

بررسی رابطه میان وقوع خشکسالی هیدرولوژیک و تغییرات گستره مانگروهای استان هرمزگان

داود مافی غلامی^{۱*}، اکرم نوری کمری^۲

۱. گروه علوم جنگل، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد

۲. گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۰۱/۲۸

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۱۰/۲۲

شناسه دیجیتال (DOI): [10.22113/jmst.2018.114535.2105](https://doi.org/10.22113/jmst.2018.114535.2105)

چکیده

به طور کلی، تجزیه و تحلیل تغییرات ایجاد شده در گستره مانگروها و بررسی رابطه آن با تغییرات مقادیر آب‌های جاری سطحی ورودی به محیط ساحلی می‌تواند اطلاعات ارزشمندی را در مورد اثرات نامطلوب ناشی از تغییر اقلیم بر این اکوسیستم‌ها ارائه دهد و از این رو نقش مهمی در کارایی و موفقیت برنامه‌های حفاظت و توسعه این اکوسیستم‌ها ایفا می‌کند. لذا در این مطالعه نیز رابطه میان تغییرات دبی رودخانه‌های ورودی به محیط ساحلی (وقوع خشکسالی هیدرولوژیک) و تغییرات وسعت مانگروها در رویشگاه‌های خمیر، تیاب و جاسک در دوره زمانی ۳۰ ساله (۱۹۸۶-۲۰۱۶) مورد بررسی قرار گرفت. نتایج این مطالعه نیز نشان داد که با وقوع خشکسالی‌های هیدرولوژیک شدید تا بسیار شدید در دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۸ در سطح نواحی ساحلی جنوب ایران، مانگروهای واقع در حوزه‌های رویشگاهی خمیر، تیاب و جاسک نیز دچار کاهش وسعت یا افت روند توسعه در این دوره زمانی نسبت به دوره ترسالی پیش از سال ۱۹۹۸ شده است. همبستگی بالای میان وقوع خشکسالی هیدرولوژیک و تغییرات وسعت مانگروها در رویشگاه‌های مختلف نیز نشان دهنده تاثیر نامطلوب ناشی از کاهش آب شیرین ورودی به محیط ساحلی بر گستره مانگروها بود. نتایج مطالعات صورت گرفته در مانگروهای سایر مناطق جهان نیز نشان داده که کاهش بارندگی و مقادیر آب شیرین ورودی به محیط سبب کاهش وسعت و یا تقلیل روند توسعه مانگروها می‌گردد. نتایج حاصل از این تحقیق با فراهم آوردن اطلاعات دقیق در مورد نحوه پاسخ مانگروها به تغییرات اقلیمی می‌تواند نقش مهمی در کارایی و موفقیت برنامه‌های سازگاری با تغییر اقلیم و حفاظت و توسعه جنگل‌های مانگرو ایران داشته باشد.

واژگان کلیدی: خشکسالی هیدرولوژیک، تغییرات وسعت، مانگرو، استان هرمزگان

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

۱. مقدمه

امروزه در میان پیامدهای حاصل از تغییر اقلیم، بالا آمدن سطح آب دریا مهم ترین عامل موثر بر گستره و ساختار مانگروها در مقیاس زمانی بلند مدت است (Field, 1995; Gilman et al., 2008) و تغییرات مقادیر بارندگی و میزان رواناب سطحی حوزه های آبریز بالادستی در کوتاه مدت بر رشد و گستره مانگروها اثرگذار است (Snedaker, 1995). به دلیل ارتباط نزدیکی که میان شرایط رویشگاهی مانگروها و وقوع بارندگی وجود دارد، هر گونه تغییر در الگوهای بارندگی و جریانات آبی سطحی حوضه های آبریز تاثیر قابل توجهی بر رشد و پراکنش مکانی مانگروها خواهد داشت (Snedaker, 1995; Field, 1995; Ellison, 2000). بر اساس مطالعات انجام شده، کاهش بارندگی و وقوع خشکسالی از طریق ایجاد تنش شوری سبب کاهش تولید خالص اولیه، کاهش میزان رشد و زنده مانی نهال ها، تغییر رقابت میان گونه های مانگرو و کاهش تنوع زیستی آنها خواهد شد که در نهایت می تواند منجر به تغییرات نامطلوب مانند کاهش وسعت، تاج پوشش و توان تولیدی مانگروها شود (Lovelock and Ellison, 2007; Gilman et al., 2008; Eslami-Andargoli et al., 2009). هر چند که تغییرات رخ داده در ساختار و عملکرد مانگروها به دلیل وقوع همزمان و هم افزایی تنش ها و آشفتگی های چندگانه همانند سیلاب ها و طوفان ها، آفات و آلودگی ها، نقصان مواد مغذی، چرا و فعالیت های مختلف انسانی در محیط ساحلی است (Lovelock and Ellison, 2007; Alongi, 2015) و این امر بیان رابطه میان تغییرات مانگروها و خشکسالی را توسط یک همبستگی خطی ساده با مشکل مواجه می سازد (Asbridge et al., 2016) اما مطالعات گوناگون عامل اصلی تغییر در ساختار و عملکرد پوشش های گیاهی گوناگون، از جمله مانگروها، را به دلیل تغییرات ایجاد شده در مقادیر آب شیرین ورودی به محیط مانگروها و به عبارت دیگر رابطه قوی میان دو متغیر بارندگی و مانگروها بیان

نموده اند (Eslami-Andargoli et al., 2009; Mafi-Gholami et al., 2017). در واقع رواناب سطحی وارد شده به محیط مانگروها از حوزه های آبریز بالادستی از طریق کاهش میزان شوری و سولفات ها، افزایش تامین مواد مغذی و رسوبگذاری در نواحی ساحلی سبب افزایش قابلیت تولید و تنوع بالاتر رشد مانگروها می شود و وقوع خشکسالی ها و افزایش تبخیر و تعرق می تواند با ایجاد تغییرات نامطلوب در رژیم هیدرولوژیکی حوزه سبب کاهش حجم رواناب های شیرین ورودی به سواحل و کاهش رشد و توان تولیدی مانگروها شود (Field, 1995; Ellison, 2000, Eslami-Andargoli et al., 2009). بنابراین بررسی تغییرات رخ داده در مقادیر رواناب خروجی از حوزه های آبریز بالادستی و تغییرات رخ داده در گستره مانگروها در بلند مدت می تواند اطلاعات ارزشمندی را در مورد نحوه پاسخ مانگروها به پیامدهای ناشی از تغییر اقلیم فراهم نموده و نقش مهمی در تهیه و تدوین برنامه های سازگاری با تغییر اقلیم داشته باشد. مانگروهای ایران در سواحل شمالی خلیج فارس و دریای عمان، به عنوان بخشی از شبکه جهانی Man Biosphere & نیز یکی از مهمترین زیستگاه های مانگرو در خاورمیانه (با وسعتی در حدود ۱۹۲ کیلومتر مربع)، دارای اهمیت قابل توجهی در سطح بین الملل هستند (Danekar et al., 2008; FAO, 2007). علی رغم این اهمیت، مانگروهای ایران در معرض طیفی از مخاطرات طبیعی و انسانی گوناگون مانند تغییرات کاربری اراضی و توسعه نواحی شهری و صنعتی و اراضی کشاورزی، ورود فاضلاب شهری و صنعتی و آلودگی های نفتی، خشکسالی های پی در پی و کمبود شدید بارندگی سالانه قرار دارند (Danekar et al., 2008; Mafi-Gholami et al., 2015). در کنار این عوامل مخرب، وقوع خشکسالی در سواحل جنوبی ایران به عنوان یکی از مهمترین عوامل افزایش دهنده آسیب پذیری مانگروهای ایران معرفی شده است (Mafi-Gholami et al., 2015). چنانچه مطالعه انجام شده توسط Mafi-Gholami و همکاران (۲۰۱۷) نیز

خلیج فارس و آب‌های منطقه را پمی^۲ دارا بوده و متشکل از دو گونه حرا^۳ و چندل^۴ هستند (Danekar et al., 2008). در میان رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان، در رویشگاه سیریک جنگلکاری‌های وسیعی با دو گونه حرا و چندل در سال ۱۳۸۹ انجام گرفته است (در حدود ۵۰۰ هکتار) و این امر بررسی دقیق پیشروی مانگروهای این رویشگاه را به سمت خشکی یا دریا با مشکل مواجه می‌سازد. لذا در این مطالعه برای بررسی تغییرات پیشروی مانگروها در دوره‌های زمانی قبل و بعد از سال ۱۹۹۸، تنها سه رویشگاه خمیر، تیاب و جاسک مورد بررسی قرار گرفتند و رویشگاه سیریک از فرآیند مطالعه کنار گذاشته شد.

در این مطالعه، بررسی روند وقوع خشکسالی هیدرولوژیک در رودخانه‌های اصلی منتهی به سواحل در برگیرنده مانگروها انجام شد و بدین منظور از شاخص دبی استاندارد (SSFI) استفاده شد. این شاخص دارای سادگی اجرا و کارایی مناسب در بررسی خشکسالی‌های هیدرولوژیک است (اکرامی و همکاران، ۱۳۹۰؛ مافی غلامی و همکاران؛ ۱۳۹۴؛ Modarres, 2007; Fernandez et al., 2009; Rajeeckhar et al., 2014). برای ارزیابی تغییرات زمانی و مکانی خشکسالی هیدرولوژیک با استفاده از نمایه دبی استاندارد، از داده‌های دبی ماهانه مربوط به ۱۰ ایستگاه هیدرومتری شامل گابریک، سدیج، گز، جگین، جاماش، کل، مازابی، میناب، رسول و شمیل و در طول یک دوره آماری ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) استفاده شد. نمایه دبی استاندارد (SSFI) به لحاظ آماری مشابه با نمایه بارش استاندارد (SPI) است و برای یک دوره مشخص به صورت تفاوت میان مقادیر دبی از میانگین تقسیم بر انحراف معیار تعریف شده است (McKee et al. 1993) (رابطه ۱).

تاثیر مخرب وقوع کاهش مقادیر بارندگی و وقوع خشکسالی‌های بلند مدت پس از سال ۱۹۹۸ در نواحی ساحلی جنوبی ایران را بر گستره و تاج پوشش مانگروهای این مناطق نشان داده است. اما علاوه بر تاثیر ناشی از بارندگی مستقیم بر ساختار مانگروها، تغییرات رخ داده در حجم آب شیرین ورودی به محیط سواحل از سطح حوزه‌های آبریز بالادستی مانگروها نیز می‌تواند نقش مهمی در تغییرات رخ داده در گستره مانگروها و بویژه در مناطق با اقلیم‌های نیمه بیابانی که دچار نقصان منابع آب شیرین سطحی هستند، داشته باشد. این در حالی است که تاکنون مطالعه‌ای در ایران در زمینه تغییرات رخ داده در حجم آب شیرین ورودی به محیط ساحلی و وقوع خشکسالی هیدرولوژیک و رابطه آن با تغییرات گستره مانگروها در مقیاس منطقه‌ای انجام نشده است. لذا هدف این تحقیق نیز بررسی روند تغییرات مقادیر دبی رودخانه‌های ورودی به محیط‌های ساحلی در برگیرنده مانگروها و نیز رابطه میان تغییرات رخ داده در گستره مانگروها با وقوع خشکسالی‌های هیدرولوژیک در حوزه‌های آبریز بالادستی‌ها در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۸۶-۲۰۱۶) خواهد شد.

۲. مواد و روش‌ها

جنگل‌های مانگرو استان هرمزگان با وسعتی برابر با ۱۰۰۲۵/۵۵ هکتار (بیش از ۹۰ درصد جنگل‌های مانگرو ایران)، در محدوده جغرافیایی حد فاصل عرض شمالی ۱۳° ۳۴' ۲۵" در گابریک (شهرستان جاسک) تا ۲۷° ۱۰' ۵۴" در کولغان شهرستان بندرعباس و طول شرقی ۰۷° ۳۴' ۵۸" در هیمن شهرستان جاسک تا ۰۶° ۲۲' ۵۵" در شهرستان بندرلنگه و در هفت شهرستان جاسک، سیریک، میناب، بندرعباس، خمیر، قشم و بندرلنگه در رویشگاه‌های مختلف توسعه یافته‌اند. جنگل‌های مانگرو استان هرمزگان بیشترین وسعت این اجتماعات را در کشور و نیز در کل حوزه

2 - Regional Organization for Protection Marine Environment (ROPME)

3 - *Avicennia marina*

4 - *Rhizophora macronata*

$$SSFI = \frac{F_i - \bar{F}}{\sigma} \quad \text{رابطه (۱)}$$

که در این رابطه F_i : مقدار دبی در فاصله زمانی i ، \bar{F} : متوسط مقادیر دبی در سری زمانی و σ : انحراف معیار مقادیر دبی در سری است. برای سری های ماهانه، $SSFI$ به صورت رابطه (۲) نشان داده می شود:

$$SSFI_{\tau} = \frac{F_{v\tau} - \bar{F}_{\tau}}{\sigma_{\tau}} \quad \text{رابطه (۲)}$$

که در این رابطه $F_{v\tau} = \frac{1}{n} \sum_{v=1}^n F_{v,\tau}$ و $\bar{F}_{\tau} = \frac{1}{n-1} \sum_{v=1}^n (F_{v,\tau} - \bar{F}_{\tau})$ است و v بیان کننده سال، τ فاصله میان سال، \bar{F}_{τ} و σ_{τ} مقادیر میانگین و انحراف معیار مربوط به ماه τ و τ برابر با ۱۲ است.

میان وقوع خشکسالی هیدرولوژیک و تغییرات وسعت مانگروها در فواصل زمانی سه ساله انجام شد. به طور کلی آزمون Mann-Kendall (MK) که توسط سازمان جهانی هواشناسی برای بررسی داده های آب و هوایی توصیه شده است (Mitchell et al., 1966) یکی از پرکاربردترین روش ها برای کشف روند موجود در سری زمانی متغیرهای اقلیمی است. لذا در این مطالعه نیز با استفاده از آزمون Mann-Kendall (MK) و در محیط نرم افزار MakeSense 1.0، روند تغییر مقادیر $SSFI$ در حوزه های آبریز بالادستی مانگروها مورد بررسی قرار گرفت. در این مطالعه آزمون من کندال در سطح اطمینان ۹۵٪ و ۹۹٪ برای بررسی روند تغییرات شدت وقوع خشکسالی هیدرولوژیک مورد استفاده قرار گرفت. با محاسبه آماره Z در نرم افزار MakeSense 1.0 بر روی تغییرات مقادیر $SSFI$ و در هر یک از ایستگاه های هیدرومتری، روند تغییرات شدت وقوع خشکسالی هیدرولوژیک در در حوزه های آبریز بالادستی مانگروها بررسی گردید. آماره آزمون من کندال به صورت رابطه (۳) محاسبه می شود:

با توجه به این که محاسبه مقادیر $SSFI$ از لحاظ آماری مشابه با SPI است، مطابق با روش به کار رفته توسط Modarres (۲۰۰۷)، Fernandez و همکاران (۲۰۰۹) و Ekrami و همکاران (۱۳۹۰) برای طبقه بندی مقادیر $SSFI$ و تعیین آستانه های وقوع خشکسالی هیدرولوژیک از طبقه بندی McKee و همکاران (۱۹۹۳) استفاده شد.

بر این اساس مرز وقوع خشکسالی هیدرولوژیک جایی است که مقادیر $SSFI=0$ باشند. مطالعات موجود نشان داده که زنده مانی و توان مانگروها برای مقابله با شوری بالای آب وابسته به مقدار بارندگی و نیز حجم آبهای شیرین سطحی ورودی به این مناطق از حوزه های آبریز بالادستی است (Field, 1995; Ellison, 2000) و تغییرات رخ داده در مقادیر بارندگی و حجم آب شیرین ورودی به محیط مانگروها به صورت تجمعی و پس از گذشت سه سال سبب ایجاد تغییرات در مانگروها می گردد (Davenport and Nicholson, 1993). لذا در این مطالعه جهت بررسی روند تغییرات وقوع خشکسالی هیدرولوژیک و کشف نقاط احتمالی تغییر مقادیر دبی سالانه، مقایسه $SSFI$ یکساله مورد استفاده قرار گرفت و بررسی رابطه

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{sgn}(x_j - x_i)$$

$$(x_j - x_i) = \begin{cases} +1, & x_j > x_i \\ 0, & x_j = x_i \\ -1, & x_j < x_i \end{cases}$$

که در این رابطه:

میانگین و واریانس به صورت روابطه (۴) و (۵) است:

$$E(s) = 0$$

$$V(S) = \frac{n(n-1)(2n+5) - \sum_{i=1}^n t_i i(i-1)(2i+5)}{18}$$

$$Z = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{\text{Var}(S)}} & S > 0 \\ 0 & S = 0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{\text{Var}(S)}} & S < 0 \end{cases}$$

یک (وجود روند) در صورتی رد می شود که رابطه (۷) برقرار باشد:

$$|Z| \geq Z_{\alpha/2}$$

در این مطالعه برای تجزیه و تحلیل تغییرات وسعت رویشگاه های مانگرو استان هرمزگان (رویشگاه های خمیر، تیاب و جاسک) در طول یک دوره ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶)، از تعداد ۹۰ تصویر ماهواره لندست مربوط به ماه سپتامبر که ردیف/گذر آنها شامل ۱۵۸/۰۴۱، ۱۵۹/۰۴۱ و ۱۶۰/۰۴۱ بود، استفاده شد. برای بررسی نقشه سازی دقیق تر تغییرات وسعت مانگروها 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 تفاوت های فنولوژیکی ناشی از تغییر فصول جلوگیری شود. نخستین مرحله برای انجام تجزیه و تحلیل تصاویر، انجام تصحیح هندسی بر روی آنها بود. هر چند که تصاویر لندست ۸ دارای دقت هندسی مناسبی است، اما جهت دستیابی به حداکثر دقت هندسی تصاویر و نیز صحت بیشتر تجزیه و تحلیل تغییرات وسعت مانگروها، با کمک نرم افزار IDRISI و ثبت مجموعاً ۲۴۰ نقطه کنترل زمینی با استفاده از GPS (که دارای پراکنش مناسب در سطح مناطق بودند و در تصاویر نیز قابل تشخیص بودند) تصاویر ماهواره لندست ۸ مربوط به سال ۲۰۱۶ با مقدار خطای کمتر از یک پیکسل زمین

و n برابر است با اندازه نمونه. آماره S هنگامیکه که $n \geq 8$ تقریباً دارای پراکنش نرمال است. در این حالت

رابطه (۴)

رابطه (۵)

که در این رابطه t_i تعداد گره های زنجیره i است. آماره استاندارد (Z) برای آزمون یک طرفه به صورت رابطه (۶) فرموله می شود:

رابطه (۶)

در یک آزمون دو طرفه جهت روند یابی سری داده ها، فرض صفر آزمون (عدم وجود روند) در مقابل فرض رابطه (۷)

که α سطح معنی داری است که برای آزمون در نظر گرفته می شود و Z_{α} آماره توزیع نرمال استاندارد در سطح معنی داری α است که با توجه به دو دامنه بودن آزمون، از $\alpha/2$ استفاده شده است. در صورتی که آماره Z مثبت باشد، روند سری داده ها صعودی و در صورت منفی بودن آن روند نزولی در نظر گرفته می شود. پس از بررسی روند کلی تغییر در سری زمانی مقایر SSFI، برای شناسایی بهترین نقاط تغییر در سری زمانی ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) مقادیر متوسط دبی سالیانه ایستگاه های هیدرومتری منتخب، از آزمون ناپارامتریک Pettitt-Mann-Whitney ($\alpha=0/05$) و در محیط نرم افزار XLSTAT استفاده شد. پس از محاسبه احتمال تغییر برای هر یک از سالهای سری زمانی با استفاده از روش Pettitt-Mann-Withney، از روش CUSUM برای انتخاب مهمترین نقطه تغییر در سری زمانی مقادیر دبی و در محیط نرم افزار CPA، استفاده گردید. در نهایت پس از انتخاب مهمترین سال تغییر در سری زمانی مقادیر متوسط دبی سالیانه ایستگاه های هیدرومتری منتخب، با انجام آزمون t ، معنی دار بودن تفاوت میانگین مقادیر دبی در دو سری زمانی قبلی و بعد از سال تغییر، بررسی گردید.

نهایت، تغییرات وسعت مانگروها نیز در طول دوره ۳۰ ساله و در دو دوره زمانی قبل و بعد از نقطه شکست در مقادیر دبی سالانه مورد بررسی قرار گرفت. در این مرحله بر اساس سری زمانی ۳۰ ساله (۱۹۸۶-۲۰۱۶) مقادیر SSFI برای هر یک از ایستگاه های هیدرومتری موجود در حوزه های آبریز بالادستی مانگروها و و نیز مقادیر وسعت برای هر یک از رویشگاه های خمیر، تیاب و جاسک، رابطه میان تغییرات مقادیر SSFI و وسعت مانگروها در طول دوره زمانی ۳۰ ساله (در فواصل سه ساله) با استفاده از روش رگرسیون خطی ساده بررسی گردید. در نهایت، مقادیر مختلف نرخ تغییرات وسعت مانگروها در رویشگاه های مختلف و در دوره های زمانی قبل و بعد از نقطه تغییر در روند وقوع خشکسالی هیدرولوژیک مورد بررسی قرار گرفت.

۳. نتایج

محاسبه سری زمانی مقادیر SSFI با استفاده از سری زمانی ۳۰ ساله مربوط به مقادیر دبی متوسط ماهانه در ایستگاه های هیدرومتری منتخب نشان داد که سال ۱۹۹۸، مقطع زمانی تقریبی تغییر در روند سری زمانی مقادیر SSFI در کلیه ایستگاه های منتخب است که در دوره زمانی پس از آن بخش عمده ای از مقادیر SSFI دارای علامت منفی (وقوع خشکسالی) هستند. بررسی تغییرات مقادیر SSFI در سری زمانی ۳۰ ساله (۱۹۸۶-۲۰۱۶) برای کلیه ایستگاه های هیدرومتری منتخب نشان می دهد که در دوره ۱۲ ساله اول (قبل از سال ۱۹۹۸)، دوره های پیوسته ای (۳ تا ۷ سال) از ترسالی متوسط تا شدید در سطح منطقه رخ داده است. این در حالی است که در دوره زمانی ۱۸ ساله پس از سال ۱۹۹۸ (تا سال ۲۰۱۶)، دوره های طولانی از خشکسالی هیدرولوژیک ملایم تا بسیار شدید همراه با ترسالی های کوتاه مدت در برخی از ایستگاه ها (حدود سالهای ۲۰۰۶ تا ۲۰۰۸) در سطح ایستگاه ها قابل تشخیص است. نتایج استفاده از آزمون من کندال جهت بررسی روند تغییر

مرجع شدند. سایر تصاویر نیز با استفاده از شیوه تصویر به تصویر مورد تصحیح هندسی قرار گرفتند. به طور کلی در میان روش های مختلف طبقه بندی تصاویر ماهواره ای، روش طبقه بندی حداکثر احتمال یکی از کارآمدترین روش ها در استخراج پوشش گیاهی مانگروها از تصاویر ماهواره ای با قدرت تفکیک مکانی متوسط است (Wang et al., 2004; Nguyen et al., 2013). در این مطالعه از روش طبقه بندی نظارت شده حداکثر احتمال برای طبقه بندی تصاویر و استخراج پوشش گیاهی مانگروها استفاده شد. به منظور بارزسازی تصاویر و کمک به انجام دقیق تر طبقه بندی و جداسازی پوشش گیاهی مانگروها از نواحی آبی و خشکی های پیرامون از شاخص گیاهی NDVI که یکی از بهترین و پرکاربردترین شاخص های مورد استفاده برای شناسایی سریع و ساده پوشش گیاهی سبز از سایر مناطق است، استفاده گردید (Seto and Fragkias, 2007; Vo et al., 2013). با در اختیار داشتن نقشه NDVI و نیز تهیه نقشه ترکیب رنگی کاذب باندهای سبز، قرمز و مادون قرمز نزدیک، طبقه بندی نظارت شده برای تمامی تصاویر انجام شد. برای انجام صحت سنجی نقشه های حاصل از طبقه بندی تصاویر سال ۲۰۱۶، تعداد ۲۱۰ قطعه نمونه با ابعاد ۳۰×۳۰ متر (۹۰۰ متر مربع) در سالهای ۲۰۱۵ و ۲۰۱۶ از سطح و نیز مرزهای رو به دریا و رو به خشکی مانگروها برداشت شد. همچنین، برای صحت سنجی نقشه های حاصل از تصاویر مربوط به دیگر سالهای دوره زمانی، از عکس های هوایی، نقشه های کاربری اراضی و تصاویر ماهواره کوئیک برد مربوط به سالهای ۱۹۸۶، ۱۹۹۲، ۱۹۹۵، ۲۰۰۱، ۲۰۰۹ و ۲۰۱۲ استفاده شد. مطابق با مطالعات انجام شده توسط Eslami-Andargoli و همکاران (۲۰۱۰) و Nguyen و همکاران (۲۰۱۳)، روش نمونه برداری تصادفی طبقه بندی شده برای صحت سنجی نقشه های نهایی مورد استفاده قرار گرفت و دقت کاربر، دقت تولیدکننده، دقت کلی و ضریب کاپا برای نقشه های تهیه شده محاسبه شد. در

در سری مقادیر SSFI ایستگاه های هیدرومتری منتخب نشان داد که در سطوح اطمینان ۹۵ و ۹۹ درصد، با کاهش بودن مقادیر SSFI در دوره زمانی ۳۰ ساله (۱۹۸۶-۲۰۱۶) بر شدت خشکسالی های هیدرولوژیک افزوده شده است (جدول ۱). در بین

ایستگاه های هیدرومتری منتخب، ایستگاه های میناب و گابریگ با دارا بودن مقدار آماره $-۴/۶۳$ و $-۲/۱۱$ ، به ترتیب بیشترین و کمترین روند کاهشی مقادیر SSFI و یا به عبارت دیگر افزایش شدت خشکسالی را دارا هستند.

جدول ۱: بررسی روند تغییر مقادیر SSFI با استفاده از آزمون من کندال

ایستگاه	مقادیر آماره من کندال
گابریگ	$-۲/۱۱^*$
سدیج	$-۲/۹۱^*$
گز	$-۴/۵۸^{**}$
جگین	$-۳/۶۵^{**}$
جاماش	$-۳/۷۱^{**}$
کل	$-۳/۲۹^{**}$
مازابی	$-۳/۰۸^*$
میناب	$-۴/۶۳^{**}$
رسول	$-۲/۵۲^*$
شمیل	$-۳/۱۸^*$
دژگان	$-۳/۱۱^{**}$

* معنی داری در سطح اطمینان ۹۵ درصد

** معنی داری در سطح اطمینان ۹۹ درصد

نتایج تعیین مهمترین نقطه تغییر در سری زمانی مقادیر متوسط دبی سالیانه با استفاده از روش Prttit-Mann-Withney نشان داد که در کلیه ایستگاه های هیدرومتری منتخب، سال ۱۹۹۸ با دارا بودن بیشترین مقدار احتمال در بین تمامی سالهای سری زمانی، مهمترین نقطه تغییر در روند مقادیر متوسط دبی سالیانه در کلیه ایستگاه های هیدرومتری منتخب است (جدول ۲). بر این اساس، با بررسی مقادیر میانگین دبی سالیانه در دو دوره زمانی قبل و بعد سال ۱۹۹۸ می توان مشاهده نمود که مقادیر میانگین دبی در ایستگاه های منتخب از حداقل ۶۸ تا حداکثر ۸۸ درصد کاهش یافته است. نتایج استفاده از

روش CUSUM نیز نشان داد که در کلیه ایستگاه ها، سال ۱۹۹۸ دارای بیشترین مقدار CUSUM در سری زمانی ۳۰ ساله مورد نظر بود و یا به عبارت دیگر مهمترین نقطه در روند تغییرات مقادیر متوسط دبی سالیانه در ایستگاه های منتخب، سال ۱۹۹۸ است. همچنین، بر اساس نتایج t-test تفاوت معنی داری بین مقادیر متوسط دبی سالیانه کلیه ایستگاه های منتخب در دو دوره زمانی قبل و بعد از سال ۱۹۹۸ وجود دارد که تأییدی بر انتخاب دقیق این سال به عنوان مهمترین نقطه تغییر در روند مقادیر متوسط دبی سالیانه است (جدول ۳).

جدول ۲: نتایج آزمون Pettitt-Mann-Withney برای سری زمانی ۳۰ ساله مقادیر میانگین دبی سالیانه

ایستگاه	سال (نقطه تغییر)	احتمال (P(t))	میانگین دبی سالیانه قبل از سال ۱۹۹۸ (متر مکعب در سال)	میانگین دبی سالیانه بعد از سال ۱۹۹۸ (متر مکعب در سال)	درصد کاهش میانگین دبی سالیانه
گابریگ	۱۹۹۸	۰/۹۱۲	۴/۶۰	۱/۴۲	۶۹
سدیج	۱۹۹۸	۰/۸۸۳	۵/۵۵	۱/۳۳	۷۶
گز	۱۹۹۸	۰/۹۸۶	۴/۴۶	۱/۶۰	۶۴
جگین	۱۹۹۸	۰/۹۳۲	۵/۱۴	۱/۱۹	۷۷
جاماش	۱۹۹۸	۰/۹۶۱	۳/۵۹	۱/۲۳	۶۵
کل	۱۹۹۸	۰/۹۴۱	۶/۶۶	۲/۱۲	۶۸
مازابی	۱۹۹۸	۰/۹۵۶	۲/۴۲	۰/۵۲	۷۹
میناب	۱۹۹۸	۰/۹۳۲	۶/۶۴	۱/۱۰	۸۳
رسول	۱۹۹۸	۰/۹۷۳	۳/۸۵	۱/۲۲	۶۸
شمیل	۱۹۹۸	۰/۹۵۸	۲/۵۸	۰/۴۲	۸۴
دژگان	۱۹۹۸	۰/۹۳۲	۵/۹۸	۳/۱۱	۵۸

جدول ۳: مقایسه مقادیر مختلف آماره \hat{t} در ایستگاه های منتخب

ایستگاه	مقدار \hat{t}	p-value
گابریگ	۲/۸۱	۰/۰۱۰
سدیج	۷/۱۱	۰/۰۰۰
گز	۷/۲	۰/۰۰۰
جگین	۶/۳۷	۰/۰۰۰
جاماش	۶/۱۴	۰/۰۰۰
کل	۷/۸	۰/۰۰۰
مازابی	۳/۷۴	۰/۰۰۱
میناب	۴/۰۷	۰/۰۰۱
رسول	۲/۲۷	۰/۰۳۳
شمیل	۶/۰۲	۰/۰۰۰
دژگان	۷/۲۳	۰/۰۰۱

$$t=2.074, \alpha=0.05$$

شماره (۴) نشان می دهد رویشگاه خمیر دارای کاهش وسعتی برابر با ۱۳۹- هکتار در طول دوره ۳۰ ساله بوده است. بر این اساس که رویشگاه خمیر در دو بازه زمانی ۱۹۸۶ تا ۱۹۹۸ و ۱۹۹۸ تا ۲۰۱۶ به ترتیب دارای میزان تغییرات وسعتی برابر با ۱۶۷/۷۵ و ۳۰۶- هکتار بوده است که نشان دهنده کاهش قابل توجه وسعت این رویشگاه در دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۸ نسبت به دوره پیش از آن است (جدول ۴). این میزان تغییرات وسعت سبب شد تا مقدار متوسط

نتایج دقت سنجی نقشه های نهایی مانگروها نشان داد که مقدار دقت کاربر و دقت تولید کننده برای تمامی طبقه بندی های انجام شده بر روی تصاویر بیشتر از ۹۰ بودند که نشان دهنده دقت بالای طبقه بندی انجام شده برای نقشه سازی گستره مانگروها بود. نتایج نشان داد که وسعت مانگروهای رویشگاه- های خمیر، تیاب و جاسک در فاصله زمانی میان سال های ۱۹۸۶، ۱۹۹۸ و ۲۰۱۶ دچار کاهش یا افت روند افزایشی شده است (جدول ۲). همانطور که جدول

یافته است (جدول ۵) بر اساس نتایج به دست آمده، میزان افزایش وسعت مانگروهای رویشگاه جاسک در دوره زمانی ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) در حدود ۲۶۰ هکتار بدست آمد. همانطور که جدول شماره (۴) نشان می‌دهد در رویشگاه جاسک نیز همانند رویشگاه تیاب، از روند افزایش وسعت مانگروها در دوره پس از سال ۱۹۹۸ نسبت به دوره پیش از آن، کاسته شده است؛ بر این اساس که مقدار افزایش وسعت مانگروها در این رویشگاه از ۲۲۳ هکتار در دوره پیش از سال ۱۹۹۸ به ۳۵ هکتار در دوره پس از سال ۱۹۹۸ کاهش یافته است (جدول ۵ و شکل های ۱ و ۲). بر اساس این نتایج، متوسط تغییرات وسعت این رویشگاه در دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۸ حدود یک‌هفتم مقدار آن در دوره زمانی پیش از سال ۱۹۹۸ است که نشان دهنده کاهش روند توسعه این رویشگاه در دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۸ است. در نهایت از نتایج می‌توان دریافت که در بین رویشگاه‌های مورد مطالعه، رویشگاه خمیر بیشترین میزان کاهش وسعت را در طول دوره ۳۰ ساله و بویژه در دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۸ تجربه نموده است.

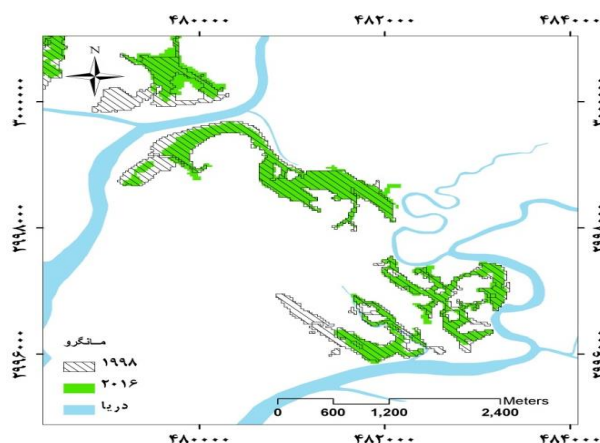
تغییرات وسعت مانگروها در این رویشگاه در دو دوره زمانی قبل و بعد از سال ۱۹۹۸ به ترتیب دارای مقادیر مثبت (افزایش وسعت) و منفی (کاهش وسعت) بوده و بر اساس تغییرات وسعت در دوره ۳۰ ساله، مقدار متوسط کلی تغییرات برابر با $4/64-$ هکتار در سال محاسبه شود (جدول ۴). همانطور که نتایج نشان می‌دهد، رویشگاه تیاب در هر دو دوره زمانی قبل و بعد از سال ۱۹۹۸ دارای افزایش وسعت است؛ چنانچه وسعت مانگروهای این منطقه رویشگاهی در دوره ۳۰ ساله ۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶ به میزان ۷۰۵ هکتار افزایش یافته است (جدول ۴). علی‌رغم این افزایش وسعت در طول دوره ۳۰ ساله، میزان افزایش وسعت مانگروهای رویشگاه تیاب در دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۸ در حدود یک‌پنجم میزان افزایش وسعت آن در دوره زمانی قبل از سال ۱۹۹۸ است (جدول ۲). متوسط تغییرات وسعت در رویشگاه تیاب نیز نشان دهنده کاهش روند توسعه این رویشگاه در دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۸ است؛ به طوری که متوسط تغییرات وسعت آن از $42/45$ هکتار در سال در دوره پیش از سال ۱۹۹۸ به $6/91$ هکتار در سال در دوره پس از سال ۱۹۹۸ کاهش

جدول ۴: تغییرات وسعت رویشگاه‌های مانگرو در سه مقطع زمانی ۱۹۸۶، ۱۹۹۸ و ۲۰۱۶

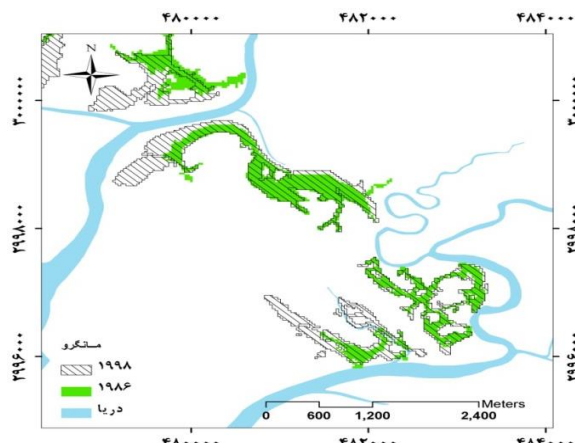
رویشگاه	سال ۱۹۸۶ (هکتار)	سال ۱۹۹۸ (هکتار)	سال ۲۰۱۶ (هکتار)
خمیر	۱۶۶۰/۶	۱۸۲۸/۳۵	۱۵۲۱/۳۶
تیاب	۲۷۹/۷۲	۸۷۴/۰۸	۹۸۴/۶
جاسک	۳۰۳/۴۸	۵۲۵/۶۹	۵۶۱/۴۲

جدول ۵: مقدار متوسط تغییرات وسعت رویشگاه‌های مانگرو در دوره‌های زمانی قبل و بعد از سال ۱۹۹۸

دوره تغییرات وسعت	مقدار متوسط تغییرات وسعت قبل از سال ۱۹۹۸ (هکتار)	مقدار متوسط تغییرات وسعت پس از سال ۱۹۹۸ (هکتار)	مقدار متوسط کلی تغییرات در دوره ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) (هکتار)
رویشگاه خمیر	۱۱/۹۸	-۱۹/۱۹	-۴/۶۴
تیاب	۴۲/۴۵	۶/۹۱	۲۳/۵۰
جاسک	۱۵/۸۷	۲/۲۳	۸/۶۰



شکل ۲: تغییرات گستره مانگروهای رویشگاه تیاب در دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۸



شکل ۱: تغییرات گستره مانگروهای رویشگاه تیاب در دوره زمانی پیش از سال ۱۹۹۸

بررسی رابطه میان تغییرات مقادیر SSFI و تغییرات وسعت مانگروهای رویشگاه های خمیر، تیاب و جاسک نشان داد که همبستگی بالایی میان این دو متغیر در کلیه رویشگاه های مورد بررسی وجود دارد

بررسی رابطه میان تغییرات مقادیر SSFI و تغییرات وسعت مانگروهای رویشگاه های خمیر، تیاب و جاسک نشان داد که همبستگی بالایی میان این دو متغیر در کلیه رویشگاه های مورد بررسی وجود دارد

جدول ۶: رابطه میان مقادیر رواناب سطحی حوزه‌های آبریز و تغییرات وسعت مانگروها

جاسک	تیاب		خمیر		مقدار SSFI	وسعت مانگرو
	مقدار SSFI	وسعت مانگرو	مقدار SSFI	وسعت مانگرو		
وسعت مانگرو	-	-	-	-	۰/۸۸**	۱
مقدار SSFI	-	-	۱	-	-	-
وسعت مانگرو	-	۰/۹۳**	-	-	-	-
مقدار SSFI	۱	-	-	-	-	-
وسعت مانگرو	۰/۹۰**	-	-	-	-	-
مقدار SSFI	-	-	-	-	-	-

** معناداری در سطح ۰/۰۱

آب شیرین ورودی به محیط ساحلی هستند (Lugo et al., 1988). لذا، افزایش در مقدار و نیز نوسانات شدید شوری محیط می تواند سبب پراکندگی، کم دوامی و کاهش پوشش و در نهایت پسروری تدریجی گونه های خاص و یا تمامی این اکوسیستم ها در ناحیه ساحلی شود (Dahdouh-Guebas et al., 2005). چنانچه مطالعات نشان داده که کاهش میزان آب شیرین ورودی به محیط مانگروها دلیل کاهش

۴. نتیجه گیری

بر اساس مطالعات موجود، تغییرات مقادیر بارندگی در سطح حوزه های آبخیز، سبب ایجاد تغییر مستقیم در میزان جریان رواناب های سطحی و زیر زمینی می شود که بر ساختار و عملکرد مانگروها اثرگذار است (Eslami-Andargoli et al., 2009). همانند سایر اکوسیستم های ساحلی، اکوسیستم های مانگروها نیز تابعی از زمان بندی و کیفیت (مواد غذایی و شوری)

بارندگی در بخش های شرقی استان نسبت به نواحی مرکزی و غربی باشد. البته نتایج بررسی روند مقادیر آماره من-کندال (تغییرات روند مقادیر SSFI) در ایستگاه های هیدرومتری منتخب نیز نشان داد که وقوع خشکسالی های هیدرولوژیک در بخش های شرقی استان دارای روند افزایشی است؛ چنانچه با حرکت به سمت حوزه های آبخیز شرقی استان، روند افزایشی شدت خشکسالی ها، قابل مشاهده است. در سطح رویشگاه های مانگرو خمیر، تیاب و جاسک نیز مطابق با روند تغییرات وقوع و شدت خشکسالی های هیدرولوژیک در سطح حوزه های آبخیز، رویشگاه های واقع در سواحل شرقی استان (رویشگاه جاسک در سواحل دریای عمان) در معرض وقوع خشکسالی های شدیدتری نسبت به رویشگاه های واقع در سواحل مرکزی و غربی (حوزه های رویشگاهی خمیر و تیاب در سواحل خلیج فارس) قرار گرفته اند. همبستگی بالای میان وقوع خشکسالی هیدرولوژیک و تغییرات وسعت مانگروها در رویشگاه های مختلف نیز نشان دهنده تاثیر نامطلوب ناشی از کاهش آب شیرین ورودی به محیط ساحلی بر گستره مانگروها است. نتایج مطالعات صورت گرفته در مانگروهای سایر مناطق جهان نشان داده که کاهش بارندگی و مقادیر آب شیرین ورودی به محیط ساحلی از طریق افزایش شوری بسیار زیاد اراضی رو به خشکی مجاور مانگروها سبب کاهش وسعت و یا تقلیل روند توسعه مانگروها به سمت اراضی خشکی می گردد (Ellison, 2000). نتایج نشان داد که مانگروهای رویشگاه خمیر در سواحل خلیج فارس دارای بیشترین کاهش وسعت در دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۸ بوده اند. به نظر می رسد در کنار تاثیر وقوع خشکسالی های بلند مدت بر کاهش وسعت گستره این رویشگاه، عوامل مختلف دیگری نیز مانند چرای دام، تهیه چوب سوختی و نیز مصالح ساختمانی، توسعه آبی پروری، ساخت اسکله، ترابری دریایی و رفت و آمد شناورها در محدوده مانگروها، توسعه برخی صنایع و معدن کاری در پیرامون مانگروها و ورود فاضلاب های صنعتی و

۱۱ درصدی در وسعت مانگروهای جهان است (Farnsworth and Ellison, 1997). نتایج این مطالعه نیز نشان داد که با وقوع خشکسالی های هیدرولوژیک شدید تا بسیار شدید در دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۸ در سطح نواحی ساحلی جنوب ایران، مانگروهای واقع در حوزه های رویشگاهی خمیر، تیاب و جاسک نیز دچار کاهش وسعت یا افت روند توسعه در این دوره زمانی نسبت به دوره ترسالی پیش از سال ۱۹۹۸ شده است. بر اساس تغییرات مقادیر دبی سالانه، نتایج بررسی تغییرات مقادیر SFFI در ایستگاه های هیدرومتری منتخب نشان داد که وقوع و شدت خشکسالی هیدرولوژیک در طی دوره زمانی ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) با نوساناتی همراه بوده چنانکه در در دوره زمانی ۱۸ ساله پس از سال ۱۹۹۸، طیفی از خشکسالی های هیدرولوژیک شدید تا بسیار شدید در سطح کلیه ایستگاه ها رخ داده است. نتایج مطالعه انجام شده توسط Mafi-Gholami و همکاران (۲۰۱۷) نشان داده که در دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۸، طیفی از خشکسالی های هواشناسی شدید تا بسیار شدید در سطح نواحی ساحلی و حوزه های آبریز بالادستی مانگروهای استان هرمزگان رخ داده است و رابطه مستقیمی میان حجم روناب های سطحی در حوزه های آبخیز و مقدار بارندگی وجود دارد (Hosseinzadeh et al., 2014)؛ وقوع خشکسالی های هواشناسی بلند مدت در جنوب ایران و کاهش شدید مقادیر بارندگی در این نواحی سبب کاهش قابل توجه مقادیر دبی رودخانه های این بخش از کشور در طی دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۸ شده است. بر اساس نتایج به دست آمده، شدت وقوع خشکسالی هیدرولوژیک در سطح حوزه های آبخیز شرقی استان هرمزگان (ایستگاه های هیدرومتری شمیل، رسول و ملازایی که در حوزه های شرقی استان) نسبت به حوزه های آبخیز بخش های غربی استان از شدت بیشتری برخوردار است که دلیل این امر می تواند تاثیر مستقیم شدت بالاتر وقوع خشکسالی هواشناسی و کاهش شدیدتر مقادیر

Dahdouh-Guebas, F., Jayatissa, L. P., Di Nitto, D., Bosire, J. O., Seen, D. L. and Koedam, N., 2005. How effective were mangroves as a defence against the recent tsunami?. *Current biology*, 15(12): 443-447.

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

Davenport, M.L. and Nicholson, S.E., 1993. On the relation between rainfall and the Normalized Difference Vegetation Index for diverse vegetation types in East Africa. *International Journal of Remote Sensing*, 14(12): 2369-2389.

Ekrami, M., Takhasosi, M., Malekinejad, H. and Amirbyki M., 2011. Effect of climate drought on the severity and delay of hydrological drought using GRI index (Case study: Yazd-Ardakan plain). Ph.D. thesis, Faculty of Agriculture and Natural Resources, Yazd University, p. 245.

Ellison, A.M., 2000. Mangrove restoration: do we know enough? *Restoration Ecology*, 8(3): 219-229.

Ellison, A.M., and Farnsworth, E.J., 1996. Anthropogenic disturbance of Caribbean mangrove ecosystems: past impacts, present trends, and future predictions. *Biotropica*, 549-565.

Eslami-Andargoli, L., Dale, P.E.R., Sipe, N. and Chaseling, J., 2009. Mangrove expansion and rainfall patterns in Moreton Bay, southeast Queensland, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85(2): 292-298.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), 2007. The world's mangroves 1980–2005. *FAO Forestry Paper* 153. FAO, Rome.

Fernández, C., Vega, J.A., Fonturbel, T. and Jiménez, E., 2009. Streamflow drought time series forecasting: a case study in a small watershed in North West Spain. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 23(8): 1063.

Field, C.D., 1995. Impact of expected climate change on mangroves. *Hydrobiologia*, 295(1): 75-81.

Gilman, E., Ellison, J. and Coleman, R., 2007. Assessment of mangrove response to projected relative sea-level rise and recent historical reconstruction of shoreline

خانگی از مناطق شهری مجاور و نیز آلودگی‌های نفتی، نقش موثری در تخریب و وقوع پسروری گستره-های رو به خشکی این رویشگاه داشته باشند (Danehkar et al., 2008; Mehrabian et al., 2009).

در رابطه با وجود تفاوت میان روند تغییرات گستره رویشگاه‌های مانگرو واقع در نواحی ساحلی گوناگون نیز Eslami-Andargoli و همکاران (۲۰۰۹) بیان نمودند که علاوه بر تغییرات رخ داده در مقادیر بارندگی و وقوع خشکسالی در بخش‌های ساحلی مختلف، تفاوت موجود در سایر شرایط رویشگاهی مانند مورفولوژی تالاب، ترکیب رسوبی زیستگاه و نیز فاکتورهای کلی‌تری مانند سطح آب دریا و محدوده جزر و مدی نیز از عوامل موثر در میزان تغییرات گستره مانگروها است. بدون شک، عوامل محیطی دیگری مانند فعالیت‌های انسانی، ویژگی‌های ژئومورفولوژیک محلی و دینامیک‌های هیدرولوژیک آب سطحی و زیر زمینی و نیز وضعیت زمین‌شناختی اراضی خشکی بالادستی و تاثیر آن بر میزان رسوب‌گذاری ساحلی، بر میزان تغییرات وسعت مانگروها واقع در سواحل خلیج فارس و دریای عمان اثرگذار هستند. مطالعات آینده می‌تواند تاثیر این عوامل را بر تغییرات گستره مانگروهای ایران نشان دهد. در این مطالعه برای اولین بار در ایران اقدام به بررسی رابطه میان تغییرات وسعت مانگروها و تغییرات وقوع خشکسالی هیدرولوژیک شد و نتایج نیز به خوبی تاثیر نامطلوب ناشی از کاهش مقدار آب شیرین و روید به محیط ساحلی را بر گستره مانگروهای استان هرمزگان نشان داد.

منابع

Alongi, D.M., 2015. The impact of climate change on mangrove forests. *Current Climate Change Reports*, 1(1): 30-39.

Asbridge, E., Lucas, R., Ticehurst, C. and Bunting, P., 2016. Mangrove response to environmental change in Australia's Gulf of Carpentaria. *Ecology and Evolution*, 6(11): 3523-3539.

- west Iran). *Journal of integrative plant biology*, 51(3): 251-260.
- Mitchell, J.M., Dzerdzeevskii, B., Flohn, H., Hofmeyr, W.L., Lamb, H.H., Rao, K.N. and Wallen, C.C., 1966. *Climate change*. WMO Publ. No. 195, Geneva.
- Modarres, R., 2007. Streamflow drought time series forecasting. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 21(3): 223-233.
- 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 & Coastal Management* 76, 12-22.
- Rajsekhar, D., Singh, V.P. and Mishra, A.K., 2014. Hydrologic drought atlas for Texas. *Journal of Hydrologic Engineering*, 20(7): 05014023.
- Seto, K.C. and 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.
- Snedaker, S.C., 1995. Mangroves and climate change in the Florida and Caribbean region: scenarios and hypotheses. *Hydrobiologia*, 295(1): 43-49.
- Vo, Q.T., Oppelt, N., Leinenkugel, P. and Kuenzer, C., 2013. Remote sensing in mapping mangrove ecosystems—An object-based approach. *Remote Sensing*, 5(1): 183-201.
- Wang, Q., Tenhunen, J., Dinh, N.Q., Reichstein, M., Vesala, T. and Keronen, P., 2004. Similarities in ground-and satellite-based NDVI time series and their relationship to physiological activity of a Scots pine forest in Finland. *Remote Sensing of Environment*, 93(1): 225-237.
- position. *Environmental monitoring and assessment*, 124(1): 105-130.
- Gilman, E.L., Ellison, J., Duke, N.C. and Field, C., 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: a review. *Aquatic botany*, 89(2): 237-250.
- Hosseinzadeh Talaei, P., Tabari, H. and Sobhan Ardakani, S., 2014. Hydrological drought in the west of Iran and possible association with large-scale atmospheric circulation patterns. *Hydrological Processes*, 28(3): 764-773.
- Lovelock, C.E. and Ellison, J.C., 2007. Vulnerability of mangroves and tidal wetlands of the Great Barrier Reef to climate change.
- Lugo, A.E., Brown, S. and Brinson, M.M., 1988. Forested wetlands in freshwater and salt-water environments. *Limnology and Oceanography*, 33(4part2), 894-909.
- Mafi-Gholami D., Feghi, J., Danehkar, A. and Yarali, N., 2015. Vulnerability assessment of mangroves for sustainable management (Case study: mangroves of Hormozgan province). Ph.D. thesis, faculty of natural resources, University of Tehran, p. 520.
- Mafi-Gholami, D., Mahmoudi, B. and 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.
- McKee, T.B., Doesken, N.J. and Kleist, J., 1993. The relationship of drought frequency and duration to time scales. In *Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology*, 17 (22) 179-183. Boston, MA: American Meteorological Society.
- Mehrabian, A., Naqinezhad, A., Mahiny, A.S., Mostafavi, H., Liaghati, H. and Kouchekezadeh, M., 2009. *Vegetation Mapping of the Mond Protected Area of Bushehr Province (South-*

An investigation of the relationship between hydrological drought occurrence and areas changes of mangroves of Hormozgan province

Davood Mafi Gholami ^{1*}, Akram Nouri Kamari²

1. Department of forest sciences, Faculty of natural resources and earth sciences, Shahrekord niversity

2. Department of environment, Faculty of natural resources, university of Tehran

Abstract

In general, the analysis of the changes in the area of mangroves and its relationship with changes in the surface water flow into the coastal environment can provide valuable information on the adverse effects of climate change on these ecosystems and therefore play an important role in the efficiency and success of conservation and development programs of these ecosystems. Therefore, in this study, the relationship between changes in surface water flows into the coastal environment (occurrence of hydrological drought) and changes in the areas of mangroves in Khamir, Tiab and Jask habitats were investigated in a 30-year period (1986-2016). The results of this study showed that with the occurrence of severe and extreme hydrological droughts in the period after 1998 in the southern coasts of Iran, areas of Khamir, Tiab and Jask habitats also reduced in this period compared to the wet period before 1998. High correlation between hydrological drought occurrence and changes in mangroves areas in different habitats also indicate the adverse effect of reducing the fresh water entering the coastal environment on the areas of mangroves. The results of studies on mangroves in other parts of the world have also shown that reducing rainfall and fresh water inputs to the coastal areas reduce the areas or decrease the progression rates of mangroves. The results of this study by providing accurate information on mangroves responses to consequences of climate change can play an important role in the efficiency and success of adaptation programs to climate change and the conservation and development of mangrove forests in Iran.

Keywords: Hydrological drought, area change, Mangrove, Hormozgan province

Figure 1. Changes in the extent of mangroves of Tiab habitat in pre-1998

Figure 1. Changes in the extent of mangroves of Tiab habitat in post-1998

Table 1. Investigate the trend of SSFI values changes using the Mann Kendall test

Table 2. The results of the Pettitt-Mann-Whitney test for the 30-year time series of annual average values of discharge

Table 3. Comparison of different values of t statistics at selected stations

Table 4. Mangrove habitat area change in 1986, 1998 and 2016

Table 5. Average value of mangrove habitats areas changes in the periods before and after 1998

Table 6. Relationship between runoff values of catchments and mangroves areas changes

* Corresponding author E-mail:d.mafigholami@nres.sku.ac.ir