخون	اسکله صیادی خورخان	۵۳۶۷۰۵/۹۴	۳۰۹۷۵۷۱/۸۵	۷۰	۰	۰
۸	کنگان	اسکله صیادی بندر طاهری	۶۳۳۰۴۵/۶۳	۳۰۶۰۴۱۷/۶	۵۷	۰	۰
۹	کنگان	اسکله صیادی پرک	۶۳۹۷۶۲/۶۸	۳۰۵۹۱۰۳/۱۹	۴۵	۰	۰
۱۰	کنگان	اسکله صیادی شیرینو	۶۴۵۴۲۷/۹۹	۳۰۵۶۴۲۳/۳۶	۱۷	۰	۰
۱۱	عسلویه	اسکله نخل تقی	۶۵۶۶۹۸/۱	۳۰۴۱۰۷۸/۷۳	۱۱	۱۴	۰
۱۲	عسلویه	اسکله صیادی عسلویه	۶۵۸۵۲۲/۳	۳۰۳۹۸۵۹/۷۵	۱۲	۲۷	۰
۱۳	عسلویه	اسکله صیادی هاله	۶۶۲۵۳۹/۰۶	۳۰۳۲۳۶۱/۱۶	۲۴	۳	۰
۱۴	عسلویه	اسکله صیادی بنود	۶۶۸۲۰۳/۸	۳۰۱۹۷۹۴/۰۴	۱	۰	۰

در استان سیستان و بلوچستان، فعالیت صیادی ۱۳ اسکله از جمله بندر صیادی کلات (زرآباد)، بندر صیادی پریس، بندر صیادی پزم، بندر صیادی رمین، اسکله صیادی هفت تیر، اسکله صیادی تیس، اسکله صیادی کنارک، اسکله صیادی تنگ، اسکله صیادی گالک، اسکله صیادی پسابندر، اسکله صیادی گواتر، اسکله تجاری شهید کلانتر (شماره ۲، ۳، ۴ و ۵) و اسکله تجاری شهید بهشتی (فاز ۱، ۲، ۳، ۴ و ۵) بررسی گردید.

در این مرحله نیز با استفاده اطلاعات موجود در معاونت صید و بنادر ماهی‌گیری سازمان شیلات ایران و بازدید میدانی از بنادر موجود، تعداد ناوگان صیادی فعال موجود در هر یک از بنادر مشخص گردید. پس از مشخص شدن موقعیت جغرافیایی بنادر و تعداد و انواع شناورهای موجود در آن‌ها، نیاز به تعیین محدوده جغرافیایی مشخصی است که ضمن در بر گرفتن حوزه‌های رویشگاهی مورد بررسی، از یک سو امکان اجرای روش‌های

پهنه‌بندی و توزیع جغرافیایی فعالیت‌های صیادی را در منطقه مورد مطالعه فراهم آورد و از سوی دیگر، بر مرزهای محدوده‌های مشخص شده در مطالعات مدیریت یکپارچه مناطق ساحلی منطبق باشد. لذا در این مطالعه، گستره آب‌های ناحیه ساحلی مجاور رویشگاه‌های مانگرو به عنوان محدوده جغرافیایی بررسی شدت فعالیت‌های صیادی در نظر گرفته شد (شکل‌های ۲ و ۳).

بر اساس روش به کار رفته توسط Rowlands و همکاران (۲۰۱۲) و به منظور تهیه نقشه تغییرات مکانی شدت فعالیت‌های صیادی [۴۱]، گستره آب‌های ساحلی مجاور رویشگاه‌های مانگرو نایبند و گواتر به ترتیب به ۱۸۹ و ۳۹۱ سلول شبکه فرضی با ابعاد ۴×۴ کیلومتر تقسیم‌بندی شد (شکل ۲).

جدول ۳- موقعیت جغرافیایی بنادر صیادی و آمار قایق، شناور صیادی و تجاری در استان سیستان و بلوچستان

ردیف	نام بندر	نام اسکله	x	y	تعداد قایق صیادی	تعداد شناور صیادی	تعداد شناور و لنج تجاری
۱	کنارک	بندر صیادی کلات (زرآباد)	۷۶۱۷۰۳/۵۳	۲۸۱۰۸۴۶/۶	۲۷	۶۵	۰
۲	چابهار	بندر صیادی بریس	۳۱۶۱۹۷/۱۴	۲۷۸۲۶۳۷/۵۷	۲۸۰	۱۴۵	۰
۳	کنارک	بندر صیادی پزم	۲۲۷۸۸۱/۴۴	۲۸۰۶۹۲/۶۳	۱۸۰	۱۴۰	۰
۴	چابهار	بندر صیادی رمین	۲۷۲۸۰۳/۹۴	۲۷۹۶۵۶۵/۲۳	۱۳۰	۸۵	۰
۵	چابهار	اسکله صیادی هفت تیر	۲۶۰۵۴۸/۵۱	۲۷۹۹۸۹/۳۹	۱۱۰	۷۵	۰
۶	چابهار	اسکله صیادی تیس	۲۵۸۴۴۶۴/۷۶	۲۸۰۶۴۲۳/۷۱	۸۰	۰	۰
۷	کنارک	اسکله صیادی کنارک	۲۴۱۵۶۳/۱۸	۲۸۰۶۹۵۲/۵۵	۲۳۰	۲۴۵	۰
۸	کنارک	اسکله صیادی تنگ	۷۹۱۲۸۷/۸	۲۸۰۷۶۰۴/۷۷	۶۰	۶۰	۰
۹	کنارک	اسکله صیادی گالک	۷۳۹۳۵۱/۴۶	۲۸۱۹۹۸۴/۹۶	۶۰	۵	۰
۱۰	چابهار	اسکله صیادی پسابندر	۳۴۰۶۶۳/۷۸	۲۷۷۳۶۱۹/۹۹	۱۱۵	۱۵۷	۰
۱۱	چابهار	اسکله صیادی گواتر	۳۴۹۰۱۸/۶۱	۲۷۸۳۷۵۳/۶۱	۱۷۵	۷	۰
۱۲	چابهار	اسکله تجاری شهید کلانتر شماره ۲	۲۶۰۵۴۷/۹۹	۲۸۰۱۸۳۰/۵۱	۰	۰	۴۰
۱۳	چابهار	اسکله تجاری شهید کلانتر شماره ۳	۲۶۰۴۴۱/۲۱	۲۸۰۱۸۱۴/۱۸	۰	۰	۳۵
۱۴	چابهار	اسکله تجاری شهید کلانتر شماره ۴	۲۶۰۳۳۰/۹۵	۲۸۰۱۸۰۹/۶۸	۰	۰	۳۵
۱۵	چابهار	اسکله تجاری شهید کلانتر شماره ۵	۲۵۹۹۹۸/۷۸	۲۸۰۱۸۳۰/۱۴	۰	۰	۴۳
۱۶	چابهار	اسکله تجاری شهید بهشتی فاز ۱	۲۵۹۰۱۵/۹۹	۲۸۰۰۰۵۰/۵۹	۰	۰	۱۱
۱۷	چابهار	اسکله تجاری شهید بهشتی فاز ۲	۲۵۸۳۴۰/۳۲	۲۸۰۱۳۰۰/۱۶	۰	۰	۳۱
۱۸	چابهار	اسکله تجاری شهید بهشتی فاز ۳	۲۵۹۳۵۶/۸۳	۲۸۰۱۴۷۲/۶۳	۰	۰	۳۵
۱۹	چابهار	اسکله تجاری شهید بهشتی فاز ۴	۲۶۰۲۰۳/۶۴	۲۷۹۹۹۱۹/۱۱	۰	۰	۲۳
۲۰	چابهار	اسکله تجاری شهید بهشتی فاز ۵	۲۶۰۷۴۹/۷۷	۲۸۰۱۴۶۲/۵۹	۰	۰	۳۲

$$F_B = \sum_{i=1}^N fd_{pi} \times n_{Bpi}$$

(۸)

در هر یک از سلول‌های شبکه و با استفاده از رابطه (۸)، نمایه شدت فعالیت صیادی توسط قایق (FB) محاسبه گردید و در آخر، نقشه تغییرات شدت فعالیت صیادی با قایق در سطح آب‌های محدوده مورد مطالعه و در مناطق پیرامون جنگل‌های مانگرو تهیه شد.

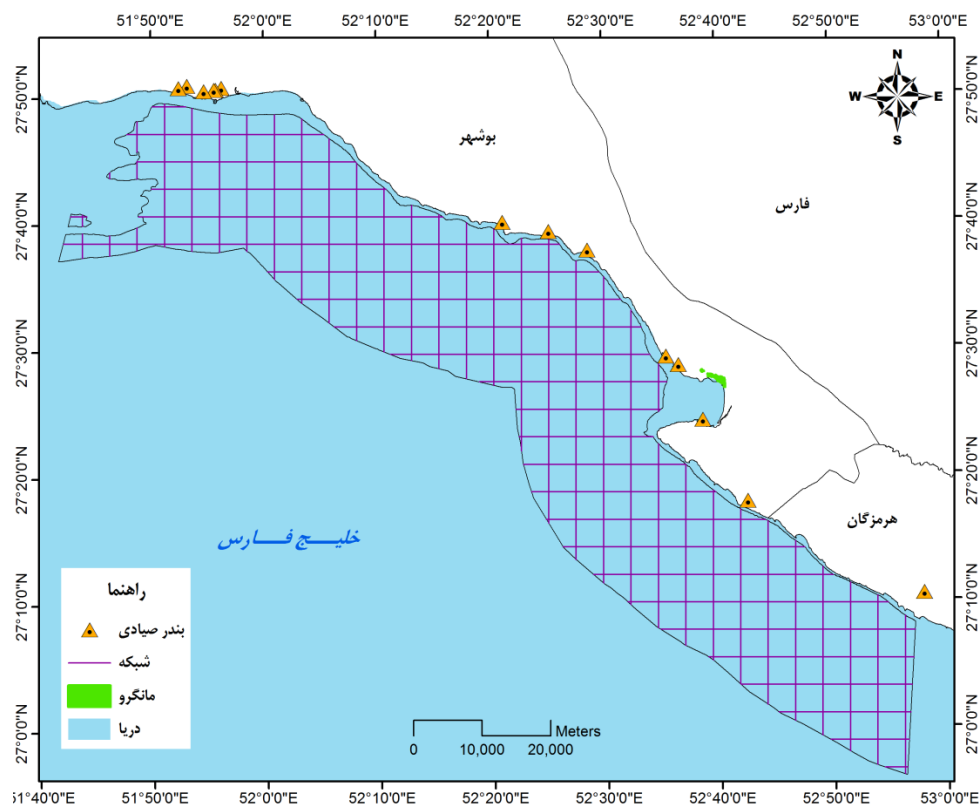
که در این رابطه، N تعداد بنادر ماهیگیری؛ FB شدت فعالیت صیادی؛ nBpi برابر است با تعداد کل قایق‌های

فاصله‌ای که قایق‌های ماهی‌گیری از بنادر دور می‌شوند، در حدود ۱۰۰ کیلومتر است. برای مثال، سلول‌هایی که دارای فاصله ۶۵ کیلومتر از یک بندر مشخص هستند دارای مقدار fd_{pi} برابر با ۰/۶۵ هستند و سلول‌های دارای فاصله بیشتر از ۱۰۰ کیلومتر از بندر، دارای مقدار fd_{pi} برابر با صفر بوده و فعالیت صیادی در آن‌ها انجام نمی‌شود. بنابراین، مقدار فاکتور fd_{pi} برابر با احتمال حضور قایق‌های صیادی در سلول‌های گوناگون است. n_{Bpi} برابر است با تعداد کل قایق‌های موجود در هر یک از بنادر.

موجود در هر یک از بنادر؛ fd_{pi} : فاکتور کاهش خطی فاصله (صفر تا یک) است که از رابطه ۹ محاسبه می‌شود:

$$fd_{pi} = \frac{(D_{max} - D_c)}{D_{max}} \quad (9)$$

که در این رابطه، D_{max} : حداکثر مسافتی که قایق‌ها از بندر صیادی دور می‌شوند و D_c : فاصله میان مرکز سلول شبکه تا بندر صیادی است. بر اساس اطلاعات موجود در اسناد معاونت صید و بنادر ماهی‌گیری سازمان شیلات ایران، نظرات کارشناسان و نیز گفتگو با صیادان، حداکثر



شکل ۲- موقعیت اسکله‌های صیادی و شبکه ترسیم‌شده جهت تعیین شدت فعالیت صیادی در آب‌های ساحلی مجاور رویشگاه نایبند

$$F_L = \sum_{i=1}^N fd_{pi} \times n_{Lpi} \quad (10)$$

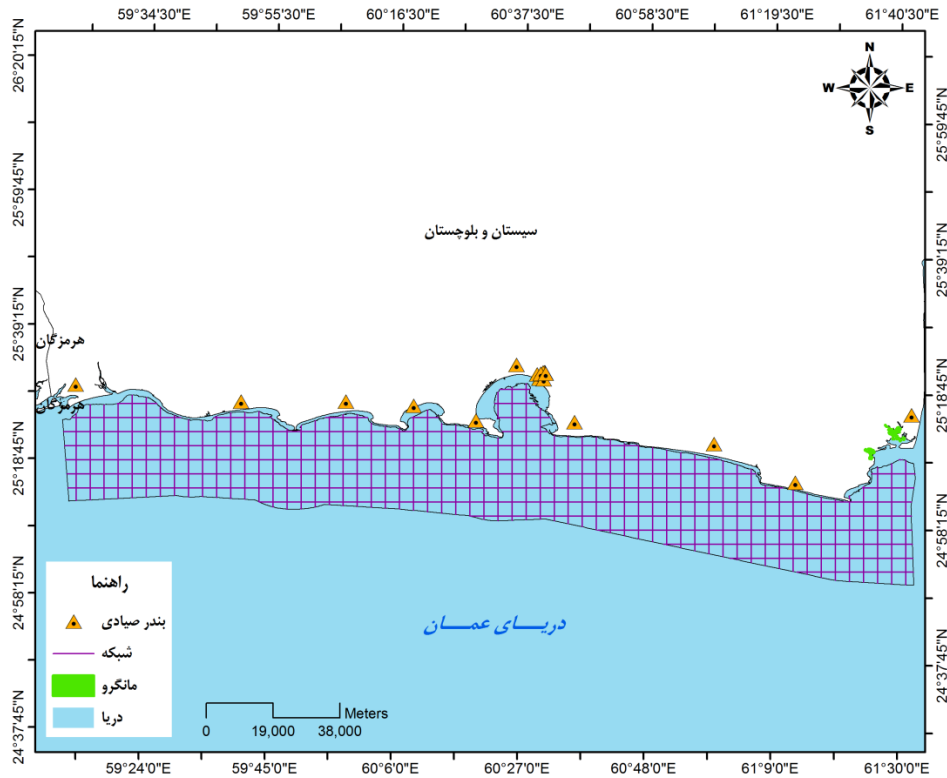
که در این رابطه، N ، تعداد بنادر ماهی‌گیری؛ fd_{pi} ، فاکتور کاهش خطی فاصله (صفر تا یک)؛ و n_{Lpi} ، تعداد کل لنج‌های موجود در هر یک از بنادر است. پس از تهیه نقشه‌های نمایه شدت فعالیت صیادی توسط قایق و لنج، نقشه پهنه‌بندی نمایه شدت فعالیت‌های صیادی (F_I) در

با استفاده از اطلاعات موجود و نظرهای کارشناسان معاونت صید و بنادر ماهی‌گیری سازمان شیلات ایران و نیز گفتگو با صیادان، حداکثر فاصله‌ای که لنج‌های ماهی‌گیری برای انجام صید از بندر دور می‌شوند، ۱۵۰ کیلومتر برآورد شده است. نمایه شدت فعالیت صیادی برای لنج‌ها (F_L) را می‌توان به صورت رابطه ۱۰ بیان کرد.

و در آخر، با در اختیار داشتن طیفی از تغییرات مقادیر نمایه شدت فعالیت صیادی و با اجرای دستور Natural break در ArcGIS، نقشه شدت فعالیت صیادی در چهار طبقه کم (کد ۱)، متوسط (کد ۲)، زیاد (کد ۳) و خیلی زیاد (کد ۴)، در سطح آب‌های کرانه‌ای در برگزیده رویشگاه‌ها طبقه‌بندی می‌شود و از آن در ارزیابی احتمال وقوع رویشگاه‌ها استفاده می‌شود.

محدوده مورد مطالعه، از مجموع نمایه‌های (FB) و (FL) بدست آمد.

$$FI = F_B + F_L \quad (11)$$



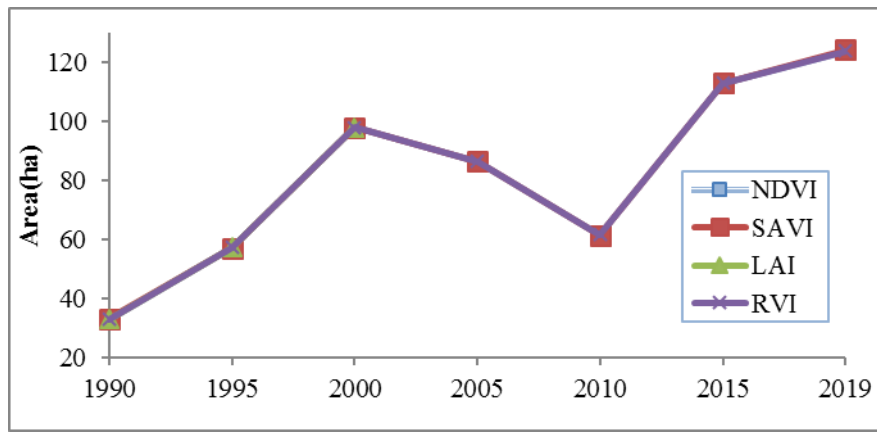
شکل ۳- موقعیت اسکله‌های صیادی و شبکه ترسیم‌شده جهت تعیین شدت فعالیت صیادی در آب‌های ساحلی مجاور رویشگاه گواتر

از سال ۱۹۹۰ تا سال ۲۰۰۰، شاهد افزایش در مساحت مانگروهای بیدخون بوده و در ادامه، شاهد کاهش چشمگیری در مساحت این جنگل‌ها طی ۱۰ سال بعد تا سال ۲۰۱۰ و بعد از آن تا سال ۲۰۱۹ روند افزایشی در عرصه رویشگاهی مانگروها مشاهده می‌شود. مقدار شاخص NDVI جنگل‌های مانگروی بیدخون در سال‌های ۱۹۹۵، ۲۰۰۰، ۲۰۰۵، ۲۰۱۰، ۲۰۱۵، و ۲۰۱۹ در شکل‌های ۵ و ۶ آمده است.

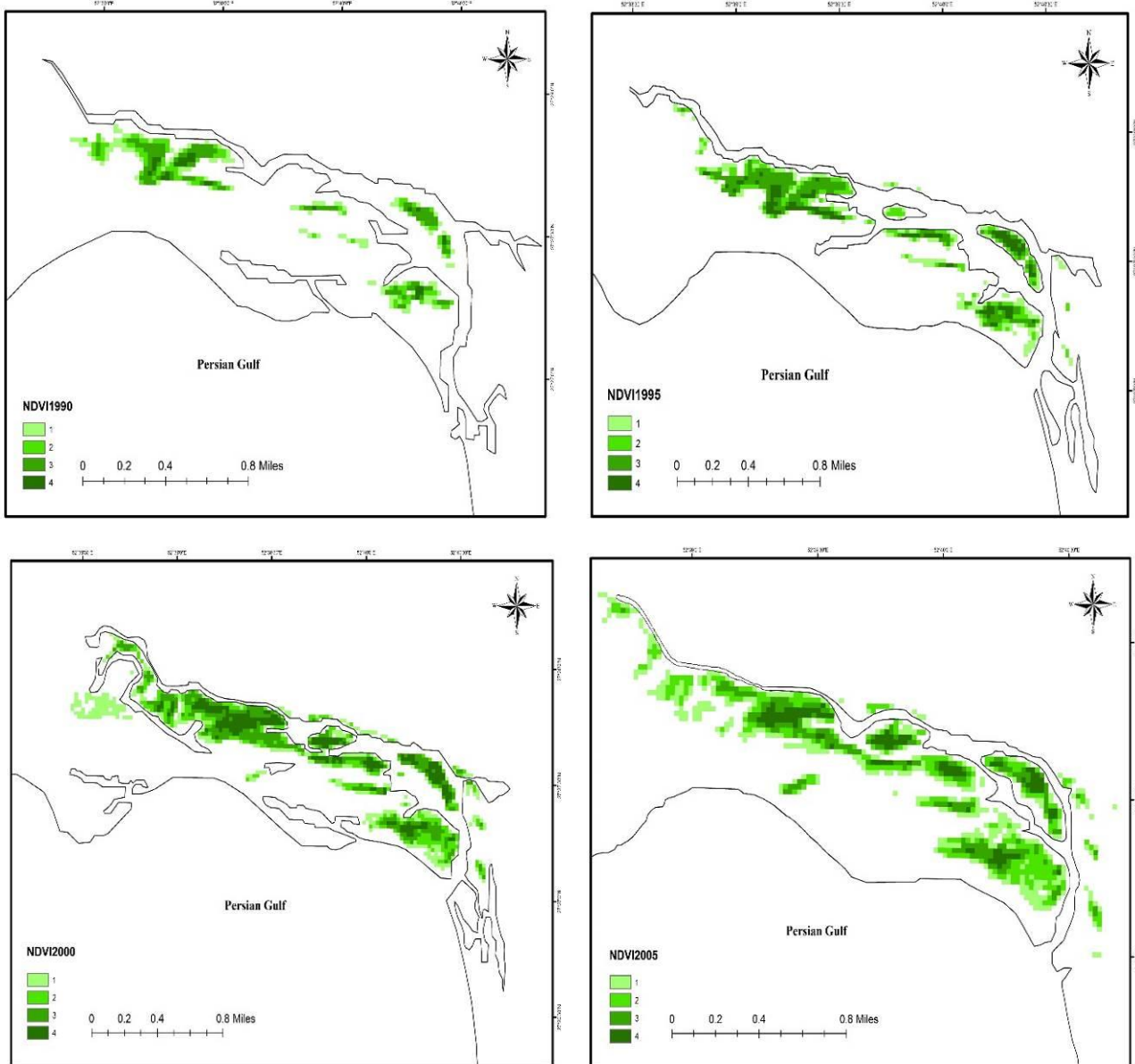
نتایج

تغییرات عرصه رویشگاه‌های مانگرو نایبند (بیدخون)

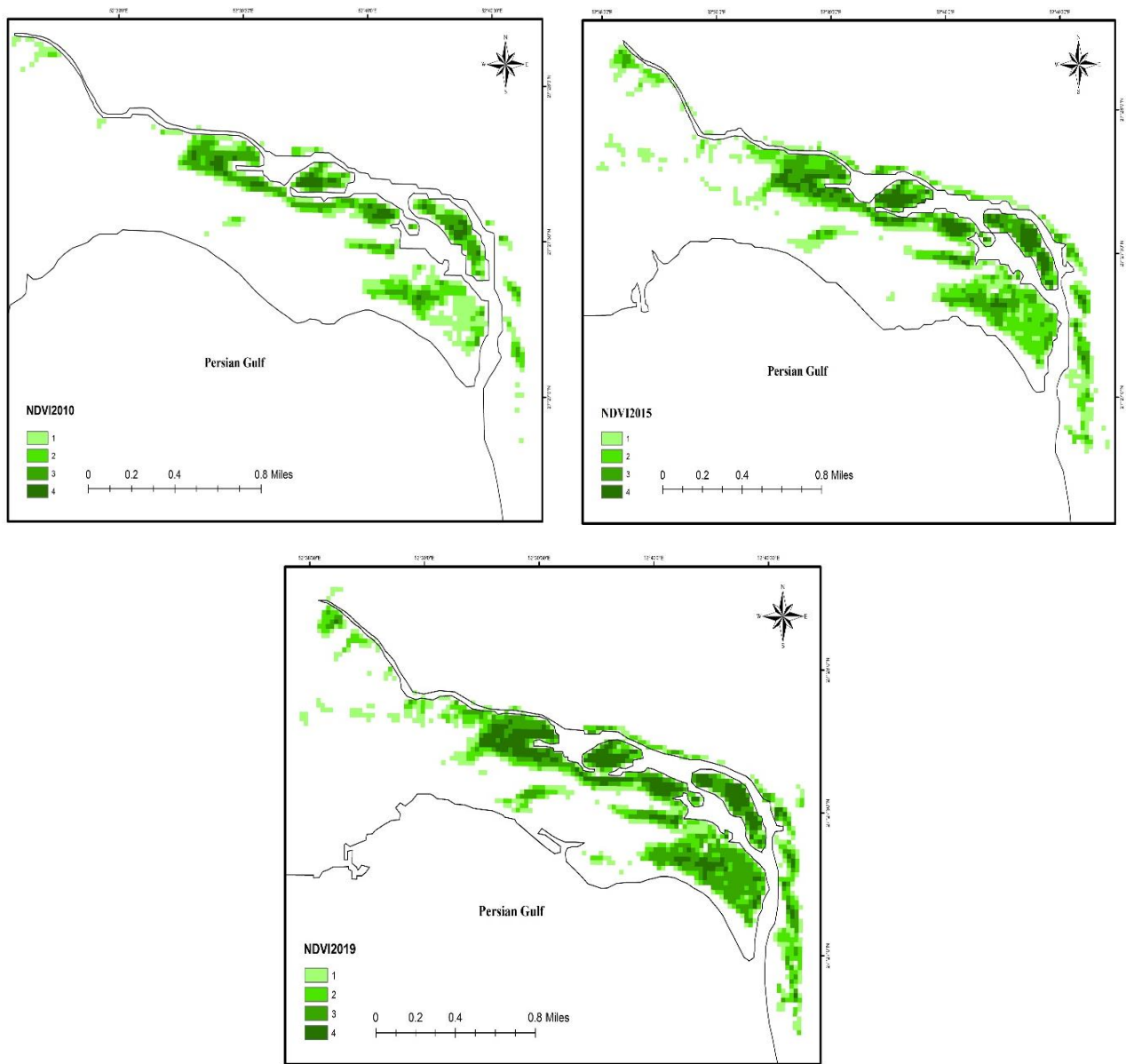
تغییرات عرصه رویشی مانگروهای منطقه بیدخون در سال‌های ۱۹۹۰ تا ۲۰۱۹ در شکل ۴ قابل مشاهده هستند. مساحت این جنگل‌ها نسبت به ۲۹ سال پیش افزایش قابل ملاحظه‌ای یافته و به‌طور متوسط از ۳۲/۹۶ هکتار به ۱۲۳/۹۳ هکتار در طی ۲۹ سال افزایش یافته است.



شکل ۴- تغییرات مساحت جنگل‌های مانگروی بیدخون در سال‌های ۱۹۹۰ تا ۲۰۱۹



شکل ۵- NDVI جنگل‌های مانگروی بیدخون در سال‌های ۱۹۹۰، ۱۹۹۵، ۲۰۰۰ و ۲۰۰۵



شکل ۶- NDVI جنگل‌های مانگروی بیدخون در سال‌های ۲۰۱۰، ۲۰۱۵ و ۲۰۱۹

شدیدی در تمامی طبقات NDVI رخ داده است که این کاهش در سال‌های ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۵ در تمامی طبقات جبران و افزایش وسعت طبقات به‌ویژه طبقه ضعیف و خوب را به‌دنبال داشته است. در ادامه و در سال‌های ۲۰۱۵ تا ۲۰۱۹ اراضی با پوشش گیاهی ضعیف و خوب محدود شده و اکثریت عرصه رویشی مانگروها به‌صورت کاملاً مشخص به مانگروهای با پوشش بسیار خوب تا عالی تبدیل شده است.

نتایج بررسی شکل‌های ۵ و ۶ نشان می‌دهد که تغییرات کمی و کیفی پوشش گیاهی مانگرو، در طی ۲۹ سال برای رویشگاه بیدخون گسترده بوده است؛ به‌طوری‌که بین سال‌های ۱۹۹۰ تا سال ۱۹۹۵ بر وسعت تمامی طبقات شاخص گیاهی NDVI افزایش یافته و در سال‌های ۱۹۹۵ تا ۲۰۰۰ نیز شاهد افزایش وسعت تمامی طبقات NDVI بوده که به مقدار قابل توجهی بر وسعت اراضی با NDVI شماره ۱ یعنی مانگروهای ضعیف اضافه شده است.

بین سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۰۵ افزایش در طبقات ضعیف و خوب و کاهش طبقات بسیار خوب و عالی اتفاق افتاده است. همچنین بین سال‌های ۲۰۰۵ و ۲۰۱۰ کاهش

جدول ۴- جدول مساحت (هکتار) و درصد طبقات مختلف NDVI بیدخون در سال‌های ۱۹۹۰ تا ۲۰۱۹

سال	فاکتور	طبقه ۴	طبقه ۳	طبقه ۲	طبقه ۱	مجموع
۱۹۹۰	مساحت	۲/۶۱	۱۰/۴۴	۸/۸۲	۱۱/۰۷	۳۲/۹۴
	درصد	۷/۹۲	۳۱/۶۹	۲۶/۷۸	۳۳/۶۱	۱۰۰
۱۹۹۵	مساحت	۹/۹	۱۸/۱۸	۱۲/۲۴	۱۶/۹۲	۵۷/۲۴
	درصد	۱۷/۳۰	۳۱/۷۶	۲۱/۳۸	۲۹/۵۶	۱۰۰
۲۰۰۰	مساحت	۱۹/۰۸	۲۷	۲۲/۵	۲۹/۳۴	۹۷/۹۲
	درصد	۱۹/۴۹	۲۷/۵۷	۲۲/۹۸	۲۹/۹۶	۱۰۰
۲۰۰۵	مساحت	۱۰/۶۲	۱۷/۳۷	۲۵/۸۳	۳۲/۶۷	۸۶/۴۹
	درصد	۱۲/۲۸	۲۰/۰۸	۲۹/۸۶	۳۷/۷۷	۱۰۰
۲۰۱۰	مساحت	۴/۴۱	۱۶/۴۷	۱۶/۰۲	۲۴/۷۵	۶۱/۶۵
	درصد	۷/۱۵	۲۶/۷۲	۲۵/۹۹	۴۰/۱۵	۱۰۰
۲۰۱۵	مساحت	۱۲/۷۸	۲۴/۸۴	۳۴/۲۰	۴۱/۱۳	۱۱۲/۹۵
	درصد	۱۱/۳۱	۲۱/۹۹	۳۰/۲۸	۳۶/۴۱	۱۰۰
۲۰۱۹	مساحت	۲۲/۴۱	۳۴/۸۳	۳۰/۹۶	۳۵/۶۴	۱۲۳/۸۴
	درصد	۱۸/۱۰	۲۸/۱۳	۲۵	۲۸/۷۸	۱۰۰

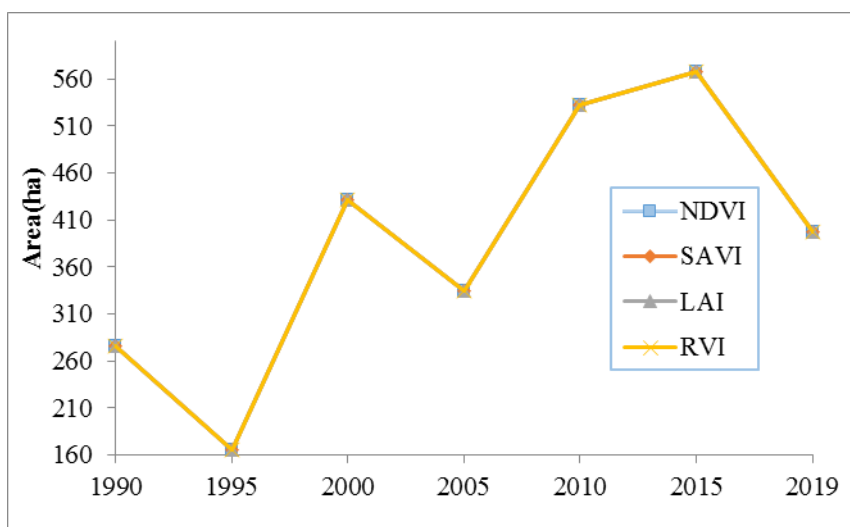
تغییرات عرصه رویشگاه‌های مانگرو خلیج گواتر

نتایج بررسی شکل ۷ نشان می‌دهد که تغییرات وسعت مانگروها، در طی ۲۹ سال برای رویشگاه‌های خلیج گواتر (خور گواتر و خور باهو) گسترده بوده است، به این صورت که از سال ۱۹۹۰ تا ۱۹۹۵ روند کاهشی و سپس تا سال ۲۰۰۰ روند افزایشی بوده است. در ادامه، طی سال ۲۰۰۰ تا ۲۰۰۵ شاهد کاهش و تا سال ۲۰۱۵ افزایش و سپس تا سال ۲۰۱۹ کاهش در وسعت این جنگل‌ها مشاهده می‌شود. مساحت این جنگل‌ها از سال ۱۹۹۰ تا ۲۰۱۹، طی این بازه ۲۹ ساله، به‌طور متوسط از ۲۷۵/۷۶ هکتار تا ۳۹۶/۷۲ هکتار تغییر کرده است که تغییرات این بازه زمانی بسیار گسترده و قابل توجه بوده است. NDVI جنگل‌های مانگروی خلیج گواتر در سال‌های ۱۹۹۰، ۱۹۹۵، ۲۰۰۰، ۲۰۰۵، ۲۰۱۰، ۲۰۱۵، ۲۰۱۹ در شکل ۸ قابل مشاهده است.

بررسی شکل ۸ نشان می‌دهد که در منطقه گواتر در سال‌های ۱۹۹۰ تا ۱۹۹۵ از وسعت طبقات ضعیف، خوب و بسیار خوب کاسته شده و بر وسعت طبقه عالی اضافه شده است که کاهش سه طبقه مذکور باعث کاهش بسیار بالای

مساحت کلی منطقه شده است. همچنین در سال‌های ۱۹۹۵ تا ۲۰۰۰ نیز افزایش چشمگیر وسعت در تمامی طبقات NDVI رخ داده است که این افزایش طبقات وسعت کلی منطقه را در سال ۲۰۰۰ به‌صورت قابل توجهی بالا برده است.

در سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۰۵ کاهش زیادی در طبقات ضعیف، خوب و بسیار خوب و افزایش در طبقه عالی رخ داده است که طبقه گیاهی ضعیف افت مساحت بیشتری را در بین تغییرات این بازه زمانی داشته است و این کاهش‌ها باعث کاهش وسعت کلی منطقه شده است. در ادامه، در سال‌های ۲۰۰۵ تا ۲۰۱۰ افزایش زیادی در همه‌ی طبقات ایجاد شده است که این افزایش‌ها وسعت کلی منطقه را بسیار بالا برده است. همچنین در سال‌های ۲۰۱۰ تا ۲۰۱۵ بر وسعت طبقات ضعیف و خوب افزوده شده و از وسعت طبقات بسیار خوب و عالی کاسته شده است که این افزایش در طبقات قابل توجه‌تر بوده است و وسعت کلی منطقه را نسبت به سال ۲۰۱۰ افزایش داده است. سرانجام، در سال‌های ۲۰۱۵ تا ۲۰۱۹ کاهش در همه‌ی طبقات گیاهی NDVI رخ داده است.



شکل ۷- تغییرات مساحت جنگل‌های مانگرویی خلیج گواتر طی سال‌های ۱۹۹۰ تا ۲۰۱۹

به ۱۲۳/۹۳ هکتار در سال ۲۰۱۹ بوده است و در خلیج گواتر از ۲۷۵/۷۶ هکتار در سال ۱۹۹۰ به ۳۹۶/۷۲ هکتار در سال ۲۰۱۹ رسیده است. این افزایش در نقاط دیگر جهان نیز ثبت شده است، که به‌طور مثال می‌توان جنگل‌های مانگرو چین [۲۹] جنگل‌های مانگرو واقع در امتداد سواحل دریای سرخ در مصر [۱] مانگروهای واقع در موزامبیک [۱۱] و جنگل‌های مانگرو در تالاب‌های رودخانه‌ی ماری در جنوب استرالیا اشاره کرد [۲۶].

مطالعات مذکور، مهم‌ترین دلایل افزایش وسعت جنگل‌های مانگرو را تغییر در رسوبگذاری، افزایش دما، بالا رفتن سطح آب دریاها و غیره برشمردند. برآوردهای بدست آمده از دیگر تحقیقات، نشانگر کاهش شدید مساحت جنگل‌های نایبند، از سال ۱۹۹۷ تا ۲۰۰۴ بوده است. طبق این بررسی‌ها مساحت این جنگل‌ها از ۳۷۷ هکتار در سال ۱۹۹۷ به ۳۱۹ هکتار در سال ۲۰۰۲ و به ۱۲۸ هکتار در سال ۲۰۰۴ کاهش یافته است که کاهش در بازه‌ی دوم، مطابق با روند کاهشی مانگروهای نایبند در تحقیق حاضر می‌باشد. در ادامه طبق بررسی‌های انجام گرفته در سال ۲۰۰۸ به ۱۵۸ هکتار و در تحقیق سال ۲۰۱۰ به ۱۷۱ هکتار افزایش یافته است که با نتایج تحقیق حاضر در نایبند همخوانی ندارند که می‌تواند به‌دلیل فاصله زمانی کوتاه (۲ ساله) جهت بررسی تغییرات عنوان کرد در حالی که دوره زمانی مورد بررسی در این تحقیق ۵ ساله بوده است [۳۸، ۳۹].

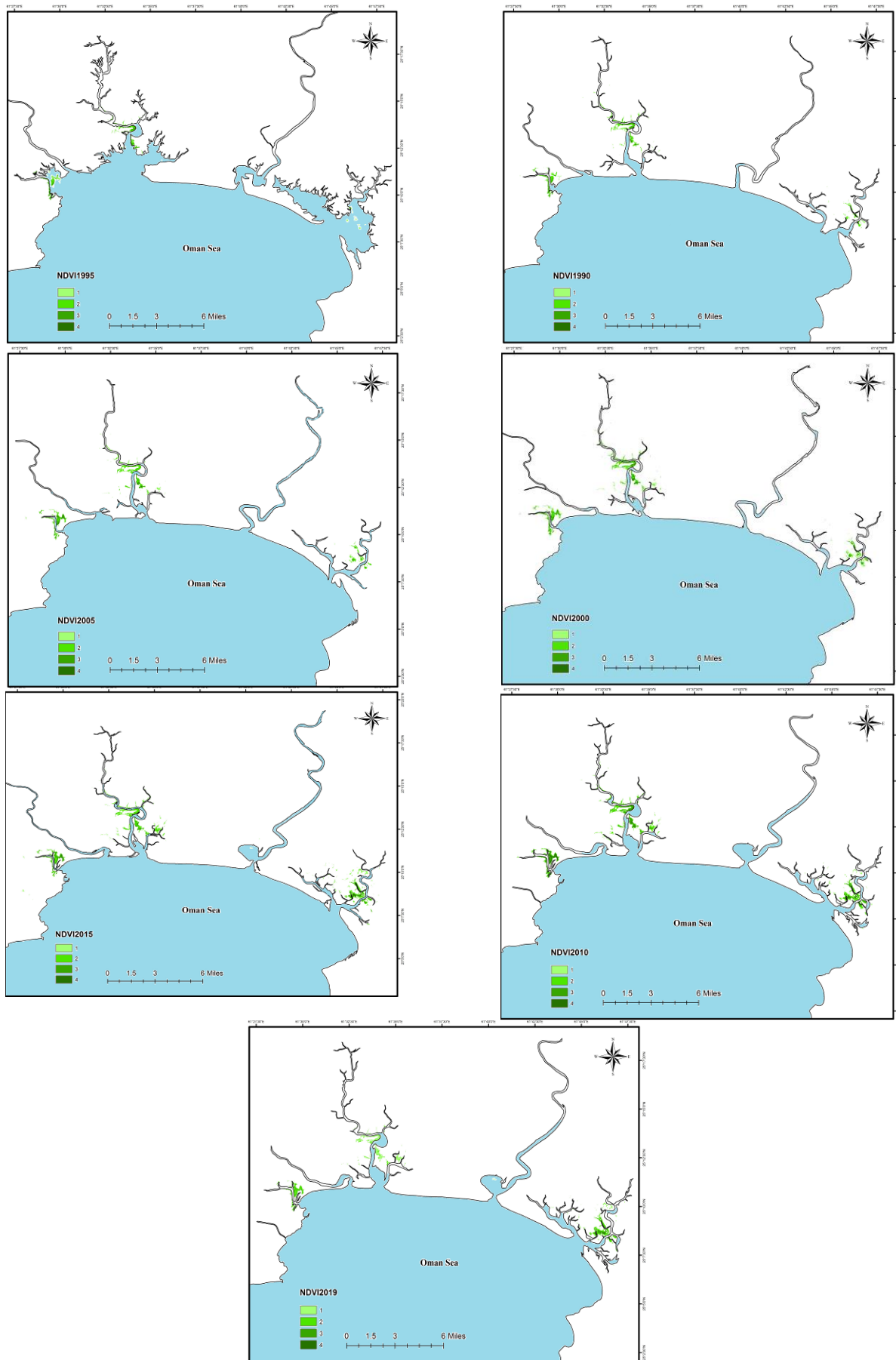
فعالیت‌های صیادی در سطح رویشگاه‌های جنگل‌های مانگرو

شکل‌های ۹ و ۱۰ نشان‌دهنده شدت فعالیت صیادی در محدوده رویشگاه‌های مانگرو مورد مطالعه هستند. محاسبه نمایه شدت فعالیت صیادی در سطح آب‌های ساحلی مورد مطالعه نشان داد که مقدار میانگین این نمایه در آب‌های ساحلی مجاور رویشگاه نایبند برابر با ۴۹/۸ (با مقدار حداقل و حداکثر نمایه برابر با ۹۷/۵ و ۸/۳۱) و در آب‌های ساحلی مجاور رویشگاه گواتر برابر با ۱۶۱/۶ (با مقدار حداقل و حداکثر نمایه برابر با ۴۲۸/۸ و ۳۴/۵) بود.

همانطور که نتایج نشان می‌دهد، آب‌های ساحلی استان بوشهر در مجاور رویشگاه نایبند به‌دلیل وجود تعداد کمتر شناورهای موجود در بنادر و گستره فعالیت آن‌ها، دارای مقادیر نمایه شدت فعالیت صیادی کمتری در بخش عمده‌ای از آب‌های این ناحیه در مقایسه با آب‌های ساحلی استان سیستان و بلوچستان در مجاور رویشگاه گواتر است (به سبب بیشتر بودن تعداد شناورها و گستره شدت فعالیت آن‌ها در سطح آب‌های ساحلی استان سیستان و بلوچستان) است.

بحث و نتیجه‌گیری

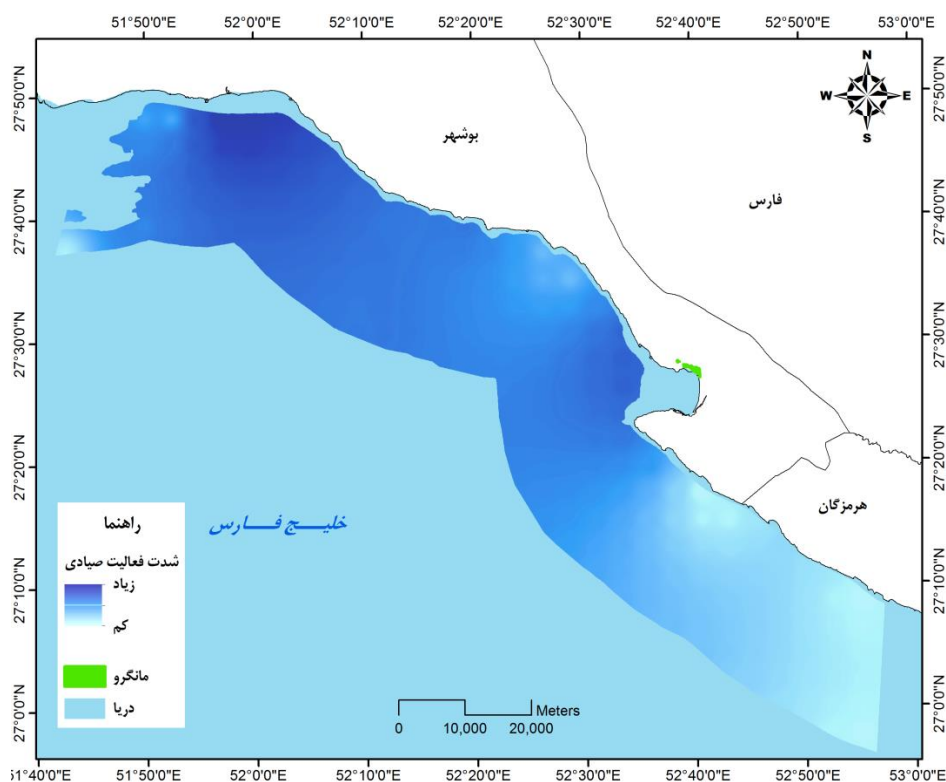
در تحقیق حاضر در بازه زمانی سال‌های ۱۹۹۰ تا ۲۰۱۹ افزایش وسعت در مانگروهای مناطق مورد مطالعه (رویشگاه بیدخون و رویشگاه‌های خلیج گواتر) مشاهده شد که این افزایش در بیدخون از ۳۲/۹۶ هکتار در سال ۱۹۹۰



شکل ۸- NDVI جنگل‌های مانگروی خلیج گواتر در سال‌های ۱۹۹۵، ۱۹۹۰، ۲۰۰۰ و ۲۰۰۵ و ۲۰۱۰، ۲۰۱۹، ۲۰۱۵

جدول ۵- جدول مساحت (هکتار) و درصد طبقات مختلف NDVI گواتر در سال‌های ۱۹۹۰ تا ۲۰۱۹

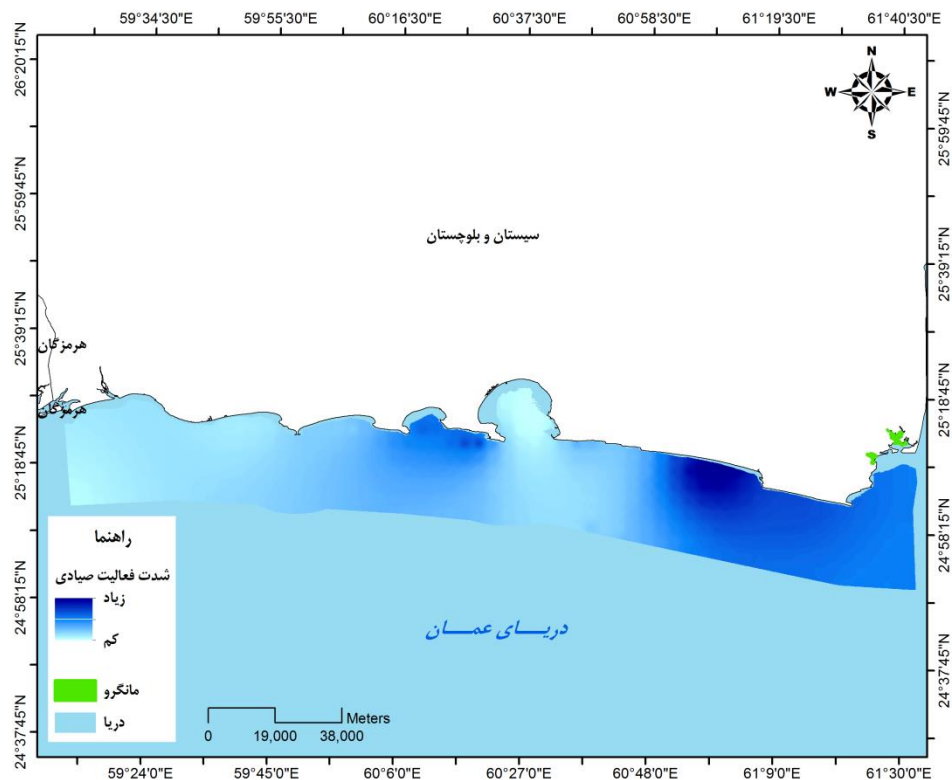
سال	فاکتور	طبقه ۴	طبقه ۳	طبقه ۲	طبقه ۱	مجموع
۱۹۹۰	مساحت	۷/۲	۴۱/۴	۹۷/۸۳	۱۲۹/۳۳	۲۷۵/۷۶
	درصد	۲/۶۱	۱۵/۰۱	۳۵/۴۸	۴۶/۹۰	۱۰۰
۱۹۹۵	مساحت	۸/۴۶	۳۳/۳	۵۷/۵۱	۶۵/۷	۱۶۴/۹۷
	درصد	۵/۱۳	۲۰/۱۹	۳۴/۸۶	۳۹/۸۳	۱۰۰
۲۰۰۰	مساحت	۱۰/۲۶	۹۰/۱۸	۱۵۲/۴۶	۱۷۷/۹۳	۴۳۰/۸۳
	درصد	۲/۳۸	۲۰/۹۳	۳۵/۳۹	۴۱/۳۰	۱۰۰
۲۰۰۵	مساحت	۱۲/۳۳	۶۵/۲۵	۱۲۷/۷۱	۱۲۸/۵۲	۳۳۳/۸۱
	درصد	۳/۶۹	۱۹/۵۵	۳۸/۲۶	۳۸/۵۰	۱۰۰
۲۰۱۰	مساحت	۴۲/۰۳	۱۴۱/۳	۱۶۲/۰۹	۱۸۶/۸۴	۵۳۲/۲۶
	درصد	۷/۹۰	۲۶/۵۵	۳۰/۴۵	۳۵/۱۰	۱۰۰
۲۰۱۵	مساحت	۲۶/۷۳	۱۱۵/۹۲	۱۸۷/۶۵	۲۳۷/۷۸	۵۶۸/۰۸
	درصد	۴/۷۱	۲۰/۴۱	۳۳/۰۳	۴۱/۸۶	۱۰۰
۲۰۱۹	مساحت	۳/۶۹	۴۵/۹۹	۱۲۳/۴۸	۲۲۳/۵۶	۳۹۶/۷۲
	درصد	۰/۹۳	۱۱/۵۹	۱۳/۱۳	۵۶/۳۵	۱۰۰



شکل ۹- تغییرات شدت فعالیت صیادی در محدوده آب‌های ساحلی مجاور رویشگاه نایبند

تعدادی از محققان تغییرات وسعت و تراکم رویشگاه مانگرو در خور گواتر در دوره زمانی ۴۹ ساله (۱۳۳۶ تا ۱۳۸۵) مورد پایش قرار دادند. در این تحقیق تغییرات

وسعت جنگل یکنواخت نبوده، اما برآیند تغییرات مثبت بوده است که با افزایش وسعت در تحقیق حاضر تطابق دارد [۹].



شکل ۱۰- تغییرات شدت فعالیت صیادی در محدوده آب‌های ساحلی مجاور رویشگاه گواتر فعالیت صیادی

را نیز به این جنگل‌ها وارد می‌سازند. علاوه بر این، برداشت از سرشاخه‌ها به‌منظور تعلیف دام خصوصاً شتر در فصول خشک سال نیز از عوامل دیگر تهدید محسوب می‌شود [۱۰].

در بررسی که در منطقه گواتر انجام شد نشان می‌دهد که در سال ۱۹۶۶ تا ۱۹۹۸ مساحت جنگل‌های مانگروی گواتر از ۷۱/۹۵ به ۱۷۴/۹۱ تغییر کرده است و از سال ۱۹۹۸ تا ۲۰۰۱ وسعت این جنگل‌ها به ۱۶۴/۳۲ رسیده است. در برخی پژوهش‌ها، در سال‌های ۲۰۰۱ تا ۲۰۰۶ طی بررسی با دو ماهواره‌ی IRS و کوئیک‌برد شاهد کاهش در منطقه گواتر بوده‌اند [۱۰].

بنابراین، طبق نتایج به‌دست آمده در تحقیق حاضر، همخوانی در بازه زمانی اولیه وجود نداشته اما در دو بررسی دیگر با تحقیق حاضر همخوانی در جهت کاهش مساحت مانگروها وجود داشته است. طبق تحقیقات صورت گرفته، تغییرات در وسعت جنگل‌های مانگرو در پاسخ به تغییر شرایط محیطی صورت گرفته است که این تغییرات شدید در بازه‌های زمانی کوتاه مدت نشان‌دهنده واکنش سریع آنها به تغییرات محیطی است که این موضوع در نتایج تحقیقات برخی محققان و در تحقیق

تحقیقات انجام شده در ایران افزایش وسعت را در دوره‌های گذشته نشان داده‌اند [۲۳،۴۴،۴۵] به‌طوری که نرخ رشد جنگل‌های مانگرو منطقه کولقان، تیاب و کلاهی را ۲۱/۶۵ هکتار گزارش شد [۴۵]. محققی متوسط نرخ افزایش سالانه جنگل‌های مانگرو منطقه قشم را ۱۴/۷۱ هکتار و محقق دیگر میانگین رشد سالیانه این جنگل‌ها را در سیریک ۱/۴۳ هکتار و در جاسک ۰/۳۹ هکتار تعیین کرد [۲۳،۴۴]. در هر صورت، افزایش در وسعت جنگل‌های مانگروی ایران بیش از آن که دلیل بر اعمال اقدامات حفاظتی بهتر باشد، ناشی از تغییرات منطقه‌ای و جهانی ایجاد شده در محل‌های رشد جنگل‌هاست [۲۷]. احتمالاً وجود پهنه‌های گلی بین جذرومدی گسترده، در اطراف این جنگل‌ها و برطرف شدن عوامل محدودکننده رشد که دلیل مستقیم انسانی ندارد، امکان گسترش این جنگل‌ها را فراهم آورده‌اند [۹].

در بعضی از بازه‌های زمانی مورد مطالعه، کاهش وسعت جنگل‌های مانگرو مشاهده می‌شود که ناشی از مهم‌ترین عوامل تهدیدکننده این جنگل‌ها یعنی ایستگاه‌های پرورش میگوی احداث شده در مجاورت جنگل‌های مانگرو است که علاوه بر تغییر در شرایط هیدرولوژیک منطقه، پساب خود

پیش‌نیازهای لازم جهت ارزیابی آسیب‌پذیری این اکوسیستم‌هاست. به‌طور کلی، پیامدهای تجمعی ناشی از فعالیت‌های صیادی در گستره‌های آبی در برگیرنده و مجاور مانگروها شامل کاهش تراکم، ارتفاع و پیوستگی تاج پوشش است [۲۴،۳۰].

تمامی رویشگاه‌هایی که دچار تخریب شدید می‌شوند اغلب به‌صورت تعداد اندکی از گونه در فواصل زیاد و یا درختان کوتاه‌قد و با ظاهر درختچه‌ای دیده می‌شود. چنین دگرگونی‌هایی در ساختار و ترکیب جنگل می‌تواند سبب تغییر قابل توجه در شرایط زیستگاهی برای استقرار نهال‌ها در اکوسیستم‌های مانگرو شود [۱۴،۱۵].

علاوه بر تأثیر مستقیم صید و بهره‌برداری بر ساختار مانگروها، تغییرات رخ داده در وضعیت رسوب‌گذاری در بستر مانگروها نیز از پیامدهای ناشی از عبور و مرور شناورهای صیادی است که به دلیل ایجاد تغییر و تحولات زمانی و مکانی در وضعیت رسوب‌گذاری به‌عنوان یکی از عوامل مؤثر بر توان رویشی و ساختار و مانگروها شناخته می‌شوند [۳]؛ چنانچه تغییر در میزان رسوب‌گذاری می‌تواند سبب توسعه و یا افت گستره رویشگاه‌های مانگروها شود [۱۳].

نتایج این مطالعه نشان داد که براساس وضعیت فعلی رویشگاه‌های مانگرو مورد مطالعه، پراکنش جغرافیایی بنادر و تعداد شناورهای صیادی موجود در آنها، مانگروهای رویشگاه گواتر نسبت به رویشگاه نایبند در معرض شدت فعالیت صیادی زیادتری قرار دارند. هرچند که نتایج مطالعات موجود نشان‌دهنده وسعت بسیار زیادتر رویشگاه گواتر در مقایسه با رویشگاه نایبند است. این امر، توان بالاتر مانگروهای رویشگاه گواتر را در مقابله با انواع تنش‌ها و آشفته‌گی‌های محیطی نشان می‌دهد، اما آنچه که در این میان از اهمیت برخوردار است، هم‌افزایی میان اثرات ناشی از فعالیت‌های صیادی با وقوع سایر مخاطرات محیطی در محل رویشگاه‌های مانگرو است که می‌تواند شدت خسارات وارد آمده بر آنها را دوچندان سازد.

بر اساس مطالعات موجود، وضعیت پیشروی به سمت خشکی و میزان رسوب‌گذاری در بستر مانگروها نسبت به نرخ بالا آمدن سطح آب دریا تعیین‌کننده میزان

حاضر نیز تأیید شده است [۱۷،۴۹]. طبق یافته‌های پژوهش‌های مرتبط، مهم‌ترین کاربری اطراف خلیج گواتر سایت پرورش میگوی گواتر است که احتمالاً با تغییر در چرخه هیدرولوژیک منطقه، موجب عدم توسعه یا رشد منفی جنگل‌های مانگرو به ویژه در توده‌های جنگلی واقع در غرب خور گواتر بعد از سال ۱۹۹۸ شده است [۹]؛ اما در کل دوره مورد بررسی از ۱۰/۱/۱۹ به ۱۴۹/۱۸ افزایش وسعت داشته‌اند که این افزایش وسعت کلی، در مطالعه حاضر نیز مشاهده می‌شود.

نتایج پژوهش دیگری نیز نشان می‌دهد که آهنگ تغییرات مساحت جنگل‌های مانگروی گواتر در هر دوره نسبت به دوره قبل متفاوت بوده است به‌طوری‌که پس از یک کاهش از سال ۱۹۵۷ تا ۱۹۶۶، یک افزایش شدید بین سال‌های ۱۹۶۶ تا ۱۹۹۸ صورت گرفته است و پس از آن، تا سال ۲۰۰۱، کاهش و در دوره آخر، دوباره روند صعودی به خود گرفته است که نتایج تحقیق حاضر تنها مطابق با افزایش در دوره آخر است. به احتمال زیاد، افزایش سطح آب دریا موجب گردیده تا نواحی مرتفع واقع بین جنگل‌های مانگرو تا دریا که در شرایط عادی به‌علت شوری بسیار بالا برای استقرار مانگروها نامناسب بوده، مساعد شده و در چنین مناطقی افزایش در وسعت جنگل‌ها به سمت دریا رخ خواهد داد [۱۶].

رویشگاه خلیج گواتر دارای بزرگ‌ترین مقدار وقوع خشکسالی (۱۰۹/۸) و رویشگاه نایبند دارای کمترین مقدار وقوع خشکسالی (۸۱/۷) در بین رویشگاه‌های مانگرو ایران می‌باشند [۳۳]. که می‌تواند دلیل عمده تغییرات شدید عرصه رویشگاهی مانگروهای گواتر نسبت به مانگروهای نایبند باشد.

به‌طور کلی، یکی از مراحل اجرای فرآیند ارزیابی آسیب‌پذیری اکوسیستم‌های مانگرو، پهنه بندی شدت وقوع انواع تنش‌ها و آشفته‌گی‌های محیطی است که نتایج حاصل از آن، از طریق اولویت‌بندی اقدامات مدیریتی و فراهم آوردن زیرساخت‌های مطلوب، راه‌کارهای لازم برای کاهش آسیب‌پذیری و افزایش تاب‌آوری مانگروها را فراهم می‌آورد [۳۱،۷]. لذا در این مطالعه نیز اقدام به پهنه بندی شدت فعالیت‌های صیادی در سطح رویشگاه‌های مانگرو نایبند و گواتر شد که نتایج حاصل از آن، یکی از

طبق مطالعات صورت گرفته، سالانه مقادیر زیادی از مشتقات نفتی در اثر تردد انواع شناورهای تجاری و صیادی به درون مانگروها نفوذ می‌کند که سبب وارد آمدن اثرات مخرب گسترده‌ای مانند کاهش رشد و پوسیدگی و خشک‌شدن نهال‌ها، کاهش جوانه‌زنی، کاهش تراکم درخت و ریشه‌های تنفسی، تغییر شکل و خشک‌شدن برگ‌ها، و افزایش نرخ جهش ژنتیکی مانگروها می‌شود [۵۳].

متأسفانه منطقه خلیج فارس به دلیل حجم بالای ورود آلاینده‌های نفتی به یکی از آلوده‌ترین مناطق دریایی جهان تبدیل شده است. همچنین، بررسی اسناد و مطالعات انجام شده نشان می‌دهد که بخش عمده رفت‌وآمد شناورها و فعالیت‌های صیادی، تخلیه مواد نفتی و ورود فاضلاب‌های صنعتی و خانگی در محدوده مانگروهای واقع در سواحل خلیج فارس متمرکز است (به ویژه در محل رویشگاه نایبند) که بدون شک بر روند تشدید میزان آسیب‌پذیری این رویشگاه‌ها نسبت به وقوع سایر مخاطرات محیطی و به ویژه بالا آمدن سطح آب دریا اثرگذار است.

نتیجه گیری

از جمله مهم‌ترین دلایل کاهش رویشگاه مانگرو در بیدخون، برداشت از سرشاخه‌ها توسط جامعه محلی، ورود آلودگی‌های صنایع نفت و گاز، گردشگری و ورود زباله‌های تجزیه‌ناپذیر می‌باشد؛ چون منطقه بیدخون به مناطق مسکونی بسیار نزدیک است. علل افزایش وسعت در این مانگروها ناشی از افزایش سطح آب دریا و افزایش دما است.

در مانگروهای خلیج گواتر نیز آبی‌پروری به‌عنوان عامل اصلی در تغییر هیدرولوژیک منطقه و کاهش رشد و توسعه مانگروها است. طبق تحلیل‌های کلی در مانگروهای خلیج گواتر از دلایل کاهش وسعت می‌توان به عوامل انسانی از قبیل آبی‌پروری، تعلیف دام و هجوم ماسه‌های روان؛ و از جمله عوامل طبیعی به کاهش بارندگی و افزایش شدت خشکسالی بخصوص در مانگروهایی که از رودخانه‌ها تغذیه می‌کنند (مانگروهای خور باهو) اشاره کرد. افزایش سطح آب دریا نیز به‌عنوان مهم‌ترین عامل در استقرار مانگروها و افزایش عرصه رویشگاهی آنهاست.

آسیب‌پذیری این رویشگاه‌ها نسبت به این پدیده اقلیمی است [۵۱، ۱۴].

مطالعات انجام شده نشان داده که با وقوع خشکسالی‌های بلند مدت پس از سال ۱۹۹۸، رویشگاه‌های مانگروی ایران دچار کاهش وسعت شده‌اند و عمده کاهش وسعت در این رویشگاه‌ها در حاشیه‌های رو به خشکی آنها رخ داده است. این امر، میزان آسیب‌پذیری مانگروهای ایران را نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا تشدید می‌نماید [۳۴]. همچنین رویشگاه‌های خمیر و قشم در معرض بیشترین شدت فعالیت صیادی و رویشگاه سیریک نیز دارای کمترین شدت فعالیت صیادی در میان رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان بود [۳۳].

شدت بالای فعالیت‌های صیادی در محل رویشگاه گواتر نیز با برهم‌زدن فرآیند رسوب‌گذاری در بستر مانگروهای این رویشگاه می‌تواند میزان آسیب‌پذیری آن را نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا تشدید نماید. به طوری که در مطالعات پیشین مشخص شده بود، این رویشگاه فرسایش بیشتری را در مرز دریایی خود (۰/۳۵ متر) نسبت به سایر رویشگاه‌های در استان بوشهر و هرمزگان داشته است که آسیب‌پذیری بیشتر آنها را به افزایش سطح آب دریا نشان می‌دهد. همچنین بالاترین خطر وقوع وزش بادهای با سرعت بزرگ‌تر و مساوی ۱۰/۸ متر بر ثانیه (بادهای مخرب) در این رویشگاه گزارش شده است [۳۳].

مانگروهای خلیج گواتر با داشتن بیشترین ریسک‌های محیطی مانند خشکسالی و کاهش حجم آب شیرین ورودی به مانگروها، پسروری و فرسایش مرز دریایی و وزش بادهای مخرب همچنین شدت خطر بالای فعالیت صیادی و مجاورت سایت‌های پرورش میگو به عنوان عوامل انسانی مؤثر در عرصه رویشگاهی مانگرو، دارای بیشترین ارزش حفاظتی است. این موضوع اهمیت انجام مطالعات بیشتر در زمینه تغییرات میزان رسوب‌گذاری در بستر مانگروهای سواحل خلیج فارس و دریایی عمان را در اثر فعالیت‌های صیادی نشان می‌دهد؛ علاوه بر تأثیرات نامطلوب بر میزان رسوب‌گذاری در بستر مانگروها، تردد انواع شناورها در محدوده این رویشگاه‌ها سبب وارد آمدن انواع آلاینده‌های نفتی به درون آنها می‌شود.

آشفته‌گی‌های محیطی هستند. همچنین پیشنهاد می‌شود چارچوبی برای حفاظت از حرا در جوامع ساحلی با تأکید بر استفاده از ظرفیت مردم محلی و تأمین نیروی انسانی در احیاء و حفاظت از حرا، طراحی و اجرا شود.

تشکر و قدردانی

از صندوق حمایت از پژوهشگران ایران (INSF) به خاطر بخشی از حمایت مالی این تحقیق -شماره پروژه ۹۹۰۲۵۳۸۲- قدردانی می‌شود.

References

- [1]. Ahmed, E. A., & 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), 283-288.
- [2]. Alongi, D. (2009). *The energetics of mangrove forests*. Springer Science & Business Media.
- [3]. Alongi, D., Pfitzner, J., Trott, L.A., Tirendi, F., Dixon, P., Klumpp, D.W. (2005). Rapid sediment accumulation and microbial mineralization in forests of the mangrove *Kandelia candel* in the Jiulongjiang Estuary, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 63(4), 605-618. doi: 10.1016/j.ecss.2005.01.004.
- [4]. Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological monographs*, 81(2), 169-193. doi: 10.1890/10-1510.1
- [5]. Binh, T. N. K. D., Vromant, N., Hung, N. T., Hens, L., & Boon, E. K. (2005). Land cover changes between 1968 and 2003 in Cai Nuoc, Ca Mau peninsula, Vietnam. *Environment, Development and Sustainability*, 7(4), 519-536. doi: 10.1007/s10668-004-6001-z
- [6]. Boegh, E., Soegaard, H., Broge, N., Hasager, C. B., Jensen, N. O., Schelde, K., & Thomsen, A. (2002). Airborne multispectral data for quantifying leaf area index, nitrogen concentration, and photosynthetic efficiency in agriculture. *Remote sensing of Environment*, 81(2-3), 179-193. doi: 10.1016/S0034-4257(01)00342-X
- [7]. Cahoon, D. R., & Hensel, P. F. (2006). High-resolution global assessment of mangrove responses to sea-level rise: a review. In E. Gilman (Ed.), *Catchments to Coast. The Society of Wetland Scientists 27th International Conference* (pp. 9–17). Western Pacific Regional Fishery Management Council.
- [8]. Chung, C. T., Hope, P., Hutley, L. B., Brown, J., & Duke, N. C. (2023). Future climate change will increase risk to mangrove health in Northern Australia. *Communications Earth & Environment*, 4(1), 1-8. doi: 10.1038/s43247-023-00852-z
- [9]. Danehkar, A. (2002). Mangroves forests zonation in Gaz and Harra international wetlands, *The Environment Scientific Quarterly Journal*, 34, 43-49. [in Farsi]
- [10]. Danekar, A., Erfani, M., Nouri, G., Aqiqi, H., Marvi Mohajer, M., & Ardakani, T. (2012). Detection of mangrove vegetation area changes at Govater Creek in Sistan & Baluchestan province. *Iranian Journal of Forest*, 4(3), 197-207. [in Farsi]
- [11]. De Boer, W. (2002). The rise and fall of the mangrove forests in Maputo Bay, Mozambique. *Wetlands Ecology and Management*, 10(4), 313-322. doi: 10.1023/A:1020389420591
- [12]. Duarte, C. M., Losada, I. J., Hendriks, I. E., Mazarrasa, I., & Marbà, N. (2013). The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change*, 3(11), 961-968. doi: 10.1038/nclimate1970
- [13]. Ellison, J. C. (2009). Wetlands of the Pacific Island region. *Wetlands Ecology and*

- Management*, 17(3), 169-206. doi: 10.1007/s11273-008-9097-3
- [14]. Ellison, J. (2001). Possible impacts of predicted sea-level rise on South Pacific mangroves. In: Noye, B. & Grzechnik, M. (Eds.), *Sea-level changes and their effects*. World Scientific Publishing Company.
- [15]. Ellison, J. C. (2015). Vulnerability assessment of mangroves to climate change and sea-level rise impacts. *Wetlands Ecology and Management*, 23(2), 115-137. doi: 10.1007/s11273-014-9397-8
- [16]. Erfani, M. (2007). *Investigating the structure and comparing the changes in the extent of mangrove habitat in the Goatar and Hor Bahu international wetlands in Sistan and Baluchistan province in order to select a protection zone*. [Master dissertation, University of Tehran]. Central library of Tehran University. [in Farsi]
- [17]. Eslami-Andargoli, L., Dale, P., Sipe, N., & Chaseling, J. (2009). Mangrove expansion and rainfall patterns in Moreton Bay, Southeast Queensland, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85(2), 292-298. doi: 10.1016/j.ecss.2009.08.011
- [18]. Etemadi, H., Samadi, S. Z., Sharifikia, M., & Smoak, J. M. (2016). Assessment of climate change downscaling and non-stationarity on the spatial pattern of a mangrove ecosystem in an arid coastal region of southern Iran. *Theoretical and Applied Climatology*, 126(1-2), 35-49. doi: 10.1007/s00704-015-1552-5
- [19]. Etemadi, H., Smoak, J. M., & Abbasi, E. (2021). Spatiotemporal pattern of degradation in arid mangrove forests of the Northern Persian Gulf. *Oceanologia*, 63(1), 99-114. doi: 10.1016/j.oceano.2020.10.003
- [20]. Etemadi, H., Smoak, J. M., & Karami, J. (2018). Land use change assessment in coastal mangrove forests of Iran utilizing satellite imagery and CA-Markov algorithms to monitor and predict future change. *Environmental Earth Science*, 77(5), 208. doi: 10.1007/s12665-018-7392-8.
- [21]. Farshad, A., & Farzaneh, A. (2017). *Remote sensing and geographic information system and their application in natural resources, agriculture and environment (use of analog/digital aerial photos, satellite-ultraspectral images, satellite positioning, radar, lidar and drone)*. (Second edition), Education and promotion of agriculture. [in Farsi]
- [22]. Ghasemi, S., Zakaria, M., Abdul-Hamid, H., Yusof, E., Danehkar, A., & Rajpar, M. N. (2010). A review of mangrove value and conservation strategy by local communities in Hormozgan province, Iran. *Journal of American Science*, 6(10), 329-338.
- [23]. Hajarian, M. (2005). *Quantitative survey of mangrove forests in Qeshm region using aerial photos and satellite images in a period of 40 years*. [Master dissertation, University of Tehran]. Central library of Tehran University. [in Farsi]
- [24]. Hauff, R. D., Ewel, K. C., & Jack, J., (2006). Tracking human disturbance in mangroves: estimating harvest rates on a Micronesian Island. *Wetlands Ecology and Management*, 14(2), 95-105. dx.doi: 10.1007/s11273-005-2567-y
- [25]. Hoque Mozumder, M. M., Shamsuzzaman, M. M., Rashed-Un-Nabi, M., Karim, E. (2018). Social-ecological dynamics of the small scale fisheries in Sundarban Mangrove Forest, Bangladesh. *Aquaculture and Fisheries*, 3, 38-49. doi: 10.1016/j.aaf.2017.12.002
- [26]. Hosking, E. J., Bach, C. S., Applegate, R. J., Karfs, R. A., & Wallace, J. F. (2001). *Mangrove monitoring using sequences of Landsat imagery in the Mary River wetlands*. IGARSS 2001; 2001 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, USA.
- [27]. Jafarnia, S., Oladi, J., Hoojati, S.M., & Mir Akhor loo, K. (2016). Investigating the status and revealing the changes in the mangrove forests of Qeshm Island using satellite images between 1988 and 2008. *Journal of Environmental Science and Technology (Islamic Azad University, Science and Research Branch)*, 18(1), 177-191. [in Farsi]
- [28]. Khodabakhshi Karlai, A. (2018). *Evaluating temporal and spatial changes of Iran's mangroves and estimating the terrestrial density of Naiband mangroves using Landsat images*, [Master dissertation, University of Persian Gulf]. Central library of Persian Gulf University. [in Farsi]

- [29]. Liu, H., Ren, H., Hui, D., Wang, W., Liao, B., & Cao, Q. (2014). Carbon stocks and potential carbon storage in the mangrove forests of China. *Journal of Environmental Management*, 133, 86-93. doi: 10.1016/j.jenvman.2013.11.037
- [30]. López-Hoffman, L., Monroe, I., Narváez, E., Martínez-Ramos, M., & Ackerly, D. (2006). Sustainability of mangrove harvesting: how do harvesters' perceptions differ from ecological analysis?. *Ecology and Society*, 11(2), 14.
- [31]. Lucas, R. M., Ellison, J. C., Mitchell, A., Donnelly, B., Finlayson, M., & Milne, A. K. (2002). Use of stereo aerial photography for quantifying changes in the extent and height of mangroves in tropical Australia. *Wetlands Ecology and Management*, 10(2), 159-173. doi: 10.1023/A:1016547214434
- [32]. Mafi-Gholami, D., & Nouri Kamari, A. (2018). An investigation of the relationship between hydrological drought occurrence and areas changes of mangroves of Hormozgan province. *Journal of Marine Science and Technology*, 17(2), 82-95. doi: 10.22113/jmst.2018.114535.2105 [in Farsi]
- [33]. Mafi-Gholami, D., & Jaafari, A. (2023). Investigating the exposure of mangrove forests of the southern coast of Iran to multiple hazards. *Journal of Natural Environment*, 75(Special Issue Coastal and Marine Environment), 121-137. doi: 10.22059/jne.2023.352134.2502 [in Farsi]
- [34]. Mafi-Gholami, D., & Jaafari, A. (2019). Mapping intensity of fishing activities in mangrove habitats: prerequisite for vulnerability assessment process. *Journal of Marine Science and Technology*, 18(2), 26-39. doi: 10.22113/jmst.2019.133473.2165 [in Farsi]
- [35]. Mafi-Gholami, D., Mahmoudi, B., & Zenner, E. K. (2017). An analysis of the relationship between drought events and mangrove changes along the northern coasts of the Persian Gulf and Oman Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 199, 141-151. doi: 10.1016/j.ecss.2017.10.008
- [36]. Moaddab, A. R., Khabazi, M., Roosta, H. (2017). Determining the rate of salinity of Persian Gulf waters with the aid of satellite images and least squares method. *Open Journal of Marine Science*, 7(1), 155-168. doi: 10.4236/ojms.2017.71012
- [37]. Moradi, H., Razavi, Z., Heydari Khosro, A., & Mahboobi Soofiani, N. (2014). Effects of Sediment Characteristics on the Accumulation and Transfer Rate of Heavy Metals in Mangrove Trees (Case Study: Nayband Bay and Qeshm Island). *Iranian Journal of Applied Ecology*, 3(8), 79-90. [in Farsi]
- [38]. Rashidi J., Bonyad, A., & Rohanian, M. (2004). *Determination of Avicennia Forests Area with the Use of Landset 7 Satellite Data and Study of Plant Indices in Line with Optimal Management and Prevention from Environmental Crises of South Pars Gas Complex*. National Conference on Iranian Environment and Approaches for its Improvement, Rasht, Iran.
- [39]. Rashidi J., Mohammadi, A., Sarab A. & Babaei, S. (2005). *Separation of Avicennia Forests from Salty Coastal Lands of Boshehr Province, East, with the Use of ETM+ Satellite Data (in Assaluyeh and Naiband)*. National Conference on the Future of Iranian Forests, Rasht, Iran.
- [40]. Rasolofoharinoro, M., Blasco, F., Bellan, M. F., Aizpuru, M., Gauquelin, T., & Denis, J. (1998). A remote sensing-based methodology for mangrove studies in Madagascar. *International Journal of Remote Sensing*, 19(10), 1873-1886. doi: 10.1080/014311698215036
- [41]. Rowlands, G., Purkis, S., Riegl, B., Metsamaa, L., Bruckner, A. & Renaud, P. (2012). Satellite imaging coral reef resilience at regional scale. A case-study from Saudi Arabia. *Marine Pollution Bulletin*, 64(6), 1222-1237. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.03.003
- [42]. Rowlands, G., Purkis, S., & Bruckner, A. (2014). Diversity in the geomorphology of shallow-water carbonate depositional systems in the Saudi Arabian Red Sea. *Geomorphology*, 222, 3-13. doi: 10.1016/j.geomorph.2014.03.014
- [43]. Ruan, L., Yan, M., Zhang, L., Fan, X., & Yang, H. (2022). Spatial-temporal NDVI pattern of global mangroves: A growing trend during 2000–2018. *Science of the Total Environment*, 844, 157075. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.157075

- [44]. Sadeghi, A. (2005). *Investigating the process of changes in the level and density of mangrove forests in the Sea of Oman area using aerial photographs (Jask and Sirik regions)*. [Master dissertation, Islamic Azad University Science and Research Unit]. Central library of Islamic Azad University, Science and Research Unit. [in Farsi]
- [45]. Safa Isani, H. (2006). *Environmental management of Tiab and Kolahi mangrove forests based on habitat structure and changes*. [Master dissertation, Islamic Azad University Science and Research Unit, Ahvaz]. Central library of Islamic Azad University Science and Research Unit, Ahvaz. [in Farsi]
- [46]. Safiari, S. (2002). *Mangrove Forests in Iran, Tehran*. (First edition), Research Institute of Forests and Rangeland. [in Farsi]
- [47]. Safiari, S. (2018). Development of mangrove forests in Iran. *Iran Nature*, 2(6), 24-33. doi: 10.22092/irn.2018.115186 [in Farsi]
- [48]. Sarathchandra, C., Kambach, S., Ariyaratna, S. C., Xu, J., Harrison, R. D., Wickramasinghe, S. (2018). Significance of mangrove biodiversity conservation in fishery production and living conditions of coastal communities in Sri Lanka. *Diversity*, 10(2), 20. doi: 10.3390/d1002002020
- [49]. Souza Filho, P. W. M., Martins, E. D. S. F., & da Costa, F. R. (2006). Using mangroves as a geological indicator of coastal changes in the Bragança macrotidal flat, Brazilian Amazon: a remote sensing data approach. *Ocean & coastal management*, 49(7-8), 462-475. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2006.04.005
- [50]. Tucker, C. J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote sensing of Environment*, 8(2), 127-150. doi: 10.1016/0034-4257(79)90013-0
- [51]. Woodroffe, C. D. (1995). Response of tide-dominated mangrove shorelines in Northern Australia to anticipated sea level rise. *Earth Surface Processes and Landforms*, 20, 65-85. doi: 10.1002/esp.3290200107
- [52]. Yang, W., Shabanov, N. V., Huang, D., Wang, W., Dickinson, R. E., Nemani, R. R., Knyazikhin, Y. & Myneni, R. B. (2006). Analysis of leaf area index products from combination of MODIS Terra and Aqua data. *Remote Sensing of Environment*, 104(3), 297-312. doi: 10.1016/j.rse.2006.04.016
- [53]. Yu, S. H., Ke, L., Wong, Y. S., and Tam, N. F. Y. (2005). Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by a bacterial consortium enriched from mangrove sediments. *Environment International*, 31(2), 149-154. doi: 10.1016/j.envint.2004.09.008
- [54]. Zaeimdar, M. (2000). Investigation of mangrove ecosystems and their position in Iran. *Forest and pasture magazine*. 50, 70-66. [in Farsi]

Spatiotemporal changes of Govater and Nayband mangroves and estimating the intensity of fishing activities on these habitats in the Persian Gulf and the Gulf of Oman (Research Paper)

- 1- Bahare Moheimani, Master Graduate, Department of Nano and Bioscience and Technology, Persian Gulf University, Bushehr, Iran.
- 2- Elahe Khodabakhshi Karlaei, Master Graduate, Department of Nano and Bioscience and Technology, Persian Gulf University, Bushehr, Iran.
- 3- Hana Etemadi*, Assistant professor, Department of Environment, Faculty of Persian Gulf Research Institute, Persian Gulf University, Bushehr, Iran.
hetemadi@pgu.ac.ir
- 4- Davood Mafi Gholami, Associate professor, Department of Forest Sciences, Faculty of Natural Resources and Earth Sciences, Shahrekord University, Shahrekord, Iran.
- 5- Esmail Abbasi, Assistant professor, Department of Environment, Faculty of Persian Gulf Research Institute, Persian Gulf University, Bushehr, Iran.

Received: 05 Nov. 2023

Accepted: 23 Jan. 2024

Abstract

Mangrove ecosystems have abundant ecosystem services and play a significant role in the coastal ecosystems sustainability. Thus, the aim of this research is to investigate the temporal and spatial trends of mangroves habitat changes in the Nayband marine national park and the Bahu-kalat protected area, as well as determining the intensity of fishing activities as human threats to these mangroves. To examine the temporal and spatial trends of these mangroves, four plant indices, namely NDVI, SAVI, LAI, and RVI, were estimated and to determine the intensity of fishing activities, a map of mangrove habitat extent was drawn, consisting of 189 and 391 grid cells with dimensions of 4x4 kilometers, covering the coastal waters of the Nayband and Govater mangroves. Additionally, data on the geographical location and the number of vessels in the fishing ports of Bushehr and Sistan and Baluchestan provinces were collected. The findings of this investigation demonstrate an expansion in the area of all the studied mangroves from 1990 to 2019. On average, an increase in the Bidekhoon habitat from 32.96 hectares to 123.93 hectares was observed in Nayband Gulf, while in Gwadar Gulf, the area expanded from 275.76 hectares to 396.72 hectares. The reduction of mangroves in this region between 2000 and 2010 can be attributed to various factors, including local community harvesting of mangrove shoots, pollution from oil and gas industries, tourism, and the influx of non-degradable waste due to the proximity of these habitats to residential areas. Similarly, in Gwadar Gulf, the primary factor contributing to changes in hydrology and the subsequent decline of these forests since 2015 has been aquaculture. The most significant factors influencing the growth and establishment of the studied mangrove habitats are increasing temperatures and rising sea levels. Furthermore, the results showed that based on the current status of the studied mangrove habitats, the geographical distribution of fishing ports and the number of fishing vessels present in them, the Govater mangroves are subjected to higher fishing activity intensity compared to the Nayband mangroves.

Keywords: Remote sensing, Vegetation index, Port fishing activity, Nayband marine national park, Bahu-kalat protected area.