دانشگاه گنبدکاووس
نشریه "حفاظت زیست‌بوم گیاهان"
دوره ششم، شماره سیزدهم
http://pec.gonbad.ac.ir

بررسی تغییرات بلندمدت وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در رویشگاه‌های مانگرو ایران (مطالعه موردی: رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان)

داود مافی غلامی[1*]، معصومه بهارلویی[2]، بیت الله محمودی[3]

[1]استادیار گروه علوم جنگل، دانشکده‌ی منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد
[2]دانشجوی کارشناسی ارشد جنگلداری، دانشکده‌ی منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد
[3]استادیار گروه علوم جنگل، دانشکده‌ی منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۱۲/۱۱؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۲/۹

چکیده

اکوسیستم‌های مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن‌ها خدمات اکوسیستمی گوناگونی را ارائه می‌دهند که نقش مهمی در پایداری اکوسیستم ساحلی بر عهده دارد و بر هم خوردن تعادل میان این دو اکوسیستم سبب افت کیفیت این خدمات می‌شود. ازاین‌رو بررسی تغییرات بلندمدت رخ‌داده در گستره این دو اکوسیستم می‌تواند به ارائه راهکارهای لازم برای حفظ تعادل و خدمات اکوسیستمی آن‌ها کمک نماید. لذا هدف این مطالعه نیز بررسی تغییرات ایجادشده در گستره مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند موجود در رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان در یک دوره زمانی بلندمدت است. بدین منظور با تجزیه‌وتحلیل تصاویر ماهواره‌ای، گستره این دو نوع پوشش گیاهی در مقاطع زمانی ۱۹۸۶، ۲۰۰۰ و ۲۰۱۶ نقشه‌سازی شد و تغییرات آن طی زمان موردبررسی قرار گرفت. نتایج این مطالعه نشان داد که به علت کاهش قابل‌توجه درروند افزایش وسعت مانگروها در زون‌های رویشگاهی گوناگون، وسعت مانگروهای استان طی دوره ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) تنها به میزان ۱۷ هکتار افزایش‌یافته است و در همین دوره، جوامع گیاهی شورپسند دارای افزایش وسعت قابل‌ملاحظه‌ای بوده‌اند (در حدود ۹۲۷۰ هکتار). درواقع می‌توان گفت که عوامل محیطی گوناگونی مانند تغییرات اقلیمی، ژئومورفولوژی و هیدرولوژی محلی و نیز فعالیت‌های انسانی سبب محدودسازی روند توسعه مانگروها، ایجاد شرایط مناسب برای توسعه جوامع گیاهی شورپسند و افزایش وسعت آن‌ها در رویشگاه‌های استان هرمزگان در طول این دوره شده است.

واژه‌های کلیدی: اکوسیستم‌های ساحلی، پایش زمانی و مکانی، RS، GIS

*نویسنده مسئول: d.mafigholami@nres.sku.ac.ir

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-11-09]

مقدمه

به‌طورکلی، مجموعه خدمات اکوسیستمی فراهم‌شده توسط مجموعه پوشش‌های گیاهی مانگرو و جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن‌ها با چگونگی تغییرات رخداده در ساختار و عملکرد این اکوسیستم‌ها در طول زمان در ارتباط است (McLeod et al., 2011). در طول دوره توالی مانگروها، طیفی از فاکتورهای گوناگون بر فعل‌وانفعالات میان مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن‌ها اثرگذار است. وقوع یخبندان و ایجاد فضای باز در تاج‌پوشش مانگروها و رسیدن نور به کف جنگل سبب توسعه جوامع گیاهی شورپسند در زون جزر و مدی می‌شود (Patterson et al., 1997). در این فرآیند، جوامع گیاهی شورپسند با جذب مواد مغذی از پهنه‌های گلی با گونه‌های مانگرو و نهال‌های آن‌ها به رقابت می‌پردازند (Patterson et al., 1997). بر اساس مطالعات موجود، عوامل اثرگذار بر فعل و انفعالات میان مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن‌ها در مقیاس محلی شامل هیدروپریود، شوری، خصوصیات رسوب و علفخواری است (Clarke and Allaway, 1993; Patterson et al., 1997; Rogers et al., 2005; Stevens et al., 2006) و در مقیاس منطقه‌ای نیز عواملی مانند تغییرات در الگوی بارندگی، افزایش در سطح مواد غذایی و میزان رسوب‌گذاری، بازکاشت پهنه‌های آشفته شده و تغییر در رژیم‌های جزر و مدی و بالا آمدن سطح آب دریا بر چگونگی نفوذ مانگروها به درون جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن‌ها اثرگذار است (Wanless et al. 1994; Saintilan and Williams 1999; Eslami-Andargoli et al., 2009). افزایش میزان بارندگی ناشی از تغییرات اقلیمی از طریق کاهش سطح شوری اراضی بالادستی سبب نفوذ مانگروها به درون گونه‌های شورپسند مجاور آن‌ها می‌گردد (Saenger, 1995; Saintilan and Wilton, 2001) و از سوی دیگر کاهش بارندگی و وقوع خشک‌سالی از طریق افزایش تبخیر و ایجاد تنش شوری سبب کاهش تولید خالص اولیه، کاهش میزان رشد و زنده‌مانی نهال‌ها و کاهش تنوع زیستی و توان رقابت مانگروها می‌تواند منجر به مرگ‌ومیر کاهش وسعت مانگروها و افزایش وسعت گونه‌های شورپسند موجود در محیط رشد مانگروها گردد (Lovelock and Ellison, 2007; Gilman et al., 2008; Eslami-Andargoli et al., 2009; Saintilan et al., 2015).

توسعه و نفوذ مانگروها به درون جوامع گیاهی شورپسند و یا کاهش وسعت مانگروها و غلبه گونه‌های شورپسند مجاور آن‌ها، درواقع بیانگر از بین رفتن تعادل میان این دو اکوسیستم است که نتیجه آن، کاهش و یا از بین رفتن خدمات اکوسیستمی فراهم‌شده توسط آن‌ها و در برخی موارد سبب رشد و توسعه عوامل بیماری‌زایی می‌گردد که سلامتی جوامع انسانی مجاور این رویشگاه‌ها را به مخاطره می‌اندازد (Dale et al., 2013). ازاین‌رو انجام برنامه‌ریزی و فراهم آوردن ابزارهای مناسب برای جلوگیری از پیامدهای نامطلوب ناشی از تغییرات رخداده در گستره مانگروها و جوامع گیاهی

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-11-09]

شورپسند امری اجتناب‌ناپذیر است (Allen et al., 2003). دستیابی به هدف فوق درگرو آگاهی و اطلاعات کافی و دقیق درباره روند تغییرات ایجادشده در گستره این اکوسیستم‌ها در طول زمان است (Eslami-Andargoli et al., 2009; Dale et al., 2013). درواقع بررسی تغییرات ایجادشده در گستره مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن‌ها در طول زمان، سازمان‌ها و مدیران متولی قادر به انتخاب گزینه‌های سازگار مناسب و راه‌کارهایی خواهد نمود که نقش مهمی در کارایی و موفقیت برنامه‌های حفاظت و توسعه این اکوسیستم‌ها خواهد داشت (Eslami-Andargoli et al., 2009). به دلیل اهمیت این موضوع، تاکنون مطالعات مختلفی در سطح جهان و ایران درزمینه پایش تغییرات رخ‌داده در گستره مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن‌ها صورت گرفته است. در مطالعه انجام‌شده توسط سینتیلان و ویلتون (Saintilan and Wilton, 2001)، نتایج نشان داد که در خلیج جرویس استرالیا در طول یک دوره زمانی ۵۵ ساله وسعت مانگروهای منطقه موردمطالعه به میزان ۳۴ درصد افزایش‌یافته و در مقابل از وسعت جوامع شورپسند موجود در منطقه به میزان ۵۲/۵ درصد کاسته شده است و بالا آمدن سطح آب دریا مهم‌ترین عامل اثرگذار بر نفوذ مانگروها به درون جوامع گیاه‌های شورپسند و کاهش وسعت آن‌ها بوده است. در مطالعه انجام‌شده توسط آرمیتیج و همکاران (Armitage et al., 2015) بررسی تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در سواحل خلیج تگزاس در ایالات‌متحده نشان داد که در یک دوره ۲۰ ساله، وسعت مانگروهای خلیج به میزان ۷۴ درصد افزایش‌یافته و در طول همین مدت به میزان ۲۴ درصد از وسعت پوشش جوامع گیاهی شورپسند آن کاسته شده است. در این مطالعه عواملی مانند بالا آمدن سطح آب دریا و کاهش حجم آب شیرین ورودی به محیط ساحلی به‌عنوان مهم‌ترین عوامل مؤثر بر تغییرات وسعت این اکوسیستم‌ها معرفی‌شده‌اند. اسلامی اندارگلی و همکاران (Eslami-Andargoli et al., 2009) اقدام به بررسی رابطه میان تغییرات رخ‌داده در وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند و تغییرات رخ‌داده در الگوها و مقادیر بارندگی در طول یک دوره ۳۰ ساله در خلیج مورتون در کشور استرالیا نمودند. نتایج این مطالعه نشان داد که رابطه معکوسی میان نرخ تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در دوره زمانی پیش از سال ۱۹۹۰ وجود داشت به‌طوری‌که با مثبت بودن نرخ تغییرات وسعت مانگروها، نرخ تغییرات وسعت جوامع گیاهی شورپسند دارای مقداری منفی بود. همانند سایر نقاط جهان، در ایران نیز مطالعاتی درزمینه‌ی تغییرات وسعت مانگروها در رویشگاه‌های مختلف انجام‌شده است. سراج‌الدین و همکاران (۱۳۹۱) در مطالعه‌ای به بررسی تأثیر نوسانات عناصر اقلیمی بر مساحت جنگل‌های حرا ایران در خلیج گواتر پرداخته است. نتایج نشان داد که وضعیت کمی جنگل‌های حرای خلیج گواتر طی دوره آماری مورد بررسی (۱۳۶۶-۱۳۸۷) دارای سیر صعودی هستند و وسعت جنگل‌ها از ۳۸۴ هکتار در سال ۱۳۶۶ به ۶۰۷ هکتار در سال ۱۳۸۷ افزایش‌یافته است. خورانی و همکاران

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-11-09]

(۱۳۹۵) اقدام به بررسی تغییرات سطح جنگل‌های حرا با توجه به نوسانات اقلیمی در زون‌های رویشگاهی خمیر و قشم نمودند. نتایج این مطالعه نشان داد که سطح پوشش جنگل‌های حرا بین سال‌های ۱۹۸۴ تا ۱۹۹۸ دارای روند افزایشی (با مقدار متوسط افزایش وسعت برابر با ۳۳/۹۲ هکتار در سال) و بین سال‌های ۱۹۹۸ تا ۲۰۰۱ دارای روند کاهشی (با مقدار متوسط کاهش وسعت برابر با ۲۷ هکتار در سال) و درنهایت در دوره زمانی بین سال‌های ۲۰۰۱ تا ۲۰۰۹ دارای روند افزایشی (با مقدار متوسط افزایش وسعت برابر با ۴۵۰ هکتار در سال) بوده است. صالحی پور و لک (۱۳۹۳) اقدام به بررسی تغییرات وسعت مانگروهای ایران در بازه زمانی ۳۵ ساله ۱۹۷۳ تا ۲۰۰۸ نمودند. نتایج این مطالعه نشان داد که کلیه رویشگاه‌های مانگرو کشور در طول دوره زمانی موردنظر دارای روند افزایش وسعت بودند. بر اساس نتایج این مطالعه کلیه رویشگاه‌های مانگرو ایران در دوره زمانی ۱۹۷۵ تا ۱۹۸۹ دارای روند افزایش وسعت بوده و تنها از وسعت زون رویشگاهی جاسک در همین دوره زمانی کاسته شده است و مانگروهای زون‌های رویشگاهی قشم و تیاب نیز دارای بیشترین میزان افزایش وسعت در میان کلیه زون‌های رویشگاهی مانگرو کشور در همین دوره زمانی بوده‌اند. نتایج همچنین نشان داد که میزان افزایش وسعت مانگروهای ایران از ۱۹۸۹ تا ۲۰۰۰ بسیار کاهش‌یافته و مجموعاً ۳/۵ درصد بر وسعت مانگروهای کشور افزوده‌شده است. درنهایت، وسعت کلیه رویشگاه‌های مانگرو کشور تا سال ۲۰۰۸ دارای روند افزایشی بود؛ چنانکه وسعت مانگروهای کشور از سال ۱۹۷۵ تا ۲۰۰۸ به میزان ۳۷/۸ درصد افزایش‌یافته است. در مطالعه انجام‌شده توسط بذرافشان و همکاران (۱۳۹۵) تأثیر رواناب و رسوب حوزه آبخیز بالادست بر تغییرات وسعت جنگل‌های مانگرو گابریگ در استان هرمزگان موردبررسی قرار گرفت. بر اساس نتایج این مطالعه، تغییرات تاج پوشش در دوره زمانی موردنظر دارای روندهای افزایشی و کاهشی و تغییرات مساحت دارای روند افزایشی بود، چنان‌که مقدار متوسط افزایش وسعت مانگروهای گابریگ-جاسک در دوره زمانی ۷ ساله برابر با ۰/۲۲ هکتار در سال به دست آمد.

علی‌رغم انجام بررسی‌های مختلف در نقاط مختلف جهان در زمینه تغییرات رخ‌داده در گستره و جایگزینی مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در طول زمان با یکدیگر، تاکنون در ایران مطالعه‌ای درزمینه‌ی تغییرات هم‌زمان وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن‌ها در رویشگاه‌های مختلف انجام‌نشده است. لذا هدف این مطالعه نیز بررسی تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند موجود در رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان در طول یک دوره ۳۰ ساله است. همچنین جهت درک بهتر روند تغییرات ایجادشده در گستره مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند موردمطالعه، دوره زمانی ۳۰ ساله به دو بازه زمانی قبل و بعد از سال ۲۰۰۰ (به‌عنوان سال میانی دوره زمانی موردمطالعه) تقسیم شد و مقدار متوسط تغییرات وسعت این دو نوع پوشش گیاهی در این دو دوره زمانی موردبررسی قرار گرفت.

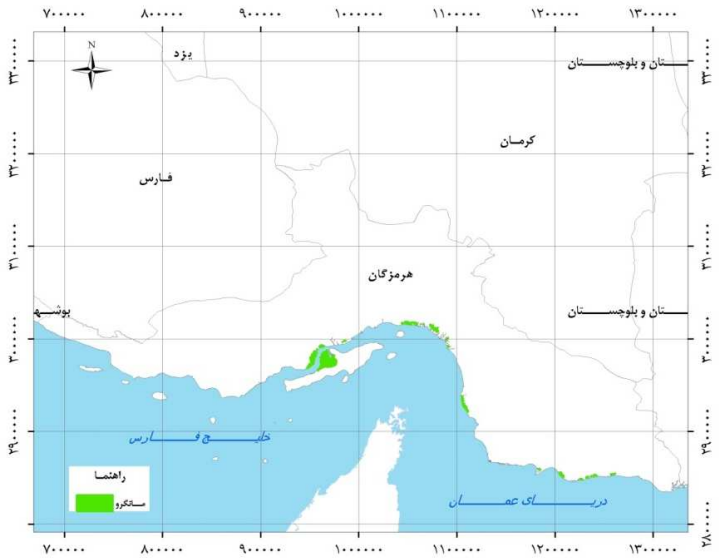
[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-11-09]

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

جنگل‌های طبیعی مانگرو استان هرمزگان با وسعتی برابر با ۱۰۰۲۵/۵۵ هکتار (بیش از ۹۰ درصد جنگل‌های مانگرو ایران)، در محدوده جغرافیایی حدفاصل عرض شمالی ″۱۳ ′۳۴ °۲۵ در گابریک (شهرستان جاسک) تا ″۰۶ ′۲۲ °۵۵ طول شرقی در شهرستان بندرلنگه و در ۷ شهرستان جاسک، سیریک، میناب، بندرعباس، خمیر، قشم و بندرلنگه در رویشگاه‌های مختلف توسعه‌یافته‌اند (شکل ۱). جنگل‌های مانگرو استان هرمزگان بیشترین وسعت این اجتماعات را در کشور و نیز در کل حوزه خلیج‌فارس و آب‌های منطقه راپمی دارا بوده و متشکل از دو گونه حرا (Avicennia marina (Forsk)) و چندل (Rhizophora mucronata) هستند. در گستره یادشده توده‌های طبیعی به‌جز رویشگاه سیریک تماماً از اجتماعات خالص، نامنظم و ناهمسال درختان حرا پوشیده شده است و تنها در رویشگاه سیریک (خور آذینی) درختان چندل به‌صورت آمیخته با درختان حرا مشاهده می‌شود. در این رویشگاه‌ها، گونه مانگرو با جوامع گیاهی هالوفیت یا شورپسند متعلق به تیره Chenopodiaceae از سه گونه Halochnemum strobilaceum، Suaeda vermiculata و Halopeplis perfoliata همراه است که در برخی از رویشگاه‌ها مانند زون رویشگاهی قشم، این‌گونه‌های شورپسند از وسعت بیشتری برخوردارند (دانه‌کار و همکاران، ۱۳۸۵). در این مطالعه بر اساس نواحی تحت پوشش تصاویر ماهواره‌ای و نیز به‌منظور بررسی دقیق تغییرات گستره مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند، حوزه‌های رویشگاهی موردبررسی به ۵ زون (خمیر، قشم، تیاب، سیریک و جاسک) تقسیم‌بندی شدند و میزان تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند آن‌ها موردبررسی قرار گرفت.

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-11-09]



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی مانگروهای استان هرمزگان

پردازش تصاویر ماهواره‌ای: در این مطالعه برای پایش تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در زون‌های رویشگاهی خمیر، قشم، تیاب، سیریک و جاسک) در طول یک دوره ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶)، از تعداد ۱۲ تصویر ماهواره لندست مربوط به سال‌های ۱۹۸۶، ۲۰۰۰ و ۲۰۱۶ استفاده شد که برای پوشش رویشگاه‌های جاسک، تیاب، سیریک، خمیر و قشم به ترتیب دارای ردیف و گذر ۱۵۸/۰۴۲، ۱۵۹/۰۴۱، ۱۵۹/۰۴۲ و ۱۶۰/۰۴۱ بودند. برای بررسی نقشه‌سازی دقیق‌تر از تصاویری استفاده گردید که ضمن اینکه فاقد پوشش ابری بودند، آب دریا در حالت جزر قرار داشت و تاریخ دریافت تصاویر نیز در پایان فصل تابستان بود تا بدین ترتیب از تفاوت‌های فنولوژیکی ناشی از تغییر فصول جلوگیری شود. لازم به ذکر که جهت دستیابی به نتایج دقیق‌تر، با بررسی مقادیر تراز امواج ثبت‌شده توسط بخش آب‌نگاری سازمان نقشه‌برداری کشور تصاویری انتخاب گردید که دارای تزار امواج یکسان و یا تفاوت ارتفاع کمتر از ۰/۱ متر با یکدیگر باشند (Armitage et al., 2015). نخستین مرحله برای انجام تجزیه‌وتحلیل تصاویر، انجام تصحیح هندسی بر روی آن‌ها که در این مورد از نقاط کنترل زمین و نقشه توپوگرافی استان در مقیاس ۱:۲۵۰۰۰ استفاده شد. برای انجام طبقه‌بندی دقیق‌تر و به‌منظور تعیین حد نهایی ناحیه انتقالی رویشگاه‌های مانگرو و گونه‌های شورپسند با زیستگاه‌های بالاتر موجود در خشکی، مطابق با روش بکار رفته توسط Armitage و همکاران (۲۰۱۵)

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-11-09]

مرز نهایی سمت خشکی شامل خط ترسیم‌شده در مرز ارتفاعی ۰/۴ متر بالاتر از میانگین ارتفاع سطح آب دریا در نظر گرفته شد.

به‌طورکلی در میان روش‌های مختلف طبقه‌بندی تصاویر ماهواره‌ای، روش طبقه‌بندی حداکثر احتمال به‌عنوان یکی از کارآمدترین روش‌ها در استخراج پوشش گیاهی تالاب‌ها از تصاویر ماهواره‌ای باقدرت تفکیک مکانی متوسط همانند تصاویر لندست است (Held et al., 2003; Giri et al., 2007; Nguyen et al., 2013; Armitage et al., 2015). در این مطالعه نیز از روش طبقه‌بندی نظارت‌شده حداکثر احتمال برای طبقه‌بندی تصاویر و استخراج پوشش گیاهی مانگروها و گونه‌های شورپسند استفاده شد. به‌منظور بازسازی تصاویر و کمک به انجام دقیق‌تر طبقه‌بندی و جداسازی پوشش گیاهی از نواحی آبی و خشکی‌های پیرامون از شاخص گیاهی NDVI که یکی از بهترین و پرکاربردترین شاخص‌های مورداستفاده برای شناسایی سریع و ساده پوشش گیاهی سبز از سایر مناطق است، استفاده گردید (Seto and Fragkias, 2007; Vo et al., 2013; Armitage et al., 2015). با در اختیار داشتن نقشه NDVI و نیز تهیه نقشه ترکیب رنگی کاذب باندهای سبز، قرمز و مادون‌قرمز نزدیک، طبقه‌بندی نظارت‌شده برای نقشه‌سازی پوشش گیاهی در تمامی تصاویر انجام شد. همچنین برای تفکیک بهتر مانگروهای حاشیه‌ای و گونه‌های شورپسند هم‌مرز با مانگروها و افزایش دقت کلی طبقه‌بندی، با انجام تفسیر چشمی تصاویر در مقیاس ۱:۱۰۰۰۰ و تخصص تیم هدایت‌کننده پژوهش، مرزهای دو پوشش گیاهی موردنظر با انجام رقومی‌سازی دستی در محیط نرم افزار ArcGIS 10 استخراج شد. بررسی‌های گوناگون نشان داده که انجام رقومی‌سازی دستی یکی از بهترین راهکارهای موجود برای استخراج مرزهای مانگروهای حاشیه‌ای و پوشش‌های گیاهی دارای اشتراک مرزی با مانگروها به هنگام استفاده از تصاویر ماهواره‌ای باقدرت تفکیک متوسط است (Eslami-Andargoli et al., 2009; Ellison and Zouh, 2012; Nguyen et al., 2013; Armitage et al., 2015). درنهایت، مرز استخراج‌شده برای تعیین دقیق‌تر گستره مانگروها و گونه‌های شورپسند مورداستفاده قرار گرفت. جهت حذف پیکسل‌های منفرد و یا نویزهای موجود در نقشه‌های حاصل از طبقه‌بندی، فرآیند فیلترینگ مورداستفاده قرار گرفت و نقشه‌های به‌دست‌آمده به‌عنوان پوشش نهایی مورد صحت‌سنجی قرار گرفت.

برای انجام صحت‌سنجی نقشه‌های حاصل از طبقه‌بندی تصاویر سال ۲۰۱۶، تعداد ۳۰۰ نمونه زمینی با ابعاد ۳۰×۳۰ متر (۹۰۰ مترمربع) در سال ۲۰۱۶ از سطح و نیز مرزهای مشترک مانگروها و گونه‌های شورپسند برداشت شد. همچنین، برای صحت‌سنجی نقشه‌های حاصل از تصاویر مربوط به دیگر سال‌های دوره زمانی، از عکس‌های هوایی و تصاویر ماهواره‌ای کوئیک برد مربوط به سال‌های ۱۳۷۲ و ۱۳۸۰ استفاده شد. مطابق بامطالعه انجام‌شده توسط ناگین و همکاران (Nguyen et al., 2013) و

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-11-09]

اسلامی اندارگلی و همکاران (Eslami-Andargoli et al., 2009)، روش نمونه‌برداری تصادفی طبقه‌بندی‌شده برای صحت‌سنجی نقشه‌های نهایی مورداستفاده قرار گرفت و دقت کاربر، دقت تولیدکننده، دقت کلی و ضریب کاپا برای نقشه‌های تهیه‌شده، محاسبه شد. پس از تهیه نقشه‌های نهایی گستره مانگروها و گونه‌های شورپسند و با استفاده از توابع موجود در نرم افزار ArcGIS 10، مساحت هر یک از دو نوع پوشش گیاهی در سطح هر یک زون‌های رویشگاهی در مقاطع زمانی ۱۹۸۶، ۲۰۰۰ و ۲۰۱۶ محاسبه شد و پس‌ازآن، مقدار متوسط تغییر وسعت پوشش‌ها در هر یک از زون‌های رویشگاهی مختلف در دو دوره زمانی ۱۹۸۶ تا ۲۰۰۰ و ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۶ محاسبه شد و موردبررسی قرار گرفت.

نتایج

نتایج صحت سنجی: ارزیابی دقت تصاویر طبقه‌بندی‌شده با استفاده از نرم افزار Idrisi و تشکیل ماتریس خطای طبقه‌بندی نشان داد که دقت کلی تمامی طبقه‌بندی‌های انجام‌شده بیشتر از ۹۲٪ بود و مقدار دقت کاربر و دقت تولیدکننده برای تمامی طبقه‌بندی‌های انجام‌شده بر روی تصاویر بیشتر از ۸۰ بودند که نشان‌دهنده دقت بالای طبقه‌بندی انجام‌شده برای نقشه‌سازی گستره مانگروها و جوامع شورپسند بود. درواقع این نتایج نشان می‌دهد که تصاویر لندست از دقت قابل‌توجهی برای بررسی تغییرات وسعت پوشش‌های گیاهی تالاب‌ها در طول زمان برخوردار هستند.

تجزیه‌وتحلیل تغییرات وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در زون‌های رویشگاهی: بر اساس نتایج به‌دست‌آمده، مانگروهای زون رویشگاهی خمیر در مقاطع زمانی ۱۹۸۶، ۲۰۰۰ و ۲۰۱۶ دارای تغییرات وسعت افزایشی و کاهشی در فواصل زمانی میان مقاطع ذکرشده بودند؛ در حالیکه وسعت جوامع شورپسند دارای روند افزایشی در سه مقطع زمانی ذکرشده است (جدول ۱). همان‌طور که جدول (۲) نشان می‌دهد مقدار متوسط تغییرات وسعت مانگروهای زون رویشگاهی خمیر در طول دوره ۳۰ ساله برابر با ۴/۶۴- هکتار در سال به‌دست‌آمده و در همین دوره، مقدار متوسط تغییرات وسعت جوامع شورپسند برابر با ۲۹/۶۲ هکتار در سال است. تفاضل میان مقادیر وسعت مانگروها در دو بازه زمانی ۱۹۸۶ تا ۲۰۰۰ و ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۶ به ترتیب برابر با ۱۶۷/۷۵ و ۳۰۶- هکتار بوده و برای جوامع شورپسند نیز به ترتیب برابر با ۲۸۸/۶۳ و ۶۰۰/۰۳ هکتار است (جدول ۱). این میزان تغییرات وسعت سبب شد تا مقدار متوسط تغییرات وسعت مانگروها در زون رویشگاهی خمیر در دو دوره زمانی قبل و بعد از مقطع زمانی ۲۰۰۰ به ترتیب دارای مقادیر مثبت (افزایش وسعت) و منفی (کاهش وسعت) و

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-11-09]

برای جوامع شورپسند دارای مقادیر مثبت (افزایش وسعت) در هر دو دوره زمانی باشد (جدول ۲ و شکل ۲).

نتایج بررسی تغییرات وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در زون رویشگاهی قشم نشان داد که وسعت مانگروهای این رویشگاه در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ نسبت به دوره قبل از آن به میزان قابل‌توجهی کاهش‌یافته است؛ چنانچه پس از افزایش ۵۳۸ هکتاری در دوره زمانی پیش از سال ۲۰۰۰، در حدود ۳۴۲ هکتار از وسعت این رویشگاه در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ کاسته شده است و جوامع شورپسند نیز در دوره زمانی پیش از سال ۲۰۰۰ دارای افزایش وسعتی برابر با ۵۵۶/۲۹ هکتار بوده و در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ دارای ۱۱۶۱/۰۹ هکتار کاهش وسعت بوده‌اند (جدول ۱). بر اساس تغییرات وسعت در دو دوره زمانی قبل و بعد از سال ۲۰۰۰، مقدار متوسط تغییرات وسعت مانگروها در این دو دوره به ترتیب برابر با ۳۸/۴۳ و ۲۱/۳۸- هکتار در سال است و مقدار متوسط تغییرات وسعت برای جوامع شورپسند نیز در دو دوره فوق به ترتیب برابر با ۳۹/۷۴ و ۷۲/۶- هکتار در سال به‌دست‌آمده است. برآیند تغییرات وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در دوره ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) سبب شده تا تغییرات وسعت این دو نوع پوشش گیاهی به ترتیب برابر با ۶/۵۳ و ۲۰/۲- هکتار در سال به دست آید (جدول ۲ و شکل ۲).

همان‌طور که جدول (۱) نشان می‌دهد، مانگروها و جوامع شورپسند موجود در زون رویشگاهی تیاب در هر دو دوره زمانی قبل و بعد از سال ۲۰۰۰ دارای افزایش وسعت هستند. این افزایش وسعت در دو دوره زمانی سبب شده است تا وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در دوره ۳۰ ساله ۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶ به ترتیب ۷۰۵ و ۲۱۶۹/۹ هکتار افزایش‌یافته است (جدول ۱، شکل ۲). نتایج همچنین نشان داد هر دو پوشش گیاهی مانگرو و جوامع شورپسند دارای مقادیر متوسط مثبت برای تغییرات وسعت در دوره‌های زمانی قبل و بعد از سال ۲۰۰۰ هستند (جدول ۲). وجود مقادیر متوسط مثبت در تمام طول دوره سبب شد تا مقدار متوسط تغییرات وسعت برای مانگروها و جوامع شورپسند در طول دوره زمانی ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) به ترتیب برابر با ۲۳/۵۰ و ۷۲/۳۳ هکتار در سال به دست آید (جدول ۲). بر اساس نتایج به‌دست‌آمده، از وسعت مانگروهای زون رویشگاهی سیریک در دوره زمانی قبل از سال ۲۰۰۰ کاسته شده و در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ با افزایش بیش از دو برابری در وسعت همراه بوده است (جدول ۱). این در حالی است که وسعت جوامع شورپسند در دوره‌های زمانی قبل و بعد از سال ۲۰۰۰ افزایش‌یافته است (تا چندین برابر وسعت اولیه) (جدول ۱، شکل ۲). تفاضل میان مقادیر وسعت ابتدا و انتهای دوره ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) در مانگروها و جوامع شورپسند به ترتیب برابر با ۴۳۷ و ۲۱۳۵/۲۶ هکتار به دست آمد که نشان‌دهنده افزایش قابل‌توجه وسعت انتهای دوره ۳۰ ساله به ابتدای آن هر دو نوع پوشش گیاهی در این زون رویشگاهی است (جدول ۱). این افزایش وسعت در طول دوره ۳۰ ساله سبب شد تا مقدار متوسط تغییرات وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در زون

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-11-09]

رویشگاهی سیریک به ترتیب برابر با ۱۴/۵۸ و ۷۰/۸۴ هکتار در سال به دست آید (جدول ۲). تجزیه‌وتحلیل تغییرات وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در زون رویشگاهی جاسک نشان داد که هر دو نوع پوشش گیاهی موجود در این زون رویشگاهی دارای افزایش وسعت در هر دو دوره زمانی قبل و بعد از سال ۲۰۰۰ و نیز در تمام طول دوره ۳۰ ساله هستند (جدول ۱). درواقع نتایج نشان می‌دهد که در میان کلیه زون‌های رویشگاهی موردبررسی، جوامع شورپسند موجود در زون رویشگاهی جاسک دارای بیشترین مقادیر افزایش وسعت در دوره‌های زمانی قبل و بعد از سال ۲۰۰۰ هستند (جدول ۱، شکل ۲). بر این اساس، میزان افزایش وسعت مانگروها و جوامع شورپسند این زون رویشگاهی در دوره زمانی ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) به ترتیب برابر با ۲۶۰ و ۴۶۹۰ هکتار به دست آمد. همان‌طور که جدول (۲) نشان می‌دهد در زون رویشگاه جاسک، مقدار متوسط افزایش وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ به میزان قابل‌توجهی نسبت به دوره زمانی قبل از سال ۲۰۰۰ کاهش‌یافته است. به دلیل افزایش قایل توجه وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در دوره زمانی قبل از سال ۲۰۰۰، مقدار متوسط تغییرات وسعت برای این دو نوع پوشش گیاهی در طول دوره ۳۰ ساله به ترتیب برابر با ۸/۶ و ۱۵۶/۳۲ هکتار در سال به دست آید که نشان‌دهنده روند افزایشی وسعت این دو نوع پوشش گیاهی در زون رویشگاهی جاسک است. درنهایت نتایج نشان داد که با توجه به مجموع تغییرات رخ‌داده در وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در زون‌های رویشگاهی خمیر، قشم، تیاب، سیریک و جاسک، رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان دارای روند افزایشی در وسعت مانگروها و جوامع شورپسند مجاور آن‌ها است (شکل ۳). همان‌طور که شکل (۳) نشان می‌دهد، در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ تنها به میزان ۱۷ هکتار بر مجموع وسعت مانگروهای استان هرمزگان افزوده‌شده است و این در حالی است که وسعت جوامع شورپسند به میزان ۳۳۱۶ هکتار افزایش وسعت یافته است که نشان‌دهنده افزایش حدود ۲۹ درصدی وسعت جوامع شورپسند در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ است.

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-11-09]

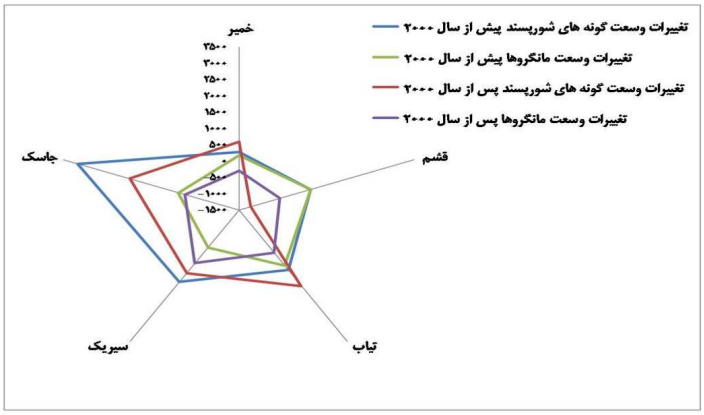
جدول ۱- تغییرات وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در زون‌های رویشگاهی موردمطالعه

رویشگاه	وسعت در سال ۱۹۸۶ (هکتار)		وسعت در سال ۲۰۰۰ (هکتار)		وسعت در سال ۲۰۱۶ (هکتار)	
	مانگرو	جوامع شورپسند	مانگرو	جوامع شورپسند	مانگرو	جوامع شورپسند
خمیر	۱۶۶۰/۶	۱۱۹۰/۱۶	۱۸۲۸/۳۵	۱۴۷۸/۷۹	۱۵۲۱/۳۶	۲۰۷۸/۸۲
قشم	۵۳۴۳/۷۵	۳۳۱۳/۴۴	۵۸۸۱/۷۷	۳۸۶۹/۷۳	۵۵۳۹/۶۸	۲۷۰۸/۶۴
تیاب	۲۷۹/۷۲	۴۱۵/۳۵	۸۷۴/۰۸	۱۱۹۳/۶۷	۹۸۴/۶	۲۵۸۵/۲۵
سیریک	۴۸۲/۳۱	۱۲۵/۵۵	۴۰۰/۱	۱۳۵۹/۶۳	۹۱۹/۶۲	۲۲۵۰/۸۱
جاسک	۳۰۳/۴۸	۵۱۴/۰۸	۵۲۵/۶۹	۳۶۰۸/۸۲	۵۶۱/۴۲	۵۲۰۳/۷۱

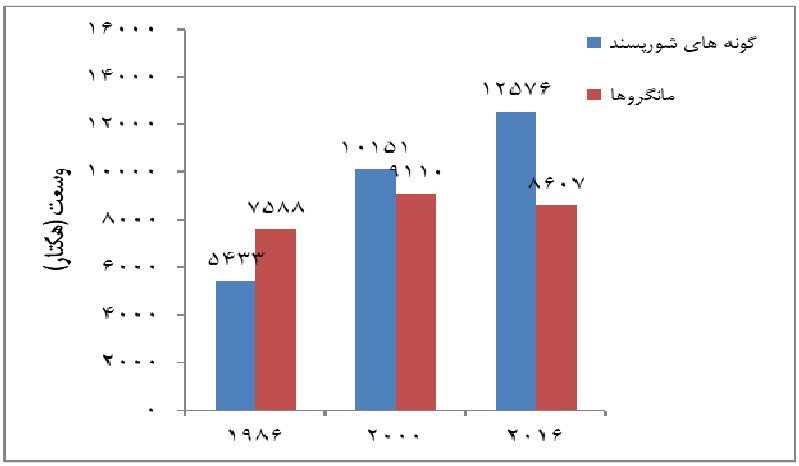
جدول ۲- مقدار متوسط تغییرات وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در زون‌های رویشگاهی موردمطالعه

رویشگاه	مقدار متوسط تغییرات وسعت قبل از سال ۲۰۰۰ (هکتار)		مقدار متوسط تغییرات وسعت پس از سال ۲۰۰۰ (هکتار)		مقدار متوسط تغییرات در دوره ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) (هکتار)	
	مانگرو	جوامع شورپسند	مانگرو	جوامع شورپسند	مانگرو	جوامع شورپسند
خمیر	۱۱/۹۸	۲۰/۶۲	-۱۹/۱۹	۳۷/۵۰	-۴/۶۴	۲۹/۶۲
قشم	۳۸/۴۳	۳۹/۷۴	-۲۱/۳۸	-۷۲/۶	۶/۵۳	-۲۰/۲
تیاب	۴۲/۴۵	۵۵/۵۹	۶/۹۱	۸۶/۹۷	۲۳/۵۰	۷۲/۳۳
سیریک	-۵/۸۷	۸۸/۱۵	۳۲/۴۷	۵۵/۷۰	۱۴/۵۸	۷۰/۸۴
جاسک	۱۵/۸۷	۲۲۱/۰۵	۲/۲۳	۹۹/۶۸	۸/۶۰	۱۵۶/۳۲

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-11-09]



شکل ۲- تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در دوره‌های زمانی قبل و بعد از سال ۲۰۰۰



شکل ۳- تغییرات وسعت مانگروها و پوشش‌های گیاهی شورپسند در رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان

بحث و نتیجه‌گیری

نتایج این مطالعه نشان داد که مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند رویشگاه‌های استان هرمزگان در طول دوره ۳۰ ساله و در دو دوره زمانی قبل و بعد از سال ۲۰۰۰ دارای تغییرات وسعت قابل‌توجهی بوده‌اند. بر اساس نتایج به‌دست‌آمده، در بین کلیه زون‌های رویشگاهی موردبررسی، مانگروهای زون رویشگاهی سیریک برخلاف مانگروهای سایر رویشگاه‌های استان هرمزگان، دارای افزایش قابل‌توجه در مقدار متوسط تغییرات وسعت در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ نسبت به دوره پیش از آن بودند. بررسی گزارش‌ها و اسناد موجود نشان می‌دهد که در دوره زمانی ۱۳۸۷ تا ۱۳۸۹ گستره‌ای به مساحت ۶۴۸ هکتار از پهنه‌های گلی واقع در زون رویشگاهی سیریک تحت جنگل‌کاری با گونه‌های حرا و

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-11-09]

چندل قرارگرفته است. این وسعت بالای جنگل‌کاری در زون رویشگاهی سیریک دلیل اصلی افزایش وسعت قابل‌توجه این رویشگاه در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ نسبت به دوره زمانی پیش از آن است. مطالعات موجود نشان می‌دهد که عواملی مانند ایجاد تغییر نامطلوب درروند توزیع رسوب در محیط ساحلی در اثر ایجاد تأسیسات و سازه‌ها، بهره‌برداری بیش‌ازحد از مانگروها جهت مصارف سوختی و یا چرای دام‌ها، توسعه آبزی‌پروری، آلاینده‌ها و اثرات اقلیمی مانند بالا آمدن سطح آب دریا به‌عنوان برخی از عوامل اصلی اثرگذار درروند کاهش وسعت جنگل‌های مانگرو در جهان عنوان‌شده است (Gilman et al., 2007; Ellison and Zouh, 2012; Hai-Hoa et al., 2013; Tran Thi et al., 2014). در جنگل‌های مانگرو استان هرمزگان نیز عوامل مختلفی مانند تعلیف دام، تهیه چوب سوختی و نیز مصالح ساختمانی (مانگروهای قشم و خمیر)، توسعه آبزی‌پروری، ساخت اسکله، ترابری دریایی و رفت‌وآمد شناورها در محدوده مانگروها (در آب‌های حوزه رویشگاهی جاسک)، توسعه برخی صنایع و معدن‌کاری در پیرامون مانگروها و ورود فاضلاب‌های صنعتی و خانگی از مناطق شهری مجاور و نیز آلودگی‌های نفتی (مانگروهای رویشگاه خمیر و قشم) می‌توانند نقش مؤثر در تخریب و وقوع پسروی این رویشگاه‌ها داشته باشند (Danehkar et al., 2008; Mehrabian et al., 2008). چنانچه نتایج حاصل از مشاهدات میدانی نشان می‌دهد که قطع و سرشاخه زنی درختان حرا در نقاط مختلف با شدت‌های متفاوتی صورت می‌گیرد؛ چنانچه بیشترین میزان برداشت سرشاخه در مانگروهای حوزه رویشگاه‌های حوزه خمیر و قشم رخ می‌دهد.

نتایج نشان داد که مقدار متوسط تغییرات وسعت مانگروهای واقع در زون رویشگاهی جاسک به میزان قابل‌توجهی در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ نسبت به دوره پیش از کاهش‌یافته است (از ۱۵/۸۷ هکتار در سال در دوره زمانی پیش از سال ۲۰۰۰ به ۲/۲۳ هکتار در سال در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰) و این کاهش مقدار تغییرات وسعت در مورد جوامع شورپسند موجود در این زون رویشگاهی نیز وجود دارد به‌نحوی‌که مقدار متوسط تغییرات وسعت این جوامع گیاهی از ۲۲۱/۰۵ هکتار در سال در دوره زمانی پیش از سال ۲۰۰۰ به ۹۹/۶۸ هکتار در سال در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ کاهش‌یافته است. مطالعات موجود نشان می‌دهد که احداث سد جگین در سال ۲۰۰۸ در مسیر رودخانه جگین، سبب کاهش حجم قابل‌توجهی از رسوب واردشده به ساحلی توسط این رودخانه شده است؛ چنانکه مقدار حجم رسوب سالانه ورودی به این سد برابر با ۵/۲ میلیون مترمکعب است (مهندسین مشاور پایداری طبیعت و منابع. ۱۳۹۲). بدون شک احداث این سد سبب تغییر دینامیک رسوبی نواحی ساحلی پایین‌دست این سد شده است و می‌تواند یکی از عوامل تأثیرگذار در کاهش وسعت مانگروهای این ناحیه باشد؛ چنانچه مطالعات گوناگون نیز نشان داده که احداث سد بر مسیر جریان رودخانه‌ها می‌تواند با افزایش و یا کاهش بار رسوبی و حجم آب شیرین عرضه‌شده توسط

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-11-09]

رودخانه‌ها سبب تغییر کمیت و کیفیت مانگروها شود (Koedam and Dahdouh-Guebas, 2008; Ellison and Zouh, 2012). درواقع تغییرات دینامیکی در گسترش نسبی مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند با تأثیر بالقوه تغییرات رخداده در عرضه آب شیرین دچار پیچیدگی بیشتری می‌شود؛ چراکه رشد و توسعه مانگروها تابعی از زمان‌بندی و کیفیت (مواد غذایی و شوری) آب شیرین ورودی به محیط ساحلی است (Cintron et al., 1978; Lugo and Brown, 1982). ازاین‌رو هرگونه تغییر در مقدار آب شیرین ورودی به محیط ساحلی می‌تواند نرخ افزایش وسعت مانگروها و نفوذ آن‌ها به درون جوامع گیاهی شورپسند را تغییر دهد (Krauss et al., 2011). در زون‌های رویشگاهی همانند جاسک نیز که مانگروها تحت تأثیر آب شیرین ورودی از رودخانه جگین قرار دارند، احداث سد و تغییرات رخداده در حجم آب ورودی این رودخانه به محیط ساحلی می‌تواند یکی از دلایل کاهش وسعت مانگروهای این زون رویشگاهی باشد. مطالعات بیشتر می‌تواند رابطه میان تغییرات وسعت مانگروهای این زون رویشگاهی را با تغییر در دبی رودخانه جگین در دو دوره زمانی قبل و بعد از احداث سد نشان دهد.

بررسی مجموع وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در تمام زون‌های رویشگاهی استان هرمزگان نشان می‌دهد که علی‌رغم افزایش بسیار اندک در وسعت مانگروها در فاصله سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۶ (به میزان ۱۷ هکتار)، بیش از ۳۳۰۰ هکتار بر وسعت جوامع گیاهی شورپسند در این دوره زمانی افزوده‌شده است. مطالعات موجود نشان داده که افزایش میزان بارندگی از طریق کاهش سطح شوری اراضی بالادستی سبب افزایش وسعت و نفوذ مانگروها به درون گونه‌های شورپسند مجاور آن‌ها می‌گردد (Saenger, 1995; Saintilan and Wilton, 2001) و از سوی دیگر کاهش بارندگی و وقوع خشک‌سالی از طریق افزایش تبخیر و ایجاد تنش شوری سبب کاهش تولید خالص اولیه، کاهش میزان رشد و زنده‌مانی نهال‌ها و کاهش تنوع زیستی و توان رقابت مانگروها می‌تواند منجر به مرگ‌ومیر و کاهش وسعت مانگروها و گونه‌های شورپسند و نیز توسعه این‌گونه ها در رویشگاه‌ها و نفوذ آن‌ها به درون مانگروها گردد (Lovelock and Ellison, 2007; Gilman et al., 2008; Eslami-Andargoli et al., 2009). چنانچه نتایج به‌دست‌آمده نیز نشان می‌دهد که در دوره وقوع خشک‌سالی پس از سال ۲۰۰۰، به‌استثنای رویشگاه قشم، متوسط افزایش وسعت گونه‌های شورپسند به میزان قابل‌توجهی از نرخ افزایش وسعت مانگروها بیشتر است و این امر نشان‌دهنده غلبه گونه‌های شورپسند بر رویشگاه‌ها و جایگزینی تدریجی آن‌ها با مانگروها است. کشور ایران با قرار گرفتن در کمربند بیابانی جهان (۲۵ تا۴۰ درجه عرض شمالی)، دارای تغییرپذیری شدید اقلیمی بوده و میزان بارش آن درمانگحدود یک‌سوم متوسط جهانی است و ازاین‌رو، کمبود بارندگی و وقوع خشک‌سالی با فراوانی و شدت بالایی در ایران وجود دارد (Madani, 2014) و میانگین بارندگی و حجم آب سطحی ورودی به نواحی ساحلی خلیج‌فارس و دریای عمان واقع در جنوب ایران از سال ۲۰۰۰ تاکنون نسبت به دوره

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-11-09]

زمانی ۱۹۹۰ تا ۲۰۰۰، به ترتیب ۴۳ و ۶۷ درصد کاهش‌یافته است (رضایی و بهنیا، ۱۳۸۷). بدون شک وقوع این خشک‌سالی‌ها بر کاهش وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند اثرگذار بوده است و مطالعات آینده می‌تواند تأثیر وقوع خشک‌سالی و تغییرات الگوی بارندگی را بر این رویشگاه‌ها نشان دهد. هرچند که سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور جنگل‌کاری‌های گسترده‌ای را در سالیان اخیر در رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان اجرا نموده است، اما مطالعات موجود نشان داده که بخش عمده‌ای از مناطق جنگل‌کاری شده دچار افت قابل‌توجه در وسعت (تا حدود ۸۰ درصد) شده و نیز در وضعیت ناپایداری (۸۴ درصد) قرار دارند (مهندسین مشاور پایداری طبیعت و منابع. ۱۳۹۲). این امر نشان‌دهنده سهم ناچیز جنگل‌کاری‌های انجام‌شده در افزایش وسعت مانگروهای استان هرمزگان در سالیان اخیر است (افزایش ۱۵ هکتاری مانگروها در دوره پس از سال ۲۰۰۰).

مطالعات موجود نشان می‌دهد که عوامل دیگری مانند ژئومورفولوژی، آشفتگی و هیدرولوژی محلی نیز می‌تواند بر نرخ تغییرات و الگوهای توسعه مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند اثرگذار باشد و در تفسیر افزایش وسعت و یا کاهش وسعت مانگروها نیز می‌توان تغییر در رژیم‌های جزر و مدی یا سطح آب‌های مصبی، افزایش سطوح مواد مغذی و رسوب‌گذاری و آشفتگی‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی همانند تغییر کاربری اراضی در حوزه‌های آبریز ساحلی و سدسازی را نام برد (Saintilan and Williams, 1999). تمامی این دلایل می‌تواند بر تفاوت‌های میان تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند موجود در زون‌های رویشگاهی گوناگون ایران اثرگذار باشد؛ چنانکه در رویشگاه قشم روند تغییرات وسعت مانگروها و گونه‌های شورپسند دارای تفاوت قابل‌توجه به دیگر رویشگاه‌ها است. این امر نیاز به انجام مطالعات گسترده‌ای را درزمینه تأثیر عوامل فوق بر تغییرات ایجادشده در پوشش‌های گیاهی رویشگاه‌های مانگرو ایران نشان می‌دهد. به‌طورکلی، وجود جریان‌های سطحی رودخانه‌های مهران، میناب، شور، کل، حسن لنگی و جلابی، رسوبات حاصل از فرسایش را در بستر کم‌عمق سواحل و پیش‌کرانه‌های مناطق مرکزی و شرقی استان هرمزگان متراکم می‌کنند و سبب توسعه جلگه‌های ساحلی و نیز افزایش رسوب‌گذاری در بستر مانگروهای واقع در سواحل این نواحی می‌شوند. این امر می‌تواند یکی از عوامل اثرگذار برافزایش وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند موجود در زون‌های رویشگاهی تیاب و سیریک باشد. مطالعات نشان داده که بیشترین بودن میزان رسوب‌گذاری در بستر مانگروها نسبت به جوامع گیاهی شورپسند، یکی از دلایل افزایش گستره مانگروها و از بین رفتن جوامع شورپسند در نواحی ساحلی گوناگون است (Saintilan et al., 2013).

مقادیر متوسط تغییرات وسعت محاسبه‌شده برای رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان در این مطالعه با نتایج سایر مطالعات انجام‌شده در این رویشگاه‌ها قابل‌مقایسه است. خورانی و همکاران (۱۳۹۵) متوسط تغییرات وسعت مانگروهای زون‌های رویشگاهی خمیر و قشم را در دوره ۲۵ ساله

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-11-09]

۱۹۸۴ تا ۲۰۰۹ را برابر با ۱۸/۲۸ هکتار در سال به دست آوردند که نشان‌دهنده روند افزایشی وسعت مانگروهای این رویشگاه‌ها است در حالیکه در مطالعه حال حاضر متوسط تغییرات وسعت برای دو رویشگاه فوق در دوره زمانی ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) برابر با ۰/۹۵ بود که کمتر از مقدار متوسط محاسبه‌شده توسط خورانی و همکاران است. صالحی پور و لک (۱۳۹۳) بیان نمودند که در دوره زمانی ۱۹۷۳ تا ۲۰۰۸ کلیه رویشگاه‌های مانگرو ایران دارای روند افزایش وسعت بوده‌اند در حالیکه مطالعه حال حاضر نشان داد که در مقطع زمانی پس از سال ۲۰۰۰ زون‌های رویشگاهی خمیر و قشم دچار کاهش وسعت شده و مقدار متوسط تغییرات وسعت مانگروها در زون رویشگاهی خمیر در طول دوره ۳۰ ساله ۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶ دارای مقداری منفی و یا کاهش وسعت است. همان‌طور که نتایج این مطالعه نشان داد، مانگروهای زون رویشگاهی جاسک علی‌رغم کاهش مقدار متوسط افزایش وسعت در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ نسبت به دوره پیش از آن، دارای روند افزایش وسعت در تمامی دوره زمانی ۳۰ ساله ۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶ (۸/۶ هکتار در سال). بذرافشان و همکاران (۱۳۹۵) نیز در دوره زمانی ۱۹۹۳ تا ۲۰۱۰ روند تغییرات وسعت مانگروهای زون رویشگاهی جاسک را افزایشی بیان نمودند.

از مجموع مطالب ذکرشده می‌توان دریافت که تفسیر دقیق دلایل تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در رویشگاه‌های مانگرو موردمطالعه نیازمند انجام مطالعات گسترده درزمینه تأثیر تغییرات الگوهای بارندگی و وقوع خشک‌سالی در نواحی ساحلی، تغییرات روند فرسایش و رسوب‌گذاری در بستر مانگروها، تأثیر بار آلودگی موجود در محیط ساحلی بر رشد و توسعه مانگروها و جوامع شورپسند و نیز نحوه و میزان بهره‌برداری جوامع ساکن از مانگروها است.

منابع

بذرافشان، ع.، احمدی، س.، خرانی، ا. ۱۳۹۵. تأثیر رواناب و رسوب حوضه بر تغییرات منطقه جنگل‌های مانگرو. تحقیقات فرسایش محیطی. ۶ (۲۱): ۸۸-۱۰۲.

خورانی، ا.، بی‌نیاز، م.، امیری. ح. ا. ۱۳۹۵. تغییرات وست جنگل‌های مانگرو به دلیل تغییرات اقلیمی مطالعه موردی: جنگل بین بندر و خاک جزیره، مجله بوم‌شناسی آبزیان، ۵: ۱۰۰-۱۱۱.

دانه‌کار، ا. ۱۳۷۸. مناطق حساس دریایی ایران. فصلنامه علوم محیط‌زیست، ۲۴: ۳۸-۲۸.

دانه‌کار، ا.، محمودی بهاشمی، ا. ۱۳۸۵. طرح مدیریت و توسعه جنگل‌های مانگرو استان هرمزگان، اداره کل منابع طبیعی استان هرمزگان، ۲۰۰ صفحه.

رضایی صدر، ح.، بهنیا، ع. ۱۳۸۷. رابطه بین پدیده النینو- نوسانات جنوبی (ENSO) و خشک‌سالی در جنوب ایران، اولین کنفرانس بین‌المللی بحران آب، زابل، دانشگاه زابل، پژوهشکده تالاب بین‌المللی هامون.

سراج‌الدین ا. ۱۳۹۱. اثر نوسانات در آب‌وهوای جنگل‌های مانگرو منطقه در ایران (مطالعه موردی: خلیج گواتر). پایان‌نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه سیستان و بلوچستان. ۱۱۰ ص.

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-11-09]

صالحی پور، ا.، لک. ر. ۱۳۹۳. پایش گستره جنگل‌های مانگرو در ساحل جنوبی ایران. سی و دومین جلسه اولین کنگره بین‌المللی علوم زمین. وزارت صنایع، معادن و معادن، تحقیقات زمین‌شناسی و اکتشاف مواد معدنی. تهران، ایران.

مهندسین مشاور پایداری طبیعت و منابع. ۱۳۹۲. سند ملی جنگل‌های مانگرو کشور. ۵۳۰ ص.

Allen, J.A., Krauss, K.W., Hauff, R.D. 2003. Factors limiting the intertidal distribution of the mangrove species Xylocarpus granatum.Oecologia, 135(1): 110-121.

Armitage, A.R., Highfield, W.E., Brody, S.D., Louchouarn P. 2015. The contribution of mangrove expansion to salt marsh loss on the Texas Gulf Coast. PloS one, 10(5): e0125404.

Cintrón, G., Lugo, A.E., Pool, D.J., Morris G. 1978. Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. Biotropica, 110-121.

Clarke, P.J., Allaway, W.G. 1993. The regeneration niche of the grey mangrove (Avicennia marina): effects of salinity, light and sediment factors on establishment, growth and survival in the field. Oecologia, 93(4): 548-556.

Dale, P., Eslami-Andargoli, L., Knight, J. 2013. The impact of encroachment of mangroves into saltmarshes on saltwater mosquito habitats.Journal of Vector Ecology, 38(2): 330-338.

Danehkar, A., Hasheni, A., Varasteh, R., Fadakar, S., Sharifipour, R. 2008. The spatial analysis of environmental sensitivity of coastal areas in Hormozgan province. The department of the environment, Hormozgan province. 180p.

Ellison, J.C. 1999. Impacts of sediment burial on mangroves. Marine Pollution Bulletin, 37(8): 420-426.

Ellison, J.C., Zouh, I. 2012. Vulnerability to Climate Change of Mangroves: Assessment from Cameroon, Central Africa. Biology, 1: 617-638.

Eslami-Andargoli, L., Dale, P.E.R., 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.

Forests, Range and Watershed Management Organization (FRWMO). 2014. Available online: http://frw.org.ir/00/En/StaticPages/Page.aspx?tid=13238.

Gilman, E.L., Ellison, J., Duke, N.C., Field, C. 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: a review. Aquatic botany, 89(2): 237-250.

Gilman, E., Ellison, J., Coleman R. 2007. Assessment of mangrove response to projected relative sea-level rise and recent historical reconstruction of shoreline position. Environmental monitoring and assessment, 124(1): 105-130.

Giri, C., Pengra, B., Zhu, Z., Singh, A. Tieszen, L.L. 2007. Monitoring Mangrove Forest Dynamics of the Sundar- bans in Bangladesh and India Using Multi-Temporal Sat- ellite Data from 1973 to 2000," Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1-2: 91-100.

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-11-09]

Hai-Hoa, N., McAlpine, C., Pullar, D., Johansen, K., Duke, N.C. 2013. The relationship of spatial–temporal changes in fringe mangrove extent and adjacent land-use: Case study of Kien Giang coast, Vietnam, Ocean Coast. Manage, 76: 12–22.

Held, C., Ticehurst, L., Lymburner Williams, N. 2003. High Resolution Mapping of Tropical Mangrove Eco- systems Using Hyperspectral and Radar Remote Sens-ing," International Journal of Remote Sensing, 24(13): 2739-2759.

Koedam, N., Dahdouh-Guebas, F. 2008. Ecological quality changes precede changes in quantity in mangrove forests, Science, ELetter 2 October 200.

Krauss, K.W., From, A.S., Doyle, T.W., Doyle, T.J., Barry, M.J. 2011. Sea-level rise and landscape change influence mangrove encroachment onto marsh in the Ten Thousand Islands region of Florida, USA. Journal of Coastal Conservation, 15(4): 629-638.

Lovelock, C.E., Ellison, J.C. 2007. Vulnerability of mangroves and tidal wetlands of the Great Barrier Reef to climate change.

Lugo, A.E., Brown, S., Brinson, M.M. 1988. Forested wetlands in freshwater and salt-water environments. Limnology and Oceanography, 33(4): 894-909.

Mehrabian, A., Naqinezhad, A., Mahiny, A.S., Mostafavi, H., Liaghati, H., Kouchekzadeh, M. 2009. Vegetation Mapping of the Mond Protected Area of Bushehr Province (South-west Iran). Journal of integrative plant biology, 51(3): 251-260.

Nguyen, H.H., McAlpine, C., Pullar, D., Johansen, K., Duke, N.C. 2013. The relationship of spatial–temporal changes in fringe mangrove extent and adjacent land-use: Case study of Kien Giang coast, Vietnam. Ocean and Coastal Management, 76: 12-22.

Patterson, S., McKee, K.L., Mendelssohn I.A. 1997. Effects of tidal inundation and predation on Avicennia germinans seedling establishment and survival in a sub-tropical mangal/salt marsh community. Mangroves and Salt Marshes, 1(2): 103-111.

Rogers, K., Saintilan, N., Heijnis, H. 2005. Mangrove encroachment of salt marsh in Western Port Bay, Victoria: the role of sedimentation, subsidence, and sea level rise. Estuaries, 28(4): 551-559.

Saenger, P., Bellan, M.F. 1995. The mangrove vegetation of the Atlantic coast of Africa: a review.

Saintilan, N., Williams, R.J. 1999. Mangrove transgression into saltmarsh environments in south-east Australia. Global Ecology and Biogeography, 8(2): 117-124.

Saintilan, N., Wilton, K. 2001. Changes in the distribution of mangroves and saltmarshes in Jervis Bay, Australia. Wetlands Ecology and Management, 9(5): 409-420.

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-11-09]

Saintilan, N., Wilson, N.C., Rogers, K., Rajkaran, A., Krauss, K.W. 2014. Mangrove expansion and salt marsh decline at mangrove poleward limits. Global change biology, 20(1): 147-157.

Seto, K.C., Fragkias, M. 2007. Mangrove conversion and aquaculture development in Vietnam: A remote sensing-based approach for evaluating the Ramsar Convention on Wetlands. Global Environmental Change, 17(3): 486-500.

Stevens, P.W., Fox, S.L., Montague, C.L. 2006. The interplay between mangroves and saltmarshes at the transition between temperate and subtropical climate in Florida. Wetlands Ecology and Management, 14(5): 435-444.

Tran Thi, V., Tien Thi Xuan, A., Phan Nguyen, H., Dahdouh-Guebas, F., Koedam, N. 2014. Application of remote sensing and GIS for detection of long-term mangrove shoreline changes in Mui Ca Mau, Vietnam. Biogeosciences, 11(14): 3781-3795.

Vo, Q.T., Oppelt, N., Leinenkugel, P., Kuenzer, C. 2013. Remote sensing in mapping mangrove ecosystems – An Object-Based Approach, Remote Sens, 5: 183–201.

Wanless, H.R., Parkinson, R.W., Tedesco, L.P. 1994. Sea level control on stability of Everglades wetlands. Everglades: the Ecosystem and Its Restoration. St. Lucie Press, Delray Beach, FL, USA, 199-223.

[Downloaded from pec.gonbad.ac.ir on 2026-11-09]