



اداره کل حفاظت محیط زیست  
استان چهارمحال و بختیاری



دانشگاه شهرکرد  
دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین

گزارش نهایی طرح پژوهشی

شناسایی آلودگی‌های ورودی به تالاب چغاخور و ارائه برنامه کاهش یا حذف آلاینده‌ها

مجری طرح

دکتر رسول زمانی احمد محمودی

همکار

دکتر داود مافی غلامی

تیرماه ۱۳۹۹



## چکیده طرح

یکی از مهم‌ترین و در عین حال آسیب‌پذیرترین منابع زیست‌محیطی در دنیا، تالاب‌ها می‌باشند. ورود پساب‌های صنعتی و زهکش‌های کشاورزی و انواع دیگر آلودگی‌ها به این منابع، زندگی موجودات زنده آبی و سلامت جامعه انسانی را به‌عنوان یکی از مصرف‌کنندگان در چرخه غذایی به خطر می‌اندازد. رسوبات آلوده به فلزات سنگین می‌توانند سبب تخریب و یا نابودی تالاب‌ها که زیستگاه گیاهان و جانوران مختلفی هستند، گردند. یکی از این اکوسیستم‌های آسیب‌پذیر که در سال‌های اخیر با تهدیدات بسیاری مواجه شده است، تالاب چغاخور است. این تالاب منحصر به فرد در جنوب غربی ایران واقع در استان چهارمحال و بختیاری می‌باشد که در سال‌های اخیر تحت تأثیر فعالیت‌های گوناگون انسانی از قبیل ساخت سد و به تبع آن نوسانات آبی، فعالیت‌های کشاورزی، چرای دام‌ها در حاشیه تالاب، تخلیه پساب روستاهای مجاور و گسترش بی‌رویه برخی از گونه‌های گیاهی آبی از جمله *Myriophyllum spicatum* قرار گرفته است. به‌منظور حفظ پایداری اکولوژیکی و بیولوژیکی این تالاب باید درک صحیحی از محیط فیزیکی، بیولوژیکی و شیمیایی این اکوسیستم آبی داشته و جهت مدیریت یکپارچه این پهنه آبی برنامه‌ریزی کرد. شاخص‌های کیفیت آب به عنوان ابزاری مناسب جهت آگاهی از وضعیت کیفیت و آلودگی منابع آبی استفاده می‌شوند.

هدف مطالعه حاضر شناسایی آلودگی‌های تالاب چغاخور و ارائه راه‌های کنترل و کاهش آلاینده‌های احتمالی می‌باشد. برای نیل به این هدف کیفیت رسوبات، کیفیت آب، و تغذیه‌گرایی مورد بررسی قرار گرفت. هدف دیگر این مطالعه بررسی اثرات تغییر اقلیم (کاهش بارندگی و افزایش دمای هوا) بر بخش‌های ساختاری تالاب چغاخور استان چهارمحال و بختیاری در طول یک دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹) و چگونگی واکنش این بخش‌های ساختاری تالاب به تغییرات اقلیمی ذکر شده در طول این دوره است. بدین منظور از سری زمانی تصاویر ماهواره‌ای و داده‌های بارندگی و دمای هوا ایستگاه‌های سینوپتیک استفاده شد. طبق نتایج شاخص کیفیت آب سطحی  $IRWQI_{sc}$ ، به طور متوسط کیفیت آب در فصل بهار (نسبتاً خوب) نسبت به سایر فصول بهتر بود. به‌علاوه نتایج شاخص کیفیت منابع آب سطحی ایران برای آلاینده‌های سمی نیز نشان داد کیفیت آب در وضعیت خوب قرار دارد. نتایج محاسبه میانگین شاخص تغذیه‌گرایی نیز نشان داد که تالاب چغاخور در فصول بهار، پاییز و زمستان در وضعیت هایپرئوتروف و یوتروف و در فصل تابستان در وضعیت هایپریوتروف قرار داشت. همچنین بررسی میزان فلزات سنگین و شبه فلز آرسنیک در آب و رسوبات تالاب چغاخور نشان داد بیشترین غلظت به ترتیب مربوط به فلزات مس، روی، کروم، سرب، آرسنیک و کادمیوم می‌باشد. نتایج محاسبه شاخص‌های آلودگی مربوط به رسوبات و آب تالاب چغاخور نیز نشان داد که وضعیت تالاب در طبقه آلودگی کم یا فاقد آلودگی و در شاخص فاکتور آلودگی تالاب، ابتدای خروجی تالاب و خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه در طبقه آلودگی متوسط مس و ورودی آب چشمه سبیک، تنگ سیاه و ابتدای دستگرد بالا در طبقه آلودگی متوسط آرسنیک قرار داشتند.

نتایج آنالیز ۱۷ سموم کلره در ۶ ایستگاه در تابستان سال ۱۳۹۸ نشان داد که میزان سموم آنالیز شده بسیار پایین و نزدیک به حد تشخیص دستگاهی می‌باشد و بنابراین آلودگی از نظر سموم کلره در تالاب وجود ندارد. بطور کلی نتایج مطالعه حاضر نشان می‌دهد آلودگی از نظر فلزات سنگین و سموم کلره در تالاب وجود ندارد. اما بدلیل توسعه فعالیت‌های کشاورزی پیرامون تالاب به ویژه در بالادست تالاب و برداشت آب از طریق سد تنظیمی و به دنبال آن کاهش میزان آب تالاب، کیفیت آب تالاب به ویژه در فصل تابستان کاهش پیدا می‌کند. بررسی نتایج روند تغییرات مقادیر SPI نیز نشان داد که وقوع و شدت خشکسالی‌ها در سطح منطقه در برگیرنده تالاب چغاخور در طی دوره زمانی ۱۹۹۰-۲۰۱۹ دارای روند افزایشی بوده که باعث کاهش حجم منابع آبی ورودی به این تالاب شده است. در مقادیر متوسط بارندگی سالانه نیز کاهش قابل توجهی در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۷ مشاهده شد. همچنین میانگین دمای تابستانه منطقه مورد مطالعه در طول دوره ۳۰ ساله دارای روند افزایشی بوده که این امر بدون شک افزایش تبخیر و تعرق از سطح حوضه آبخیز و نیز گستره آبی تالاب را در پی داشته است. نوسانات شدید آبی باعث تغییرات اکولوژیکی در تالاب و از بین رفتن گونه‌های حساس و توسعه گونه‌های مهاجم و بردبار از جمله گونه گیاهی پرتاووسی سنبله‌ای شده است.

همچنین احداث تونل انتقال آب سبزکوه در سالیان اخیر سبب کاهش آبدهی و یا خشک شدن برخی از چشمه‌های تغذیه‌کننده تالاب چغاخور گردیده و کاهش حجم آب شیرین ورودی به تالاب را به همراه دارد. کاهش حجم آب شیرین منشا یافته از



چشمه‌های پیرامون تالاب به همراه افت مقادیر بارندگی و وقوع خشکسالی در سالیان اخیر سبب تشدید اثرات کاهش بارندگی بر گستره آبی تالاب چغاخور شده است.

**کلمات کلیدی:** تالاب چغاخور، شاخص‌های کیفیت آب، شاخص‌های فلزات سنگین، تغذیه‌گرایی، سموم کلره، تغییر اقلیم

## فهرست مطالب

۱-۱- مقدمه .....	۱
۱-۱-۱- تعریف تالاب .....	۱
۱-۱-۲- تالاب‌های ایران .....	۱
۱-۱-۳- مشکلات مربوط به تالاب‌ها .....	۲
۱-۱-۴- فلزات سنگین .....	۳
۱-۱-۵- فلزات سنگین در رسوب .....	۴
۱-۱-۶- اهمیت بررسی کیفیت آب .....	۴
۱-۱-۷- اهمیت زیست محیطی تالاب‌ها و اثرات تغییر اقلیم بر آن‌ها .....	۵
۱-۱-۸- اهمیت مطالعات اثرات تغییر اقلیم بر تالاب‌های ایران .....	۷
۱-۲- اهمیت و ضرورت طرح .....	۷
۱-۲-۱- اهداف طرح .....	۸
۱-۲-۲- فرضیه‌های طرح .....	۸
۱-۲-۳- مراحل کلی انجام طرح .....	۹
۲-۱- مقدمه .....	۱۰
۲-۲- مطالعات انجام شده در زمینه فلزات سنگین .....	۱۰
۲-۳- مطالعات انجام شده در زمینه شاخص تغذیه‌گرایی .....	۱۳
۳-۱- منطقه مورد مطالعه .....	۱۵
۳-۲- روش تحقیق .....	۱۷
۳-۲-۱- نمونه‌برداری‌ها .....	۱۹
۳-۲-۲- آنالیزهای آزمایشگاهی .....	۲۲
۳-۲-۲-۱- آنالیز نمونه‌های آب جهت سنجش فلزات سنگین .....	۲۲
۳-۲-۲-۲- آنالیز نمونه‌های رسوب جهت سنجش فلزات سنگین .....	۲۲
۳-۲-۲-۳- آنالیز نمونه‌های سموم .....	۲۲
۳-۲-۲-۴- روش‌های اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب .....	۲۲
۳-۲-۳- تجزیه و تحلیل داده‌ها .....	۲۵
۳-۲-۳-۱- شاخص کیفیت منابع آب سطحی ایران IRWQI .....	۲۵
۳-۲-۳-۲- شاخص‌های آلودگی مربوط به رسوبات .....	۲۷
۳-۲-۳-۲-۱- فاکتور آلودگی (CF) .....	۲۷
۳-۲-۳-۲-۲- شاخص بارآلودگی (PLI) .....	۲۸
۳-۲-۳-۲-۳- شاخص ژئوشیمیایی مولر (I <sub>geo</sub> ) .....	۲۸

- ۲۹-۳-۲-۳-۲-۴-۳-۲-۴ فاکتور غنی‌شدگی (EF) ..... ۲۹
- ۳۰-۳-۲-۳-۲-۵-۳-۲-۳-۲-۵ ارزیابی خطر اکولوژیک بالقوه (PER) ..... ۳۰
- ۳۰-۳-۲-۳-۳-۲-۳-۲-۳-۲ شاخص‌های آلودگی مربوط به آب ..... ۳۰
- ۳۰-۳-۲-۳-۳-۳-۱-۳-۲-۳-۳-۱ شاخص فلزی (MI) ..... ۳۰
- ۳۱-۳-۲-۳-۳-۳-۲-۳-۲-۳-۳-۲ شاخص آلودگی فلزات سنگین (HPI) ..... ۳۱
- ۳۱-۳-۲-۳-۳-۳-۳-۳-۲-۳-۲-۳-۳-۲ شاخص ارزیابی فلزات سنگین (HEI) ..... ۳۱
- ۳۱-۳-۲-۳-۳-۳-۳-۴-۳-۲-۳-۳-۴ شاخص درجه آلودگی (Cd) ..... ۳۱
- ۳۲-۳-۲-۳-۳-۳-۴-۳-۲-۳-۳-۴ بررسی وضعیت تغذیه‌گرایی تالاب چغاخور ..... ۳۲
- ۳۴-۳-۲-۳-۳-۳-۵-۳-۲-۳-۳-۵ تحلیل‌های آماری ..... ۳۴
- ۳۴-۳-۲-۳-۳-۳-۵-۱-۳-۲-۳-۳-۵-۱ روش‌های چند متغیره آماری ..... ۳۴
- ۳۵-۳-۲-۳-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶ بررسی اثرات تغییر اقلیم بر بخش‌های ساختاری تالاب ..... ۳۵
- ۳۵-۳-۲-۳-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶ شناسایی اجزاء قابل اندازه‌گیری مربوط به بخش ساختاری تالاب چغاخور ..... ۳۵
- ۳۶-۳-۲-۳-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶ بررسی تغییرات مقادیر بارندگی در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹) در سطح منطقه در برگیرنده تالاب چغاخور ..... ۳۶
- ۳۶-۳-۲-۳-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶ تهیه و آماده‌سازی داده‌های مورد استفاده ..... ۳۶
- ۳۷-۳-۲-۳-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶ آزمون داده‌های پرت ..... ۳۷
- ۳۷-۳-۲-۳-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶ آزمون نرمال بودن و همگن بودن داده‌ها ..... ۳۷
- ۳۷-۳-۲-۳-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶ تعیین نقطه تغییر در سری زمانی مقادیر بارندگی در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹) ..... ۳۷
- ۳۷-۳-۲-۳-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶ بررسی تغییرات و شدت وقوع خشکسالی در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹) در سطح منطقه در برگیرنده تالاب چغاخور ..... ۳۷
- ۳۹-۳-۲-۳-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶ محاسبه شاخص بارش استاندارد (SPI) ..... ۳۹
- ۳۹-۳-۲-۳-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶ آزمون روند سری مقادیر SPI (روند وقوع خشکسالی) در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹) ..... ۳۹
- ۴۱-۳-۲-۳-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶ بررسی تغییرات وسعت و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹) ..... ۴۱
- ۴۲-۳-۲-۳-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶ تهیه تصاویر ماهواره‌ای مورد استفاده ..... ۴۲
- ۴۳-۳-۲-۳-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶ نقشه‌های توپوگرافی ..... ۴۳
- ۴۳-۳-۲-۳-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶ اطلاعات تکمیلی و نرم افزارهای مورد استفاده ..... ۴۳
- ۴۳-۳-۲-۳-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶ پیش پردازش تصاویر ماهواره‌ای ..... ۴۳
- ۴۳-۳-۲-۳-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶ طبقه بندی تصاویر ماهواره ای و تهیه نقشه گستره و پوشش گیاهی تالاب ..... ۴۳
- ۴۴-۳-۲-۳-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶ بارزسازی تصاویر ماهواره ای ..... ۴۴
- ۴۴-۳-۲-۳-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶ تهیه نقشه‌های گستره و پوشش گیاهی تالاب برای سال ۲۰۱۹ ..... ۴۴
- ۴۵-۳-۲-۳-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶ تهیه نقشه گستره و پوشش گیاهی تالاب برای سال‌های ۱۹۹۰، ۱۹۹۸، ۱۹۹۵، ۲۰۰۳، ۲۰۰۸ و ۲۰۱۳ ..... ۴۵
- ۴۵-۳-۲-۳-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶-۳-۲-۳-۳-۶ بررسی رابطه میان تغییرات وسعت و پوشش گیاهی تالاب و تغییرات وقوع خشکسالی و دمای هوا در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹) ..... ۴۵

۴۶	۴-۱- نتایج بررسی کیفیت آب
۴۶	۴-۱-۱- نتایج شاخص کیفیت آب سطحی IRWQISC
۴۹	۴-۱-۲- شاخص کیفیت منابع آب سطحی ایران برای آلاینده‌های سمی (IRWQIST)
۵۰	۴-۲- نتایج بررسی وضعیت تغذیه‌گرایی تالاب
۵۶	۴-۳- نتایج مربوط به فلزات سنگین در رسوبات تالاب چغاخور
۵۷	۴-۳-۱- نتایج ارزیابی شاخص‌های آلودگی مربوط به رسوبات
۵۷	۴-۳-۱-۱- فاکتور آلودگی (CF)
۵۸	۴-۳-۱-۲- شاخص بارآلودگی (PLI)
۵۸	۴-۳-۱-۳- شاخص ژئوشیمیایی مولر (I <sub>geo</sub> )
۵۹	۴-۳-۱-۴- فاکتور غنی‌شدگی (EF)
۶۰	۴-۳-۱-۵- ارزیابی خطر اکولوژیک بالقوه (PER)
۶۰	۴-۴- نتایج مربوط به فلزات سنگین در آب تالاب چغاخور
۶۱	۴-۴-۱- نتایج ارزیابی شاخص‌های آلودگی مربوط به آب
۶۱	۴-۴-۱-۱- شاخص فلزی (MI)
۶۱	۴-۴-۱-۲- شاخص آلودگی فلزات سنگین (HPI)
۶۱	۴-۴-۱-۳- شاخص ارزیابی فلزات سنگین (HEI)
۶۱	۴-۴-۱-۴- شاخص درجه آلودگی (Cd)
۶۲	۵-۴- نتایج سموم کلره در تالاب چغاخور
۶۴	۴-۶- نتایج تحلیل مؤلفه اصلی و تحلیل خوشه‌ای
۶۶	۴-۷- وسعت تغییرات پهنه آبی تالاب چغاخور
۶۹	۱-۷-۴- نتایج بررسی تغییرات مقادیر بارندگی و دمای هوا در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹) در سطح منطقه در بر گیرنده تالاب چغاخور
۶۹	۱-۱-۷-۴- نتایج بررسی کیفیت داده های بارندگی
۷۰	۲-۷-۴- نتایج تغییرات مقادیر بارندگی سالانه در سطح منطقه در بر گیرنده تالاب در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹)
۷۰	۱-۲-۷-۴- نتایج روند تغییرات بارندگی در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹)
۷۱	۴-۷-۲-۲- نتایج تعیین نقطه تغییر در روند تغییرات مقادیر میانگین بارندگی سالیانه در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹)
۷۲	۳-۷-۴- نتایج بررسی تغییرات و شدت وقوع خشکسالی در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹) در سطح منطقه در بر گیرنده تالاب چغاخور
۷۳	۴-۷-۴- نتایج بررسی تغییرات وسعت و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹)
۸۲	۴-۷-۵- بررسی رابطه میان تغییرات وسعت و پوشش گیاهی تالاب و تغییرات وقوع خشکسالی و دمای هوا در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹)
۸۵	۵-۱- نتیجه‌گیری بخش کیفیت آب تالاب چغاخور



---

۵-۲- نتیجه‌گیری بخش اثرات تغییر اقلیم بر بخش‌های ساختاری تالاب چغاخور.....	۸۶
۵-۳- ارائه برنامه کاهش یا حذف آلاینده‌ها.....	۸۸
منابع.....	۹۴
پیوست.....	۱۰۴



## فهرست شکل‌ها

- شکل ۱-۱- پیش بینی تغییرات دمای سطح زمین در ابتدا و انتهای قرن بیستم نسبت به دوره زمانی ۱۹۸۰ تا ۱۹۹۹ (IPCC, 2007)..... ۶
- شکل ۲-۱- تغییرات نسبی بارندگی برای دهه ۲۰۹۰ تا ۲۰۹۹ نسبت به دوره ۱۹۸۰ تا ۱۹۹۹ (IPCC, 2007)..... ۶
- شکل ۱-۳- موقعیت تالاب چغاخور..... ۱۵
- شکل ۲-۳- نقشه کاربری اراضی پیرامون تالاب در سال ۲۰۱۷..... ۱۶
- شکل ۳-۳- موقعیت نقاط نمونه برداری..... ۱۸
- شکل ۴-۳- تصاویری از نمونه برداری از آب تالاب..... ۱۹
- شکل ۵-۳- دستگاه قابل حمل اندازه گیری پارامترهای کیفی آب..... ۲۳
- شکل ۶-۳- دستگاه اسپکتروفتومتر HACH مدل ۶۰۰۰..... ۲۳
- شکل ۷-۳- دستگاه کدورت سنج مدل آکوالیتیک..... ۲۴
- شکل ۸-۳- دستگاه مورد استفاده برای سنجش BOD مدل DOC53/80363/022..... ۲۴
- شکل ۱-۴- مقادیر شاخص IRWQISC اندازه گیری شده در فصول (الف) بهار، (ب) تابستان، (ج) پاییز و (د) زمستان..... ۴۹
- شکل ۲-۴- میزان شاخص IRWQIST در تالاب چغاخور در پاییز ۱۳۹۷..... ۵۰
- شکل ۳-۴- نمودار نسبت نیتروژن به فسفر در تالاب چغاخور در فصول مختلف سال ۱۳۹۷..... ۵۲
- شکل ۴-۴- میانگین شاخص‌های تغذیه گرایی تالاب چغاخور در فصول مختلف سال ۱۳۹۷..... ۵۳
- شکل ۵-۴- نمودار وضعیت تغذیه گرایی کل تالاب چغاخور در فصول مختلف سال ۱۳۹۷..... ۵۴
- شکل ۶-۴- نتایج تحلیل خوشه‌ای سلسله مراتبی با روش وارد برای پارامترهای کیفیت آب در فصل بهار ۱۳۹۷..... ۶۶
- شکل ۷-۴- وسعت تغییرات پهنه آبی تالاب چغاخور در فصول (الف) بهار، (ب) تابستان، (ج) پاییز و (د) زمستان در سال ۱۳۹۷..... ۶۸
- شکل ۸-۴- مقایسه کاربری اراضی مناطق اطراف تالاب چغاخور در سال‌های ۱۹۹۹ و ۲۰۱۷..... ۶۹
- شکل ۹-۴- روند تغییرات مقادیر بارندگی سالانه در ایستگاه سینوپتیک بروجن در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹)..... ۷۰
- شکل ۱۰-۴- نتیجه اجرای CUSUM در تعیین مهم‌ترین سال تغییر در سری زمانی ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹) میانگین بارندگی سالانه ایستگاه سینوپتیک بروجن..... ۷۱
- شکل ۱۱-۴- تغییرات مقادیر متوسط دمای ماهانه فصل تابستان مربوط به ایستگاه سینوپتیک بروجن در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹)..... ۷۲
- شکل ۱۲-۴- تغییرات مقادیر SPI یکساله در دوره زمانی ۲۵ ساله (۱۹۹۵ تا ۲۰۱۹) در ایستگاه سینوپتیک بروجن..... ۷۳
- شکل ۱۳-۴- گستره و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در سال ۱۹۹۰..... ۷۴
- شکل ۱۴-۴- گستره و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در سال ۱۹۹۵..... ۷۵
- شکل ۱۵-۴- گستره و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در سال ۱۹۹۸..... ۷۶
- شکل ۱۶-۴- گستره و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در سال ۲۰۰۳..... ۷۷
- شکل ۱۷-۴- گستره و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در سال ۲۰۰۸..... ۷۸
- شکل ۱۸-۴- گستره و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در سال ۲۰۱۳..... ۷۹
- شکل ۱۹-۴- گستره و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در سال ۲۰۱۹..... ۸۰

- شکل ۴-۲۰- روند تغییرات گستره و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹)..... ۸۱
- شکل ۴-۲۱- نسبت وسعت پوشش گیاهی به وسعت گستره آبی تالاب چغاخور در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹)..... ۸۲
- شکل ۴-۲۲- تغییرات وسعت گستره آبی تالاب چغاخور و نمایه بارش استاندارد (SPI) در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹)..... ۸۳
- شکل ۴-۲۳- تغییرات وسعت پوشش گیاهی تالاب چغاخور و نمایه بارش استاندارد (SPI) در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹)..... ۸۳
- شکل ۴-۲۴- تغییرات وسعت گستره آبی تالاب چغاخور و میانگین دمای تابستانه در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹)..... ۸۴
- شکل ۴-۲۵- تغییرات وسعت پوشش گیاهی تالاب چغاخور و میانگین دمای تابستانه در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹)..... ۸۴
- شکل ۵-۱- موقعیت نقاط آلودگی نقطه‌ای پیرامون تالاب چغاخور..... ۹۳

### فهرست جدول‌ها

- جدول ۳-۱- نوع و تجهیزات موردنیاز و نحوه حفاظت و زمان نگهداری پارامترهای آب سطحی تالاب چغاخور..... ۲۰
- جدول ۳-۲- پارامترهای شاخص IRWQI<sub>sc</sub> و وزن آن‌ها (هاشمی، ۱۳۹۰)..... ۲۶
- جدول ۳-۳- پارامترهای شاخص IRWQI<sub>st</sub> بر حسب  $\mu\text{g/l}$  و وزن آن‌ها (هاشمی، ۱۳۹۰)..... ۲۶
- جدول ۳-۴- درجه‌بندی منابع آبی براساس مقدار عددی شاخص IRWQI<sub>sc</sub> (هاشمی، ۱۳۹۰)..... ۲۷
- جدول ۳-۵- طبقه‌بندی کیفیت رسوبات براساس فاکتور آلودگی ..... ۲۸
- جدول ۳-۶- طبقه‌بندی آلودگی براساس شاخص ژئوشیمیایی مولر ..... ۲۹
- جدول ۳-۷- طبقه‌بندی -آلودگی براساس شاخص غنی‌شدگی ..... ۲۹
- جدول ۳-۸- وضعیت تروفی تالاب‌ها با استفاده از مقادیر فسفات کل، کلروفیل آ و عمق شفافیت (Wetzel, ۲۰۰۱) ..... ۳۳
- جدول ۳-۹- تقسیم‌بندی سطوح تغذیه‌گرایی بر اساس شاخص کارلسون (Carlson, ۱۹۷۷) ..... ۳۳
- جدول ۳-۱۰- تفکیک اجزاء مربوط به بخش‌های ساختاری، فرایندی و عملکرد تالاب (Noyes و همکاران، ۲۰۰۹) ..... ۳۶
- جدول ۳-۱۱- طبقات خشکسالی تعریف شده برای مقادیر SPI (McKee و همکاران (۱۹۹۳)) ..... ۴۱
- جدول ۳-۱۲- ویژگی تصاویر ماهواره‌ای مورد استفاده در تحقیق ..... ۴۲
- جدول ۴-۱- میانگین مقادیر پارامترهای کیفی اندازه‌گیری شده در تالاب در فصل بهار ..... ۴۶
- جدول ۴-۲- میانگین مقادیر پارامترهای کیفی اندازه‌گیری شده در تالاب در فصل تابستان ..... ۴۷
- جدول ۴-۳- میانگین مقادیر پارامترهای کیفی اندازه‌گیری شده در تالاب در فصل پاییز ..... ۴۷
- جدول ۴-۴- میانگین مقادیر پارامترهای کیفی اندازه‌گیری شده در تالاب در فصل زمستان ..... ۴۸
- جدول ۴-۵- میانگین مقادیر غلظت پارامترهای اندازه‌گیری شده جهت محاسبه شاخص TSI فصل بهار در تالاب چغاخور ..... ۵۱
- جدول ۴-۶- میانگین مقادیر غلظت پارامترهای اندازه‌گیری شده جهت محاسبه شاخص TSI فصل تابستان در تالاب چغاخور ..... ۵۱
- جدول ۴-۷- میانگین مقادیر غلظت پارامترهای اندازه‌گیری شده جهت محاسبه شاخص TSI فصل پاییز در تالاب چغاخور ..... ۵۱
- جدول ۴-۸- میانگین مقادیر غلظت پارامترهای اندازه‌گیری شده جهت محاسبه شاخص TSI فصل زمستان در تالاب چغاخور ..... ۵۱
- جدول ۴-۹- طبقه‌بندی مناطق مختلف تالاب چغاخور در فصل بهار بر اساس شاخص‌های تغذیه‌گرایی کل ..... ۵۴
- جدول ۴-۱۰- طبقه‌بندی مناطق مختلف تالاب چغاخور در فصل تابستان بر اساس شاخص‌های تغذیه‌گرایی کل ..... ۵۵
- جدول ۴-۱۱- طبقه‌بندی مناطق مختلف تالاب چغاخور در فصل پاییز بر اساس شاخص‌های تغذیه‌گرایی کل ..... ۵۵
- جدول ۴-۱۲- طبقه‌بندی مناطق مختلف تالاب چغاخور در فصل زمستان بر اساس شاخص‌های تغذیه‌گرایی کل ..... ۵۵
- جدول ۴-۱۳- طبقه‌بندی مناطق مختلف تالاب چغاخور طبق شاخص‌های تغذیه‌گرایی در فصول مختلف سال ۱۳۹۷ ..... ۵۶
- جدول ۴-۱۴- مقادیر غلظت فلزات سنگین اندازه‌گیری شده در رسوبات تالاب چغاخور در فصل پاییز بر حسب ppm ..... ۵۶
- جدول ۴-۱۵- آمار توصیفی غلظت فلزات سنگین در رسوبات تالاب چغاخور بر حسب ppm ..... ۵۷
- جدول ۴-۱۶- نتایج همبستگی بین غلظت فلزات در رسوبات تالاب چغاخور ..... ۵۷
- جدول ۴-۱۷- مقادیر فاکتور آلودگی در رسوبات تالاب چغاخور ..... ۵۸
- جدول ۴-۱۸- مقادیر شاخص بار آلودگی در رسوبات تالاب چغاخور ..... ۵۸

جدول ۴-۱۹- مقادیر شاخص ژئوشیمیایی مولر در رسوبات تالاب چغاخور.....	۵۹
جدول ۴-۲۰- مقادیر فاکتور غنی‌شدگی در رسوبات تالاب چغاخور .....	۵۹
جدول ۴-۲۱- مقادیر شاخص ارزیابی خطر اکولوژیک بالقوه (PER) در رسوبات تالاب چغاخور .....	۶۰
جدول ۴-۲۲- آمار توصیفی غلظت فلزات سنگین در آب تالاب چغاخور بر حسب $\mu\text{g/L}$ .....	۶۰
جدول ۴-۲۳- مقادیر شاخص‌های آلودگی فلزات سنگین و شبه فلز آرسنیک در آب تالاب چغاخور .....	۶۱
جدول ۴-۲۴- نتایج آنالیز سموم کلره .....	۶۲
جدول ۴-۲۵- نتایج تجزیه به مولفه‌های اصلی پارامترهای کیفیت آب تالاب چغاخور در فصل بهار ۱۳۹۷ .....	۶۵
جدول ۴-۲۶- مقایسه مقادیر مختلف آماره D در ایستگاه سینوپتیک بروجن .....	۶۹
جدول ۴-۲۷- مقایسه مقادیر مختلف آماره F در ایستگاه سینوپتیک بروجن .....	۷۰
جدول ۴-۲۸- نتایج آزمون Pettitt-Mann-Withney برای سری زمانی مقادیر بارندگی سالانه (۱۹۹۵-۲۰۱۹).....	۷۱
جدول ۴-۲۹- مقادیر وسعت و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹).....	۸۱
جدول ۵-۱- جدول تهدیدها، وضعیت فعلی تالاب و راهکارهای پیشنهادی .....	۹۰

## فصل اول

### کلیات و اهداف طرح

#### ۱-۱ - مقدمه

#### ۱-۱-۱- تعریف تالاب

اکوسیستم‌های آبی، اکوسیستم‌های پایداری بر روی کره زمین می‌باشند که مهیاکننده خصوصیات اکوسیستمی قابل توجهی هستند (کریمی‌اورگانی، ۱۳۸۷). تالاب‌ها یکی از سه نوع عمده اکوسیستم بر روی زمین هستند که سیستم‌های متعادلی از روابط پیچیده و درون اکولوژیک را دارند و با عناصر خود و محیط اطرافشان ارتباط متقابلی دارند (جعفری‌آذر، ۱۳۹۴). تعاریف مختلفی از تالاب وجود دارد. مطابق با تعریف ارائه شده توسط کنوانسیون رامسر (۱۹۷۲) تالاب شامل مناطق آبگیر، مردابی، پیت‌زار (توربزار)، گستره‌های آبی طبیعی، مصنوعی، دائم یا موقت با آب ساکن، جاری شیرین، لب شور یا شور و نیز مشتمل بر آن دسته از آب‌های دریایی که عمق آب در کشند پایین از ۶ متر تجاوز نکند، است. طبق این تعریف بسترهای علفی دریایی در مناطق ساحلی، کفه‌های گلی و صخره‌ای، مانگروها، آب‌های شیرین، رودخانه‌ها، مصب‌ها، باتلاق‌های جنگلی و دریاچه-های شور نیز جزء تالاب‌ها محسوب می‌شوند. تالاب به محل‌های طبیعی می‌گویند که پناهگاه بسیاری از گونه‌های نادر و در خطر انقراض حیوانی و گیاهی هستند که حمایت‌کننده زنجیره‌های غذایی برای آن‌ها می‌باشند و برای مردم حاشیه‌نشین تالاب نیز برکت و نعمات گیاهان، پرندگان و آبزیان را به همراه دارد (صادق‌پناهی و صادقی‌پناهی، ۱۳۸۷). تالاب‌ها بعد از جنگل‌ها تکامل‌یافته‌ترین مناطق و محیط‌های طبیعی محسوب می‌شوند. بی‌توجهی به تالاب‌های کشور، از جمله خشکاندن اراضی حاشیه‌ای این مناطق و تبدیل کاربری آن‌ها به کشاورزی، بهره‌برداری از تالاب بدون در نظر گرفتن ملاحظات زیست‌محیطی و ورود پساب‌های کشاورزی آغشته به سموم دفع آفات به تالاب‌ها، این مناطق را با بحران روبه‌رو کرده است (امینی، ۱۳۷۹). تالاب‌ها به واسطه وجود آب متنوع‌ترین اکوسیستم‌های کره زمین از نظر زیستی می‌باشند که در سرتاسر زمین گسترده شده‌اند و نقش مهمی را در چرخه آب ایفا می‌کنند. همچنین سبب کنترل سیلاب‌های منطقه، مانع فرسایش، تصفیه آب و بازچرخش مواد مغذی می‌شوند. علاوه بر این، تالاب‌ها نواحی انتقالی بین محیط‌های خشکی و آبی می‌باشند و به عنوان منابع، جاذب‌ها و مبدل مواد شیمیایی، زیستی و ژنتیک از اهمیت زیادی برخوردار هستند (Gosselink و Mitsch، ۱۹۹۳). از دیگر کارکردهای متنوع این مناطق، می‌توان به جذب آلاینده‌های هوا و تصفیه هوا، تثبیت میکروکلیم و تعدیل دما، کنترل فرسایش و لغزش خاک و رواناب‌ها، کاهش آلودگی صوتی و زیستگاه حیات وحش اشاره کرد (رفیعی و همکاران، ۱۳۹۰). تالاب‌ها مهم‌ترین و در عین حال آسیب‌پذیرترین منابع زیست‌محیطی در دنیا به شمار می‌روند و برای دستیابی به استفاده خردمندانه از این اکوسیستم‌های طبیعی ضروری است به تعادل و توازن رسید که موجودیت این اکوسیستم‌ها در گستره فعالیت‌های انسانی تضمین شود (اسدالهی و همکاران، ۱۳۹۱).

#### ۱-۱-۲- تالاب‌های ایران

در دانشنامه تالاب‌های خاورمیانه، منزلت تالاب‌ها با استفاده از معیارهای پنج‌گانه پرندگان، ماهیان، عوامل تهدیدکننده، مسایل اقتصادی-اجتماعی مورد ارزیابی قرار گرفته و نام برخی از تالاب‌های ایران شامل تالاب شادگان، حله، انزلی، دشت ارژن و پریشان، هامون پوزک، چغاخور، دلتای رودموند، هامون صابری هیرمند، خورخوران، گندمان، ارومیه، هورالعظیم، میانکاله، خلیج گرگان و لپوی زاغمرز، بیشه دالان، آقکل، آلاگل، آلماگل، استیل، انزلی، تنگلی، چغاخور، زردابه، سولقان، کمجان، کانی برازان، کیاکلایه،

گندمان، لیپار، میقان، لپو و پلنگان، پریشان، ساهون، قوری گؤل، لمبیر ملکی، مانداب عینک می‌باشند (مجنونیان و همکاران، ۱۳۸۳).

### ۳-۱-۱- مشکلات مربوط به تالاب‌ها

از بین اکوسیستم‌های آبی، تالاب‌ها به دلیل ویژگی‌های خاص اکولوژیکی از اهمیت زیادی برخوردارند و حفظ و نگهداری این منابع با ارزش جزو اولین اولویت‌های زیست‌محیطی به حساب می‌آید (Bai و همکاران، ۲۰۱۱). منبع آلاینده‌های محیطی شامل منابع طبیعی و مصنوعی هستند. منابع طبیعی اغلب بدون دخالت مستقیم انسان‌ها و منابع مصنوعی توسط بشر ایجاد می‌شوند و آلودگی‌های ناشی از آن، توسط فعالیت‌های انسانی صورت گرفته است (امیدوار، ۱۳۹۰). ورود انواع آلاینده‌ها همچون کودهای شیمیایی، فاضلاب‌ها و شوینده‌ها، سبب آلودگی محیط تالاب‌ها می‌گردد (Brix، ۱۹۹۴). با ذخیره تدریجی این آلودگی‌ها و سپس تغذیه توسط موجودات آبی، این آلودگی‌ها در چرخه غذایی انسان‌ها وارد شده و سلامتی آن‌ها را به خطر می‌اندازد (cook و همکاران، ۱۹۹۰؛ Sin و همکاران، ۲۰۰۱). از طرفی منشأ این آلودگی‌ها می‌تواند مربوط به سنگ‌شناسی منطقه باشد (Lacerda و همکاران، ۲۰۱۱). به طوری که ممکن است یک منطقه بدون آلودگی‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی، به دلیل زمین‌شناسی منطقه، مقادیر بالایی از فلزات سنگین را داشته باشد (Qian و همکاران، ۲۰۱۲).

در سال‌های اخیر، به دلیل افزایش فعالیت‌های غیراصولی تجاری، کشاورزی، شهری و صنعتی بدون برنامه‌ریزی، اثرات مخرب زیست‌محیطی ایجاد شده است (گنجی دوست و همکاران، ۱۳۸۸). همچنین عواملی مانند تغییرات اقلیمی، کمبود بارندگی، فعالیت‌های انسانی و سوءمدیریت در دهه اخیر سبب کاهش آب درون تالاب‌ها و به دنبال آن موجب خشک شدن فصلی و یا دایمی تالاب‌ها شده است (قهرودی تالی و همکاران، ۱۳۹۱). بنابراین اهمیت تالاب‌ها، به عنوان یکی از مهم‌ترین سرمایه‌های طبیعی دوجندان شده است و آگاهی از تغییرات آن‌ها در زمینه کیفیت مدیریت آن‌ها نقش اساسی ایفا می‌کند (رفیعی و همکاران، ۱۳۹۰).

فلزات سنگین وارد شده از منابع نقطه‌ای و غیر نقطه‌ای به دلیل سمیت، همه‌جایی بودن، مقاومت در برابر تجزیه و قابلیت تجمع زیستی، برای سلامت انسان و سیستم‌های اکولوژیکی تهدید بزرگی محسوب می‌شود (Duman و همکاران، ۲۰۰۷). فلزات سنگین در فرآیندهای طبیعی تجزیه و تخریب نمی‌شوند و بنابراین تمایل به تجمع در رسوبات یا بدن موجودات دارند (Peng و همکاران، ۲۰۰۹). در اکوسیستم‌های آبی بیش از ۹۰٪ بار فلزات سنگین در رسوبات یافت می‌شود (امین و همکاران، ۲۰۰۹)؛ بنابراین در محیط‌های آبی کیفیت رسوب می‌تواند به عنوان شاخص مناسبی از آلودگی در نظر گرفته شود (Azmat و همکاران، ۲۰۱۴). رسوب در اکوسیستم‌های آبی، به عنوان پذیرنده آلاینده‌های آلی و غیر آلی (فلزات سنگین) عمل می‌کند و تاریخچه‌ای از ورود آلاینده‌های انسان‌منشأ و تغییرات زیست‌محیطی را نشان می‌دهد (Shomar و همکاران، ۲۰۰۵).

از طرفی آلودگی پهنه‌های آبی به فلزات سنگین و سمی اکنون یک مسئله جهانی محسوب می‌شود. اگرچه تعدادی از این فلزات در غلظت‌های کم نقش ریز مغذی در زنجیره غذایی را ایفا می‌کنند اما تجمع آن‌ها در غلظت‌های بالا، سمیت و اثرات نامطلوب زیست‌محیطی و در نتیجه به خطر افتادن اکوسیستم آبی منابع مذکور و مصرف‌کنندگان از این منابع را به دنبال دارد (Kane و همکاران، ۲۰۱۲). آلودگی‌های ناشی از یون‌های فلزات سنگین از مهم‌ترین و خطرناک‌ترین آلوده‌سازهای محیط‌زیست هستند که در صورت عدم حذف آن‌ها، با ورود به آب‌های سطحی و زیرزمینی، کمپلکس‌های سمی تشکیل شده و خطرات بالقوه‌ای را برای انسان و اکوسیستم به وجود می‌آورند (اوستان و توصیفی، ۱۳۸۳). بنابراین بسیاری از محققین معتقدند که می‌توان رسوبات را به عنوان شاخصی برای آلودگی آب در نظر گرفت و میزان آلودگی رسوبات می‌تواند منعکس‌کننده آلودگی آب باشد. در اکوسیستم‌های آبی رسوبات مخزن نهایی عناصر سنگین و سمی هستند، ولی تغییر شرایط محیطی از جمله pH، پتانسیل اکسایش، اکسیژن محلول و ... باعث می‌شود که رسوبات به عنوان منبع آلاینده‌ها عمل می‌کنند (Nasrabadi و همکاران، ۲۰۱۰).

مهم‌ترین موانع حفاظت تالاب‌ها شامل شکار و صید بی‌رویه، تعلیف احشام، کمبود آب و آلودگی‌های کشاورزی (عبداله رش و همکاران، ۱۳۹۱)، پساب صنعتی، زباله‌ریزی، ورود رسوبات و استفاده بی‌رویه از سموم کشاورزی و توسعه صنعتی هستند (جعفری و ارازاده، ۱۳۹۰).

#### ۴-۱-۱- فلزات سنگین

تعدادی از فلزات و یون‌های آن‌ها که اغلب دارای چگالی بیش از ۵ گرم در سانتی‌متر مکعب هستند و در گروه عناصر واسطه جدول تناوبی قرار دارند، به عنوان فلزات سنگین شناخته می‌شوند (رضایی زنگنه، ۱۳۷۷). به طور کلی فلزات سنگین عناصری هستند که به طور طبیعی به مقدار بسیار کم در اکوسیستم‌ها مشاهده می‌شوند. این عناصر، بسیار پایدار هستند و از طریق فرآیندهای بیولوژیکی تجزیه نمی‌شوند (Bowen, ۱۹۷۹). این عناصر سنگین پایدار و غیر قابل تجزیه هستند و سبب آلودگی محیط زیست می‌گردند. عاملی که می‌تواند تغییرات پیش‌بینی نشده‌ای را برای محیط اطراف خود ایجاد کند و باعث اختلال در روند عادی چرخه حیات گردد، یک آلوده کننده نامیده می‌شود (Norvell و Lindsay, ۱۹۷۸). ضایعات کارخانه‌ها و صنایع به صورت فاضلاب و یا دود و غبار، فلزات سنگین را وارد محیط زیست می‌کنند و با ورود به چرخه غذایی انسان و حیوان سلامتی آن‌ها را به خطر می‌اندازد. در کشورهای صنعتی برای غلظت فلزات سنگین حدودی تعیین شده است که غلظت مجاز این عناصر در کشورهای مختلف متفاوت است و دامنه تغییرات بین کمترین و بیشترین غلظت مجاز، گاهی به صد برابر می‌رسد (سالار دینی، ۱۳۷۲). از جمله فلزاتی که در مسمومیت انسان نقش مهم‌تری دارند عبارتند از سرب، جیوه، شبه فلز آرسنیک و کادمیوم و سایر فلزات سنگین مانند مس، روی و کروم در اندازه‌های بسیار کم برای بدن لازم هستند ولی در مقادیر زیاد می‌توانند سبب مسمومیت شوند (Jones و Pais, ۱۹۹۷). با گسترش صنایع و کشاورزی و آلودگی به عناصر سنگین، زندگی انسان‌ها، حیوانات و ماهی‌ها با خطرات بسیاری مواجه می‌شود (Kucuksezgin و Uluturhan, ۲۰۰۷). فلزات سنگین پس از ورود به بدن در بافت‌هایی مانند چربی، عضلات، استخوان‌ها و مفاصل رسوب کرده و انباشته می‌شوند و انواع بیماری‌ها و عوارض متعددی مانند اختلالات عصبی، انواع سرطان، سقط جنین، اختلالات تنفسی، آسیب به کبد و کلیه و مغز، التهاب مفاصل، ریزش مو و پوکی استخوان را در بدن انسان ایجاد می‌کنند (Fu و همکاران، ۲۰۰۸). فلزات سنگین به دلیل دارا بودن خواص سمیت و تجزیه‌ناپذیری در محیط به عنوان آلاینده‌های خطرناک شناخته می‌شوند (Yuan و همکاران، ۲۰۰۴). رشد و توسعه فعالیت‌های شهری و صنعتی در طی چند دهه اخیر، سبب آلودگی محیط زیست به فلزات سنگین شده است، لذا آلودگی محیط‌های آبی به فلزات سنگین، یکی از تهدیدهای جدی زیست‌محیطی محسوب می‌شود (Forstner و Salomons, ۱۹۸۴). این مسئله به قدری دارای اهمیت است که مطالعات فراوانی در این زمینه صورت گرفته است (Bellucci و همکاران، ۲۰۰۲) و یکی از روش‌های مناسب در شناسایی و ارزیابی آلودگی‌ها در محیط‌های آبی آلوده، بررسی توزیع میزان فلزات سنگین در رسوبات سطحی این محیط‌ها می‌باشد (Forstner و Salomons, ۱۹۸۴؛ Bellucci و همکاران، ۲۰۰۲).

علاوه بر این، فلزات سنگین به صورت محلول در آب و خاک وارد و موجب آلودگی آب‌های سطحی، زیرزمینی و خاک شده و تعادل اکولوژیک اکوسیستم‌هایی که به آن وارد می‌شوند را بر هم می‌زنند (Aloupi و Angelidis, ۱۹۹۵؛ Carballeira و همکاران، ۲۰۰۰). شاخص‌های آلودگی به عنوان معیاری برای مدیریت محیط زیست و شناسایی و کاهش عوامل بالقوه آسیب‌رسان محیط زیستی مورد استفاده قرار می‌گیرند (Richardson و Lemly, ۱۹۹۷) که میزان آلودگی به فلزات سنگین و میزان ریسک اکولوژیکی اکوسیستم‌ها را تعیین می‌کنند (Suter, ۲۰۰۷). پدیده‌های جوی، فرسایش زمین، فعالیت‌های انسانی نظیر فاضلاب‌های صنعتی، خانگی و استخراج معادن، سبب ورود فلزات سنگین به محیط‌های آبی می‌شوند (جمشیدی زنجانی و سعیدی، ۱۳۹۲). میزان انباشتگی و تجمع فلزات سنگین در رسوبات بیشتر از آب می‌باشد (Bermejo-Barrera و همکاران، ۱۹۹۴).

### ۵-۱-۱- فلزات سنگین در رسوب

از نظر اکولوژیکی، رسوبات بخش مهمی از زیستگاه آبی و محل ذخیره آلودگی‌ها هستند که نقش مهمی در نگهداری وضعیت تروفیک برای مجموعه آبی ایفا می‌کنند (Kumar و Singh, ۲۰۰۵). توزیع فلزات سنگین در رسوبات بستگی به اندازه رسوبات دارد. رسوبات معلق با جذب آلودگی‌ها از آب، سبب کاهش تجمع در آب می‌شوند. فلزات سنگین موجود در رسوبات به صورت ساکن بوده و اغلب به‌عنوان آلوده‌کننده‌های پایدار محسوب می‌شوند (Olivers, ۲۰۰۵). رسوبات زیرین، زیستگاه‌ها را فراهم می‌کنند و منبع ذخیره غذا برای جانوران دریایی می‌باشند. بنابراین آلوده‌کننده‌ها به‌طور مستقیم و غیر مستقیم، محیط زیست جمعیت جانوری و گیاهی را مسموم و آلوده می‌کنند که ممکن است اثر آن بر زمین به‌صورت تجمع زیستی در چرخه غذایی مشاهده شود (Wu و همکاران، ۲۰۱۰). شاخص زمین‌انباشتگی به‌عنوان یکی از روش‌هایی برای ارزیابی خطرات ایجاد شده اکولوژیکی توسط فلزات سنگین در رسوبات استفاده می‌گردد (Porstner, ۱۹۸۹). آگاهی از مقدار فلزات سنگین در رسوبات به‌منظور درک صحیحی از پتانسیل آن‌ها و اثرات اصلی فلزات سنگین در سطوح بالاتر رسوبات و ارزیابی پروسه‌های انتقال به پایین‌دست و ته‌نشینی، از اهمیت بالایی برخوردار است (Singh و همکاران، ۱۹۹۶).

### ۶-۱-۱- اهمیت بررسی کیفیت آب

توسعه انسانی و گسترش فعالیت‌های اقتصادی سبب افزایش نیاز آب برای اهداف مختلف می‌گردد. منابع آب در ایران، به خصوص در سه دهه گذشته تحت تأثیر مصرف بیش از حد در کاربری‌های مختلف بوده و به علت تغییرات آب و هوایی، کاهش قابل توجهی داشته است. لذا برنامه‌ریزی‌های ملی و مدیریت منابع، در رابطه با اولویت در نوع استفاده از منابع آبی هستند. عبارت کیفیت آب به‌منظور دستیابی به یک شناخت جامع از چگونگی امکان استفاده از منابع آب برای مصرف انسانی توسعه یافته است (Vaux, ۲۰۰۱) که به‌طور گسترده در علوم مختلف و موارد وابسته به آن‌ها به‌کار رفته و یک ضرورت برای مدیریت منابع آب محسوب می‌شود (Parparov و همکاران، ۲۰۰۶). کیفیت آب در یک اکوسیستم آبی با استفاده از تعدادی فاکتورهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی مشخص می‌شود (Deshpande و Sargaonkar, ۲۰۰۳) و مسئله مهم در مورد پایش کیفی آب، همبستگی پیچیده بین تعداد زیادی از متغیرهای اندازه‌گیری شده می‌باشد (Boyacioglu, ۲۰۰۶). تغییرپذیری منابع آب بیشتر تحت تأثیرات طبیعی و فعالیت‌های انسانی است (Simeonov و همکاران، ۲۰۰۲). به‌منظور آنالیز داده‌های مربوط به کیفیت آب، روش‌های زیادی وجود دارد که بسته به اهداف مطالعات، روش‌های نمونه‌برداری، اندازه نمونه‌ها و منطقه مورد مطالعه متفاوت هستند. یکی از مؤثرترین روش‌های بررسی کیفیت آب استفاده از شاخص‌های کیفی می‌باشد (Pathak و Dwivedi, ۲۰۰۷). این شاخص‌ها بر پایه میزان‌هایی از پارامترهای مختلف فیزیکی، شیمیایی و زیستی در یک نمونه آب بنا نهاده شده‌اند. کاربرد مهم این شاخص‌ها در برنامه‌های پایش برای ارزیابی سلامت اکوسیستم بوده که به‌عنوان یک معیار مناسب می‌تواند منجر به ارزیابی موفق و مناسب در استراتژی‌های مدیریتی برای بهبود کیفیت آب گردد (Carr و Rickwood, ۲۰۰۹). نیتروژن و فسفر از مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار بر غنی‌شدگی و آلودگی ناشی از فعالیت‌های کاربری و انسانی اراضی هستند. این دو عنصر از منابع مختلفی مانند فاضلاب‌های شهری و صنعتی، رواناب‌های ناشی از زهکشی سطحی مزارع، دامداری‌ها و ... تأمین می‌شوند. افزایش این عناصر سبب تشدید رشد جلبک‌ها و کاهش میزان اکسیژن آب شده و با تأثیر بر دیگر پارامترهای کیفی، تالاب را به مرحله مغذی نزدیک کرده و در نهایت موجب نابودی تالاب می‌شود (صمدی، ۱۳۹۵). بنابراین ارزیابی آلودگی تالاب‌ها بر اساس متغیرهای مؤثر پویا شامل تأثیرات کمی و کیفی پساب‌های کاربری اراضی، تغییرات مکانی و زمانی کیفیت، دما و بارندگی فصول و روند سالیانه تغذیه‌گرایی و کیفی تالاب‌ها به‌منظور بررسی، کنترل و کاهش منابع آلودگی، حفاظت و ادامه حیات آن‌ها امری ضروری و مهم است (صمدی، ۱۳۹۵).



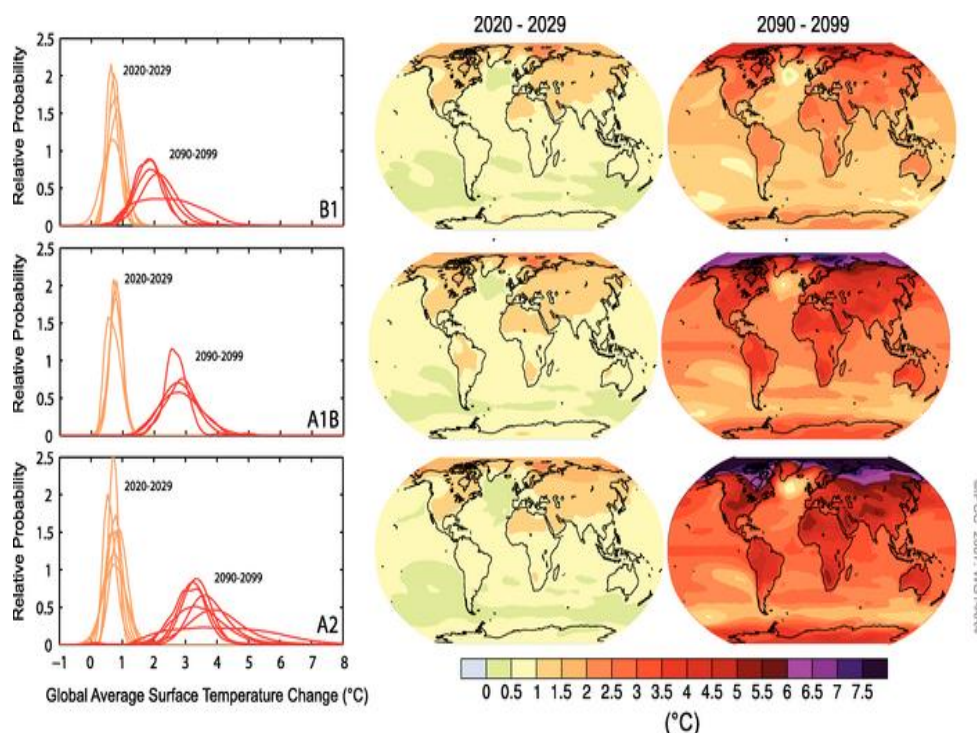
## ۷-۱-۱- اهمیت زیست محیطی تالاب‌ها و اثرات تغییر اقلیم بر آن‌ها

تالاب‌ها با در برداشتن طیف گسترده‌ای از کارکردهای اکولوژیک گوناگون، منشأ خدمات اکولوژیک و محصولات طبیعی مختلفی هستند که نتیجه آن، فراهم آوردن مجموعه‌ای خدمات اکوسیستمی (تدارکاتی، تنظیمی، فرهنگی و پشتیبانی) مانند ترسیب کربن (Bridgham و همکاران، ۲۰۰۶؛ Zhuang و همکاران، ۲۰۰۹)، تولید اولیه (Delpha و همکاران، ۲۰۰۹؛ Noyes و همکاران، ۲۰۰۹)، کنترل سیلاب (Hruby، ۲۰۰۴)، پردازش مواد مغذی (Collins و همکاران، ۲۰۰۷) و تثبیت رسوبی (Mitsch و همکاران، ۲۰۱۳) است و از این طریق، نقش مهمی در تأمین رفاه انسانی در سطوح مختلف محلی، منطقه‌ای و جهانی بر عهده دارد (Keddy و همکاران، ۲۰۰۹؛ Carpenter و همکاران، ۲۰۱۱). با وجود اهمیت بالای این خدمات اکوسیستمی در تأمین نیازهای انسانی، تخریب و از بین رفتن این اکوسیستم‌های منحصر به فرد در طول قرن بیستم در سراسر دنیا شدید بوده و همچنان در حال افزایش است (Carpenter و همکاران، ۲۰۱۱) چنان‌که بر اساس مطالعات موجود تاکنون بین ۶۴ تا ۷۱ درصد از تالاب‌های جهان دچار تخریب شده‌اند و این روند همچنان ادامه دارد (Davidson، ۲۰۱۴). این تخریب تحت تاثیر عوامل مختلف طبیعی و انسان پدید گوناگونی مانند وقوع خشکسالی، افزایش دمای هوا، تغییر کاربری اراضی و توسعه زمین‌های زراعی و مناطق مسکونی، سدسازی، بهره‌برداری بیش از حد از منابع آبی و نیز فاضلاب‌های حاوی مواد شیمیایی گوناگون که از محیط‌های شهری، صنعتی و کشاورزی مجاور به درون این اکوسیستم‌های آبی وارد شده‌اند، صورت گرفته است (Perennou و همکاران، ۲۰۱۲؛ Davidson، ۲۰۱۴). نتیجه مستقیم این تخریب آزادسازی مقادیر عظیمی از کربن ذخیره شده در این اکوسیستم‌ها و به دنبال آن تشدید گرمایش جهانی و سایر تغییرات اقلیمی، کاهش تنوع زیستی و تخریب زیستگاه‌ها و نیز نابودی بخش عمده‌ای از منابع مورد نیاز جوامع انسانی خواهد شد که متکی بر خدمات و محصولات متعدد عرضه شده توسط تالاب‌ها هستند (Keddy و همکاران، ۲۰۰۹؛ Maltby و Acreman، ۲۰۱۱).

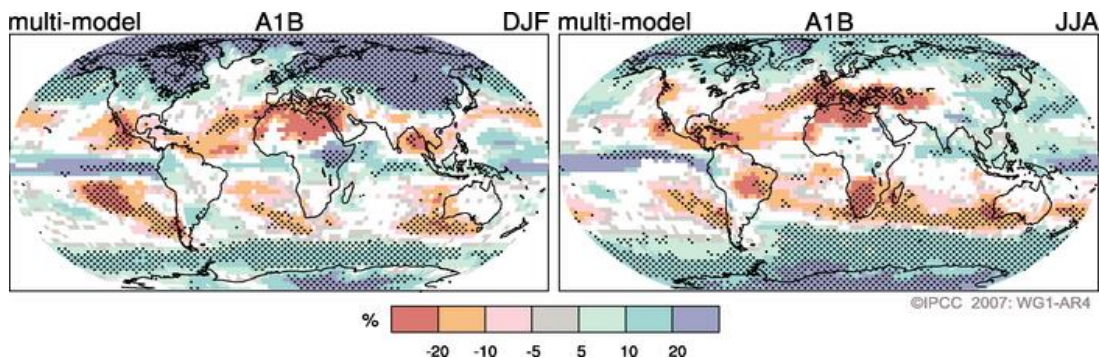
در میان عوامل اثرگذار گوناگون، پیامدهای حاصل از تغییر اقلیم مانند تغییرات الگوی بارندگی و وقوع خشکسالی و افزایش دمای هوا و به دنبال آن تغییر در چرخه‌های آب‌شناختی دارای اثرات بسیار مخربی بر گستره و سلامتی تالاب‌های سراسر جهان بوده است (Mitsch و همکاران، ۲۰۱۳). همچنین، سلامت و میزان آسیب‌پذیری اکوسیستم‌های تالابی نسبت به عوامل اثرگذار گوناگون محیطی، به روند تغییرات زمانی و مکانی متغیرهای اقلیمی وابسته است (Pitchford و همکاران، ۲۰۱۲). بر اساس سناریوهای موجود، تغییرات اقلیمی در دهه‌های آینده از طریق افزایش شدت و فراوانی وقوع سیلاب‌ها، افزایش دمای هوا، خشکسالی‌ها، طوفان‌ها و تندبادها بر تالاب‌ها اثرگذار خواهد بود (Finlayson و همکاران، ۲۰۱۷). با افزایش دما و تبخیر و تعریق حاصل از تغییر اقلیم آبی، تغییرات قابل ملاحظه‌ای در رژیم‌های آب‌شناختی بوقوع خواهد پیوست که بر پراکنش و وسعت تالاب‌های سراسر جهان اثرگذار خواهد بود (Junk و همکاران، ۲۰۱۳). همچنین، تغییر اقلیم و وقوع خشکسالی‌های آبی (فصلی، دوره‌ای و یا طولانی مدت) سبب تغییر در الگوهای توالی تالاب‌ها و ترکیب گونه‌های گیاهی و جانوری، کاهش ترسیب کربن و پردازش مواد مغذی و نیز از بین رفتن زیستگاه آبریزان و حیات وحش وابسته به تالاب‌ها خواهد شد (Poplar-Jeffers و همکاران، ۲۰۰۹؛ Junk و همکاران، ۲۰۱۳).

بر اساس مطالعات گوناگون، تغییرات ایجاد شده در مقادیر بارندگی یکی از مهم‌ترین عوامل تغییر ساختار و عملکرد تالاب‌ها هستند (Wu و همکاران، ۲۰۱۴). در واقع به دلیل ارتباط نزدیکی که میان تالاب‌ها و وقوع بارندگی وجود دارد، هر گونه تغییر در الگوهای بارندگی و جریان‌ات آبی سطحی حوضه‌های آبریز تاثیر قابل توجهی بر ساختار و عملکرد تالاب‌ها دارد (Rebello و همکاران، ۲۰۰۹). رواناب سطحی وارد شده به تالاب‌ها از حوضه‌های آبریز از طریق کاهش میزان شوری و سولفات‌ها، افزایش تامین مواد مغذی و رسوب‌گذاری در بستر تالاب سبب حفظ ساختار و عملکرد تالاب‌ها می‌شود و وقوع خشکسالی و افزایش دمای هوا می‌تواند با ایجاد تغییرات غیرنرمال یا بر هم زدن توازن حجم رواناب‌های ماهانه، فصلی یا سالانه (کاهش رواناب در فصل‌های کم بارش)، تاثیر نامطلوب بر میزان تبخیر و تعرق، ظرفیت نفوذپذیری خاک و رژیم‌های جریان آب‌های سطحی و زیر سطحی در حوضه آبریز سبب کاهش حجم رواناب‌های شیرین ورودی به تالاب و به دنبال آن تضعیف تالاب‌ها شود (Guo و همکاران، ۲۰۰۸). بنابراین تجزیه و تحلیل تغییرات ایجاد شده در بخش‌های ساختاری تالاب‌ها (وسعت و پوشش گیاهی) و

بررسی رابطه آن با تغییرات مقادیر بارندگی و دمای هوا می‌تواند با درک بهتر رابطه میان این متغیرها، نقش مهمی در کارایی و موفقیت برنامه‌های سازگاری با تغییر اقلیم و حفاظت و توسعه تالابها داشته باشد (Wu و همکاران، ۲۰۱۴). بر اساس چهارمین گزارش ارزیابی تغییر اقلیم ارائه شده توسط پنل بین المللی تغییر اقلیم (IPCC، ۲۰۰۷)، تغییرات دما و بارندگی دارای الگوهای جغرافیایی متفاوتی در سطح زمین خواهند بود؛ چنانچه مناطق واقع در محدوده عرض‌های جغرافیایی میانی تا شمالی بیشترین روند افزایش دما را تا پایان قرن بیستم تجربه خواهند نمود (شکل ۱-۱). بر اساس پیش‌بینی‌های انجام شده بر اساس سناریوهای اقلیمی موجود، میزان بارندگی در عرض‌های جغرافیایی بالا، افزایش خواهد یافت و در مقابل، در بخش عمده از مناطق نیمه حاره واقع در محدوده عرض‌های جغرافیایی ۵۰ درجه شمالی و جنوبی، تا میزان ۲۰ درصد کاهش خواهد یافت (شکل ۲-۱).



شکل ۱-۱- پیش بینی تغییرات دمای سطح زمین در ابتدا و انتهای قرن بیستم نسبت به دوره زمانی ۱۹۸۰ تا ۱۹۹۹ (IPCC، ۲۰۰۷)



شکل ۱-۲- تغییرات نسبی بارندگی برای دهه ۲۰۹۰ تا ۲۰۹۹ نسبت به دوره ۱۹۸۰ تا ۱۹۹۹ (IPCC، ۲۰۰۷)

آنچه که در این میان حائز اهمیت است، بررسی پیامدهای حاصل از تغییر اقلیم بر منابع آبی، به‌ویژه بر تالاب‌های آب شیرینی است که گستره، عملکرد و سلامت اکوسیستمی آن‌ها وابسته به ریزش‌های جوی است و دارای حساسیت و آسیب‌پذیری بالایی نسبت به تغییرات زمانی و مکانی نامطلوب ایجاد شده در الگوهای بارندگی هستند (Winter, 2000).

### ۸-۱-۱- اهمیت مطالعات اثرات تغییر اقلیم بر تالاب‌های ایران

کشور ایران با قرار گرفتن در کمربند بیابانی جهان (۲۵ تا ۴۰ درجه عرض شمالی)، دارای تغییرپذیری شدید اقلیمی بوده و میزان بارش آن در حدود یک‌سوم متوسط جهانی است (UNEP, ۱۹۹۷). از این رو، کمبود بارندگی و وقوع خشکسالی با فراوانی و شدت بالایی در ایران وجود دارد (Madani, ۲۰۱۶). این در حالی است که NASA نیز کاهش قابل توجه حجم منابع آب شیرین در منطقه خاورمیانه و به‌ویژه ایران را به علت وقوع خشکسالی‌های شدید تا بسیار شدید در سالیان اخیر گزارش نموده است (NASA, ۲۰۱۳). آنچه که در کشور بیشتر از هر عامل دیگری مانع از ایجاد بارندگی می‌شود، سیستم پرفشار جنب حاره‌ای است که مانع از نفوذ هرگونه سیستم باران‌زا شده و عملاً وقوع بارندگی را در بخش‌های مرکزی و جنوبی ایران غیر ممکن می‌سازد (Gohari و همکاران, ۲۰۱۷). این کاهش شدید بارندگی و وقوع خشکسالی منجر به کاهش قابل ملاحظه حجم رواناب‌های سطحی و نیز گستره تالاب‌های کشور شده است (امیدی و همکاران, ۱۳۹۱، بهروزی راد, ۱۳۹۵). این در حالی است که پایش تغییرات رخ داده در ساختار تالاب‌ها (گستره و پوشش گیاهی) و بررسی رابطه آن با تغییرات رخ داده در الگوهای بارندگی و دمای هوا می‌تواند نقش مهمی در کارایی و موفقیت برنامه‌های مدیریت و احیاء تالاب‌ها داشته باشد. مطالعات نشان داده که تحت تاثیر وقوع خشکسالی‌های گذشته، بخش عمده‌ای از تالاب‌های کشور (حدود ۷۰ درصد از کل تالاب‌های ایران) دچار کاهش وسعت و افت کیفیت شده‌اند و در ده‌های آینده نیز، افزایش ۳ تا ۵ درجه ای دمای هوا، کاهش ۱۰ درصدی بارندگی و وقوع خشکسالی‌های طولانی مدت، بر نرخ کاهش گستره و مختل شدن فرایندهای حیاتی تالاب‌های کشور خواهد افزود (بابائیان و همکاران, ۱۳۸۶). نتیجه مستقیم وقوع این تغییرات نامطلوب در تالاب‌های کشور، افزایش آسیب‌پذیری و کاهش سطح خدمات و محصولات طبیعی فراهم شده توسط این اکوسیستم‌ها خواهد بود. از این رو، انجام فعالیت‌های حفاظتی و توسعه خط‌مشی‌های مدیریتی کارآمد که حافظ فرآیندهای اکولوژیک ضروری، تنوع زیستی و خدمات اکوسیستمی تالاب‌های کشور باشد، ضرورتی انکارناپذیر خواهد بود. جهت دستیابی به هدف فوق، بررسی واکنش اکوسیستم‌های تالابی نسبت به تغییرات اقلیمی در دهه‌های گذشته می‌توان با آسان نمودن تفسیر و توصیف پیامدهای ناشی از تغییر اقلیم بر تالاب‌ها به‌عنوان ابزاری موثر و سودمند از یک‌سو جهت جلوگیری از تخریب و کاهش سطح این اکوسیستم‌های آبی منحصر به فرد و از سوی دیگر جهت اولویت‌بندی اقدامات و سرمایه‌گذاری‌های مورد نیاز برای مدیریت پایدار آن‌ها، به‌کار گرفته شود. بر اساس مطالب فوق، هدف ثانویه مطالعه حاضر بررسی اثرات تغییر اقلیم (کاهش بارندگی و افزایش دمای هوا) بر بخش‌های ساختاری تالاب چغاخور استان چهارمحال و بختیاری در طول یک دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹) و چگونگی واکنش این بخش‌های ساختاری تالاب به تغییرات اقلیمی ذکر شده در طول این دوره است. بدین منظور از سری زمانی تصاویر ماهواره‌ای و داده‌های بارندگی و دمای هوا ایستگاه‌های سینوپتیک استفاده شد.

### ۲-۱- اهمیت و ضرورت طرح

از مهم‌ترین اهمیت‌های تالاب‌ها می‌توان به ذخیره‌سازی آب برای کشاورزی و تغذیه چشمه‌ها و آب‌های زیرزمینی، زیستگاه پرندگان و حیات‌وحش، حافظ تنوع زیستی، بانک ژن، ایجاد منظره‌های زیبا و کاهش آلودگی‌های زیست‌محیطی اشاره نمود (صفاییان و شکر، ۱۳۸۲). این اکوسیستم‌های طبیعی به دلیل تنوع زیستی منحصر به فرد، حجم زیست توده بالا، نقش کنترلی در سیستم‌های هیدرولیک، تعدیل درجه حرارت، جلوگیری از سیل و طوفان، کنترل بیولوژیک امراض و بیماری‌ها، اهمیت بالای تفریحی و ارزش‌های بی‌شمار علمی و پژوهشی از جایگاه ویژه‌ای برخوردارند (مافی غلامی و یارعلی, ۱۳۸۸). امروزه

مهم‌ترین مشکلات مربوط به تالاب‌ها، تخریب و آلودگی‌های ناشی از صنایع و بهره‌برداری بی‌رویه بشر می‌باشد که با استفاده از روش‌های مدیریتی مناسب می‌توان در جهت حفظ این مناطق تلاش نمود (جعفری و ارززاده، ۱۳۹۰). عدم مدیریت پسماندها و فاضلاب‌ها در محیط تالاب، قطعه قطعه کردن تالاب، آتش زدن حوضچه‌های نفتی در تالاب از ابتدای حضور تاکنون و تخلیه پسماندهای نفتی در محدوده تالابی که از تخلفات میدان نفتی است، از جمله عواملی هستند که نشان‌دهنده اهمیت مدیریت تالاب‌ها می‌باشند (یوسفی و همکاران، ۱۳۹۲). علاوه بر این به دلیل فاضلاب‌های شهری غلظت فلزات سنگین در رسوبات تالاب‌ها به میزان قابل توجهی بالا می‌باشد که خطرات زیست‌محیطی را به دنبال دارد (Maanan و همکاران، ۲۰۱۳). به طور کلی عدم آگاهی از اطلاعات علمی درباره تولیدات تالاب و توازن اکولوژیک آن سبب استفاده بیش‌تر از منابع تالاب گردیده که روند تخریب آن را تشدید می‌کند (عبدالله‌رش و همکاران، ۱۳۹۲). بنابراین با توجه به ضرورت و اهمیت حفاظت از تالاب‌ها در برابر تهدیدهای ذکر شده، چنانچه هم‌اکنون اقدامی برای محافظت از این بوم‌سازگان طبیعی ارزشمند انجام نشود، بهره‌برداری‌های غیراصولی در آینده‌ای نزدیک سبب تخریب و نابودی این منابع با ارزش خواهد شد (آستانی و بهارمستیان، ۱۳۹۱). از این‌رو ارزیابی خطرات زیست‌محیطی حاصل از این فعالیت‌ها از اهمیت زیادی برخوردار است (Milan و همکاران، ۲۰۱۵). علاوه بر این ارزش‌گذاری تالاب‌ها به سبب نقش بسیار مهمی که در اقتصاد، اشتغال نیروی انسانی، حفظ محیط زیست و کاهش آلودگی‌ها دارد (رمضانی گورابی، ۱۳۸۸)، به عنوان یکی از منابع مهم زیست‌محیطی، با توجه به آلودگی‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی و حوادث طبیعی و غیرطبیعی، ضرورت دارد (پژویان و فلیحی، ۱۳۸۷).

تالاب چغاخور یکی از این اکوسیستم‌های آسیب‌پذیر است که در سال‌های اخیر با تهدیدات بسیاری مواجه شده است. در سال‌های اخیر این تالاب تحت تأثیر فعالیت‌های گوناگون انسانی از قبیل ساخت سد و به تبع آن نوسانات آبی، فعالیت‌های کشاورزی، چرای دام‌ها در حاشیه تالاب، تخلیه پساب روستاهای مجاور و گسترش بی‌رویه برخی از گونه‌های گیاهی آبی از جمله *Myriophyllum spicatum* قرار گرفته است. به‌منظور حفظ پایداری اکولوژیکی و بیولوژیکی این تالاب لازم است که در ابتدا درک صحیحی از محیط فیزیکی، بیولوژیکی و شیمیایی این اکوسیستم آبی داشته و در ادامه به‌منظور مدیریت یکپارچه این پهنه آبی برنامه‌ریزی کرد. رشد جمعیت و افزایش فعالیت‌های انسانی در حوضه آبریز اکوسیستم‌های آبی، تخلیه فاضلاب‌های خانگی و صنعتی، فعالیت‌های کشاورزی، رواناب و شیرابه محل‌های دفع زباله باعث کاهش کیفیت آب این منابع شده است. درک عمیق از نقش عوامل کیفی آب می‌تواند در توسعه یک استراتژی مدیریت حوضه آبریز مؤثر باشد و برای حفاظت از منابع آب با ارزش کمک کند.

## ۱-۲-۱- اهداف طرح

هدف مطالعه حاضر شناسایی آلودگی‌های تالاب چغاخور و ارائه راه‌های کنترل و کاهش آلاینده‌های احتمالی می‌باشد. برای نیل به این اهداف کیفیت رسوبات، کیفیت آب، و تغذیه‌گرایی مورد بررسی قرار گرفت. هدف دیگر این مطالعه بررسی اثرات تغییر اقلیم (کاهش بارندگی و افزایش دمای هوا) بر بخش‌های ساختاری تالاب چغاخور استان چهارمحال و بختیاری در طول یک دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹) و چگونگی واکنش این بخش‌های ساختاری تالاب به تغییرات اقلیمی ذکر شده در طول این دوره است. بدین منظور از سری زمانی تصاویر ماهواره‌ای و داده‌های بارندگی و دمای هوا ایستگاه‌های سینوپتیک استفاده شد.

## ۱-۲-۲- فرضیه‌های طرح

تالاب چغاخور از نظر تغذیه‌گرایی در وضعیت الیگوتروف قرار دارد.  
کیفیت آب تالاب چغاخور در وضعیت خوب قرار دارد.  
میزان غلظت فلزات سنگین در رسوبات پایین‌تر از استانداردهای بین‌المللی می‌باشد.

### ۳-۲-۱- مراحل کلی انجام طرح

- انتخاب تالاب چغاخور به عنوان منطقه مورد مطالعه
- تهیه آمار و نقشه‌های مورد نظر
- نمونه برداری آب سطحی و رسوبات
- آنالیز نمونه‌های آب جهت سنجش فلزات سنگین
- آنالیز نمونه‌های آب جهت سنجش پارامترهای فیزیکی شیمیایی و سموم کلره
- آنالیز نمونه‌های رسوب به منظور سنجش فلزات سنگین
- تحلیل داده‌ها و انجام آزمون‌های آماری
- بررسی وضعیت کیفیت آب تالاب چغاخور با استفاده از شاخص‌های ارزیابی کیفی آب و رسوب
- تهیه نقشه‌های پهنه‌بندی
- بررسی اثرات تغییر اقلیم (کاهش بارندگی و افزایش دمای هوا) بر بخش‌های ساختاری تالاب چغاخور

## فصل دوم

### بررسی منابع

#### ۱-۲- مقدمه

تالاب‌ها یکی از مهم‌ترین زیستگاه‌های گونه‌های متنوع گیاهی و بسیاری از جانوران به ویژه پرندگان آبی و مهاجر می‌باشند. مسئله جدی و نگران‌کننده درباره این اکوسیستم‌های آبی، آلودگی آن‌ها به عناصر سنگین و سموم مختلف است که به دلیل تخلیه پساب‌های صنعتی، کشاورزی و فاضلاب‌های شهری و روستایی صورت می‌گیرد و سلامت موجودات آبی را به خطر می‌اندازد. تاکنون مطالعات مختلفی در سراسر دنیا در زمینه بررسی کیفیت آب‌های سطحی و تالاب‌ها و آلودگی آن‌ها به عناصر سنگین صورت گرفته است. از جمله این مطالعات می‌توان به موارد زیر اشاره کرد.

#### ۲-۲- مطالعات انجام شده در زمینه فلزات سنگین

پایدار و همکاران (۱۳۸۲) وضعیت آلودگی تالاب انزلی به فلزات سنگین را مورد بررسی قرار دادند. بدین منظور نمونه‌برداری از آب و رسوب این تالاب در ۱۸ ایستگاه صورت گرفت. نتایج این تحقیق نشان داد که میزان فلزات سنگین کروم، روی، سرب، نیکل و وانادیوم در آب تالاب به ترتیب ۴/۶، ۱۸۴/۵، ۸/۲۸، ۹/۲۷ و ۱/۴۷ میکروگرم در لیتر و از استاندارد جهانی بالاتر بوده ولی برای آبیان تالاب مشکل ایجاد نمی‌کند. در مورد رسوبات نیز میزان فلزات سنگین در حد بالایی قرار داشت. بابایی و همکاران (۱۳۸۶) غلظت عناصر سنگین سرب، مس، آهن و کادمیوم را در رسوبات سطحی تالاب انزلی اندازه‌گیری نمودند. در این تحقیق نمونه‌های رسوب از مناطق رودخانه‌های پیربازار، پسیخان و سلکه جمع‌آوری شد. سپس نمونه‌ها با روش هضم تر ( $HNO_3$  و  $H_2SO_4$ ,  $HClO_4$ ) تحت رفلکس باز خشک و پودر و غلظت عناصر توسط دستگاه جذب اتمی مشخص شد. نتایج این تحقیق نشان داد که غلظت عناصر آهن و سرب، بیشترین مقدار را داشت. همچنین مقدار فلزات در ایستگاه رودخانه پیربازار به دلیل ورود پساب‌های صنعتی، کشاورزی و خانگی بیشتر بود.

وحیددستجردی و همکاران (۱۳۸۷) غلظت فلزات سنگین در آب، خاک و گیاه تالاب بین‌المللی گاوخونی را در سال‌های ۱۳۸۱ تا ۱۳۸۵ اندازه‌گیری نمودند. در این مطالعه نمونه‌های آب در آزمایشگاه به‌منظور تعیین فلزات سنگین، pH، هدایت الکتریکی و کلراید بررسی شدند. نمونه‌های خاک و گیاه نیز در حرارت ۱۰۳ تا ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد خشک و در مجاورت اسید سولفوریک و هیدروژن پراکسید هضم و به منظور تعیین فلزات سنگین توسط دستگاه جذب اتمی بر اساس روش A ۳۰۳ استاندارد متد بررسی شدند. نتایج تحقیق آن‌ها نشان داد که میانگین غلظت فلزات کادمیوم، کروم، نیکل، مس، منگنز، سرب و روی در آب از استانداردهای مربوط به آب آشامیدنی و کشاورزی بیشتر و غلظت فلزات سنگین در خاک و گیاه نیز بیشتر از حدود استاندارد مربوطه بود. مقادیر هدایت الکتریکی و کلراید آب نیز آلودگی شدید را در آب تالاب نشان دادند. همچنین ایشان بیان کردند که بارش مناسب و پر آب شدن تالاب در سال ۱۳۸۵ سبب کاهش برخی از پارامترها در آب و خاک تالاب نسبت به سال‌های گذشته شده است.

خسروی و همکاران (۱۳۹۰) آلودگی فلزات سنگین کادمیوم، سرب، جیوه، روی و مس را در رسوب سه بخش شرقی، غربی و مرکزی تالاب انزلی مورد بررسی قرار دادند. در این تحقیق در هر بخش سه ایستگاه انتخاب و در هر ایستگاه نمونه‌برداری سه بار تکرار شد. نتایج نشان داد که بیشترین مقدار غلظت فلزات به ترتیب مربوط به روی، مس، جیوه، کادمیوم و سرب بود. همچنین

بیشترین غلظت فلزات سنگین در بخش شرقی قرار دارد و این بخش آلوده‌ترین قسمت تالاب می‌باشد که دلیل آن را فعالیت‌های متنوع انسانی بیان کردند.

وصالی ناصح و همکاران (۱۳۹۰) ارتباط بین میزان فلزات سنگین در نمونه‌های آب و رسوب تالاب انزلی را مورد بررسی قرار دارند. به همین منظور میزان فلزات سنگین سرب، نیکل، کروم، وانادیوم و جیوه در نمونه‌های آب و رسوب از کف تالاب انزلی از ۱۲ ایستگاه اندازه‌گیری شد. به منظور بررسی ارتباط بین میزان عناصر در آب و رسوب از روش تحلیل همبستگی کانونیک (CCA یا Canonical correlation analysis) استفاده شد. نتایج این تحقیق غلظت بالای فلزات سنگین را در نمونه‌های رسوب نشان داد. نتایج مربوط به روش CCA نیز وجود ارتباط قوی بین میزان عناصر در آب و رسوب و تأثیرپذیری دسته پارامتر رسوب از عناصر کروم و جیوه و تأثیرپذیری دسته پارامتر آب از عناصر کروم، جیوه و سرب را نشان داد.

شهبازی و همکاران (۱۳۹۱) به منظور بررسی آلودگی آب و رسوبات سطحی تالاب امیر کلاهی در استان گیلان به فلزات سنگین روی، سرب، کادمیم و مس، غلظت این عناصر را اندازه‌گیری و با استانداردهای جهانی مقایسه کردند. در این تحقیق نمونه‌برداری در فصول زمستان ۱۳۸۹ و بهار ۱۳۹۰ و در سه ایستگاه از این تالاب صورت گرفت. بعد از خشک کردن نمونه‌های رسوب، به روش مرطوب و مخلوط سه اسید (اسید سولفوریک، اسید نیتریک و اسید پرکلریک) هضم شیمیایی انجام و میزان غلظت فلزات مس، سرب، کادمیم و روی به کمک دستگاه جذب اتمی شعله تعیین شد. نتایج مطالعه ایشان نشان‌دهنده افزایش میزان غلظت فلزات مورد مطالعه در فصل بهار بود. همچنین نتایج نشان داد که میزان غلظت فلزات مورد مطالعه در آب و رسوبات از سطح استانداردهای بین‌المللی کمتر بوده است.

در تحقیق زمانی و همکاران (۲۰۱۳) که در تالاب انزلی انجام شد، پراکنش مکانی سرب و کادمیم در رسوبات بخش شرقی تالاب بررسی شد. نتایج به دست آمده طبق شاخص مولر، آلودگی کم تا متوسط تالاب انزلی را نشان داد. علاوه بر این میزان دسترسی زیستی در کادمیم ۴۳٪ گزارش شد که نشان‌دهنده ریسک بالای کادمیم برای سلامت تالاب بود.

جمشیدی زنجانی و سعیدی (۱۳۹۲) آلودگی رسوبات سطحی تالاب انزلی را بر اساس شاخص‌های سنجش آلودگی فلزات سنگین بررسی کردند. نتایج تحقیق آن‌ها نشان داد که بر اساس شاخص سنجش فلزات (غنی شدگی، درجه آلودگی اصلاح شده و ریسک اکولوژیک) آلودگی مناطق شرقی و رودخانه‌های پیربازار، پسیخان و شیجان (ایستگاه‌های ۱، ۳ و ۴) در مقایسه با سایر نقاط بیشتر بود. نتایج آماری چند متغیره، بیانگر تأثیر زیاد منابع انسان ساخت در مقادیر فلزات مس، روی، کروم، سرب و نیکل بود. در حالی که فلزات آهن، منگنز و تا حدی نیکل از منابع طبیعی سرچشمه می‌گیرند.

سناخنفریان و سواری (۱۳۹۴)، غلظت فلزات سنگین پساب صنایع نیشکر (کروم، کادمیم، روی و سرب) را در آب، رسوب و گیاه (نی) در تالاب شادگان از ماه‌های مرداد تا بهمن سال ۱۳۹۳ تعیین کردند. در این مطالعه، نمونه‌برداری در دو فصل تابستان و زمستان از ۵ ایستگاه انجام شد، به طوری که ۹۰ نمونه آب، رسوب و گیاه مورد آزمایش قرار گرفتند. نتایج تحقیق ایشان نشان داد که مقادیر سرب، کروم و روی در آب از استاندارد WHO کمتر ولی مقدار کادمیم بیشتر بود. همچنین در نمونه‌های رسوب نیز مقادیر تمامی عناصر سنگین از استاندارد رسوب جهانی کمتر بود. نتایج محاسبه فاکتور آلودگی و درجه آلودگی رسوبات در طی دو فصل تابستان و زمستان نیز نشان داد که درجه آلودگی در سطح پائین می‌باشد. نتایج حاصل از بررسی فلزات سنگین در گیاه (*Phragmites australis*) نیز نشان‌دهنده کمتر بودن مقادیر کادمیم، روی و سرب از حد مجاز و استاندارد FAO بود، در حالی که مقدار کروم در تابستان کمتر از حد بحرانی و در زمستان در محدوده بحرانی قرار داشت.

آقاسی و همکاران (۱۳۹۴) میزان آلودگی فلزات سنگین را در رسوبات تالاب بین‌المللی گاوخونی با استفاده از شاخص‌های آلودگی فاکتور غنی‌شدگی EF، فاکتور آلودگی CF و شاخص بار آلودگی PLI بررسی نمودند. نتایج این مطالعه نشان داد که رسوبات از نظر کادمیم، سرب و روی به ترتیب دارای غنی‌شدگی بسیار زیاد، متوسط و کم هستند که سهم قابل توجه منابع غیر طبیعی ورود این عناصر به رسوبات را نشان داد.

زارع خوش اقبال و سجادی نسب (۱۳۹۴) آلودگی رسوبات تالاب امیرکلاهی را با استفاده از تحلیل‌های ژئوشیمیایی ارزیابی نمودند. به همین منظور غلظت عناصر آلومینیوم، آهن، منیزیم، فسفر، آرسنیک، کادمیم، کبالت، کروم، مس، منگنز، مولیبدن، نیکل، سرب، وانادیوم و روی را در ۱۲ نمونه برداشته شده از رسوبات سطحی تالاب را اندازه‌گیری کردند. نتایج این تحقیق نشان داد

که ضریب آلودگی عناصر آرسنیک، کادمیوم، منگنز، مولیبدن، نیکل و سرب بیش از یک یعنی آلوده بودند که دلیل آن را احتمال مصرف بالای کود در اراضی کشاورزی بیان کردند ولی از نظر آلودگی ناشی از فاضلاب‌های خانگی و صنعتی، آب تالاب را نسبتاً پاکیزه بیان نمودند.

فاضلی و شعبانی‌فرد جهرمی (۱۳۹۴) به بررسی غلظت فلزات سنگین روی، کروم، مس، نیکل، آهن و آلومینیوم به روش اسپکترومتر جذب اتمی و برخی عوامل فیزیکی و شیمیایی تالاب میقان پرداختند. در این تحقیق اندازه‌گیری‌ها در ۸ ایستگاه تالاب در سه فصل تابستان، پاییز و زمستان سال ۱۳۹۱ صورت گرفت. نتایج مطالعه ایشان نشان داد که بیشترین میزان سنگین روی، کروم، مس، نیکل، آهن در فصل تابستان و حداکثر آلومینیوم در فصل پاییز می‌باشد. همچنین در فصل تابستان بین روی با COD، آهن با کروم و COD، کروم با نیکل و COD، مس با نیکل و COD، نیکل با COD، در پاییز، آهن با COD و BOD، کروم با مس و نیکل، مس با نیکل و COD، نیکل با COD و در زمستان، آهن با COD و BOD، کروم با نیکل، مس با COD، pH با BOD همبستگی وجود داشت. علاوه بر این، غلظت فلزات سنگین در ایستگاه‌های تالاب در مقایسه با ایستگاه‌های تصفیه‌خانه در تمام فصول، به‌ویژه در تابستان بالاتر بود.

دهقانی و دستافکن (۱۳۹۵) آلودگی رسوبات تالاب بین‌المللی تیاب و کلاهی واقع در استان هرمزگان را به فلزات سنگین بررسی کردند. در این تحقیق با استفاده از دستگاه نمونه‌بردار گرپ ۲۲ نمونه رسوب سطحی از ۱۱ ایستگاه مطالعاتی در فصل پاییز سال ۱۳۹۳ برداشته و برای تعیین شاخص واحد سمیت و حد مجاز آلودگی عناصر در رسوب، از استاندارد کیفیت رسوب آمریکا و استاندارد کیفیت رسوب کانادا استفاده شد. نتایج مطالعه ایشان نشان داد که طبق شاخص انباشت ژئوشیمیایی مولر در خصوص تعیین حد آلودگی منطقه مورد مطالعه، این تالاب در وضعیت آلودگی متوسط قرار داشت. همچنین ایشان بیان نمودند که با توجه به مقادیر غلظت فلزات سنگین و شاخص‌های آلودگی آن‌ها، آلودگی کادمیوم می‌تواند در ارتباط با آلودگی‌های نفتی و انسان ساخت باشد.

مرتضوی و صابری‌نسب (۱۳۹۶) در مطالعه‌ای، ریسک اکولوژیک فلزات سنگین در رسوبات تالاب میقان را بررسی کردند. در این تحقیق، فلزات سرب، روی و مس به روش هضم اسیدی و با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری و شاخص‌های ضریب آلودگی و ریسک اکولوژیک محاسبه شدند. نتایج نشان داد که به دلیل استقرار شهرک‌های صنعتی و پساب زمین‌های کشاورزی، بیشترین تمرکز آلاینده‌ها در بخش‌های جنوبی است. همچنین غلظت مس نسبت به سرب و روی در منطقه بالا بود.

وصالی ناصح (۱۳۹۶) وضعیت آلودگی رسوبات تالاب انزلی به فلزات سنگین کروم، روی، آنتیموان، وانادیوم، کادمیوم، جیوه، آهن، نیکل و سرب و شبه فلز آرسنیک را بررسی نمود. نتایج محاسبه شاخص‌های آلودگی نشان‌دهنده آلودگی رسوبات بخش شرقی تالاب به کادمیوم، جیوه، آرسنیک و آنتیموان بود. سپس با روش تفکیک شیمیایی پنج مرحله‌ای تأثیر عوامل انسانی و طبیعی را در غلظت فلزات سنگین در رسوبات تالاب مشخص شد. نتایج این مطالعه نشان داد که آلودگی فلزات سنگین در رسوبات تالاب در حد بحرانی نبود ولی وی بیان کرد که با در نظر گرفتن حجم بالای فاضلاب‌های شهری، صنعتی و کشاورزی ورودی به تالاب، فعالیت‌های انسانی می‌توانند وضعیت آینده تالاب را بحرانی سازند.

علی‌بیگی و همکاران (۱۳۹۶) غلظت فلزات سنگین آهن، روی، مس، منگنز و نیکل را در ۵۲ نمونه رسوب سطحی تالاب چغاخور بررسی و برای برآورد میزان آلودگی رسوبات از شاخص‌های فاکتور آلودگی، غنی‌شدگی، زمین‌انباشتگی استفاده کردند. همچنین به‌منظور تهیه نقشه پهنه‌بندی فلزات در رسوبات روش وزن‌دهی معکوس فاصله مورد استفاده قرار گرفت. طبق نتایج به‌دست آمده از این تحقیق، آلودگی قابل توجه و شدیدی از فلزات در رسوبات منطقه دیده نشد و تنها غلظت نیکل در رسوبات ممکن است اثر بیولوژیکی نامطلوب بر موجودات آبی تالاب داشته باشد. ایشان دلایل اصلی افزایش غلظت فلزات در این تالاب فعالیت‌های کشاورزی، فاضلاب‌های روستایی، صیادی، گردشگری بیان نمودند.

فلاح و فاخران (۱۳۹۶) کیفیت آب تالاب بین‌المللی انزلی را با استفاده از شاخص‌های کیفی ارزیابی کردند. در این مطالعه نمونه‌برداری به صورت فصلی و در ۱۰ ایستگاه از تالاب صورت گرفت. سپس شاخص‌های کیفی NSFQIm و NSFQIa و OWQI محاسبه شد. نتایج حاصل از محاسبه شاخص‌ها نشان داد که اکثر ایستگاه‌ها در طبقه متوسط تا بسیار بد قرار دارند. همچنین آلوده‌ترین ایستگاه طبق شاخص‌های NSFQIm NSFQIa و OWQI به ترتیب نوحاله، تالاب شرق و پیربازار



در فصل تابستان بود. نتایج آنالیز واریانس نیز نشان داد که بین شاخص‌های ذکرشده و فصول مختلف اختلاف معنی‌داری ( $P < 0.05$ ) وجود دارد. ایشان عوامل تخریب‌کننده تالاب را در سه دسته شیمیایی (مانند ورود بی‌رویه پساب‌های شهری و کشاورزی)، فیزیکی (مانند ورود زباله‌های بدون تفکیک و بازیافت نشده به حوزه تالاب) و اکولوژی (ورود گونه غیر بومی آزولا) طبقه‌بندی کردند.

صابری نسب و مرتضوی (۱۳۹۷) به بررسی آلودگی رسوبات اطراف حوضه آبرگیر تالاب میقان به فلزات سنگین سرب، روی، مس و نیکل با استفاده از شاخص‌های ضریب آلودگی CF، زمین انباشت ژئوشیمیایی Igeo و شدت آلودگی رسوبات IPOLL پرداختند. نتایج تحقیق آن‌ها غلظت بالایی از فلزات مس و نیکل را نسبت به عناصر روی و سرب در منطقه مورد مطالعه نشان داد. همچنین ایشان بیان کردند که دلیل بالا بودن میزان غلظت کل عناصر سنگین در این تالاب می‌تواند ناشی از منابع انسانی و طبیعی مانند استفاده بیش از حد از نهاده‌های کشاورزی به ویژه کودهای میکرو و گرانوله، کاربرد سموم و کود بی‌کیفیت، ورود زه‌آب‌های اراضی زراعی به تالاب، زیاد بودن نسبت سطح به حجم رسوبات دانه ریز و کمتر از ۶۳ میکرون، بالا بودن بار مواد آلی، افزایش نسبت سطح به حجم در رسوبات و در نتیجه احتمال جذب سطحی بیشتر آلاینده‌ها بر روی آن‌ها و نرم و گلی بودن بستر تالاب، مقاومت به انحلال در آب و تجمع در رسوب و فساد گیاهی باشد.

در تحقیقی Feng و همکاران (۲۰۱۷) به بررسی توزیع و ریسک زیست‌محیطی فلزات سنگین در رسوبات سطحی تالاب منگروی در شترن چین پرداختند. در این تحقیق یک سیستم ارزی پروری به‌منظور تجزیه و تحلیل نوع مدیریت و نگهداری تالاب انتخاب و ریسک زیست‌محیطی فلزات سنگین در رسوبات سطحی آن بررسی شد. نتایج تحقیق ایشان نشان‌دهنده احتمال کاهش میزان فلزات سنگین در رسوبات توسط این نوع مدیریت و ترمیم بود. همچنین نتایج نشان داد که در طول دوره عمدتاً غلظت فلزات سنگین در فصول خشک بالاتر از فصول بارانی بود.

Manoj و همکاران (۲۰۱۸) به بررسی سطح آلودگی رسوبات تالاب Vembanad واقع در هند به فلزات سنگین پرداختند. به‌همین منظور غلظت فلزات Fe, Al, Mg, Ti, Mn, Zn, Cr, Cd, Ni, Pb, Cu, Co, Sc, As و در ۱۷ محل نمونه‌گیری مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که بیشترین مقادیر غلظت‌ها به ترتیب شامل Al, Fe, Mg, Ti, Mn, Zn, Cr, Ni, Pb, Cu, Co, Sc, As و Cd بود که با مقادیر فاکتور غنی‌سازی تأیید شد. همچنین این مطالعه نشان داد که افزایش غلظت فلزات در رسوبات این تالاب عمدتاً به دلیل تأثیرات صنعتی بود. غلظت برخی از فلزات نیز مانند As, Cd, Pb و Zn در رسوبات این تالاب از مقادیر استاندارد بالاتر بود که دلیل آن را فعالیت‌های انسانی مانند تخلیه پساب‌های صنعتی و افزایش مصرف کود، آفت‌کش‌ها، حشره‌کش‌ها، پالایش بنزین و فعالیت‌های شهری ذکر کردند که از طریق رودخانه‌ها و کانال‌های کوچک وارد تالاب می‌گردند. در این مطالعه شاخص‌های غنی‌شدگی، زمین انباشتگی، درجه آلودگی اصلاح شده و شاخص بار آلودگی برای ارزیابی آلودگی فلزات در سیستم تالاب مورد استفاده قرار گرفت. نتایج نشان داد که رسوبات در اغلب نقاط شمالی به طور متوسط تا شدید آلوده بودند. با توجه به تمام مقادیر شاخص‌های مختلف بخش قابل توجهی از آلودگی‌های فلزی مربوط به As و Cd و به دنبال آن Pb و Zn بود.

### ۳-۲- مطالعات انجام شده در زمینه شاخص تغذیه‌گرایی

از جمله مطالعات مربوط به شاخص تغذیه‌گرایی می‌توان به موارد زیر اشاره کرد: در مطالعه‌ای دیگر منوری و همکاران (۱۳۹۲) وضعیت تغذیه‌گرایی مخزن سد کرج را در سال ۱۳۸۹ به صورت ماهانه بررسی نمودند. در این مطالعه رابطه بین تراکم فیتوپلانکتون‌ها و مواد مغذی در عمق‌های مختلف ارزیابی شد. طبق نتایج حاصل از این تحقیق، بیشترین مقدار فیتوپلانکتون در سطح دریاچه سد کرج و در ماه مرداد مشاهده شد.

جلیل‌زاده و همکاران (۱۳۹۲) میزان کلروفیل سدهای کرج، طالقان و لتیان را مورد بررسی قرار دادند. نتایج حاصل از تحقیق ایشان نشان داد که وضعیت تغذیه‌گرایی این سدها در فصل‌های بهار و تابستان مزوتروفیک و در پاییز و زمستان الیگوتروفیک بود.

در مطالعه‌ای ویسی و همکاران (۱۳۹۳) وضعیت تغذیه‌گرایی را در دریاچه سد مخزنی اکباتان با استفاده از شاخص غنی‌شدگی کارلسون بررسی نمودند. در این تحقیق پارامترهای فسفات، نیترات و کلروفیل *a* در ماه‌های مختلف سال ۱۳۸۹ و در اواسط هر ماه در عمق ۰/۵ متری آب در ۷ نقطه سطح دریاچه نمونه‌برداری و با استفاده از روش‌های استاندارد اندازه‌گیری شد. نتایج نشان‌دهنده بیشترین حالت تغذیه‌گرایی با مقدار ۵۳/۶۶ در ماه مرداد و کمترین حالت با مقدار ۴۵/۹۷ در ماه بهمن بود که بیشترین حالت تغذیه‌گرایی در ایستگاه شماره ۶ مشاهده شد.

جاوید و همکاران (۱۳۹۳) نیز با استفاده از شاخص WQI و TSI به بررسی وضعیت کیفی آب دریاچه سد دز با اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی EC، کلروفیل *a*، نیترات، آمونیوم، فسفات، کدورت، TS، قلیائیت، کلیفرم، دما، DO، BOD و عمق‌سنجی در پنج ایستگاه برای سال آبی ۹۰-۸۹ پرداختند. نتایج حاصل از تحقیقات ایشان نشان داد که شاخص وضعیت تغذیه‌گرایی این دریاچه در حالت مزوتروفیک یوتروفیک در بهار و تابستان متغیر بود ولی در فصول دیگر وضعیت نسبتاً ثابتی داشت. همچنین دلیل این تغییرات به هم خوردن سیستم لایه‌بندی دمایی ذکر شد.

صمدی (۱۳۹۵) وضعیت تغذیه‌گرایی تالاب چغاخور را بررسی نمود. نتایج این تحقیق نشان داد که کاربری‌های کشاورزی و مسکونی همراه با سیلاب‌ها و بارندگی‌های فصلی دلیل وجود منابع و پساب‌های ورودی به این تالاب بوده که سبب افزایش غلظت فسفر به میزان ۲ تا ۴ برابر و وضعیت تغذیه‌گرایی به میزان ۱۶ درصد شده است.

در مطالعه دیگر وضعیت تغذیه‌گرایی دریاچه سد اکباتان توسط طاهری تیزرو و قشقایی (۱۳۹۵) با استفاده از شاخص کارلسون در فصل تابستان به دلیل بالا بودن میزان دما و نور، به عنوان زمان بحرانی مورد بررسی قرار گرفت. به‌همین منظور پارامترهای pH، دما، عمق دیسک سکی، نیترات، فسفات و کلروفیل در ۱۲ ایستگاه در نقاط مختلف دریاچه سد اکباتان اندازه‌گیری شد. همچنین پهنه‌بندی پارامترهای کیفی و شاخص کارلسون در محیط نرم‌افزار GIS انجام شد. محدوده تغییرات شاخص کارلسون در نقاط مختلف دریاچه مقادیر ۳۵/۷ تا ۵۰/۷ را نشان داد که نقاط ورودی دریاچه بیشتر در معرض تغذیه‌گرایی قرار داشت. همچنین کمترین مقدار شاخص کارلسون در نقطه شماره یک (نزدیک به بدنه سد) در وضعیت الیگوتروفیک و در نقطه شماره ۱۱ (شاخه سمت چپ ورودی به دریاچه سد) در وضعیت یوتروفیک قرار داشتند. در سایر نقاط نیز حالت مزوتروفیک مشاهده شد. ایشان ذکر کردند که دریاچه سد مخزنی اکباتان پتانسیل مغذی شدن را دارد.

نصراله‌زاده ساروی و همکاران (۱۳۹۶) نیز کیفیت آب دریاچه سد شهید رجایی را با استفاده از شاخص‌های تروفیکی، ساپروپی و شانون بررسی کردند. نتایج تحقیق آن‌ها وضعیت اولیگوتروف تا مزوتروف را طبق شاخص وضعیت تغذیه‌گرایی (TSI<sup>۱</sup>) برای این دریاچه نشان داد.

نتایج مطالعه عابدینی و همکاران (۱۳۹۶) در زمینه بررسی عوامل فیزیکوشیمیایی و مواد مغذی آب تالاب انزلی به صورت ماهانه و به مدت یک سال نشان داد که در کلیه مناطق تالاب به جز منطقه غربی نسبت نیتروژن به فسفر کمتر از ۱۰ بوده که بیانگر عنوان عامل محدودکننده بودن فسفر در روند یوتروفیکاسیون بود. علاوه بر این نتایج نشان داد که منطقه غربی تالاب انزلی در سطح یوتروف، منطقه سیاکشیم در سطح سوپریوتروف و سایر مناطق در سطح هایپریوتروف قرار داشتند.

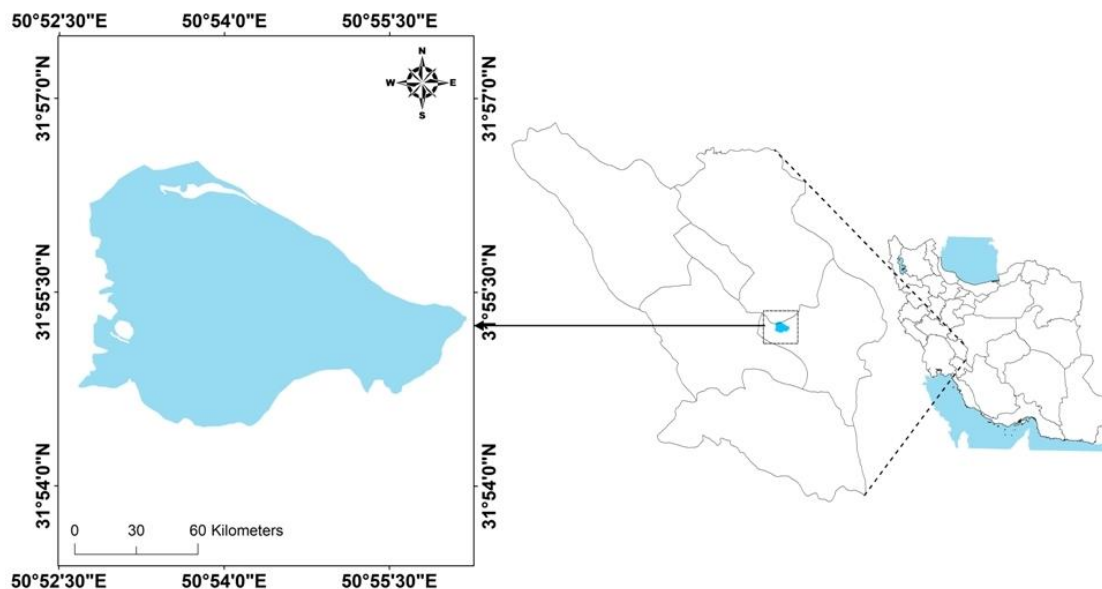
در مطالعه‌ای سکوتی اسکویی و رعناقد (۱۳۹۷) وضعیت تغذیه‌گرایی تالاب کانی برازان را بررسی نمودند. در این مطالعه پارامترهای نیترات، فسفات و عواملی مانند درجه حرارت، کدورت، اکسیژن موردنیاز بیولوژیکی و شیمیایی را در شش ایستگاه طی سال‌های ۱۳۹۳ تا ۱۳۹۴ اندازه‌گیری شد. نتایج تحقیق ایشان نشان داد که مقادیر تمامی اشکال نیتروژن بین ۱/۲ تا ۸/۲ میلی‌گرم بر لیتر بوده که سلامت تالاب از نظر تروفی را نشان می‌دهد. همچنین مقدار فسفر این تالاب از حد مجاز (۶۲ میکروگرم در لیتر) به‌طور معنی‌داری بیشتر بوده و با ادامه یافتن این روند مشکلاتی برای بوم‌سازگان ایجاد خواهد کرد.

## فصل سوم

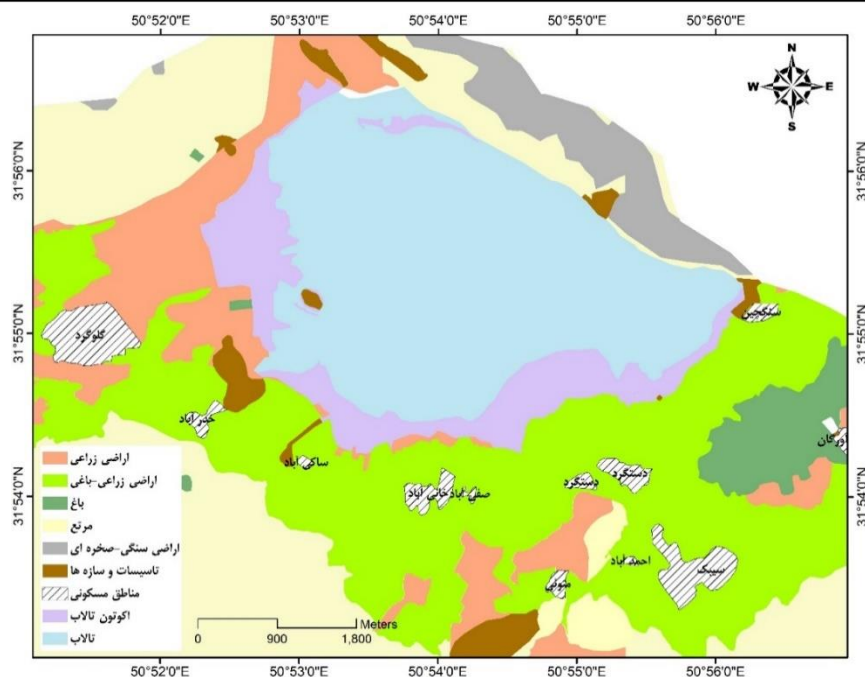
### مواد و روش‌ها

#### ۱-۳- منطقه مورد مطالعه

تالاب چغاخور و اراضی حاشیه آن، در محدوده بین  $50^{\circ} 52'$  تا  $50^{\circ} 56'$  طول شرقی و  $31^{\circ} 54'$  تا  $31^{\circ} 57'$  عرض شمالی و در ارتفاع حدود ۲۲۷۰ متری از سطح آب‌های آزاد قرار دارد (اسداللهی و همکاران، ۱۳۹۱). حجم این تالاب ۴۰ میلیون مترمکعب بوده و یکی از ذخیره‌گاه‌های مهم اکولوژیکی در منطقه به شمار می‌رود (فتحی و همکاران، ۱۳۹۵). این تالاب به شکل دشت میان کوه کوچکی در شمال دامنه‌های کوه کلار، در ۶۰ کیلومتری جنوب شهرکرد و تقریباً ۴۰ کیلومتری غرب بروجن قرار گرفته است. مساحت منطقه مورد مطالعه حدود ۶۰۳۴ هکتار است که دریاچه با وسعت ۱۴۵۳ هکتار در مرکز آن قرار دارد و از سه جهت اصلی (شمال، غرب و جنوب) در دامنه‌های پرشیب ارتفاعات (بالای شیب ۳۰ درصد) محاصره شده و مرز شرقی آن نیز با سد چغاخور و تأسیسات مربوط به آن محدود شده است. موقعیت تالاب چغاخور در شکل ۱-۳ و نقشه کاربری اراضی در سال ۲۰۱۷ در شکل ۲-۳ مشاهده می‌شوند.



شکل ۱-۳- موقعیت تالاب چغاخور



شکل ۳-۲- نقشه کاربری اراضی پیرامون تالاب در سال ۲۰۱۷

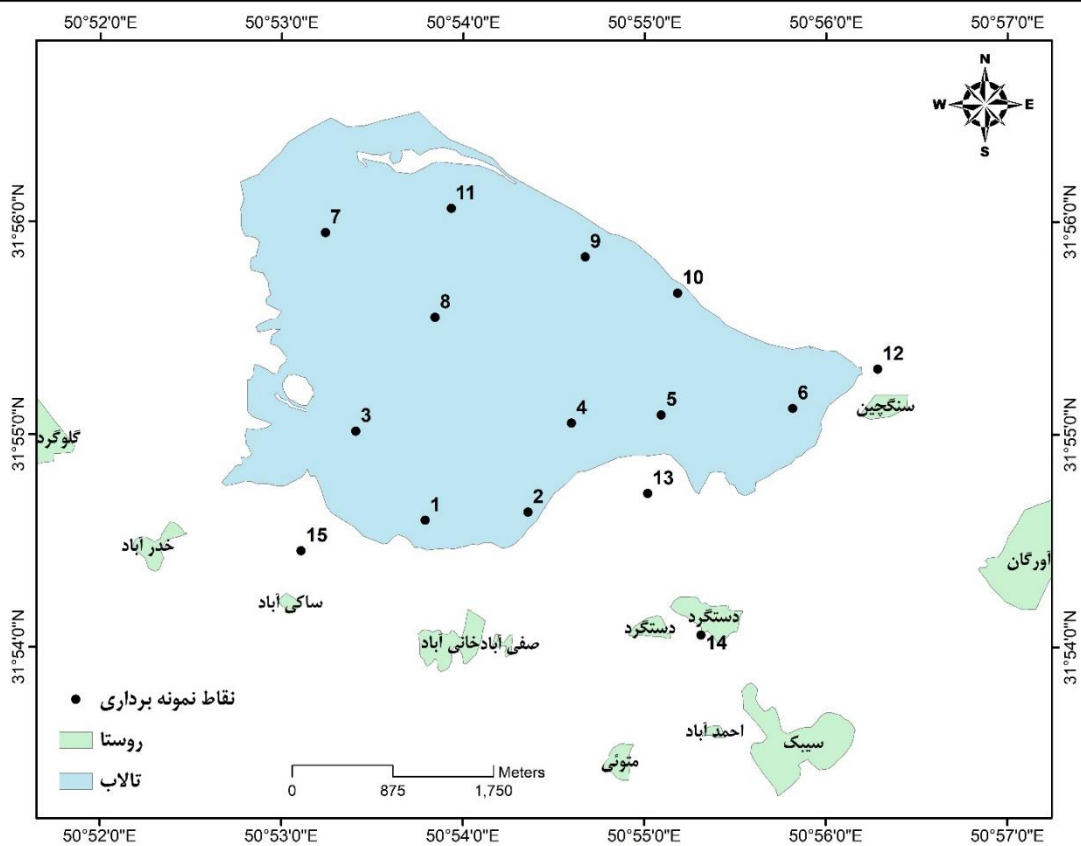
تالاب چغاخور اکوسیستمی طبیعی است که بالقوه از شرایط بوم‌شناختی مطلوبی برخوردار می‌باشد. تنوع و گستره گیاهان آبی و تالابی آن گویای باروری بالا و ظرفیت‌های تولید مطلوب در این زیست‌بوم آبی است. از نظر جغرافیای گیاهی این تالاب در بخش کوهستانی منطقه ریشی ایران و تورانی قرار دارد. پوشش گیاهی طبیعی دامنه‌ها و تپه ماهورهای اطراف آن، با ویژگی‌های ادافیکی محل و اقلیمی این منطقه انطباق دارد. درحالی‌که پوشش گیاهی تالاب و اراضی اطراف آن تحت تأثیر نظام هیدرولوژیکی تالاب می‌باشد و در تسلط گیاهان آبدوست و آبی است. بارش‌ها در حوضه چغاخور عمدتاً به‌صورت برف هستند و پوشش برفی تشکیل شده در فصل زمستان و اوایل فصل بهار تا مدت‌ها در ارتفاعات باقی می‌ماند. سپس آب‌های ناشی از ذوب برف به درون لایه‌های آهکی و مارنی فوقانی حوضه نفوذ یافته و به‌شکل چشمه‌های متعدد در قسمت‌های پایین دست آشکار و به‌طرف آبرگیر سرازیر می‌شوند (اسداللهی و همکاران، ۱۳۹۰). تالاب چغاخور قبل از احداث سد جزو تالاب‌های مردابی (Palustrine) محسوب می‌شد اما پس از احداث سد به حالت دریاچه‌ای (Lacustrine) تبدیل شده است (بهروزی‌راد، ۱۳۸۷). تالاب چغاخور بر اساس طبقه‌بندی ارائه شده توسط کنوانسیون رامسر هم‌تراز طبقه O و جزو پهنه‌های آب شیرین دائمی قابل دسته‌بندی می‌باشد (Ramsar Convention Secretariat، ۲۰۰۷). در این منطقه، متوسط بارندگی این حوضه ۳۸۰ میلی‌متر می‌باشد (فتحی و همکاران، ۱۳۹۵). همچنین میانگین دما در گرم‌ترین ماه سال (مرداد ماه) حدود ۲۱ درجه سانتی‌گراد و در سردترین ماه سال (دی ماه) حدود ۶- درجه‌سنتی‌گراد است (مافی غلامی و یارعلی، ۱۳۸۸). محیط زیست جانوری شناسایی شده این تالاب شامل گونه‌های متعددی از پرندگان (۶۸ گونه) و ماهیان (۱۱ گونه) می‌باشد (اسداللهی، ۱۳۸۸). جمعیت پرندگان وابسته در این تالاب، زنجیره‌های غذایی متنوع و آرامش زیستگاهی قابل‌قبول در آن را نشان می‌دهند. تالاب مذکور یکی از ۱۰۵ تالاب مهم کشور برای پرندگان آبی و یکی از مناطق پرندنگری در ایران به شمار می‌آید. در طبقه‌بندی تالاب‌های مهم کشور، تالاب چغاخور با شماره ۶۶ مشخص شده و تعداد قابل‌توجهی از گونه‌های پرند در خطر تهدید جانی و یک درصد گونه‌های منطقه جغرافیایی زیستی یا مسیر مهاجرت را نگهداری می‌کند. همچنین در ارزیابی ۷۵ تالاب مهم کشور بر اساس معیارهایی چون پرندگان، ماهی‌ها، عوامل تهدیدکننده، مؤلفه‌های اجتماعی-اقتصادی و موقعیت

حفاظتی، تالاب چغاخور پس از میانکاله و خلیج گرگان، شادگان، دلتای حله، تالاب انزلی، دشت ارژن و پریشان و تالاب هامون پوزک در ردیف هشتمین تالاب با اهمیت کشور طبقه‌بندی شده است (کیایی و همکاران، ۱۳۸۳). در حالی که در همین ارزیابی تالاب گندمان در استان چهارمحال و بختیاری در ردیف دوازدهم و تالاب‌های مهمی مانند خورخوران، دریاچه ارومیه، دریاچه بختگان، تالاب گمیشان به ترتیب در جایگاه‌های یازدهم، سیزدهم، چهاردهم و بیست و یکم و پس از این تالاب ارزیابی کیفی گردیده‌اند. تالاب چغاخور در میان تالاب‌های ۷۵ گانه مورد بررسی از نظر معیار پرندگان به دلیل دارا بودن ۳ گونه درخطر تهدید و با جمعیت کم، دارا بودن ۲ گونه درخطر تهدید جهانی و تنوع پرندگان فراتر از ۲۰ گونه، از اهمیت زیادی برخوردار است. این تالاب در منطقه حفاظت نشده و شکار ممنوع قرار دارد و مساحت منطقه پیشنهادی جهت پناهگاه ۲۵۰۰ هکتار است (بهروزی‌راد، ۱۳۸۷).

## ۲-۳- روش تحقیق

در این تحقیق به منظور بررسی وضعیت کیفیت آب تالاب پارامترهای کیفی آب شامل فسفات، نیتрат، کلسیم، منیزیم، سدیم، کلر، آمونیاک، pH، BOD<sub>5</sub>، COD، اکسیژن محلول، هدایت الکتریکی، دمای آب، کل جامدات، سختی کل، قلیائیت، کربنات، بیکربنات، فسفر کل، کلیفرم کل، کلیفرم مدفوعی و کلروفیل آ در ۴ فصل بهار، تابستان، پاییز و زمستان (ماه‌های اردیبهشت، مرداد، آذر و اسفند) در سال ۱۳۹۷ اندازه‌گیری شد.

ابتدا نمونه‌برداری از آب سطحی و رسوبات جهت آنالیز فلزات سنگین و پارامترهای فیزیکوشیمیایی در ۱۵ نقطه که شامل ابتدای خروجی تالاب، ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه)، ورودی آب چشمه سیبک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا و خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه نیز بود، صورت گرفت. موقعیت نقاط نمونه‌برداری در شکل ۳-۳ و تصاویری از نمونه‌برداری‌ها در شکل ۳-۴ نشان داده شده است. از آنجا که وجود پوشش متراکم گیاهان آبی، اجازه نمونه‌برداری و قایق‌رانی را در تمام گستره آبی برای برداشت نمونه‌های آب نمی‌داد، در تعیین ایستگاه‌های نمونه‌برداری سعی شد از تمام نقاط ورودی آب به تالاب و نقاطی که احتمال ورود آلاینده‌ها به تالاب وجود دارند، نمونه‌برداری شوند. سپس آنالیزهای آزمایشگاهی، آنالیز نمونه‌های آب جهت سنجش فلزات سنگین، آنالیز نمونه‌های آب جهت سنجش پارامترهای فیزیکوشیمیایی و سموم کلره، آنالیز نمونه‌های رسوب به‌منظور سنجش فلزات سنگین انجام شدند. در نهایت با تحلیل داده‌ها و انجام آزمون‌های آماری و استفاده از شاخص‌های ارزیابی کیفی آب و رسوب، وضعیت کیفیت آب تالاب چغاخور بررسی شد. همچنین در این تحقیق، اثرات تغییر اقلیم (کاهش بارندگی و افزایش دمای هوا) بر بخش‌های ساختاری تالاب چغاخور در طول یک دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹) مورد بررسی قرار گرفت.



شکل ۳-۳- موقعیت نقاط نمونه برداری



شکل ۳-۴- تصاویری از نمونه‌برداری از آب تالاب

### ۱-۲-۳- نمونه‌برداری‌ها

به‌منظور سنجش فلزات سنگین در نمونه‌های آب سطحی ظروف پلی‌پروپیلنی که قبلاً با اسید نیتریک و آب مقطر شستشو شده، استفاده گردید. ظروف نمونه‌برداری سه بار با آب تالاب آب‌کشی و سپس نمونه‌برداری انجام شد. بلافاصله پس از نمونه‌برداری، نمونه‌ها با استفاده از اسید نیتریک غلیظ اسیدی و تثبیت گردید ( $\text{pH} < 2$ )، به ازای هر یک لیتر نمونه، ۱/۵ میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ Ultrapure استفاده شد). بعد از اسیدی کردن، نمونه‌ها در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد تا زمان شروع آنالیز نگهداری می‌شوند (Standard method 2017, 3010 B. Sampling and Sample Preservation). پارامترهای درجه حرارت، EC، pH و DO در

محل نمونه‌برداری با استفاده از دستگاه HACH مدل HQ30d Portable ISE Multi-Parameter Meter اندازه‌گیری و دیگر پارامترها جهت سنجش به آزمایشگاه منتقل شدند. در رابطه با نمونه‌برداری نمونه‌های رسوب جهت آنالیز فلزات سنگین، نمونه رسوب از لایه سطحی (عمق صفر تا ۵ سانتی‌متر) برداشت شد. تمام مراحل الک کردن نمونه‌ها با استفاده سری الک‌های استیل ضد زنگ انجام و نمونه‌های جمع‌آوری شده در کیسه‌های پلی اتیلینی جمع‌آوری شدند. نمونه‌های رسوب و خاک به‌منظور حصول ذرات کوچکتر از ۶۳ میکرون توسط الک ۶۳ میکرون جهت آنالیز فلزات سنگین الک شد (Environmental Protection (Water) Policy (Monitoring and Sampling : 2009). هضم و آنالیز فلزات سنگین در نمونه‌های آب و رسوب توسط مرکز تحقیقات فرآوری مواد معدنی ایران صورت گرفت.

علاوه براین، نمونه‌برداری آب جهت آنالیز سموم کلره نیز در ماه مرداد سال ۱۳۹۸ و در ۶ نقطه از تالاب انجام شد. شرایط نمونه‌برداری هر یک از پارامترهای مورد بررسی به طور خلاصه در جدول ۳-۱ ارائه شده است.

جدول ۳-۱- نوع و تجهیزات موردنیاز و نحوه حفاظت و زمان نگهداری پارامترهای آب سطحی تالاب چغاخور  
مرجع: (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 2017)

پارامتر*	نام دستگاه	جنس محفظه نمونه‌برداری <sup>۱</sup>	حداقل حجم نمونه موردنیاز (mL)	روش تثبیت	حداکثر زمان نگهداری مطلوب	حداکثر زمان نگهداری مجاز
دمای آب	HQ30d Portable ISE Multi-Parameter Meter مدل HACH	-	-	آنالیز فوری در محل	-	-
هدایت الکتریکی	HQ30d Portable ISE Multi-Parameter Meter مدل HACH	-	-	آنالیز فوری در محل	-	-
pH	HQ30d Portable ISE Multi-Parameter Meter مدل HACH	-	-	آنالیز فوری در محل	-	-
کدورت	دستگاه کدورت‌سنج (مدل آکوالیتیک)	-	-	آنالیز فوری در محل	24 h	48 h
کل مواد جامد معلق	آون Memmert	P	200	سرد کردن تا دمای ۶ درجه سانتی‌گراد	48 h	48 h
کل مواد جامد محلول	آون Memmert	P	200	سرد کردن تا دمای ۶ درجه سانتی‌گراد	48 h	48 h
اکسیژن محلول	HQ30d Portable ISE Multi-Parameter Meter مدل HACH	-	-	آنالیز فوری در محل	-	-
کلسیم	تیتراسیون	P	100	سرد کردن تا دمای ۶ درجه سانتی‌گراد	48 h	48 h
منیزیم	تیتراسیون	P	100	سرد کردن تا دمای ۶ درجه سانتی‌گراد	48 h	48 h
سدیم	Flame Photometer Corning 410	P	100	سرد کردن تا دمای ۶ درجه سانتی‌گراد	48 h	48 h
بی‌کربنات	تیتراسیون	P	100	سرد کردن تا دمای ۶ درجه سانتی‌گراد	24 h	14 d
کلراید	تیتراسیون	P	50	سرد کردن تا دمای ۶ درجه سانتی‌گراد	-	28 d



پارامتر *	نام دستگاه	جنس محفظه نمونه برداری <sup>۱</sup>	حداقل حجم نمونه مورد نیاز (mL)	روش تثبیت	حداکثر زمان نگهداری مطلوب	حداکثر زمان نگهداری مجاز
اکسیژن-خواهی بیوشیمیایی	BODTrak II™ HACH	P	1000	سرد کردن تا دمای ۶ ک درجه سانتی‌گراد	24 h	48 h
اکسیژن-خواهی شیمیایی	اسپکتروفتومتر HACH مدل ۶۰۰۰، دایجستر DR 200 HACH	P	100	سرد کردن تا دمای ۶ ک درجه سانتی‌گراد، اضافه کردن اسید سولفوریک تا رسیدن pH<2	7 d	28 d
سختی کل	تیتراسیون	P	200	سرد کردن تا دمای ۶ ک درجه سانتی‌گراد	48 h	48 h
نیترات	اسپکتروفتومتر HACH مدل ۶۰۰۰	P	100	سرد کردن تا دمای ۶ ک درجه سانتی‌گراد	24 h	48 h
آمونیم	اسپکتروفتومتر HACH مدل ۶۰۰۰	P	500	سرد کردن تا دمای ۶ ک درجه سانتی‌گراد، اضافه کردن اسیدسولفوریک برای رسیدن به pH<2	7 d	28 d
نیتروژن کل	اسپکتروفتومتر HACH مدل ۶۰۰۰، دایجستر DR 200 HACH	P	100	سرد کردن تا دمای ۶ ک درجه سانتی‌گراد، اضافه کردن اسید سولفوریک تا رسیدن pH<2	28 d	28 d
فسفات	اسپکتروفتومتر HACH مدل ۶۰۰۰	G	100	سرد کردن تا دمای ۶ ک درجه سانتی‌گراد	48 h	48 h
فسفر کل	اسپکتروفتومتر HACH مدل ۶۰۰۰	P	100	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> اضافه شود تا pH به کمتر از ۲ برسد و زیر ۶ درجه سانتی‌گراد نگهداری شود	28 d	28 d
کلروفیل a	اسپکتروفتومتر HACH مدل ۶۰۰۰	P	500	سرد کردن تا دمای ۶ ک درجه سانتی‌گراد (نگهداری در تاریکی و ظرف تیره)	24-48 h	-
<sup>۱</sup> فلزات سنگین	ICP-MS	P	100	اگر هدف فلزات محلول (میکروگرم بر لیتر) باشد صاف کردن در محل با فیلتر 0.45 میکرون، اضافه کردن اسید نیتریک الترایپور برای رسیدن به pH<2، سرد کردن تا دمای ۶ ک درجه سانتی‌گراد	آنالیز حداکثر طی ۵ هفته	6 months
<sup>۲</sup> سموم شیمیایی	GC	G (کهربایی رنگ)، بخش داخلی درب ظرف با فویل آلومینیومی پوشانده می‌شود.	1000	سرد کردن تا دمای ۶ ک درجه سانتی‌گراد	7 d	7 d

\* لازم به ذکر است با توجه به امکانات تیم نمونه‌بردار، شرایط و بعد مسافت محل نمونه‌برداری جدول فوق جهت حفاظت و زمان نگهداری نمونه‌ها توسط تیم نمونه‌برداری پیشنهاد شده و سعی شده است پیشنهادات و دستورالعمل‌های کتاب استاندارد متد رعایت شود. برای خنک نگه داشتن نمونه‌ها حین حمل و تردد بین ایستگاه‌ها، نمونه‌های آب در کنار یخ و در جعبه‌های پلی‌اتیلنی مخصوص (کلمن) تا رسیدن به آزمایشگاه نگهداری خواهند شد.

P = plastic (polyethylene)  
G = glass  
G(B) = glass, borosilicate

### ۳-۲-۲-۲- آنالیزهای آزمایشگاهی

#### ۳-۲-۲-۱- آنالیز نمونه‌های آب جهت سنجش فلزات سنگین

به منظور سنجش یک حجم مشخص از نمونه آب تثبیت شده با اسیدنیتریک (مثلاً ۱۰۰ میلی‌لیتر) در زیر هود به ارلن انتقال داده و با فویل شفاف برای جلوگیری از ورود آلودگی پوشانده شد. ارلن حاوی نمونه روی حرارت قرار داده شد و بعد از حرارت دیدن و تبخیر شدن تا حجم حدود ۲۰ میلی‌لیتر دوباره مقداری از اسید نیتریک به ظرف حاوی نمونه افزوده شد. این کار تا زمانی که هضم کامل انجام شد ادامه یافت که از طریق رنگ نمونه قابل تشخیص بود. مقداری از نمونه آماده شده را به فلاسک با حجم مشخص انتقال داده و با آب مقطر به حجم مشخص رسانیده شد (استاندارد متد، ۲۰۱۷) و در ادامه سنجش فلزات توسط دستگاه ICP-MASS در مرکز تحقیقات فرآوری مواد معدنی ایران (دارای گواهینامه آزمایشگاه معتمد سازمان حفاظت محیط زیست) صورت گرفت.

#### ۳-۲-۲-۲- آنالیز نمونه‌های رسوب جهت سنجش فلزات سنگین

نمونه‌های منتقل شده به آزمایشگاه هواخشک شده سپس از الک ۶۳ میکرون عبور داده شدند تا رسوبات ریز از درشت جدا شود. به منظور استخراج فلزات سنگین از رسوبات از روش هضم اسیدی استفاده گردید، به این ترتیب که ابتدا ۰/۵ یا ۱ گرم رسوب در لوله تفلون ریخته شده و با مخلوطی از اسیدهای هیدرو فلوریک اسید (HF)، اسید نیتریک (HNO<sub>3</sub>) و پرکلریک اسید (HClO<sub>4</sub>) در دمای بالا هضم مورد هضم اسیدی قرار گرفت. پس از سرد شدن نمونه رسوب به فلاسک ۲۵ میلی‌لیتری منتقل شده و با آب مقطر به حجم رسانده شد (Jain و همکاران، ۲۰۰۷؛ Bai و همکاران، ۲۰۱۱). در ادامه سنجش میزان فلزات سنگین به وسیله دستگاه ICP-MASS در مرکز تحقیقات فرآوری مواد معدنی ایران (دارای گواهینامه آزمایشگاه معتمد سازمان حفاظت محیط زیست) صورت گرفت.

#### ۳-۲-۲-۳- آنالیز نمونه‌های سموم

سنجش سموم کلره در نمونه‌های آب توسط شرکت مهندسی مشاور آزمون صنعت سبز (دارای گواهینامه آزمایشگاه معتمد سازمان حفاظت محیط زیست) با استفاده از دستورالعمل پیشنهادی سازمان حفاظت محیط زیست مطابق با روش استاندارد MOOPAM انجام شد.

#### ۳-۲-۲-۴- روش‌های اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب

در این مطالعه به منظور سنجش پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب از دستورالعمل‌های ذکر شده در چاپ بیستم و دوم کتاب "روش‌های استاندارد برای سنجش آب و فاضلاب" و همچنین دستورالعمل آژانس حفاظت محیط زیست ایالات متحده آمریکا استفاده گردید که روش مربوط به هر کدام از پارامترهای مورد سنجش به شرح ذیل می‌باشند:

- سختی آب  
2340 C. EDTA Titrimetric Method
- سختی کلسیم  
3500-Ca B. EDTA Titrimetric Method
- منیزیم  
3500-Mg B. Calculation Method

- پارامترهای هدایت الکتریکی، pH، دما و اکسیژن محلول  
دستگاه HACH مدل HQ30d Portable ISE Multi-Parameter Meter (شکل ۳-۵)



شکل ۳-۵- دستگاه قابل حمل اندازه‌گیری پارامترهای کیفی آب

- فسفات کل، نیتروژن کل و نیترات  
دستگاه اسپکتروفوتومتر HACH مدل ۶۰۰۰ و معرف‌های شرکت HACH ساخته شده مطابق با روش‌های Standard method (شکل ۳-۶)



شکل ۳-۶- دستگاه اسپکتروفوتومتر HACH مدل ۶۰۰۰

- فسفات کل  
Standard Methods For The Examination Of Water And Waste Water 2017, 4500 P D, Stannous Chloride Method
- نیتروژن کل  
Persulfate Digestion Method 10072 \*\* 2 to 150 mg/L N (HR)
- نیترات  
Nitrate Cadmium Reduction Method 3/0 to 30 mg/l NO<sub>3</sub><sup>-</sup> N (HR) 4500-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> E. Cadmium Reduction Method
- کدورت آب: دستگاه کدورت سنج مدل آکوالیتیک (شکل ۳-۷)



شکل ۳-۷- دستگاه کدورت سنج مدل آکوالیتیک

- کل مواد جامد محلول (TDS)  
Standard Methods for the Examination of Water And Waste Water. 2017, 2540 C. Total Dissolved Solids Dried at 180°C

- اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD)  
دستگاه BODTrak II™ HACH مدل DOC53/80363/022 (شکل ۳-۸).



شکل ۳-۸- دستگاه مورد استفاده برای سنجش BOD مدل DOC53/80363/022

- اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD)  
Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water, 2017; COD 5220 C. Closed Reflux, Titrimetric Method

- سنجش کلروفیل a

Standard Methods for The Examination of Water and Waste Water, 2017; 10200 H,  
Spectrophotometric Determination of Chlorophyll

- کلراید

Standard Methods for The Examination of Water and Waste Water. 2017, 4500-Cl- B. Argentometric Method

• سیلیس

Adapted from Standard Methods for The Examination of Water and Waste Water. 2017 4500-SiO<sub>2</sub>-C Silicomolybdate Method 1 to 100 mg/L SiO<sub>2</sub> (spectrophotometers)

• آمونیاک

Adapted from Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 2017, 4500-NH<sub>3</sub> B & C

• روش استاندارد مجموع کلی فرم

Standard Total Coliform Fermentation Technique 9221 B

### ۳-۲-۳- تجزیه و تحلیل داده‌ها

به‌منظور مدیریت کیفیت آب و برنامه‌ریزی برای حفاظت و جلوگیری از تخریب منابع آب، شاخص‌های کیفی آب تدوین شده‌اند. این شاخص‌ها یکی از روش‌های ساده و دور از پیچیدگی ریاضی و آماری هستند که شرایط کیفی آب را به طور ساده بیان می‌کنند. از مهم‌ترین مؤلفه‌های مطالعات کیفی آب می‌توان به شناسایی دقیق کمیت و کیفیت منابع آلاینده، تعیین وضعیت کیفی و ارزیابی مدل مناسب جهت بررسی تغییرات مکانی و زمانی اشاره کرد (Nasirian, 2007).  
با استفاده از شاخص‌های کیفی آب می‌توان تغییرات کیفی آب را در طول زمان یک ایستگاه مورد بررسی قرار داد.

### ۳-۲-۳-۱- شاخص کیفیت منابع آب سطحی ایران IRWQI

کیفیت آب در هر محل منعکس‌کننده اثر عوامل زمین‌شناسی، شرایط اقلیمی و منابع آلاینده انسانی می‌باشد و عمدتاً پایش کیفیت منابع آب، داده‌های پیچیده‌ای را ایجاد می‌کند. این اطلاعات غنی در مورد رفتار منابع آب هستند و تحلیل و تفسیر آن‌ها نیاز به روش‌های مناسبی دارد که طبقه‌بندی، شبیه‌سازی و تحلیل آماری داده‌ها، از مهم‌ترین بخش‌های ارزیابی کیفیت آب می‌باشد. این شاخص‌ها، ابزاری مناسب و ساده می‌باشند که در یک فرمول ریاضی، وضعیت و شرایط کیفیت آب را با یک عدد، تعیین می‌کنند. این عدد با یک مقیاس نسبی که معرف کیفیت آب از بسیار بد تا عالی است، طبقه‌بندی می‌شود. شاخص کیفیت منابع آب ایران (IRWQI) شاخصی تلفیقی از NSFQI و BCEQI بوده که در سال‌های اخیر توسط محققین سازمان حفاظت محیط زیست ایران ارائه شده است. این شاخص، یک شاخص عمومی و کاربردی در بیان کیفیت آب رودخانه است که وضعیت کیفیت آب را به صورت کمی مشخص می‌کند (میرحسینی و همکاران، ۱۳۹۳).

در این تحقیق به‌منظور ارزیابی کیفیت آب تالاب چغاخور از شاخص پارامترهای متداول کیفیت منابع آب سطحی ایران (Iran Water Quality Index for Surface Water Resources-Conventional Parameters: IRWQI<sub>sc</sub>) و جهت ارزیابی کیفیت آب تالاب از نظر پارامترهای سمی از شاخص پارامترهای سمی کیفیت منابع آب سطحی (Iran Water Quality Index for Surface Water Resources-Toxic Parameters: IRWQI<sub>st</sub>) استفاده شد. هدف تدوین شاخص کیفیت منابع آب ایران، تهیه شاخص‌ها (با توجه به شرایط طبیعی و مسایل و مشکلات منابع آب) در ایران بوده است، به طوری که شاخص‌های تدوین شده بتوانند چشم‌انداز و فهم و درک مناسبی از وضعیت کیفی منابع آب در ایران ارائه نمایند.  
پارامترهای مورد نیاز برای محاسبه این شاخص‌ها در جدول ۳-۲ و ۳-۳ ارائه شده‌اند و محاسبات شاخص‌ها به صورت زیر می‌باشند:

$$IRWQI_{sc} = \left[ \prod_{i=1}^n I_i^{W_i} \right]^{\frac{1}{n}} \quad (3-1)$$

$$IRWQI_{st} = \left[ \prod_{i=1}^n I_i^{W_i} \right]^{\frac{1}{n}} \quad (3-2)$$

که در آن‌ها:

$$W_i = \sum_{i=1}^n W_i \quad (3-3)$$

Wi: وزن پارامتر i ام،

n: تعداد پارامترها،

Ii: مقدار شاخص برای پارامتر i ام از منحنی رتبه‌بندی می‌باشد.

جدول ۳-۲- پارامترهای شاخص IRWQIsc و وزن آن‌ها (هاشمی، ۱۳۹۰)

ردیف	پارامتر	وزن	توضیحات
۱	کلیفرم مدفوعی	۰/۱۴۰	بر حسب MPN/100ml
۲	BOD <sub>5</sub>	۰/۱۱۷	بر حسب میلی‌گرم بر لیتر
۳	COD	۰/۰۹۳	بر حسب میلی‌گرم بر لیتر
۴	نیترات	۰/۱۰۸	بر حسب میلی‌گرم بر لیتر
۵	فسفات	۰/۰۸۷	بر حسب میلی‌گرم بر لیتر
۶	آمونیم	۰/۰۹۰	مجموع آمونیم
۷	اکسیژن محلول	۰/۰۹۷	بر حسب درصد اشباع
۸	هدایت الکتریکی	۰/۰۹۶	بر حسب میکروزیمنس بر سانتی‌متر
۹	سختی کل	۰/۰۵۹	بر حسب میلی‌گرم بر لیتر کربنات کلسیم
۱۰	کدورت	۰/۰۶۲	بر حسب NTU
۱۱	pH	۰/۰۵۱	واحد استاندارد

جدول ۳-۳- پارامترهای شاخص IRWQIst بر حسب µg/l و وزن آن‌ها (هاشمی، ۱۳۹۰)

ردیف	پارامتر	وزن
۱	آرسنیک	۰/۱۲۸
۲	جیوه	۰/۱۱۷
۳	TPH	۰/۱۰۸
۴	دترجنت	۰/۱۰۰
۵	سرب	۰/۰۹۲
۶	کادمیوم	۰/۰۹۲
۷	فنول	۰/۰۹۱
۸	کروم	۰/۰۸۴
۹	سیانید	۰/۰۷۰
۱۰	آهن	۰/۰۶۳
۱۱	منگنز	۰/۰۵۶

در صورتی که تعداد پارامترهای اندازه‌گیری شده کمتر از یازده پارامتر مندرج در جدول فوق باشد، رابطه بالا استفاده می‌گردد و نیازی به هیچ تصحیحی نیست. سپس درجه‌بندی منابع آبی براساس مقدار عددی این شاخص طبق جدول ۳-۴ صورت می‌گیرد.

جدول ۳-۴- درجه‌بندی منابع آبی براساس مقدار عددی شاخص IRWQIsc (هاشمی، ۱۳۹۰)

مقدار شاخص	معادل توصیفی
<۱۵	خیلی بد
۱۵-۲۹/۹	بد
۳۰-۴۴/۹	نسبتاً بد
۴۵-۵۵	متوسط
۵۵/۱-۷۰	نسبتاً خوب
۷۰/۱-۸۵	خوب
>۸۵	بسیار خوب

### ۳-۲-۳-۲- شاخص‌های آلودگی مربوط به رسوبات

در این تحقیق به منظور محاسبه شاخص‌های آلودگی مربوط به رسوبات، غلظت فلزات سنگین کادمیوم، کروم، مس، سرب، روی و شبه‌فلز آرسنیک در تالاب چغاخور اندازه‌گیری شد. محاسبات شاخص‌ها به شرح زیر انجام می‌شود.

### ۳-۲-۳-۲-۱- فاکتور آلودگی<sup>۲</sup> (CF)

از این شاخص جهت بررسی وضعیت آلودگی منابع آبی به آلاینده‌های مختلف و در نهایت شناسایی خطر اکولوژیک منبع مورد مطالعه، استفاده می‌گردد. روابط این شاخص‌ها به صورت زیر است:

$$C_f^i = \sum_{i=1}^n \frac{C_{0-1}^i}{C_n^i} \quad (3-4)$$

که در آن:

$C_f^i$ : فاکتور آلودگی برای آلاینده

$C_{0-1}^i$ : میزان میانگین فلزات  $i$  در لایه ۰ تا ۱ سانتی‌متری رسوبات

$C_n^i$ : غلظت مرجع یا زمینه

اگر  $C_n^i \leq C_{0-1}^i$  باشد، آن عنصر می‌تواند باعث آلودگی گردد و اگر  $C_n^i - C_{0-1}^i \geq 1$  باشد، عنصر مورد نظر در منبع آبی سبب بروز آلودگی نمی‌گردد. همچنین برای بیان بهتر میزان آلودگی می‌توان از جدول ۳-۵ استفاده کرد (Hall, ۲۰۰۲).

<sup>2</sup> Contamination Factor

### جدول ۳-۵- طبقه‌بندی کیفیت رسوبات براساس فاکتور آلودگی

CF	سطح آلودگی
> ۱	آلودگی کم
۱-۳	آلودگی متوسط
۳-۶	آلودگی فراوان
> ۶	آلودگی بسیار شدید

### ۲-۲-۳-۲-۳ شاخص بار آلودگی (PLI)

شاخص بار آلودگی شامل ضریب آلودگی است که از تقسیم کردن غلظت فلز در نمونه مورد نظر به غلظت زمینه‌ای همان فلز به دست آمده و بیانگر میزان آلودگی نمونه به فلزات سنگین است (Adomako و همکاران، ۲۰۰۸).

$$PLI = (Cf1 \times Cf2 \times Cf3 \times Cfn)^{1/n} \quad (3-5)$$

که  $C_{fn}$  نسبت غلظت نمونه  $n$  به غلظت زمینه (فاکتور آلودگی) است. در این رابطه مقادیر فاکتور آلودگی برای فلزات مختلف محاسبه شده و نهایتاً پس از ضرب مقادیر  $C_f$ ، مقادیر  $PLI$  از محاسبه ریشه مقادیر  $n$  ام این حاصل ضرب، محاسبه می‌گردد. اگر  $PLI$  نزدیک به عدد یک باشد نشان‌دهنده این است که غلظت فلزات سنگین نزدیک به غلظت زمینه و اگر بیش از یک بود بیانگر آلودگی نمونه به فلزات سنگین است.

### ۳-۲-۳-۲-۳ شاخص ژئوشیمیایی مولر (Igeo)

شاخص انباشتگی زمین ( $I_{geo}$ ) در سال ۱۹۷۹ توسط مولر ارائه شد و پس از آن به طور گسترده‌ای در مطالعات فلزات سنگین در رسوبات و خاک به کار گرفته شد (امین و همکاران، ۲۰۰۹). این شاخص به صورت زیر بیان می‌شود:

$$I_{geo} = (\log_2 C_n / 1.5 B_n) \quad (3-6)$$

$I_{geo}$ : شاخص انباشت ژئوشیمیایی یا شاخص شدت آلودگی

$C_n$ : غلظت اندازه‌گیری شده فلز سنگین در نمونه

$B_n$ : غلظت زمینه‌ای همان فلز سنگین در پوسته زمین

ضریب ۱/۵ نیز برای کمینه کردن تغییرات احتمالی در غلظت‌های زمینه ناشی از فعالیت‌های زمین‌شناسی اعمال می‌شود. این شاخص هفت گروه دارد (جدول ۳-۶) که بر اساس مقادیر آن نمونه‌ها از غیرآلوده تا آلودگی شدید طبقه‌بندی می‌شوند (آزمت و همکاران، ۲۰۱۴).



جدول ۳-۶- طبقه‌بندی آلودگی براساس شاخص ژئوشیمیایی مولر

Igeo	سطح آلودگی	کلاس Igeo
$0 \leq Igeo$	کاملاً غیر آلوده	۱
$0 < Igeo < 1$	غیر آلوده تا آلودگی متوسط	۲
$1 < Igeo < 2$	آلودگی متوسط	۳
$2 < Igeo < 3$	آلودگی متوسط تا شدید	۴
$3 < Igeo < 4$	آلودگی شدید	۵
$4 < Igeo < 5$	آلودگی شدید تا بسیار شدید	۶
$5 < Igeo$	آلودگی بسیار شدید	۷

#### ۴-۲-۳-۲-۳-۳-۲-۴ فاکتور غنی‌شدگی (EF)

در این فاکتور معمولاً غلظت عناصر در نمونه آلوده با غلظت آن عنصر در نمونه زمینه مقایسه می‌گردد. این غلظت‌ها بر اساس غلظت استاندارد یا مرجع (مانند عنصر آهن، آلومینیوم، تیتانیوم، سزیم، منگنز یا لیتیم) نرمال می‌شوند. جدول ۳-۷ طبقه‌بندی درجه آلودگی بر اساس شاخص EF را نشان می‌دهد. رابطه زیر بیانگر چگونگی محاسبه شاخص غنی‌سازی است. Birch و Olmos (۲۰۰۸) ارزش فاکتور غنی‌شدگی را به هفت طبقه تقسیم کردند.

$$EF = \frac{(C_M/C_X)_{\text{sample}}}{(C_M/C_X)_{\text{background}}} \quad (۳-۷)$$

که در آن:

EF: فاکتور غنی‌سازی

$M_{\text{sample}}$  و  $X_{\text{sample}}$ : غلظت‌های فلز مورد نظر و فلز استاندارد در نمونه

$M_{\text{background}}$  و  $X_{\text{background}}$ : غلظت‌های زمینه‌ای فلز مورد نظر و فلز استاندارد

جدول ۳-۷- طبقه‌بندی آلودگی براساس شاخص غنی‌شدگی

EF	سطح آلودگی	کلاس EF
$EF < 1$	غنی‌شدگی وجود ندارد	۱
$1 < EF < 3$	غنی‌شدگی کم	۲
$3 < EF < 5$	غنی‌شدگی متوسط	۳
$5 < EF < 10$	غنی‌شدگی متوسط تا شدید	۴
$10 < EF < 25$	غنی‌شدگی شدید	۵
$25 < EF < 50$	غنی‌شدگی خیلی شدید	۶
$EF > 50$	غنی‌شدگی بی‌نهایت شدید	۷

### ۳-۲-۳-۲-۵- ارزیابی خطر اکولوژیک بالقوه (PER)

شاخص ارزیابی خطر اکولوژیک بالقوه (PER<sup>۳</sup> یا RI) توسط هاکانسون (۱۹۸۰) ارائه و سپس توسط گو و همکاران در سال ۲۰۱۰ توسعه داده شد. عملکرد اصلی این شاخص نشان دادن عامل آلودگی و تعیین مکانی است که باید در مطالعات در اولویت قرار بگیرند. فرمول محاسباتی این شاخص بر اساس سمیت عنصر و واکنش محیطی آن به شرح زیر است:

$$E = TC \quad (3-8)$$

$$C = C_a/C_b \quad (3-9)$$

$$PER = \sum E \quad (3-10)$$

به طوری که C فاکتور آلودگی نسبت غلظت نمونه به غلظت زمینه را نشان می‌دهد. T ضریب سمیت بیولوژیکی فلزات سنگین به طوری که Zn=1, Cu=5, Pb=5, Cr=2, Cd=30, As=10) بر طبق پیشنهاد هاکانسون (۱۹۸۰) و PER شاخص جامع ارزیابی پتانسیل اکولوژیکی است که از مجموع E به دست می‌آید، PER را می‌توان به ۴ دسته پتانسیل ریسک اکولوژیکی تقسیم کرد: PER < ۹۵ ریسک کم، ۹۵ < PER < ۱۹۰ ریسک متوسط، ۱۹۰ < PER < ۳۸۰ ریسک قابل ملاحظه و PER > ۳۸۰ ریسک بسیار بالا (Maanan) و همکاران، ۲۰۱۳).

در محاسبه شاخص‌های ذکر شده در فوق، غلظت زمینه (مرجع) برای آرسنیک، روی، سرب، کادمیوم، کروم و مس به ترتیب برابر با ۱۳، ۹۵، ۲۰، ۰/۳، ۹۰ و ۴۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم در نظر گرفته شدند (Wedepohl و Turekian، ۱۹۶۱).

### ۳-۲-۳-۳-۳- شاخص‌های آلودگی مربوط به آب

به منظور محاسبه شاخص‌های آلودگی مربوط به آب نیز غلظت فلزات سنگین کادمیوم، کروم، مس، سرب، روی و شبه‌فلز آرسنیک در تالاب چغاخور اندازه‌گیری شد. روش محاسبه شاخص‌های آلودگی مربوط به آب که در این تحقیق استفاده شد، به شرح زیر می‌باشد:

### ۳-۲-۳-۳-۱- شاخص فلزی (MI)<sup>۴</sup>

برای تعیین میزان آلودگی منابع آب از نظر فلزات سنگین و نیز ارزیابی قابلیت شرب از شاخص فلزی (MI) استفاده می‌شود:

$$MI = \sum \frac{C_i}{(MAC)} \quad (3-11)$$

در این رابطه:

C: غلظت هر یک از عناصر در محلول

(MAC) Maximum Acceptable Concentration: بیشترین حد مجاز غلظت برای یک عنصر فلزی در حالت استاندارد  
 i: شماره‌ی عنصر است. اگر مقادیر به دست آمده برای MI کمتر از یک باشد (MI < 1) آب قابل آشامیدن و بیشتر از یک (MI > 1) آب غیر قابل آشامیدن است و برابر یک (MI = 1) آب در حد آستانه خطر قرار دارد (Cini و Tamasi، ۲۰۰۴).

<sup>3</sup> Potential Ecological Risk Index

<sup>4</sup> Metal Index

### ۲-۳-۳-۳-۳-۳ شاخص آلودگی فلزات سنگین<sup>۵</sup> (HPI)

با محاسبه شاخص آلودگی فلزات سنگین (HPI) می‌توان اثر فلزات سنگین را بر روی سلامت انسان تعیین کرد:

$$HPI = \frac{\sum_{i=1}^n W_i Q_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (3-12)$$

که در این رابطه:

$W_i$ : نسبت وزنی  $i$ ام مولفه می‌باشد که معکوس استاندارد می‌باشد. ( $W_i = 1/S_i$ )

$Q_i$ : زیرشاخص عنصر مورد ارزیابی که از رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$Q_i = \sum_{i=1}^n \frac{\{Mi(-)Ii\}}{(Si - Ii)} * 100 \quad (3-13)$$

که در آن:

$Mi$ : غلظت قرائت شده عنصر ( $\mu\text{g/L}$ )

$Ii$ : غلظت ایده‌آل عنصر مورد نظر

$S_i$ : رهنمود سازمان بهداشت جهانی.

اگر مقادیر به‌دست آمده برای HPI کمتر از ۱۰۰ ( $HPI < 100$ ) باشد، آب فاقد آلودگی به فلزات سنگین و بیشتر از ۱۰۰ ( $HPI > 100$ )، آب به فلزات سنگین آلوده است و مساوی ۱۰۰ ( $HPI = 100$ )، آب در آستانه خطر آلودگی به فلزات سنگین قرار دارد (Akpah و Ameh، ۲۰۱۱).

### ۳-۳-۳-۳-۳-۳ شاخص ارزیابی فلزات سنگین<sup>۶</sup> (HEI)

$$HEI = \sum_{i=1}^n \frac{H_i}{H_{mac}} \quad (3-14)$$

که در آن:

$H_C$ : غلظت قرائت شده عنصر مورد ارزیابی ( $\mu\text{g/L}$ )

$H_{mac}$ : حداکثر غلظت مجاز هر عنصر مورد ارزیابی ( $\mu\text{g/L}$ ) می‌باشد (Prasad و همکاران، ۲۰۱۴).

براساس طبقه‌بندی موجود اگر شاخص HEI کمتر از ۴۰۰ باشد، نشان‌دهنده آلودگی کم، بین ۴۰۰ تا ۸۰۰، نشان‌دهنده آلودگی متوسط و بیشتر از ۸۰۰، نشان‌دهنده آلودگی بالا است (Prasad و همکاران، ۲۰۱۴).

### ۴-۳-۳-۳-۳-۳ شاخص درجه آلودگی (Cd)

$$Cd = \sum_{i=1}^n Cfi \quad (3-15)$$

که در آن:

$Cfi$ : عامل آلودگی هر عنصر می‌باشد و از فرمول زیر قابل محاسبه است:

<sup>5</sup> Heavy metal Pollution Index

<sup>6</sup> Heavy metal Evaluation Index

$$CF_i = \frac{CA_i}{CNI} - 1$$

(۳-۱۶)

که در آن :

$CA_i$ : غلظت قرایت شده عنصر ( $\mu\text{g/L}$ )

$CNI$ : بالاترین حد غلظت مجاز هر عنصر ( $\mu\text{g/L}$ )، (Offiong و Edet, ۲۰۰۲).

اگر مقادیر به دست آمده برای Cd کمتر از ۶ باشد، نشان دهنده درجه آلودگی پایین، بین ۶ تا ۱۲، درجه آلودگی متوسط، بین ۱۲ تا ۲۴، میزان قابل توجهی از آلودگی و بیشتر از ۲۴، سطح بالایی از آلودگی می‌باشد (بانو و همکاران، ۲۰۱۲). در محاسبه شاخص‌های ذکر شده در فوق، بالاترین حد غلظت مجاز آرسنیک ۵۰، روی ۵۰۰۰، کادمیوم ۳، کروم ۵۰، مس ۱۰۰۰ (Edet و Offiong, ۲۰۰۲) و سرب ۱۰ میکروگرم بر لیتر در نظر گرفته می‌شود (Aldin Ebrahimi و همکاران، ۲۰۱۵). غلظت ایده‌آل نیز برای آرسنیک، روی، سرب، کادمیوم، کروم و مس به ترتیب برابر با ۱۰، ۳۰۰۰، ۱۰، ۳، ۵۰ و ۲۰۰۰ میکروگرم بر لیتر و مقادیر رهنمود سازمان بهداشت جهانی برای آرسنیک ۵۰، روی ۵۰۰۰، سرب ۱۰۰، کادمیوم ۵، کروم ۵۰ و مس ۱۰۰۰ در نظر گرفته می‌شوند (Edet و Offiong, ۲۰۰۲).

#### ۴-۲-۳- بررسی وضعیت تغذیه‌گرایی تالاب چغاخور

یکی از پدیده‌های نامطلوب در آب‌های سطحی به ویژه دریاچه‌ها، وقوع پدیده تغذیه‌گرایی است که به دلیل رشد بیش از حد جلبک‌ها رخ می‌دهد (ویسی و همکاران، ۱۳۹۳). از مهم‌ترین علل کاهش کیفیت محیط‌های آبی، تخلیه بیش از حد مواد مغذی مانند نیتروژن و فسفر به این محیط‌ها، در اثر ورود فاضلاب‌های شهری، صنعتی و کشاورزی می‌باشد که پدیده یوتریفیکاسیون (تغذیه‌گرایی) را ایجاد می‌کند. منظور از یوتریفیکاسیون افزایش مواد مغذی است که تغییراتی را در فراوانی و ترکیب گونه‌های موجودات آبی و کاهش اکسیژن محلول به وجود می‌آورد (Lin و همکاران، ۲۰۰۸). یوتروفیکاسیون یک فرآیند طبیعی بوده که مشاهده تغییرات محسوس آن، ممکن است هزاران سال طول بکشد، ولی دخالت انسان این فرآیند را سرعت می‌بخشد و آن را یوتریفیکاسیون انسان ساخت می‌نامند که امروزه یک نگرانی و تهدید بزرگ برای کیفیت آب و بهداشت سیستم‌های آبی در نظر گرفته می‌شود (Smith, ۱۹۹۳). بازگرداندن توالی یوتریفیکاسیون طبیعی، تقریباً از نظر عملی امکان‌پذیر نیست ولی یوتریفیکاسیون انسان ساخت از طریق مدیریت منابع مواد مغذی تا حدودی قابل برگشت می‌باشد. جنگل‌زدایی و به دنبال آن فرسایش خاک‌ها، سبب انتقال مقادیر زیادی از مواد مغذی، رسوبات و مواد آلی را به آب‌های سطحی می‌شود که وقوع پدیده یوتریفیکاسیون را تسریع می‌بخشد. فرآیند پیر شدن طبیعی دریاچه‌ها در برخی اقلیم‌ها از حالت اولیگوتروفیک با مشخصات آب‌های تمیز و سرد و گونه‌های ماهیان سردابی شروع و به حالت اوتروفیک همراه با گرم شدن و کم‌عمق شدن و گونه‌های گرم آبی و نهایتاً تبدیل به باتلاق و مرداب شدن ادامه می‌یابد (ابراهیم‌پور و همکاران، ۱۳۹۱). یکی از اثرات مضر پدیده یوتریفیکاسیون، رشد بیش از حد سیانوباکترها (آنابنا، اسیلیاتوریا، نوستوک، میکروسیستیس و...) می‌باشد که سبب تولید سموم در آب می‌گردد (Karadzic و همکاران، ۲۰۱۰). سموم تولیدی توسط این جلبک‌ها به صورت هپاتوتوکسین، نوروٹوکسین و درماتوتوکسین بوده که تاکنون مرگ و میرهای زیادی در اثر مصرف آب‌های حاوی این سموم توسط انسان گزارش شده است. ورود بار اضافی مواد مغذی به ویژه فسفر سبب رشد افزایشی موجودات تولیدکننده اتوتروف و جلبک‌ها می‌شود که به دنبال آن افزایش کدورت، تولید مواد سمی، افزایش غلظت اکسیژن در نیمه‌های روز و کاهش شدید غلظت آن در طول شب را در پی خواهد داشت که خود سبب ایجاد نواحی بی‌هوای در مناطق عمیق تر مخزن خواهد شد (Chapman, ۱۹۹۶).

برای ارزیابی وضعیت تغذیه‌گرایی یک اکوسیستم آبی عناصر فسفر، نیتروژن و کلروفیل آ از اهمیت زیادی برخوردار هستند. بنابراین با استفاده از مقادیر این متغیرها، می‌توان شاخص‌های وضعیت تروفیک را محاسبه و وضعیت تغذیه‌گرایی منابع آبی را مشخص کرد (Dodds, 2002). بر اساس تئوری شرایط تغذیه‌گرایی، تغییر در متغیرهایی مانند غلظت مواد مغذی (نیتروژن و فسفر) سبب تغییر در بیومس جلبکی (کلروفیل) و به تبع آن تغییر شفافیت آب می‌شود. برای تعیین دقیق سطح تروفی یک تالاب، اندازه‌گیری چند پارامتر فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی لازم است (Baban, 1996). براساس نظر Wollenweider (1967) با اندازه‌گیری میزان پارامترهای فسفات کل، عمق رویت دیسک سشی و کلروفیل آ وضعیت تروفی تالاب طبق جدول ۳-۸ مشخص می‌شود (Wetzel, 2001).

جدول ۳-۸- وضعیت تروفی تالاب‌ها با استفاده از مقادیر فسفات کل، کلروفیل آ و عمق شفافیت (Wetzel, 2001)

پارامتر	الیگوتروف	مزوتروف	یوتروف
میانگین فسفر کل (میکروگرم بر لیتر)	۸	۲۶/۷	۸۴/۴
محدوده فسفر کل (میکروگرم بر لیتر)	۳-۱۷/۷	۱۰/۹-۹۵/۶	۱۶-۳۸۶
میانگین کلروفیل a (میکروگرم در لیتر)	۱/۷	۴/۷	۱۴/۳
محدوده کلروفیل a (میکروگرم در لیتر)	۰/۳-۴/۵	۳-۱۱	۳-۷۸
میانگین عمق شفافیت (متر)	۹/۹	۴/۲	۲/۴۵

روش ارزیابی چند پارامتری شاخص‌های تروفیکی (TSI) توسط کارلسون در سال ۱۹۷۷ ارائه و اصلاحاتی (Lamparelli, 2004) در این روش صورت گرفت. ابتدا وضعیت جاری نسبت غلظت مواد مغذی (TN/TP) محاسبه می‌شود که سه حالت ممکن است اتفاق بیفتد: ۱- محدودیت فسفر، ۲- محدودیت نیتروژن و ۳- حالت تعادل (محدودیتی از نظر وجود نیتروژن و فسفر وجود نداشته باشد) که در هر حالت معادله جداگانه‌ای استفاده می‌گردد (نصراله‌زاده ساروی و همکاران، ۱۳۹۶).

مقادیر پارامترهایی نظیر نیتروژن کل، فسفر کل، میزان کلروفیل و میزان شفافیت دیسک سشی به منظور بررسی وضعیت تغذیه‌گرایی استفاده می‌شود. مقادیر پارامترهایی نظیر نیتروژن و فسفر به عنوان منابع محدودکننده در اکوسیستم‌های آبی شناخته می‌شوند و افزایش غلظت این پارامترها سبب افزایش رشد گیاهان آبی می‌گردد. افزایش مقدار شاخص تغذیه‌گرایی در بسیاری از مطالعات به عنوان شاخصی برای بررسی وضعیت بیولوژیکی اکوسیستم‌های آبی استفاده می‌شود. از مهم‌ترین علائم بروز تغذیه‌گرایی عبارتند از: رشد بی‌رویه جلبک‌ها، گیاهان و علف‌ها در کنار پیکره آبی، کاهش شفافیت و تغییر رنگ آب، کاهش میزان اکسیژن محلول و حتی حذف کامل آن از اعماق مخزن (زیر لایه) در فصل تابستان و رشد گیاهان و جلبک‌ها در سطح آب (رولایه). تعیین درجه تغذیه‌گرایی بر اساس میزان وجود مواد مغذی و توده بیولوژیک گیاهی در آب مخزن صورت می‌گیرد (کارآموز و طاهریون، ۱۳۸۷). طبق شاخص تغذیه‌گرایی وضعیت تالاب در چهار وضعیت الیگوتروفیک، مزوتروفیک، یوتروفیک، هایپروتروفیک قرار می‌گیرد (جاوید و همکاران، ۱۳۹۳).

جدول ۳-۹- تقسیم‌بندی سطوح تغذیه‌گرایی بر اساس شاخص کارلسون (Carlson, 1977)

ردیف	سطح تغذیه‌گرایی	TSI
۱	الیگوتروف	<۳۰
۲	مزوتروف	۵۰-۳۰
۳	یوتروف	۷۰-۵۰
۴	هایپروتروف	>۷۰

برای ارزیابی تالاب چغاخور از نظر سطح تغذیه‌گرایی از شاخص TSI استفاده شد. مقیاس TSI از صفر تا ۱۰۰ تقسیم شده و بر اساس پارامترهای فسفر کل (TP)، کلروفیل آ (Chl-a) و عمق دیسک سشی (SD) و یا نیتروژن کل (TN) محاسبه شد. در زیر معادلات به کار رفته در این شاخص ارائه شده است.

$$TSI_{SD} = 60 - 14.4 \ln(SD) \quad (3-17)$$

SD: شفافیت صفحه سشی (m)

شاخص وضعیت تروفیک بر حسب غلظت کلروفیل:

$$TSI_{Chl} = 30.6 + 9.81 \ln(Chl) \quad (3-18)$$

Chl: غلظت کلروفیل بر حسب  $\mu g/L$

شاخص وضعیت تروفیک بر حسب غلظت فسفر کل:

$$TSI_{TP} = 4.15 + 14.2 \ln(TP) \quad (3-19)$$

TP: غلظت فسفر کل بر حسب  $\mu g/L$

شاخص تروفیک نهایی:

$$Total(TSI) = (TSI_{SD} + TSI_{Chl} + TSI_{TP}) / 3 \quad (3-20)$$

بر اساس نسبت TN/TP به دست آمده، مقدار میانگین شاخص TSI از یکی از روابط زیر محاسبه می‌شود:

➤ اگر نسبت  $TN/TP > 30:1$  باشد، محدودیت فسفر وجود دارد و از معادله زیر استفاده می‌شود:

$$TSI_{AVG} = 1/3 [TSI_{Chl} + TSI_{SD} + TSI_{TP}] \quad (3-21)$$

➤ اگر نسبت  $TN/TP < 10:1$  باشد، محدودیت نیتروژن وجود دارد و از معادله زیر استفاده می‌شود:

$$TSI_{AVG} = 1/3 [TSI_{Chl} + TSI_{SD} + TSI_{TN}] \quad (3-22)$$

➤ اگر نسبت  $10:1 < TN/TP < 30:1$  باشد، محیط حالت تعادل دارد و از معادله زیر استفاده می‌شود:

$$TSI_{AVG} = 1/3 [TSI_{Chl} + TSI_{SD} + 0.5(TSI_{TP} + TSI_{TN})] \quad (3-23)$$

### ۵-۲-۳- تحلیل‌های آماری

در این تحقیق آنالیز آماری توصیفی با استفاده از نرم افزار SPSS نسخه ۱۶ انجام شد. به منظور تعیین ارتباط غلظت فلزات بین آب و رسوب و همچنین ارتباط آن با رسوبات و آب به طور جداگانه، آنالیز همبستگی مورد استفاده قرار گرفت.

### ۱-۵-۲-۳- روش‌های چند متغیره آماری

استفاده از روش‌های آماری چندمتغیره مانند تحلیل مؤلفه‌ی اصلی<sup>۷</sup> و آنالیز خوشه‌ای<sup>۸</sup> به منظور شناسایی منابع احتمالی آلاینده‌ها رایج است که برای شناسایی منابع آلاینده تالاب چغاخور نیز استفاده شد.

7. Principal Component Analysis (PCA)

8. Cluster Analysis (CA)

### ❖ تجزیه و تحلیل مؤلفه اصلی

PCA یکی از تکنیک‌های آماری چند متغیره است و در مواردی که حجم داده زیاد باشد، می‌تواند به‌عنوان راهکاری مناسب برای کاهش تعداد ورودی‌ها محسوب گردد (نوری و همکاران، ۲۰۱۰). در ابتدا داده‌ها برای ورود به PCA در محیط نرم افزار SPSS بر اساس فرمول مربوط استاندارد شد. در گام بعد، تناسب جامعه آماری برای انجام PCA به وسیله آزمون KMO (Kaiser-Meyer-Olkin) و بارلت سنجیده شد. به‌منظور بهبود روابط بین ورودی‌ها و عامل‌های اولیه و نیز تفکیک بهتر آن‌ها جهت عضویت در عامل‌ها، از دوران Varimax استفاده گردید.

### ❖ آنالیز خوشه‌ای

تحلیل خوشه‌ای هم یکی از تکنیک‌های آماری چند متغیره آماری است که برای تعیین شباهت نسبی بکار می‌رود که این شباهت، همگنی در ویژگی‌های اندازه‌گیری شده پارامترها را نشان می‌دهد (شرستا و کازاما، ۲۰۰۷). در این پژوهش، تحلیل خوشه‌ای سلسله مراتبی برای مجموعه‌ای از داده‌های نرمال شده با روش وارد (Ward's Method) به‌کار گرفته شد.

### ۳-۲-۶- بررسی اثرات تغییر اقلیم بر بخش‌های ساختاری تالاب

به‌طور کلی به دلیل رابطه تنگاتنگی که میان اقلیم و چرخه‌های هیدرولوژیکی در سطح جهان وجود دارد، هر گونه تغییر نامطلوب ایجاد شده در اقلیم، سبب برهم خوردن نظم و یکپارچگی موجود در این چرخه‌ها خواهد شد (Pitchford و همکاران، ۲۰۱۲). در این میان، تالاب‌ها نخستین اکوسیستم‌هایی هستند که به دلیل وابستگی ساختاری و عملکردی شان به اقلیم (در سطوح مختلف جهانی، محلی و منطقه‌ای)، در معرض پیامدهای نامطلوب ناشی از تغییرات اقلیمی قرار خواهند گرفت (Hedrick و همکاران، ۲۰۰۷). به دلیل اثر بارش و دما بر وسعت پهنه آبی تالاب، اثرات بارش و دما بر کاهش وسعت آب تالاب نیز مورد بررسی قرار گرفت.

### ۳-۲-۶-۱- شناسایی اجزاء قابل اندازه‌گیری مربوط به بخش ساختاری تالاب چغاخور

تغییرات نامطلوب ایجاد شده در شرایط هیدرولوژیکی تالاب‌ها از طریق ایجاد تغییر و یا برهم زدن ویژگی‌های بیوفیزیکی و بیوشیمیایی این اکوسیستم‌ها، سبب برهم خوردن یکپارچگی بخش‌های ساختاری، فرایندی و عملکردی آن‌ها می‌گردد. این امر نشان‌دهنده اهمیت شناخت اثرات بالقوه ناشی از تغییر اقلیم و پایش اثرات آن بر تالاب‌های سطح جهان است که نتیجه آن، مدیریت آگاهانه و حفاظت از پایداری این اکوسیستم‌ها است (Simenstad و همکاران، ۲۰۰۶). بنابراین لازم است تا با بررسی روند تغییرات اقلیمی گذشته و چگونگی اثر آن بر بخش‌های سه گانه تالاب، پیامدهای حاصل از تغییرات اقلیمی را بر تالاب‌ها بررسی نمود. بدون شک این پیامدهای مخرب ناشی از تغییر اقلیم سبب برهم خوردن تعادل و ایجاد شکنندگی در بخش‌های ساختاری، فرایندی و نیز عملکردهای تالاب‌های آب شیرین خواهد شد که در بر گیرنده کارکردها، خدمات اکولوژیکی و محصولات طبیعی فراهم شده توسط این اکوسیستم‌های آبی منحصر به فرد هستند (Middleton و Kleinebecker، ۲۰۱۲). بر اساس مطالعات موجود، بخش‌های ساختاری، فرایندی و نیز عملکردهای تالاب‌های آب شیرین متشکل از اجزای گوناگونی هستند که در فرآیند ارزیابی آسیب‌پذیری تالاب‌ها نسبت به تغییرات اقلیمی به عنوان بخش‌های حساس و آسیب‌پذیر تالاب در نظر گرفته می‌شوند (Noyes و همکاران، ۲۰۰۹) (جدول ۱۰-۳). همان‌طور که این جدول نشان می‌دهد، چهار جزء وسعت، پوشش گیاهی، حجم آب و حیات وحش تالاب به عنوان اجزاء قابل اندازه‌گیری و پایش این اکوسیستم نسبت به تغییرات اقلیمی قابل بررسی هستند.

جدول ۳-۱۰- تفکیک اجزاء مربوط به بخش‌های ساختاری، فرایندی و عملکرد تالاب (Noyes و همکاران، ۲۰۰۹)

بخش	اجزاء
ساختار	وسعت تالاب
	پوشش گیاهی تالاب
	حجم آب تالاب
	حیات وحش
فرآیند	ترسیب کربن
	جذب گرد و غبار
	تثبیت رسوب
	تنظیم جریان آب و کنترل سیلاب
	پردازش مواد مغذی
عملکرد	تغذیه و تخلیه سفره‌های آب زیرزمینی
	اقتصادی
	آموزشی، پژوهشی و بایستی
	تفرجی

در این مطالعه بر اساس مجموعه داده‌های در دسترس (تصاویر ماهواره‌ای و داده‌های اقلیمی) دو بخش ساختاری شامل گستره آبی و پوشش گیاهی تالاب چغاخور به عنوان بخش‌های ساختاری مورد نظر برای بررسی اثرات وقوع خشکسالی و دمای هوا بر ساختار تالاب مورد بررسی قرار گرفتند.

### ۳-۲-۲-۳- بررسی تغییرات مقادیر بارندگی در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹) در سطح منطقه در برگیرنده تالاب چغاخور

#### ۳-۲-۲-۳-۱- تهیه و آماده‌سازی داده‌های مورد استفاده

در این مطالعه برای ارزیابی تغییرات زمانی و مکانی بارندگی و نیز وقوع خشکسالی با استفاده از نمایه بارش استاندارد (SPI)<sup>۹</sup>، از داده‌های بارندگی ماهانه مربوط به ایستگاه سینوپتیک بروجن در طول دوره آماری ۲۵ ساله (۱۳۹۵ تا ۲۰۱۹) استفاده شد. داده‌های بارندگی مورد نیاز از سازمان هواشناسی کشور اخذ شد و مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. هدف از انتخاب این ایستگاه، بررسی تغییرات مقادیر بارندگی و وقوع خشکسالی در سطح منطقه در برگیرنده تالاب است که منشا آب‌های ورودی به تالاب است. در سری داده‌های بارندگی ایستگاه‌های مورد بررسی مقادیر گمشده‌ای وجود داشت که برای تکمیل آن‌ها، از انجام رگرسیون خطی ساده با ایستگاه‌های مجاور که دارای آمار کامل بودند، استفاده گردید (Konnen و Brandsma, ۲۰۰۶). پس از تکمیل داده‌های سری زمانی بارندگی، بررسی صحت داده‌ها دارای اهمیت بسیار است چرا که این موضوع پایه و اساس تجزیه و تحلیل‌های بعدی را تشکیل می‌دهد. از این‌رو برای کنترل کیفیت سری داده‌های بارندگی، مراحل دو گانه زیر طی شد:

<sup>9</sup>-Standard Precipitation Index (SPI)



### ۳-۲-۶-۲-۳-۲-۳ آزمون داده‌های پرت

با توجه به اینکه داده‌های پرت در تمام مراحل مربوط به تجزیه و تحلیل داده‌ها چه از لحاظ ساختاری و چه از لحاظ مفهومی تاثیرگذار هستند و بعضی موارد امکان نتیجه‌گیری منطقی را با مشکل مواجه کرده و روند کار دچار خطاهای علمی آماری می‌شود، لذا برای رفع این مشکل از آزمون داده‌های پرت استفاده می‌شود (Brandsma و Konnen، ۲۰۰۶). چندین روش برای تعیین داده‌های پرت وجود دارد که از آن جمله می‌توان به استانداردسازی z، نمودار جعبه‌ای، نمودار پراکنش، آزمون گراپ، نمودار هیستوگرام و استفاده از چارک‌ها اشاره نمود (Berthouex و Brown، ۱۹۹۴). در میان این روش‌ها، روش نمودار جعبه‌ای یکی از پرکاربردترین روش‌های تشخیص داده‌های پرت است که با استفاده از مقادیر میانه، چارک‌های اول و سوم و کمترین و بیشترین مشاهده امکان تفسیر مرکزیت، پراکندگی و چولگی داده‌ها میسر می‌گردد (Montgomery و همکاران، ۲۰۰۹). در این مطالعه نیز با استفاده از نرم‌افزار آماری SPSS و اجرای روش نمودار جعبه‌ای، داده‌های پرت موجود در سری داده‌های زمانی بارندگی شناسایی شده و حذف گردیدند. همچنین با استفاده از گزارش‌های هواشناسی موجود اقدام به تعیین دلیل وجود داده‌ای پرت موجود در سری داده‌های بارندگی شد.

### ۳-۲-۶-۲-۳-۳ آزمون نرمال بودن و همگن بودن داده‌ها

در این مرحله، آزمون نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون Shapiro-Wilk و در سطح خطای ۵ درصد برای بررسی فرض‌های آماری  $H_0$  و  $H_1$  انجام شد. دو فرض آماری به صورت زیر بودند:

$H_0$ : پراکنش داده‌ها از توزیع نرمال پیروی می‌کند.

$H_1$ : پراکنش داده‌ها از توزیع نرمال پیروی نمی‌کند.

چنانچه آماره آزمون بزرگتر و یا مساوی ۵ درصد بود، فرض صفر مبنی بر نرمال بودن توزیع داده، پذیرفته شده و در این صورت دلیلی برای رد فرض صفر مبنی بر اینکه داده نرمال است، وجود نخواهد داشت. به عبارت دیگر توزیع داده‌ها نرمال خواهد بود. بررسی همگن بودن داده‌ها با انجام آزمون (F) و در سطح احتمال ۹۵٪ انجام شد.

در نهایت پس از تهیه سری زمانی داده‌های بارندگی ایستگاه سینوپتیک بروجن، تغییرات رخ داده در مقادیر بارندگی سالانه ایستگاه سینوپتیک بروجن در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹) با استفاده از نرم‌افزار اکسل ترسیم و مورد بررسی قرار گرفت.

### ۳-۲-۶-۲-۳-۴ تعیین نقطه تغییر در سری زمانی مقادیر بارندگی در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹)

به طور کلی، شناسایی نقاط تغییر اصلی<sup>۱۰</sup> یکی از قدم‌های موثری است که امکان تفسیر بهتر و بررسی دقیق‌تر پیامدهای تغییر الگوی بارندگی را فراهم می‌آورد (Ma و همکاران، ۲۰۰۶). به طور کلی یک نقطه شکست به عنوان یک تغییر در تابع توزیع فراوانی یک متغیر و در یک زمان مشخص تعریف شده است (Paturel و همکاران، ۱۹۹۷). در این میان، آزمون‌های شکست امکان کشف تغییر در سری داده‌ها را امکان‌پذیر می‌سازند (Lee و Heginian، ۱۹۷۷؛ Pettitt، ۱۹۷۹؛ Buishard، ۱۹۸۴). در میان روش‌های گوناگون، روش Pettitt-Mann-Whitney بیش از سایر روش‌ها برای تعیین نقطه تغییر در سری‌های زمانی داده‌های بارندگی و دبی مورد استفاده قرار گرفته است (Eslami-Andargoli، ۲۰۰۹؛ Nazemosadat و Ghaedamini، ۲۰۱۰). این روش که شکلی ویژه و تغییر یافته از آزمون Mann-Whitney است، نسبت به سایر آزمون‌ها دارای حساسیت بیشتری به نقاط شکست در سری داده‌های پیوسته بوده و سری زمانی مورد نظر را در دو زیر گروه واقع در قبل و بعد از نقطه شکست مورد بررسی قرار می‌دهد و احتمال وجود نقطه تغییر را در سری‌های زمانی گوناگون (سالانه، شش ماهه، فصلی و ماهانه) تعیین می‌کند (Maftei و همکاران، ۲۰۱۲). در روش

<sup>10</sup> - Break point

Pettitt-Mann-Whitney هر سری زمانی با طول  $T$  و متشکل از سری داده‌های  $X_1, X_2, \dots, X_T$ ، به صورت دو نمونه  $X_1, X_2, \dots, X_t$  و  $X_{t+1}, X_{t+2}, \dots, X_T$  در نظر گرفته می‌شود. شاخص‌های  $V(t)$  و  $U(t)$  با استفاده از روابط زیر محاسبه می‌شوند.

$$V_{t,T} = \sum_{j=1}^T \text{sgn}(x_t - x_j) \quad (24-3)$$

$$U_{t,T} = U_{t-1,T} + V_{t,T} \quad t = 2, T \quad (25-3)$$

$$U_{1,T} = V_{1,T} \quad (26-3)$$

که در این حالت:

$$\text{sgn}(x) = \begin{cases} 1, & \text{for } x > 0 \\ 0, & \text{for } x = 0 \\ -1, & \text{for } x < 0 \end{cases}$$

احتمال تقریبی  $P(t)$  برای نقطه تغییر برابر است با:

$$P(t) = 1 - \exp(-6U_{t,T}^2/T^3 + T^2) \quad (27-3)$$

مهم‌ترین نقطه تغییر جایی است که مقدار  $|U_{t,T}|$  و یا  $P(t)$  حداکثر باشد:

$$K_T = \max|U_{t,T}| \quad (28-3)$$

در این مطالعه، پس از تعیین نقاط احتمالی تغییر در روند وقوع خشکسالی‌ها، با استفاده از آزمون ناپارامتریک Pettitt-Mann-Whitney ( $\alpha=0/05$ ) و در محیط نرم‌افزار XLSTAT، احتمال تغییر روند برای هر یک از سال‌های سری زمانی با در نظر گرفتن متوسط بارندگی سالیانه محاسبه شد.

در نهایت با استفاده از نرم‌افزار  $^{11}$  (CPA) و اجرای روش  $^{12}$  CUSUM مهم‌ترین نقطه تغییر در سری زمانی مقادیر میانگین بارندگی سالیانه مشخص شد. روش CUSUM در ابتدا برای اهداف کنترل صنعت توسعه یافت (Barratt و همکاران، ۲۰۰۷) اما به صورت موثری در برنامه‌های پایش زیست محیطی برای کشف مهم‌ترین نقطه تغییر در سری زمانی متغیرهای محیطی مورد استفاده قرار گرفته است (Carslaw و همکاران، ۲۰۰۶؛ Barratt و همکاران، ۲۰۰۷؛ Andersen و همکاران، ۲۰۰۹). روش CUSUM روشی کاملاً ساده و عینی است که بدون در نظر گرفتن ماهیت داده‌ها، امکان کشف مهم‌ترین نقطه تغییر و یا همان نقطه شکست در روند تغییرات آن‌ها را امکان‌پذیر می‌سازد (Chelani، ۲۰۱۱). از این رو، این روش به صورت گسترده‌ای در مطالعات صورت گرفته جهت شناسایی نقط شکست در سری‌های زمانی متغیرهای آب و هوایی استفاده شده است (Maftei و همکاران، ۲۰۱۲؛ Chu و همکاران، ۲۰۱۲). مقدار CUSUM به صورت رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$S_i = \sum_{i=1}^i (x_i - k) \quad (29-3)$$

که در این رابطه  $k$ : مقدار متوسط سری زمانی است. احتمال تغییر زمانی رخ می‌دهد که مقدار  $S_i$  حداکثر باشد. بدین ترتیب با مشخص شدن مهم‌ترین مقطع زمانی تغییر در مقادیر بارندگی، تغییرات وسعت و پوشش گیاهی تالاب در دو دوره زمانی قبل و بعد از نقطه تغییر مورد بررسی قرار گرفت.

<sup>11</sup> -Change Point Analyzer (CPA)

<sup>12</sup> -Cumulative sum

### ۳-۶-۲-۳- بررسی تغییرات و شدت وقوع خشکسالی در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹) در سطح منطقه در برگیرنده تالاب چغاخور

#### ۳-۶-۲-۳-۱- محاسبه شاخص بارش استاندارد (SPI)<sup>۱۳</sup>

در سال‌های اخیر بررسی شدت، احتمال وقوع و چگونگی تغییرات زمانی و مکانی خشکسالی‌ها به عنوان یکی از ابزارهای مناسب برای ارزیابی ریسک و آسیب پذیری مناطق گوناگون نسبت به وقوع خشکسالی مورد توجه قرار گرفته است (Duan و Lei، ۲۰۱۰). برای دستیابی به هدف فوق شاخص‌های مختلفی معرفی شده است که از آن جمله می‌توان به شاخص شدت خشکسالی پالم (PDSI)<sup>۱۴</sup> (Palmer، ۱۹۶۵)، شاخص بارش استاندارد (SPI) (McKee و همکاران، ۱۹۹۳) و شاخص خشکسالی هیدرولوژیک پالم (PHDI)<sup>۱۵</sup> (Knight و Karl، ۱۹۸۵) اشاره نمود. در میان این شاخص‌ها، شاخص بارش استاندارد (SPI) به دلیل کاربرد آسان، سازگاری مکانی و انعطاف پذیری زمانی به صورت گسترده‌ای برای ارزیابی رویدادهای خشکسالی و مدیریت ریسک مرتبط با آن‌ها در سراسر نقاط جهان مورد استفاده قرار گرفته است (Chen و همکاران، ۲۰۱۲؛ Zhang و همکاران، ۲۰۱۲؛ Tamassoki و همکاران، ۲۰۱۴). در این مطالعه نیز برای تعیین احتمال وقوع و تغییرات زمانی وقوع خشکسالی هواشناسی<sup>۱۶</sup> در سطح منطقه در برگیرنده تالاب از SPI استفاده شد. نمایه SPI شرایط خشکسالی را بر پایه آمار دراز مدت بارندگی و در مقیاس‌های زمانی مختلف (۱، ۳، ۶، ۱۲، ۲۴ و ۴۸ ماهه) مورد ارزیابی قرار می‌دهد و با مقایسه مقدار کل بارندگی تجمعی در یک ایستگاه یا ناحیه‌ای خاص در طول یک دوره فاصله زمانی ویژه با میانگین بارندگی در همان دوره زمانی به دست می‌آید. بنابراین، این نمایه تجزیه و تحلیل زمانی دوره‌های خشک و تر را امکان‌پذیر می‌سازد (McKee و همکاران، ۱۹۹۳). مقدار SPI با مقیاس‌های زمانی مختلف بیان‌کننده مقیاس زمانی اثرات خشکسالی بر روی منابع آبی است. مقادیر SPI با مقیاس‌های زمانی کوتاه (۱ تا ۳ ماهه) نشان‌دهنده تغییرات در رطوبت خاک است که در بخش کشاورزی دارای اهمیت بسیار است و مقادیر SPI با مقیاس‌های زمانی بلندتر (۶ ماهه، یکساله و بیشتر) نشان‌دهنده تغییرات بلند مدت در مقادیر آب‌های جاری سطحی و زیر زمینی و ذخائر و منابع آبی است که در زمینه تاثیر تغییرات بارندگی بر اکوسیستم‌های آبی و مدیریت منابع آب در سکونتگاه‌های انسانی دارای اهمیت است (Wu و همکاران، ۲۰۰۱). بر این اساس در این مطالعه برای بررسی تغییرات ایجاد شده در وسعت تالاب، تغییرات مقادیر SPI یکساله مربوط به ماه سپتامبر در ایستگاه سینوپتیک بروجن، بررسی گردید.

برای محاسبه SPI، آمار دراز مدت داده‌های بارندگی ایستگاه با تابع توزیع گاما برازش یافته و تابع حاصل برای پیدا کردن احتمال تجمعی بارندگی آن ایستگاه و برای ماه معین و مقیاس زمانی مورد نظر، استفاده می‌شود (McKee و همکاران، ۱۹۹۳). SPI یک مقدار نرمال شده با میانگین صفر و انحراف معیار یک است و از این رو، SPI مقدار انحراف استاندارد است که یک رویداد مشخص از شرایط نرمال، منحرف می‌شود. مقادیر SPI مثبت نمایانگر بارش بیشتر از مقدار بارش متوسط و مقادیر منفی آن بیانگر بارش کمتر از مقدار متوسط آن است (McKee و همکاران، ۱۹۹۳). تابع توزیع گاما به صورت رابطه زیر است:

$$g(x) = \frac{1}{\beta^\alpha \Gamma(\alpha)} x^{\alpha-1} e^{-x/\beta} \quad \text{for } x > 0 \quad (30-3)$$

که در این تابع:  $\alpha > 0$ : پارامتر شکل؛  $\beta > 0$ : پارامتر مقیاس؛  $x > 0$ : مقدار بارندگی و  $\Gamma(\alpha)$ : تابع گاما است. پارامترهای تابع چگالی احتمال گاما ( $\alpha$  و  $\beta$ ) از داده‌های نمونه با روش درست‌نمایی حداکثر برای هر ایستگاه و برای مقیاس زمانی انتخابی و برای هر ماه از سال یا استفاده از روابط زیر برآورد می‌شود:

<sup>13</sup> -Standard Precipitation Index (SPI)

<sup>14</sup> -Palmer Drought Severity Index (PDSI)

<sup>15</sup> -Palmer Hydrologic Drought Index (PHDI)

<sup>۱۶</sup> - خشکسالی هواشناسی به عنوان کمبود بارندگی در یک منطقه و برای یک دوره زمانی تعریف شده است.

$$\alpha = \frac{1}{4A} \left( 1 + \sqrt{1 + \frac{4A}{3}} \right) \quad (31-3)$$

$$\beta = \frac{\bar{x}}{\alpha} \quad (32-3)$$

که در این روابط  $A = \ln(\bar{x}) - [\sum \ln(x) / n]$  و  $n$  تعداد مشاهدات بارندگی است. همچنین،  $\bar{x}$  برای یک ماه مشخص، میانگین بارندگی برای یک ماه در طول دوره آماری است. سپس پارامترهای محاسبه شده امکان بازنمایی احتمال تجمعی بارندگی را برای ماه مشخص و مقیاس زمانی مشخص و برای ایستگاه مشخص را فراهم می‌آورد. احتمال تجمعی با فرض  $t = x/\beta$  تبدیل به تابع گامی ناقص می‌شود:

$$G(x) = \int_0^x g(x) dx = \frac{1}{\beta^\alpha \Gamma(\alpha)} \int_0^x x^{\alpha-1} e^{-x/\beta} dx \quad (33-3)$$

از آنجائی که تابع گاما برای  $x=0$  تعریف نشده است و اینکه پراکنش بارندگی ممکن است دارای مقادیر صفر باشد، تابع احتمال تجمعی به صورت رابطه زیر تبدیل می‌شود:

$$H(x) = q + (1 - q)G(x) \quad (34-3)$$

که در این رابطه  $q$  احتمال بارندگی صفر است. در نهایت، برای محاسبه مقدار SPI، احتمال تجمعی  $H(x)$  به متغیر تصادفی نرمال استاندارد ( $Z$ ) با تقریب زیر تبدیل می‌شود:

$$Z = \text{SPI} = - \left[ t - \frac{C_0 + C_1 t + C_2 t^2}{1 + d_1 t + d_2 t^2 + d_3 t^3} \right] \quad 0 < H(x) \leq 0.5 \quad (35-3)$$

$$Z = \text{SPI} = + \left[ t - \frac{C_0 + C_1 t + C_2 t^2}{1 + d_1 t + d_2 t^2 + d_3 t^3} \right] \quad 0.5 < H(x) < 1 \quad (36-3)$$

که در این روابط  $C_0 = 2.535537$ ,  $C_1 = 0.802853$ ,  $C_2 = 0.030328$ ,  $d_1 = 3.432788$ ,  $d_2 = 0.189269$ ,  $d_3 = 0.003308$  است و برای  $0 < H(x) \leq 0.5$  و  $0.5 < H(x) < 1$ ، مقادیر  $t$  به ترتیب با استفاده از روابط زیر محاسبه می‌شود:

$$t = \sqrt{\ln \left[ \frac{1}{H(x)^2} \right]} \quad (37-3)$$

$$t = \sqrt{\ln \left[ \frac{1}{1 - H(x)^2} \right]} \quad (38-3)$$

بنابراین بیانگر مقدار نرمال شده متغیر Z-score است (McKee و همکاران، ۱۹۹۳). با توجه به اینکه محاسبه شاخص بارش استاندارد با برازش تابع احتمال چگالی گاما برای مقادیر فراوانی بارش ایستگاه انجام می‌شود، بر این اساس، جهت برآورد بهینه پارامترهای گاما از حداکثر درست نمایی استفاده می‌شود. در نهایت با استفاده از نتایج پارامترهای گاما، احتمال تجمعی بارندگی برای دوره مورد نظر در ایستگاه محاسبه شده و با استفاده از اصل انتقال هم احتمال، مقدار متناظر با احتمال تجمعی مذکور در توزیع نرمال استاندارد شده، تعیین می‌گردد و بدین ترتیب، مقادیر SPI محاسبه می‌شود. در این مطالعه، با استفاده از داده‌های بارندگی ماهانه و تنظیمات مرتبط با چیدمان ترتیبی زمانی داده‌ها در دوره زمانی ۲۵ ساله، فایل متنی مورد نیاز جهت اجرای الگوریتم محاسبه مقادیر SPI یکساله توسط نرم‌افزار تخصصی DIP تهیه شد. در نهایت برای محاسبه شدت و احتمال وقوع خشکسالی، مقادیر مختلف SPI در طبقات مختلف خشکسالی با استفاده از روش ارائه شده توسط McKee و همکاران (۱۹۹۳). طبقه‌بندی شد (جدول ۳-۱۱).



در یک آزمون دو طرفه جهت روند یابی سری داده‌ها، فرض صفر آزمون (عدم وجود روند) در مقابل فرض یک (وجود روند) در صورتی رد می‌شود که رابطه زیر برقرار باشد:

$$|Z| \geq Z_{\alpha/2} \quad (43-3)$$

که  $\alpha$  سطح معنی‌داری است که برای آزمون در نظر گرفته می‌شود و  $Z_{\alpha}$  آماره توزیع نرمال استاندارد در سطح معنی‌داری  $\alpha$  است که با توجه به دو دامنه بودن آزمون، از  $\alpha/2$  استفاده شده است. در صورتی که آماره  $Z$  مثبت باشد، روند سری داده‌ها صعودی و در صورت منفی بودن آن روند نزولی در نظر گرفته می‌شود. در این مطالعه آزمون من کندال در سطح اطمینان  $95\%$  و  $99\%$  برای بررسی روند در سری مقادیر SPI ایستگاه بروجن استفاده شد.

#### ۴-۶-۲-۳- بررسی تغییرات وسعت و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹)

##### ۴-۶-۲-۳-۱- تهیه تصاویر ماهواره‌ای مورد استفاده

در این مطالعه جهت بررسی تغییرات وسعت و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۰ تا ۲۰۱۹)، از تعداد ۷ فریم تصویر ماهواره لندست مربوط به سال‌های ۱۹۹۰، ۱۹۹۵، ۲۰۰۳، ۲۰۰۸، ۲۰۱۳ و ۲۰۱۹ که دارای پراکنش مناسب در طول دوره ۳۰ ساله بودند استفاده شد. تمامی تصاویر مربوط به ماه پایانی فصل تابستان (سپتامبر) بود که از تارنمای سازمان زمین‌شناسی آمریکا (USGS)<sup>۱۷</sup> دریافت شدند. لازم به ذکر است که برای جلوگیری از تفاوت فنولوژیکی ناشی از تغییر فصول، اقدام به انتخاب تصاویر مربوط به ماه پایانی تابستان گردید. جدول (۳-۱۲) ویژگی‌های تصاویر مورد استفاده در این تحقیق را نشان می‌دهد. لازم به ذکر است آنچه که سبب انتخاب تصاویر ماهواره لندست برای بررسی تغییرات گستره و پوشش گیاهی تالاب شد، محدودیت دسترسی به تصاویر ماهواره‌ای دارای قدرت تفکیک بالاتر بود. با توجه به اینکه وجود پوشش ابری سبب کاهش کیفیت تصاویر و ایجاد خطا در تشخیص پدیده‌های موجود در تصاویر می‌شود، بنابراین با بررسی تعداد زیادی از تصاویر موجود در آرشیو ماهواره لندست، تصاویر فاقد پوشش ابر مورد استفاده قرار گرفتند.

جدول ۳-۱۲- ویژگی تصاویر ماهواره‌ای مورد استفاده در تحقیق

شماره	تاریخ	سنجنده	اندازه تفکیک	مینا	ردیف	گذر
۱	۱۹۹۰/۰۹/۱۰	TM	۳۰	WGS84	۳۸	۱۶۴
۲	۱۹۹۵/۰۹/۱۹	TM	۳۰	WGS84	۳۸	۱۶۴
۳	۱۹۹۸/۰۹/۱۹	TM	۳۰	WGS84	۳۸	۱۶۴
۴	۲۰۰۳/۰۹/۲۳	ETM	۳۰	WGS84	۳۸	۱۶۴
۵	۲۰۰۸/۰۹/۱۹	ETM	۳۰	WGS84	۳۸	۱۶۴
۶	۲۰۱۳/۰۹/۱۷	ETM	۳۰	WGS84	۳۸	۱۶۴
۷	۲۰۱۵/۰۹/۱۵	C	۳۰	WGS84	۳۸	۱۶۴

<sup>17</sup>- United States Geological Survey (USGS)

### ۲-۴-۶-۳- نقشه های توپوگرافی

نقشه‌های توپوگرافی دارای مقیاس ۱:۲۵۰۰۰ تهیه شده از عکس‌های هوایی سراسری سال ۱۳۷۳ با مقیاس ۱:۴۰۰۰۰ مربوط به منطقه مورد مطالعه استفاده شد. سیستم تصویر این نقشه‌ها UTM و مبنای آن‌ها بیضوی WGS84 می‌باشد و دارای فرمت DGN و حالت 2D هستند و با در بر داشتن لایه‌های مختلفی از جمله آبراهه‌ها، آب بندان‌ها، جاده‌ها و مناطق مسکونی می‌توانند برای شناسایی پوشش اراضی منطقه و نیز کنترل هندسی تصاویر ماهواره‌ای مورد استفاده قرار گرفتند.

### ۳-۴-۶-۳- اطلاعات تکمیلی و نرم افزارهای مورد استفاده

علاوه بر استفاده از داده‌های ماهواره‌ای و نقشه‌های رقومی ۱:۲۵۰۰۰ مربوط به منطقه مورد مطالعه، از اطلاعات حاصل از بازدیدهای میدانی انجام شده نیز در فرآیند تهیه نقشه‌های گستره و پوشش گیاهی استفاده شد. بدین منظور ضمن انجام پیمایش‌های میدانی و با استفاده از سامانه موقعیت یاب جهانی (GPS)، بخش‌هایی از تالاب که در تشخیص و تفکیک آن‌ها از سایر پدیده‌های مجاور تردید و عدم قطعیت وجود داشت (حاشیه تالاب و پوشش گیاهی سطح تالاب)، مورد بازدید و ثبت موقعیت جغرافیایی قرار گرفت و بدین ترتیب از پدیده‌های مشاهده شده اقدام به ترسیم کروکی‌های گردید که به عنوان نمونه‌های تعلیمی در طبقه‌بندی تصاویر ماهواره‌ای مورد استفاده قرار گرفتند. همچنین، جهت پردازش و تجزیه و تحلیل تصاویر ماهواره‌ای و تهیه و بررسی تغییرات گستره و پوشش گیاهی تالاب از نرم‌افزارهای ArcGIS 10، Idrisi Taiga، Microsoft Excel استفاده گردید.

### ۴-۴-۶-۳- پیش پردازش تصاویر ماهواره‌ای

در این مطالعه به منظور اطمینان از کیفیت داده‌ها، کلیه تصاویر ماهواره‌ای مربوط به سری زمانی ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹) مورد تصحیحات هندسی قرار گرفتند. در واقع نخستین مرحله برای انجام تجزیه و تحلیل تصاویر، انجام تصحیح هندسی بر روی آن‌ها بود. هر چند که تصاویر لندست C دارای دقت هندسی مناسبی است، اما جهت دستیابی به حداکثر دقت ممکن، با کمک نرم افزار Idrisi و ثبت مجموعاً ۳۸ نقطه کنترل زمینی با استفاده از GPS که دارای پراکنش مناسب در سطح منطقه بوده و در تصاویر نیز قابل شناسایی بودند، تصاویر ماهواره لندست C سال ۲۰۱۹ با مقدار خطای کمتر از یک پیکسل (در این مطالعه  $RMS=0/143$ ) زمین مرجع شدند. در نهایت تصاویر تصحیح شده لندست C برای تصحیح هندسی تصویر سال قبل مورد استفاده قرار گرفت. به همین ترتیب هر تصویر برای تصحیح هندسی تصویر سال قبل از آن مورد استفاده قرار گرفت و در نهایت کلیه تصاویر مربوط به سری زمانی ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹) مورد تصحیح هندسی قرار گرفتند. مقدار RMS در هیچ یک از تصحیحات تصاویر بیشتر از ۰/۱۸ نشد. در نهایت با روی هم گزاری لایه وکتوری جاده‌ها و آبراهه‌های استخراج شده از نقشه‌های توپوگرافی رقومی ۱:۲۵۰۰۰ سال ۱۳۷۳، کیفیت هندسی تصاویر تصحیح شده مورد بررسی و تأیید قرار گرفت. لازم به ذکر است به علت قرار گرفتن تالاب چغاخور در بخش مرکزی تصاویر لندست ETM مربوط به سال‌های ۲۰۰۳، ۲۰۰۸ و ۲۰۱۳، پدیده نوارهای تیره در این تصاویر بر روی نقشه‌های تهیه شده گستره و پوشش گیاهی تالاب تأثیر گزار نبود.

### ۵-۴-۶-۳- طبقه بندی تصاویر ماهواره ای و تهیه نقشه گستره و پوشش گیاهی تالاب

به‌منظور تهیه نقشه گستره و پوشش گیاهی تالاب برای هر یک از سال‌های ۱۹۹۰، ۱۹۹۵، ۱۹۹۸، ۲۰۰۳، ۲۰۰۸، ۲۰۱۳ و ۲۰۱۹ نیاز به تجزیه و تحلیل دقیق تصاویر ماهواره‌ای و استخراج صحیح گستره و پوشش گیاهی تالاب است. این در حالی است که بر اساس

بازدیدهای میدانی از منطقه و شناسایی مرزهای تالاب و پراکنش پوشش گیاهی در سطح تالاب، تشابه بازتاب طیفی میان پوشش گیاهی و گستره آبی تالاب و دقت تفکیک مکانی تصاویر ماهواره لندست، استفاده از روش‌های خودکار تجزیه و تحلیل تصاویر ماهواره‌ای که نیازمند دانش سنجش از دوری بالا در شناسایی و تفکیک پدیده‌هاست، نمی‌تواند نتایج دقیق و قابل قبولی را ارائه نماید و نقشه‌های حاصل از آن‌ها منجر به نتیجه مطلوب و مورد نیاز تحقیق نخواهد شد. از این رو و در مقایسه با روش تجزیه و تحلیل خودکار تصاویر ماهواره‌ای، روش نظارت شده تلفیقی (رقومی-خودکار) نیاز به دانش سنجش از دوری کمتری دارد و متکی به شناخت مفسر و استفاده از عوامل تفسیر مانند رنگ، تن، بافت، طرح، اندازه، شکل و همراهی و همچنین استفاده از نقشه‌ها، اطلاعات کمی موجود و مشاهدات میدانی می‌باشد (درویش صفت، ۱۳۹۰). مطالعات موجود نشان داده که این روش با وجود نیاز به صرف زمان زیاد برای شناخت پدیده‌ها توسط محقق، نتیجه‌ای نزدیک به واقعیت داشته و دقت مناسبی را برای نقشه‌های تهیه شده ارائه می‌دهد (ریاحی بختیاری، ۱۳۷۹؛ وفایی، ۱۳۹۱). از این رو در تحقیق حال حاضر از روش زمان بر و دقیق تر تفسیر تلفیقی تصاویر ماهواره‌ای به منظور تهیه نقشه‌های گستره و پوشش گیاهی تالاب هر یک از تصاویر مربوط به سری زمانی ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹) استفاده شد.

#### ۶-۴-۲-۳- بارزسازی<sup>۱۸</sup> تصاویر ماهواره ای

به‌منظور نمایش دادن بهتر تصاویر و استخراج کامل تر اطلاعات جهت تهیه نقشه‌های گستره و پوشش گیاهی تالاب از تصاویر ماهواره‌ای، پردازش‌هایی مانند بارزسازی تصویر (نقشه‌های NDVI، NDWI و نیز تهیه نقشه ترکیب رنگی کاذب باندهای سبز، قرمز و مادون قرمز نزدیک)، بهبود کنتراست و تهیه تصاویر رنگی ترکیبی بر روی باندهای اصلی تصاویر انجام شد. بدین منظور ابتدا در محیط فتوشاپ، انواع ترکیب‌های رنگی مناسبی که به نحو بارزی نشان‌دهنده پدیده‌های منطقه می‌باشد (مانند ترکیب‌های باندهای ۱، ۲، ۳، ۴، ۵، ۷، ۲۵۷ و...) در سیستم رنگی RGB ساخته شدند و سپس بهبود کنتراست بر روی آن‌ها انجام شد. در این مطالعه برای تفکیک دقیق تر گستره تالاب از اراضی مجاور، از نمایه تفاوت آبی نرمال اصلاح شده (NDWI) استفاده شد. این نمایه با بهره‌گیری از باند مادون قرمز کوتاه می‌تواند سبب تفکیک دقیق گستره آبی از محیط پیرامون نسبت به باند مادون قرمز نزدیک گردد (Xu, ۲۰۰۶).

#### ۷-۴-۲-۳- تهیه نقشه‌های گستره و پوشش گیاهی تالاب برای سال ۲۰۱۹

نقشه گستره و پوشش گیاهی تالاب چغاخور برای سال ۲۰۱۹ از طریق تفسیر چشمی تصاویر رنگی و باندهای مختلف مربوط به سال ۲۰۱۹ (نقشه‌های NDVI و NDWI)، نقشه‌های توپوگرافی ۱:۲۵۰۰۰ موجود از منطقه و نیز بازدیدهای میدانی در محیط نرم‌افزار ArcGIS 10 تهیه شد. بر اساس داده‌های ذکر شده و نیز با بهره‌گیری از توابع موجود در نرم‌افزار ArcGIS، محدوده پدیده‌های مورد نظر در تصویر به صورت پلی‌گون‌هایی ترسیم شد و بدین ترتیب نقشه گستره آبی و پوشش گیاهی تالاب از تصویر سال ۲۰۱۹ استخراج گردید.



#### ۸-۴-۶-۳- تهیه نقشه گستره و پوشش گیاهی تالاب برای سال های ۱۹۹۰، ۱۹۹۸، ۱۹۹۵، ۲۰۰۳، ۲۰۰۸ و ۲۰۱۳

پس از تهیه نقشه گستره و پوشش گیاهی تالاب برای سال ۲۰۱۹، نقشه مذکور بر روی تصاویر رنگی و باندهای مختلف تهیه شده برای تصویر سال ۲۰۱۳ قرار داده شد و مرز پدیده‌ها در صورت نیاز و مشاهده تغییر، تصحیح شد. بدین ترتیب نقشه گستره و پوشش گیاهی تالاب در سال ۲۰۱۳ تهیه شد. این فرآیند برای تهیه نقشه گستره و پوشش گیاهی تالاب برای سال ۲۰۰۸ نیز تکرار گردید با این تفاوت که نقشه کاربری و پوشش اراضی سال ۲۰۱۳ بر روی تصاویر رنگی و باندهای مختلف تهیه شده برای تصویر سال ۲۰۰۸ قرار داده شد و مورد تصحیح و ویرایش قرار گرفت. این فرآیند برای سال‌های ۱۹۹۰، ۱۹۹۵ و ۲۰۰۳ انجام گرفت و بدین ترتیب نقشه‌های گستره و پوشش گیاهی تالاب برای هر یک از سال‌های سری زمانی مورد مطالعه تهیه شد.

#### ۵-۶-۲-۳- بررسی رابطه میان تغییرات وسعت و پوشش گیاهی تالاب و تغییرات وقوع خشکسالی و دمای هوا در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹)

در این مرحله با استفاده از نتایج به دست آمده از تحلیل تغییرات وقوع خشکسالی (تغییرات مقادیر SPI) و دمای هوا در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹) و نتایج حاصل از تجزیه و تحلیل نقشه‌های گستره و پوشش گیاهی در طول دوره، رابطه میان این دو متغیر ساختاری تالاب و دو متغیر اقلیمی ذکر شده مورد بررسی قرار گرفت و روند تغییرات گستره و پوشش گیاهی تالاب با روند تغییرات خشکسالی و دمای هوا مقایسه گردید.

## فصل چهارم

### نتایج و بحث

#### ۴-۱- نتایج بررسی کیفیت آب

##### ۴-۱-۱- نتایج شاخص کیفیت آب سطحی IRWQIsc

از آنجا که تعداد پارامترهای کیفی آب زیاد بوده به منظور توصیف بهتر وضعیت کیفیت آب تالاب از شاخص کیفیت آب سطحی IRWQIsc استفاده شد. شاخص‌ها، داده‌ها را خلاصه نموده و کیفیت آب را با یک عدد مشخص می‌کنند. پارامترهای مورد نیاز برای محاسبه این شاخص عبارتند از فسفات، نیترات، pH، BOD<sub>5</sub>، COD، اکسیژن محلول، هدایت الکتریکی، سختی کل، آمونیاک، کدورت و کلیفرم مدفوعی که مقادیر اندازه‌گیری شده آن‌ها در مناطق مختلف تالاب و در هر فصل در جدول ۴-۱ تا ۴-۴ مشاهده می‌شود. طبق جداول مربوط به مقادیر پارامترهای کیفی اندازه‌گیری شده بیشترین مقدار BOD<sub>5</sub> و COD در تالاب به ترتیب ۱۰/۶۵ و ۳۲/۵ میلی‌گرم بر لیتر در فصل پاییز مشاهده شد. بیشترین و کمترین مقدار اکسیژن محلول برابر با ۱۱/۱۵ میلی‌گرم بر لیتر در ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه) و ۴/۵ میلی‌گرم بر لیتر در ابتدای خروجی تالاب در فصل بهار می‌باشد.

جدول ۴-۱- میانگین مقادیر پارامترهای کیفی اندازه‌گیری شده در تالاب در فصل بهار

پارامتر	تالاب	ابتدای خروجی تالاب	ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه)	ورودی آب چشمه سیبک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا	خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه
BOD <sub>5</sub> (mg/l)	۶/۸	۵/۳	۰	۰	۳/۷
COD (mg/l)	۱۷	۱۸	۰	۰	۹
DO (mg/l)	۸/۹۶	۴/۵	۱۱/۱۵	۹/۰۱	۹/۷۲
EC (μS/cm)	۳۹۰/۴۵	۴۴۸	۲۸۱	۲۹۶	۲۶۸
کلیفرم مدفوعی (MPN/100ml)	۱۰/۴۳	۱۴	۴/۵	۶/۸	۴۹
آمونیاک (mg/l)	۰/۲۱	۰/۲۳	۰/۰۷	۰/۰۴	۰/۱۷
نیترات (mg/l)	۱/۷۹	۱/۹۵	۴/۷۳	۵/۵	۶/۸۴
فسفات (mg/l)	۰/۳۲	۰/۵۲۷	۰/۳۷۱	۰/۴۲۷	۱/۰۴۱
سختی کل (mgCaCO <sub>3</sub> /l)	۲۳۶	۲۶۴	۱۵۹	۱۶۰	۱۴۴/۶
کدورت (NTU)	۴۹/۶	۱۶/۱	۶/۸۸	۴/۱۷	۱۰۰۰
pH	۹/۱	۸/۱۲	۹/۰۲	۸/۶۸	۸/۸۶

جدول ۴-۲- میانگین مقادیر پارامترهای کیفی اندازه‌گیری شده در تالاب در فصل تابستان

پارامتر	تالاب	ابتدای خروجی تالاب	ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه)	ورودی آب چشمه سیبک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا
(mg/l) BOD <sub>5</sub>	۲/۳۸			۰/۹۳
(mg/l) COD	۱۰/۳۷	۲۱	۵/۷	۶/۸
(mg/l) DO	۵/۴	۸/۲۵	۸/۱۳	۷/۲۵
(μS/cm) EC	۵۴۹/۱۴	۷۵۰	۳۸۹	۳۷۲
کلیفرم مدفوعی (MPN/100ml)	۱۹/۶۹	۷/۸	۱۳	۱۴
آمونیاک (mg/l)	۰/۶۹	۰/۴۱	۰/۵۸	۰/۴۹
نیترات (mg/l)	۱۷/۱۶	۷/۹	۶/۸۶	۱۱/۸۳
فسفات (mg/l)	۰/۵۲	۰/۳۴	۰/۶	۰/۹۵
سختی کل (mgCaCO <sub>3</sub> /l)	۲۵۰/۳۱	۲۵۶	۱۸۴	۱۸۲
کدورت (NTU)	۴۳/۹۹	۷۰/۶	۱۵/۶	۱۱/۸
pH	۸/۹۱	۷/۵۱	۷/۸	۷/۹۹

جدول ۴-۳- میانگین مقادیر پارامترهای کیفی اندازه‌گیری شده در تالاب در فصل پاییز

پارامتر	تالاب	ابتدای خروجی تالاب	ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه)	ورودی آب چشمه سیبک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا	خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه
(mg/l) BOD <sub>5</sub>	۱۰/۶۵	۲/۹	۰	۰	۰
(mg/l) COD	۳۲/۵	۱۱	۰	۰	۰
(mg/l) DO	۹/۴۸	۹/۳۶	۹/۶	۹/۴۹	۹/۵۹
(μS/cm) EC	۵۴۳/۶۷	۷۱۱	۳۳۹	۳۳۱	۲۶۴
کلیفرم مدفوعی (MPN/100ml)	۱۲/۲	۶/۸	۲	۰	۰
آمونیاک (mg/l)	۰/۹۳	۱/۲	۰/۳	۰/۳۲	۰/۲
نیترات (mg/l)	۰/۹۹	۶/۲۱	۹/۵۸	۹/۷۱	۸/۴۵
فسفات (mg/l)	۰/۲۷	۰/۲۳۴	۰/۱۱۲	۰/۱۰۳	۰/۰۶۳
سختی کل (mgCaCO <sub>3</sub> /l)	۲۴۷/۱۷	۳۰۴	۱۷۶	۱۶۰	۱۳۴
کدورت (NTU)	۲۷۴/۰۳	۲۲۷	۱۱/۲	۱۹	۲/۴۶
pH	۹/۱۳	۸/۸۲	۸/۷۳	۸/۹۳	۸/۸۴

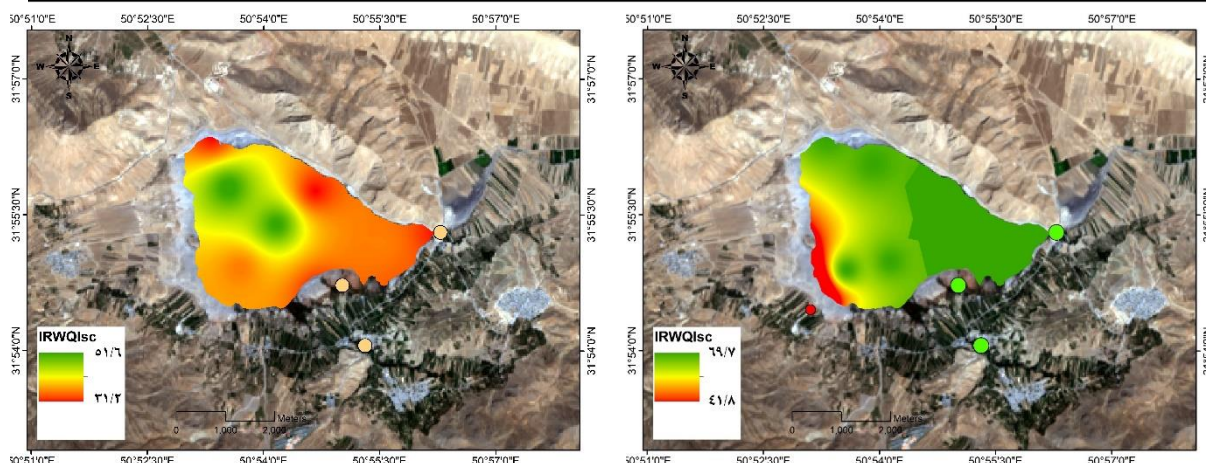
جدول ۴-۴- میانگین مقادیر پارامترهای کیفی اندازه‌گیری شده در تالاب در فصل زمستان

پارامتر	تالاب	ابتدای خروجی تالاب	ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه)	ورودی آب چشمه سیبک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا	خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه
BOD <sub>5</sub> (mg/l)	۰/۷۵	۰/۳	۰	۰	۰
COD (mg/l)	۲/۲۵	۰/۷	۰	۰	۱/۵
DO (mg/l)	۹/۶۴	۸/۰۹	۹/۱۹	۹/۱۱	۱۰/۶۴
EC (μS/cm)	۴۵۸/۴۳	۷۲۵	۳۰۹	۳۱۰	۲۷۰
کلیفرم مدفوعی (MPN/100ml)	۱۳/۳۸	۷/۸	۴۶	۲۳	۱/۸
آمونیاک (mg/l)	۰/۹۸	۰/۵۶	۰/۰۴	۰	۰/۱۸
نیتрат (mg/l)	۷/۲۲	۸/۰۵	۸/۸۳	۸/۸۳	۷/۲۱
فسفات (mg/l)	۰/۷۴	۰/۱۸۷	۰/۰۶۴	۰/۰۸۴	۰/۱۰۴
سختی کل (mgCaCO <sub>3</sub> /l)	۲۳۰/۴۳	۳۲۶	۱۵۰	۱۶۲	۱۳۶
کدورت (NTU)	۳۸۷/۳۹	۶۷/۲	۲۶/۱	۱۷/۹	۲/۲۲
pH	۹/۱۸	۸/۳۶	۸/۷۹	۸/۷۵	۸/۹

مقدار نیترات، فسفات، قلیائیت، بی‌کربنات، سختی کل، دما، کلیفرم مدفوعی و EC بیشترین مقدار را در فصل تابستان داشتند. درجه حرارت، مقادیر اکسیژن محلول آب، نسبت فتوسنتز گیاهان آبی، نرخ متابولیک ارگانیزم‌های آبی، حساسیت ارگانیزم‌ها، زائادات سمی پارازیت‌ها و بیماری‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهد. ارگانیزم‌های آبی به درجه حرارت مناسب برای سلامتی نیاز دارند. ماکروبن‌توزها به درجه حرارت حساس بوده و برای یافتن درجه حرارت مناسب حرکت می‌کنند. درجه حرارت مناسب برای ماهی‌ها نیز درجه‌ای است که بهترین بقا را در آن آب دارند (Yang و همکاران، ۲۰۰۷). بیشترین و کمترین مقدار میانگین دمای آب در سال ۱۳۹۷ به ترتیب در فصل تابستان برابر با ۲۴/۴ °C و در فصل پاییز برابر ۶/۳ °C مشاهده شد و در مورد اکسیژن محلول نیز بیشترین مقدار آن ۹/۵ درصد در فصل پاییز و زمستان و کمترین مقدار آن ۶/۱۴ درصد در فصل تابستان بود.

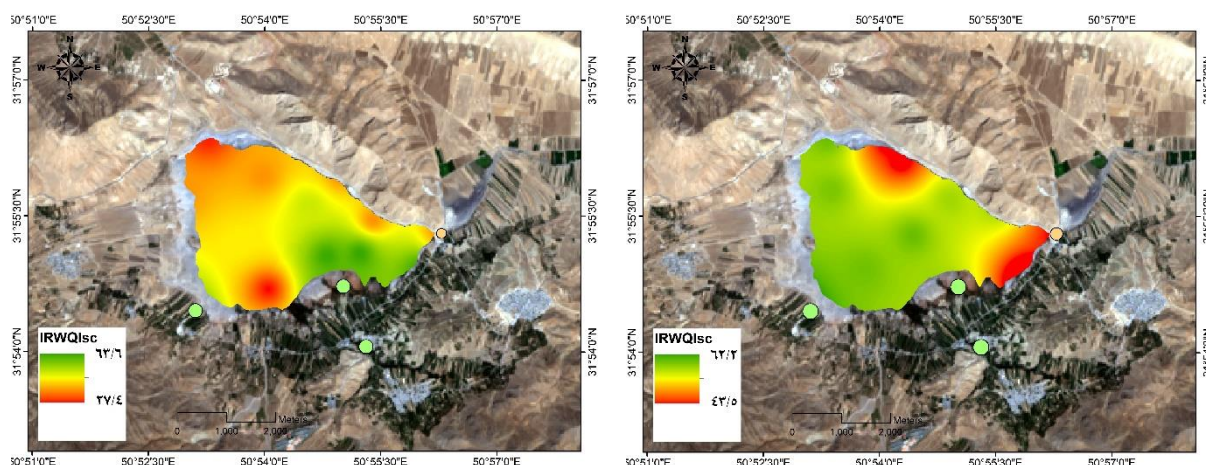
میانگین غلظت فسفر کل در فصل بهار ۰/۶۳ میلی‌گرم بر لیتر بوده است که با نزدیک شدن به فصل تابستان و گرم شدن هوا، شرایط تغذیه‌گرایی مساعد است، به طوری که در مردادماه به ۰/۷۴ میلی‌گرم بر لیتر رسیده است. نتایج به‌دست آمده در این قسمت از تحقیق با نتایج مطالعه ویسی و همکاران (۱۳۹۳) در دریاچه سد مخزنی اکباتان مطابقت داشت.

در بررسی وضعیت کیفیت آب با استفاده از شاخص IRWQI<sub>sc</sub> هرچه مقدار این شاخص بیشتر باشد به معنی بالاتر بودن کیفیت آب است. نتایج مربوط به بررسی کیفیت آب تالاب چغاخور با استفاده از شاخص کیفیت منابع آب سطحی در مناطق مختلف تالاب در فصول مختلف سال ۱۳۹۷ در شکل ۴-۱ ارائه شده است. طبق این شکل در قسمت الف به طور متوسط کیفیت آب در فصل بهار (نسبتاً خوب) نسبت به سایر فصول بهتر بوده است. در فصل تابستان (قسمت ب) با افزایش تبخیر از سطح تالاب و استفاده از آب برای کشاورزی وضعیت کیفیت آب تالاب چغاخور کاهش یافته است. در فصل پاییز (قسمت ج) احتمالاً به دلیل بارندگی‌های صورت گرفته کیفیت آب نسبت به فصل تابستان بهبود یافته است. در فصل زمستان (قسمت د) کیفیت آب در بخش شمال غربی کاهش یافته و به وضعیت بد رسیده است.



(ب)

(الف)



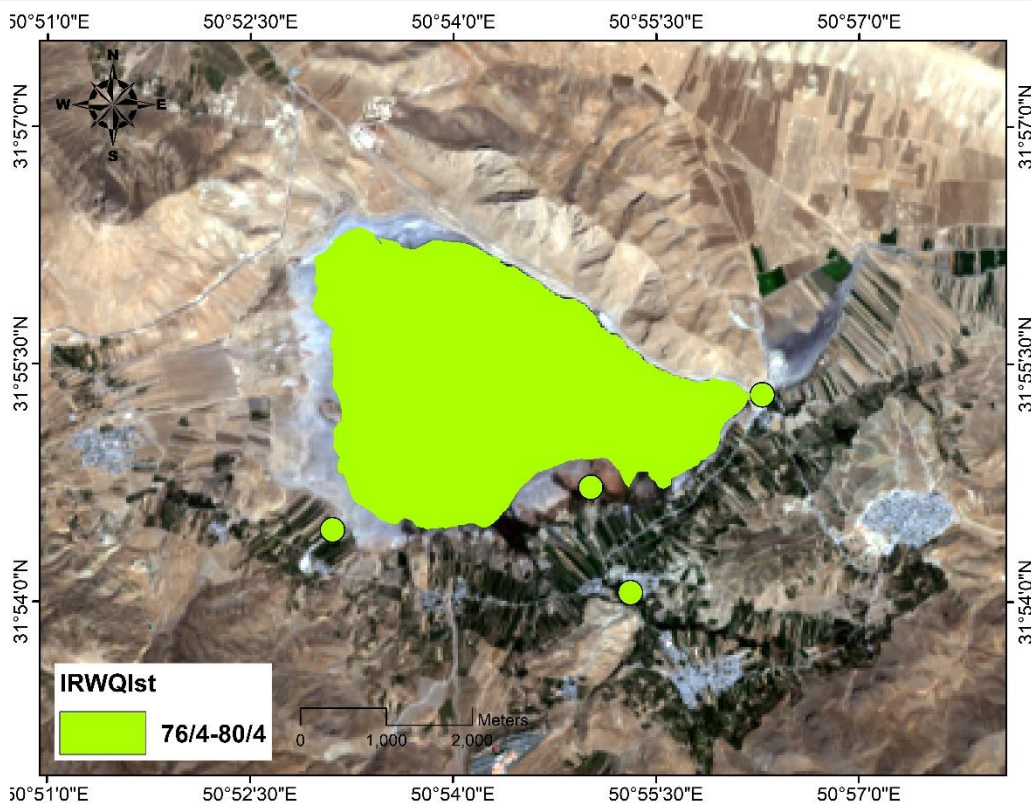
(د)

(ج)

شکل ۴-۱- مقادیر شاخص IRWQIsc اندازه‌گیری شده در فصول (الف) بهار، (ب) تابستان، (ج) پاییز و (د) زمستان

#### ۴-۱-۲- شاخص کیفیت منابع آب سطحی ایران برای آلاینده‌های سمی ( $IRWQI_{ST}$ )

به منظور محاسبه این شاخص از مقادیر آرسنیک، جیوه، سرب، کادمیوم، کروم، آهن و منگنز در نمونه‌های آب استفاده شد. نتایج مربوط به محاسبه این شاخص در تالاب در سال پاییز ۱۳۹۷ در شکل ۴-۲ ارائه شده است. طبق این شکل کیفیت آب در همه مناطق مختلف مورد بررسی در تالاب در وضعیت خوب قرار دارد.



شکل ۴-۲- میزان شاخص IRWQIst در تالاب چغاخور در پاییز ۱۳۹۷

## ۴-۲- نتایج بررسی وضعیت تغذیه‌گرایی تالاب

به منظور محاسبه شاخص تغذیه‌گرایی TSI محاسبه برخی پارامترها مانند عمق دیسک سشی، کلروفیل آ، فسفر کل و نیتروژن کل ضروری است. مقادیر غلظت اندازه‌گیری شده این پارامترها در تالاب چغاخور برای فصول مختلف سال ۱۳۹۷ در جداول ۴-۵ تا ۴-۸ ارائه شده است. طبق جداول ۴-۹ تا ۴-۱۲ برای محاسبه شاخص TSI (Total) میانگین سه شاخص TSI (SD)، TSI (CHL) و TSI (TP) محاسبه می‌شود. در حالی که شاخص TSI (AVG) علاوه بر این سه شاخص، شاخص TSI (TN) را نیز در نظر می‌گیرد که با استفاده از نسبت TN/TP وضعیت تالاب از نظر محدودیت نیتروژن و فسفر مشخص شده و بر اساس مقدار نسبت به دست آمده از سه معادله ذکر شده در فصل قبل شاخص TSI کل یا میانگین محاسبه می‌شود. نسبت TN/TP برای مناطق مختلف تالاب در فصول مختلف سال ۱۳۹۷ در شکل ۴-۳ به صورت نمودار میله‌ای نشان داده شده است. همان‌طور که در این شکل مشاهده می‌شود در فصل بهار نسبت نیتروژن کل به فسفر کل کمتر از ۱۰ است بنابراین تالاب دارای محدودیت نیتروژن است. این نسبت در فصل تابستان بین مقدار ۱۰ تا ۳۰ است که تالاب در حالت تعادل قرار دارد و محدودیتی از نظر وجود نیتروژن و فسفر وجود ندارد. در فصل پاییز در تالاب محدودیت نیتروژن و در ورودی تالاب (چشمه سبیک، باغ خان و تنگ سیاه)، ورودی آب چشمه سبیک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا و خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه محدودیت فسفر وجود دارد و ابتدای خروجی تالاب در حالت تعادل قرار دارد. در فصل زمستان نیز در تالاب محدودیت نیتروژن و در سایر مناطق (ورودی‌ها و خروجی) در وضعیت تعادل قرار دارد. به طور متوسط محدودیت نیتروژن در فصل بهار و محدودیت فسفر در فصل پاییز در تالاب چغاخور در سال ۱۳۹۷ مشاهده شد.

جدول ۴-۵- میانگین مقادیر غلظت پارامترهای اندازه‌گیری شده جهت محاسبه شاخص TSI فصل بهار در تالاب چغاخور

محل	کلروفیل آ (µg/L)	فسفر کل (µg/L)	نیترژن کل (mg/L)
تالاب	۱۵/۸	۵۴۷/۴	۲
ابتدای خروجی تالاب	۵/۲۸	۸۲۷	۲/۱۸
ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه)	۰	۶۶۸	۴/۸
ورودی آب چشمه سیبک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا	۰/۹۷	۶۹۲	۵/۵۴
خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه	۱/۶۷	۱۲۵۰	۷/۰۱

جدول ۴-۶- میانگین مقادیر غلظت پارامترهای اندازه‌گیری شده جهت محاسبه شاخص TSI فصل تابستان در تالاب چغاخور

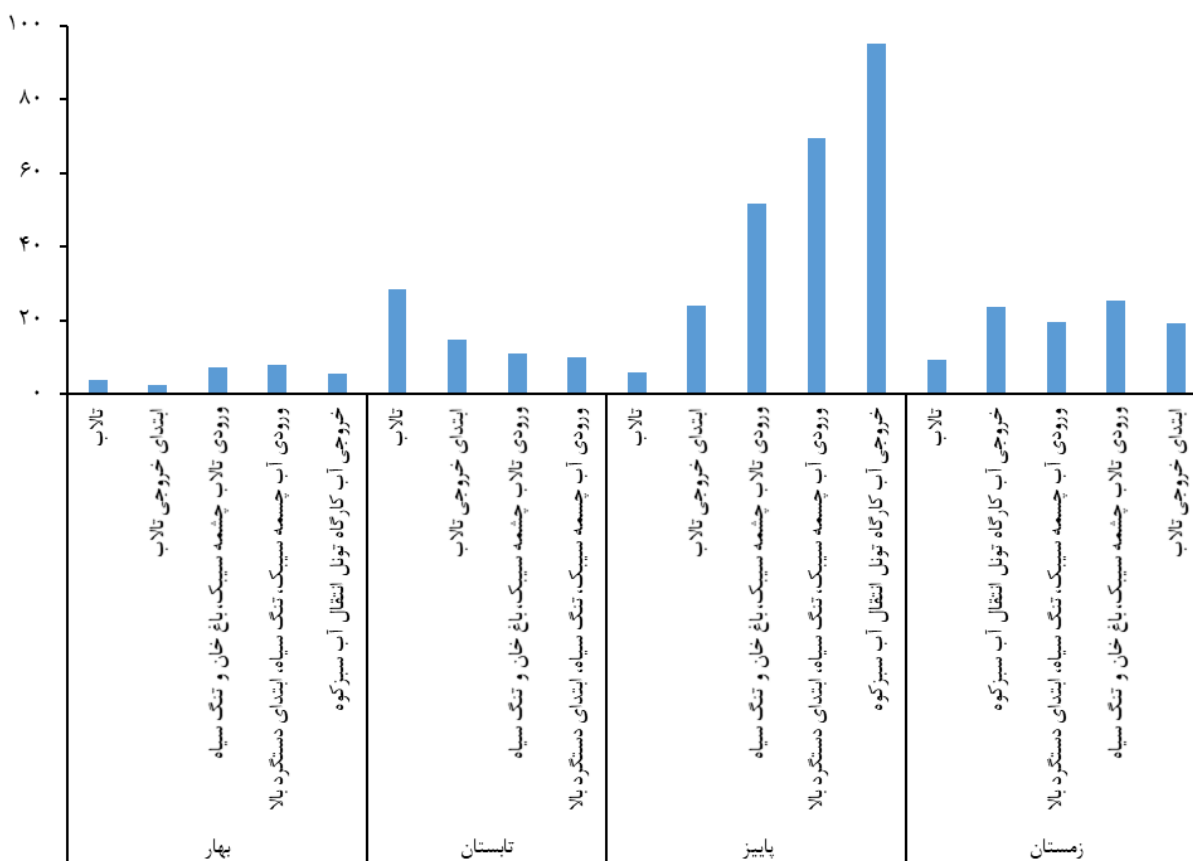
محل	کلروفیل آ (µg/L)	فسفر کل (µg/L)	نیترژن کل (mg/L)
تالاب	۵/۹	۷۰۹/۷	۱۷/۸
ابتدای خروجی تالاب	۱۳/۸۹	۵۶۲	۸/۳۱
ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه)	۲/۷۹	۶۸۰	۷/۴۴
ورودی آب چشمه سیبک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا	۰	۱۲۲۰	۱۲/۳۲

جدول ۴-۷- میانگین مقادیر غلظت پارامترهای اندازه‌گیری شده جهت محاسبه شاخص TSI فصل پاییز در تالاب چغاخور

محل	کلروفیل آ (µg/L)	فسفر کل (µg/L)	نیترژن کل (mg/L)
تالاب	۱۳/۷	۳۷۸	۱/۹
ابتدای خروجی تالاب	۷/۸۱	۳۰۷	۷/۴۱
ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه)	۲/۰۱	۱۹۱	۹/۸۸
ورودی آب چشمه سیبک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا	۱/۲۶	۱۴۴	۱۰/۰۳
خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه	۰/۶۷	۹۱	۸/۶۵

جدول ۴-۸- میانگین مقادیر غلظت پارامترهای اندازه‌گیری شده جهت محاسبه شاخص TSI فصل زمستان در تالاب چغاخور

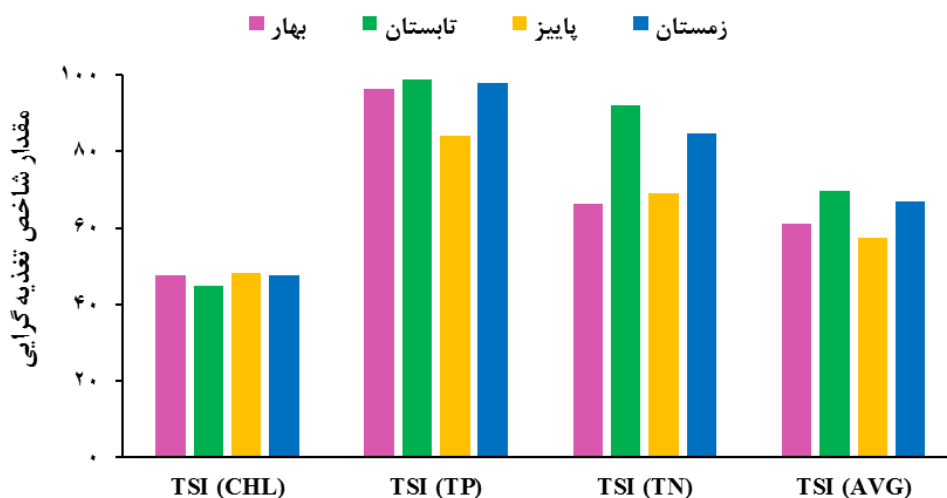
محل	شفافیت (m)	کلروفیل آ (µg/L)	فسفر کل (µg/L)	نیترژن کل (mg/L)
تالاب	-	۱۴/۶	۹۸۳	۸/۲
خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه	-	۰/۸۵	۳۱۴	۷/۳۹
ورودی آب چشمه سیبک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا	-	۰/۹۶	۴۵۱	۸/۸۳
ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه)	-	۰/۴۶	۳۴۸	۸/۸۷
ابتدای خروجی تالاب	-	۳/۹۸	۴۴۷	۸/۶۱



شکل ۴-۳- نمودار نسبت نیتروژن به فسفر در تالاب چغاخور در فصول مختلف سال ۱۳۹۷

شکل ۴-۴ میانگین شاخص‌های تغذیه‌گرایی تالاب چغاخور در فصول مختلف سال ۱۳۹۷ نشان می‌دهد. طبق نتایج بیشترین مقدار شاخص تغذیه‌گرایی مربوط به شاخص  $TSI(TP)$  است و می‌توان گفت که غلظت فسفر، مهم‌ترین عامل تغذیه‌گرایی تالاب چغاخور می‌باشد. شاخص غنی‌شدگی کارلسون برحسب فسفر کل نشان می‌دهد که بدترین وضعیت مربوط به مرداد ماه بوده است که نتایج این قسمت از تحقیق حاضر با نتایج مطالعه ویسی و همکاران (۱۳۹۳) در دریاچه سد مخزنی اکباتان مطابقت داشت. به‌طور کلی بیشترین مقدار شاخص‌های تغذیه‌گرایی  $TSI(TP)$  و  $TSI(TN)$  در فصل تابستان مشاهده می‌شود که شاخص تغذیه‌گرایی کل نیز به همین صورت است. در حالی که در مورد شاخص تغذیه‌گرایی  $TSI(CHL)$  کمترین مقدار در فصل تابستان مشاهده می‌گردد.





شکل ۴-۴- میانگین شاخص‌های تغذیه‌گرایی تالاب چغاخور در فصول مختلف سال ۱۳۹۷

بر اساس نتایج محاسبه شاخص  $TSI (AVG)$  تالاب چغاخور در فصول بهار، پاییز و زمستان در وضعیت هایپریوتروف و یوتروف و در فصل تابستان در وضعیت هایپریوتروف قرار دارد. بر اساس جدول طبقه‌بندی تغذیه‌گرایی در فصل قبل، تالاب چغاخور بر اساس شاخص  $TSI (TP)$  در سال ۱۳۹۷ در فصل بهار ۹۳٪ در وضعیت یوتروفیک و ۷٪ در وضعیت هایپروتروفیک قرار دارد. در فصل تابستان نیمی از تالاب در وضعیت هایپروتروفیک و نیمی دیگر یوتروفیک قرار دارد. در فصل پاییز ۲۰٪ تالاب در وضعیت مزوتروفیک و ۸۰٪ آن در وضعیت یوتروفیک می‌باشد و در فصل زمستان تالاب در وضعیت یوتروفیک و هایپرتروفیک به ترتیب با ۶۴ و ۳۶ درصد قرار دارد (شکل ۴-۵). در جداول ۴-۹ تا ۴-۱۲ وضعیت تغذیه‌گرایی تالاب چغاخور بر اساس شاخص  $TSI$  کل در مناطق مختلف مشاهده می‌شود.



شکل ۴-۵- نمودار وضعیت تغذیه‌گرایی کل تالاب چغاخور در فصول مختلف سال ۱۳۹۷

جدول ۴-۹- طبقه‌بندی مناطق مختلف تالاب چغاخور در فصل بهار بر اساس شاخص‌های تغذیه‌گرایی کل

محل	TSI (SD)	TSI (CHL)	TSI (TP)	TSI (TN)	TSI (Total)	TN/TP	TSI (AVG)	سطح تغذیه‌گرایی
تالاب	۷۳	۵۲	۹۴	۷۳	۶۳	۴	۶۳	هایبر یوتروف
ابتدای خروجی تالاب		۴۷	۱۰۱	۶۶	۷۴	۳	۵۶	یوتروف
ورودی تالاب (چشمه سبیک، باغ خان و تنگ سیاه)	۳۱	۳۱	۹۸	۷۷	۶۴	۷	۵۴	یوتروف
ورودی آب چشمه سبیک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا	۳۰	۳۰	۹۸	۷۹	۶۴	۸	۵۵	یوتروف
خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه	۳۶	۳۶	۱۰۷	۸۳	۷۱	۶	۵۹	یوتروف

جدول ۴-۱۰- طبقه‌بندی مناطق مختلف تالاب چغاخور در فصل تابستان بر اساس شاخص‌های تغذیه‌گرایی کل

محل	TSI (CHL)	TSI (TP)	TSI (TN)	TSI (Total)	TN/TP	TSI (AVG)	سطح تغذیه-گرایی
تالاب	۴۶	۹۸	۷۲	۹۴	۲۹	۷۱	هایپریوتروف
ابتدای خروجی تالاب	۵۶	۹۵	۸۵	۷۶	۱۵	۷۳	هایپریوتروف
ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه)	۴۱	۹۸	۸۳	۶۹	۱۱	۶۶	یوتروف
ورودی آب چشمه سیبک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا	۳۱	۱۰۷	۹۱	۶۹	۱۰	۶۵	یوتروف

جدول ۴-۱۱- طبقه‌بندی مناطق مختلف تالاب چغاخور در فصل پاییز بر اساس شاخص‌های تغذیه‌گرایی کل

محل	TSI (CHL)	TSI (TP)	TSI (TN)	TSI (Total)	TN/TP	TSI (AVG)	سطح تغذیه‌گرایی
تالاب	۵۶	۸۸	۷۲	۵۸	۶	۵۸	یوتروف
ابتدای خروجی تالاب	۵۱	۸۷	۸۳	۶۹	۲۴	۶۸	یوتروف
ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه)	۳۷	۸۰	۸۸	۵۹	۵۲	۵۹	یوتروف
ورودی آب چشمه سیبک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا	۳۳	۷۶	۸۸	۵۴	۷۰	۵۴	یوتروف
خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه	۲۷	۶۹	۸۶	۴۸	۹۵	۴۸	مزوتروف

جدول ۴-۱۲- طبقه‌بندی مناطق مختلف تالاب چغاخور در فصل زمستان بر اساس شاخص‌های تغذیه‌گرایی کل

محل	TSI (CHL)	TSI (TP)	TSI (TN)	TSI (Total)	TN/TP	TSI (AVG)	سطح تغذیه-گرایی
تالاب	۵۷	۱۰۲	۷۹	۸۴	۹	۷۱	هایپریوتروف
خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه	۲۹	۸۷	۸۳	۵۸	۲۴	۵۷	یوتروف
ورودی آب چشمه سیبک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا	۳۰	۹۲	۸۶	۶۱	۲۰	۶۰	یوتروف
ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه)	۲۳	۸۹	۸۶	۵۶	۲۵	۵۵	یوتروف
ابتدای خروجی تالاب	۴۴	۹۲	۸۶	۶۸	۱۹	۶۶	یوتروف

جدول ۴-۱۳ نیز وضعیت تغذیه‌گرایی تالاب چغاخور در مناطق مختلف را براساس شاخص‌های (TSI (CHL)، TSI (TP) و TSI (TN) در فصول مختلف سال ۱۳۹۷ نشان می‌دهد.

جدول ۴-۱۳- طبقه‌بندی مناطق مختلف تالاب چغاخور طبق شاخص‌های تغذیه‌گرایی در فصول مختلف سال ۱۳۹۷

فصل	محل	TSI chl	وضعیت	TSI tp	وضعیت	TSI Tn	وضعیت
بهار	تالاب	۵۲	یوتروف	۹۴	هایپریوتروف	۶۳	یوتروف
	ابتدای خروجی تالاب	۴۷	مزوتروف	۱۰۱	هایپریوتروف	۶۶	یوتروف
	ورودی تالاب (چشمه سبیک، باغ خان و تنگ سیاه)	۳۱	مزوتروف	۹۸	هایپریوتروف	۷۷	هایپریوتروف
	ورودی آب چشمه سبیک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا	۳۰	مزوتروف	۹۸	هایپریوتروف	۷۹	هایپریوتروف
تابستان	خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه	۳۶	مزوتروف	۱۰۷	هایپریوتروف	۸۳	هایپریوتروف
	تالاب	۴۶	مزوتروف	۹۸	هایپریوتروف	۹۴	هایپریوتروف
	ابتدای خروجی تالاب	۵۶	یوتروف	۹۵	هایپریوتروف	۸۵	هایپریوتروف
	ورودی تالاب (چشمه سبیک، باغ خان و تنگ سیاه)	۴۱	مزوتروف	۹۸	هایپریوتروف	۸۳	هایپریوتروف
پاییز	ورودی آب چشمه سبیک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا	۳۱	مزوتروف	۱۰۷	هایپریوتروف	۹۱	هایپریوتروف
	تالاب	۵۶	یوتروف	۸۸	هایپریوتروف	۵۸	یوتروف
	ابتدای خروجی تالاب	۵۱	یوتروف	۸۷	هایپریوتروف	۸۳	هایپریوتروف
	ورودی تالاب (چشمه سبیک، باغ خان و تنگ سیاه)	۳۷	مزوتروف	۸۰	هایپریوتروف	۸۸	هایپریوتروف
زمستان	ورودی آب چشمه سبیک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا	۳۳	مزوتروف	۷۶	هایپریوتروف	۸۸	هایپریوتروف
	خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه	۲۷	الیگوتروف	۶۹	یوتروف	۸۶	هایپریوتروف
	تالاب	۵۶	یوتروف	۱۰۲	هایپریوتروف	۸۴	هایپریوتروف
	خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه	۲۹	الیگوتروف	۸۷	هایپریوتروف	۸۳	هایپریوتروف
	ورودی آب چشمه سبیک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا	۳۰	مزوتروف	۹۲	هایپریوتروف	۸۶	هایپریوتروف
	ورودی تالاب (چشمه سبیک، باغ خان و تنگ سیاه)	۲۳	الیگوتروف	۸۹	هایپریوتروف	۸۶	هایپریوتروف
	ابتدای خروجی تالاب	۴۴	مزوتروف	۹۲	هایپریوتروف	۸۶	هایپریوتروف

### ۳-۴- نتایج مربوط به فلزات سنگین در رسوبات تالاب چغاخور

جدول ۴-۱۴ مقادیر اندازه‌گیری شده و جدول ۴-۱۵ توصیف آماری غلظت فلزات سنگین کادمیوم، کروم، مس، سرب و روی و شبه فلز آرسنیک در رسوبات تالاب چغاخور را در فصل پاییز نشان می‌دهند. بیشترین میانگین غلظت کل فلزات مورد بررسی در رسوبات این تالاب به ترتیب شامل مس، روی، کروم، سرب و کادمیوم و شبه فلز آرسنیک بود. همچنین از آنجا که ضریب تغییرات کمتر از ۱۰ درصد نشان‌دهنده تغییرپذیری کم، ۱۰ تا ۹۰ درصد تغییرپذیری متوسط و بیشتر از ۹۰ درصد تغییرپذیری بالا می‌باشد (Zhang, 2007) طبق ضریب تغییرات به‌دست آمده، غلظت تمام فلزات سنگین مورد بررسی در رسوبات تالاب چغاخور دارای تغییرپذیری کم بود.

جدول ۴-۱۴- مقادیر غلظت فلزات سنگین اندازه‌گیری شده در رسوبات تالاب چغاخور در فصل پاییز بر حسب ppm

محل	شبه فلز آرسنیک	کادمیوم	مس	کروم	سرب	روی
تالاب	۵/۸۱	۰/۱۲	۴۸/۵۸	۷۶/۹۶	۱۹/۳۶	۶۶/۱۲
ابتدای خروجی تالاب	۶/۰۶	۰/۱۱	۴۹/۱۸	۸۰/۰۶	۱۶/۰۵	۷۰/۸
ورودی تالاب (چشمه سبیک، باغ خان و تنگ سیاه)	۴/۵۱	۰/۱	۳۹/۹۶	۳۹/۷۲	۱۴/۹	۴۳/۹۹
ورودی آب چشمه سبیک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا	۱۳/۲	۰/۱	۴۰/۴	۴۰/۷۶	۸/۹۵	۴۸/۸۵
خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه	۳/۸	۰/۱۳	۴۶/۱۴	۶۱/۹	۱۷/۴۲	۷۰/۲۸

جدول ۴-۱۵- آمار توصیفی غلظت فلزات سنگین در رسوبات تالاب چغاخور بر حسب ppm

فلزات	میانگین	حداقل	حداکثر	انحراف معیار	ضریب تغییرات
کادمیوم	۰/۱۲	۰/۱	۰/۱۶	۰/۰۲	۰/۱۹
مس	۴۶/۲۵	۳۹/۹۶	۵۱/۷۱	۴/۵۶	۰/۱
کروم	۶۶/۲۹	۳۹/۷۲	۹۳/۲۳	۱۹/۲۸	۰/۲۹
سرب	۱۶/۸۵	۸/۹۵	۲۲/۴۹	۴/۲۶	۰/۲۵
روی	۶۲/۳۰	۴۳/۹۹	۷۵/۵۷	۱۱/۶۱	۰/۱۹
شبه فلز آرسنیک	۶/۳۵	۳/۵۸	۱۳/۲	۳/۳۶	۰/۵۳

نتایج همبستگی فلزات سنگین در رسوبات تالاب چغاخور با استفاده از آزمون اسپیرمن در جدول ۴-۱۶ ارائه شده است. طبق این جدول، ارتباط قوی بین فلزات مس و کروم، مس و روی و کروم و روی در سطح ۰/۰۱ و ارتباط قوی بین مس و سرب، کروم و سرب و روی و سرب در سطح ۰/۰۵ وجود دارد ولی در مورد آرسنیک و کادمیوم ارتباط معنی‌داری با هیچ یک از فلزات مشاهده نشد. بیشترین ارتباط بین فلزات مس و کروم و مس و روی با مقدار ۰/۹۸ و کمترین ارتباط بین فلزات سرب و کروم با مقدار ۰/۷۶ مشاهده شد.

جدول ۴-۱۶- نتایج همبستگی بین غلظت فلزات در رسوبات تالاب چغاخور

شبه فلز آرسنیک	کادمیوم	مس	کروم	سرب	روی
شبه فلز آرسنیک	۱	۰/۲۹	۰/۲۶	۰/۰۷	۰/۲۶
کادمیوم	-۰/۱۸	۰/۴۳	۰/۳۲	۰/۴۶	۰/۴۶
کروم	۰/۲۹	۱	۰/۹۸**	۰/۸۱*	۰/۹۸**
مس	۰/۲۶	۰/۳۲	۱	۰/۷۴**	۰/۹۳**
سرب	۰/۰۷	۰/۴۶	۰/۸۱*	۱	۰/۷۶*
روی	۰/۲۶	۰/۴۶	۰/۹۸**	۰/۷۶*	۱

\* همبستگی معنی دار در سطح ۰/۰۵

\*\* همبستگی معنی دار در سطح ۰/۰۱

### ۱-۳-۴- نتایج ارزیابی شاخص‌های آلودگی مربوط به رسوبات

#### ۱-۳-۴-۱- فاکتور آلودگی (CF)

جدول ۴-۱۷ مقادیر فاکتور آلودگی در رسوبات تالاب چغاخور را نشان می‌دهد. بیشترین مقدار فاکتور آلودگی مربوط به مس (ابتدای خروجی تالاب) و کمترین آن مربوط به آرسنیک (خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبز) است. به طور کلی همه مناطق نمونه‌برداری از نظر آرسنیک، کادمیوم، کروم، سرب و روی دارای مقدار فاکتور آلودگی کمتر از یک بودند. در مورد مس، ورودی تالاب (چشمه سبیک، باغ خان و تنگ سیاه) و ورودی آب چشمه سبیک، تنگ سیاه و ابتدای دستگرد بالا دارای مقادیر فاکتور آلودگی کمتر از یک و وضعیت آلودگی کم بودند ولی تالاب، ابتدای خروجی تالاب و خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه و در مورد آرسنیک، ورودی آب چشمه سبیک، تنگ سیاه و ابتدای دستگرد بالا در طبقه آلودگی متوسط قرار گرفتند.

### جدول ۴-۱۷- مقادیر فاکتور آلودگی در رسوبات تالاب چغاخور

تالاب	ابتدای خروجی تالاب	ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه)	ورودی آب چشمه سیبک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا	خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه
آرسنیک	۰/۴۵	۰/۴۷	۰/۳۵	۰/۲۹
وضعیت	آلودگی کم	آلودگی کم	آلودگی کم	آلودگی کم
کادمیوم	۰/۴	۰/۳۷	۰/۳۳	۰/۴۳
وضعیت	آلودگی کم	آلودگی کم	آلودگی کم	آلودگی کم
مس	۱/۰۸	۱/۰۹	۰/۸۹	۱/۰۳
وضعیت	آلودگی متوسط	آلودگی کم	آلودگی کم	آلودگی متوسط
کروم	۰/۸۶	۰/۸۹	۰/۴۴	۰/۶۹
وضعیت	آلودگی کم	آلودگی کم	آلودگی کم	آلودگی کم
سرب	۰/۹۷	۰/۸	۰/۷۵	۰/۸۷
وضعیت	آلودگی کم	آلودگی کم	آلودگی کم	آلودگی کم
روی	۰/۷	۰/۷۵	۰/۴۶	۰/۷۴
وضعیت	آلودگی کم	آلودگی کم	آلودگی کم	آلودگی کم

### ۲-۱-۳-۴- شاخص بار آلودگی (PLI)

نتایج شاخص بار آلودگی (PLI) رسوبات تالاب چغاخور در جدول ۴-۱۸ نشان می‌دهد که مقدار این شاخص در همه مناطق تالاب کمتر از یک و نزدیک به غلظت زمینه بود.

### جدول ۴-۱۸- مقادیر شاخص بار آلودگی در رسوبات تالاب چغاخور

مقادیر شاخص PLI	محل
۰/۶۹	تالاب
۰/۶۸	ابتدای خروجی تالاب
۰/۵	ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه)
۰/۵۶	ورودی آب چشمه سیبک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا
۰/۶۲	خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه

### ۳-۱-۳-۴- شاخص ژئوشیمیایی مولر (Igeo)

شاخص ژئوشیمیایی مولر با در نظر گرفتن ضریب عددی ۱/۵ در میزان آلودگی را با احتیاط بیشتری محاسبه می‌کند، لذا داده‌های حاصل از این شاخص معمولاً آلودگی کمتری را نسبت به شاخص‌های دیگر مانند فاکتور آلودگی نشان می‌دهند. نتایج حاصل از محاسبه شاخص مولر در جدول ۴-۱۹ نشان می‌دهد که مقادیر این شاخص برای تمامی فلزات و همه مناطق تالاب منفی است، لذا تمامی فلزات در تالاب در طبقه کاملاً غیر آلوده قرار می‌گیرند.

جدول ۴-۱۹- مقادیر شاخص ژئوشیمیایی مولر در رسوبات تالاب چغاخور

محل	آرسنیک	کادمیوم	مس	کروم	سرب	روی
تالاب	-۱/۸۶	-۱/۷۹	-۰/۴۸	-۰/۸۳	-۰/۶۵	-۱/۱۲
ابتدای خروجی تالاب	-۱/۶۹	-۲/۰۳	-۰/۴۶	-۰/۷۵	-۰/۹	-۱/۰۱
ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه)	-۲/۱۱	-۲/۱۷	-۰/۷۶	-۱/۷۷	-۱/۰۱	-۱/۷
ورودی آب چشمه سیبک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا	-۰/۵۶	-۲/۱۷	-۰/۷۴	-۱/۷۳	-۱/۷۵	-۱/۵۴
خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه	-۲/۳۶	-۱/۷۹	-۰/۵۵	-۱/۱۲	-۰/۷۸	-۱/۰۲

۴-۳-۱-۴- فاکتور غنی‌شدگی (EF)

نتایج بررسی شاخص غنی‌شدگی در رسوبات تالاب چغاخور در جدول ۴-۲۰ ارائه شده است. طبق این جدول بیشترین مقدار شاخص غنی‌شدگی مربوط به فلز مس (ابتدای خروجی تالاب با مقدار ۱/۰۹) و کمترین مقدار آن مربوط به آرسنیک (خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه با مقدار ۰/۲۵) می‌باشد. همچنین نتایج نشان می‌دهد که مقادیر شاخص غنی‌شدگی همه مناطق نمونه‌برداری از نظر آرسنیک، کادمیوم، روی، کروم و سرب دارای مقداری کمتر از یک بودند که نشان می‌دهد غنی‌شدگی وجود ندارد. در مورد مس، نیز ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه)، ورودی آب چشمه سیبک، تنگ سیاه و ابتدای دستگرد بالا دارای مقادیر فاکتور غنی‌شدگی کمتر از یک و در طبقه غنی‌شدگی وجود ندارد، قرار گرفتند ولی تالاب، ابتدای خروجی تالاب و خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه و در مورد آرسنیک در ورودی آب چشمه سیبک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا در طبقه غنی‌شدگی کم (مقادیر فاکتور غنی‌شدگی بین ۱ تا ۳) قرار گرفتند.

جدول ۴-۲۰- مقادیر فاکتور غنی‌شدگی در رسوبات تالاب چغاخور

تالاب	ابتدای خروجی تالاب	ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه)	ورودی آب چشمه سیبک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا	خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه
آرسنیک	۰/۴۵	۰/۳۵	۱/۰۲	۰/۲۹
وضعیت	غنی‌شدگی وجود ندارد	غنی‌شدگی وجود ندارد	غنی‌شدگی کم	غنی‌شدگی وجود ندارد
کادمیوم	۰/۴	۰/۳۳	۰/۳۳	۰/۴۳
وضعیت	غنی‌شدگی وجود ندارد	غنی‌شدگی وجود ندارد	غنی‌شدگی وجود ندارد	غنی‌شدگی وجود ندارد
مس	۱/۰۸	۰/۸۹	۰/۹	۱/۰۳
وضعیت	غنی‌شدگی کم	غنی‌شدگی وجود ندارد	غنی‌شدگی وجود ندارد	غنی‌شدگی کم
کروم	۰/۸۶	۰/۴۴	۰/۴۵	۰/۶۹
وضعیت	غنی‌شدگی وجود ندارد	غنی‌شدگی وجود ندارد	غنی‌شدگی وجود ندارد	غنی‌شدگی وجود ندارد
سرب	۰/۹۷	۰/۷۵	۰/۴۵	۰/۸۷
وضعیت	غنی‌شدگی وجود ندارد	غنی‌شدگی وجود ندارد	غنی‌شدگی وجود ندارد	غنی‌شدگی وجود ندارد
روی	۰/۷	۰/۴۶	۰/۵۱	۰/۷۴
وضعیت	غنی‌شدگی وجود ندارد	غنی‌شدگی وجود ندارد	غنی‌شدگی وجود ندارد	غنی‌شدگی وجود ندارد

#### ۵-۳-۴- ارزیابی خطر اکولوژیک بالقوه (PER)

نتایج ارزیابی خطر اکولوژیک بالقوه شبه فلز آرسنیک و فلزات کادمیوم، کروم، مس، سرب و روی در رسوبات تالاب چغاخور در جدول شماره ۴-۲۱ ارائه شده است. بر اساس طبقه‌بندی پیشنهادی هاکنسون تمامی مناطق مورد ارزیابی با مقدار کمتر از ۹۵ در طبقه ریسک کم اکولوژیک قرار گرفتند. همچنین نتایج نشان می‌دهد که کمترین ریسک اکولوژیک مربوط به ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه) می‌باشد.

جدول ۴-۲۱- مقادیر شاخص ارزیابی خطر اکولوژیک بالقوه (PER) در رسوبات تالاب چغاخور

مقادیر شاخص PER	محل
۲۹/۱۱	تالاب
۲۷/۶۶	ابتدای خروجی تالاب
۲۲/۹۸	ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه)
۲۸/۳	ورودی آب چشمه سیبک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا
۲۷/۵۲	خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه

#### ۴-۴- نتایج مربوط به فلزات سنگین در آب تالاب چغاخور

میانگین غلظت کل فلزات مورد بررسی در آب این تالاب به ترتیب شامل مس با مقدار ۵/۲، روی، کروم، سرب و شبه فلز آرسنیک با مقدار ۵ و کادمیوم با مقدار ۱ میکروگرم بر لیتر بود. توصیف آماری غلظت آرسنیک و فلزات سنگین کادمیوم، کروم، مس، سرب و روی در آب تالاب چغاخور در فصل پاییز در جدول ۴-۲۲ ارائه شده است. با توجه به استانداردهای ارائه شده از سوی سازمان بهداشت جهانی (WHO) نتایج تحقیق حاضر نشان داد که سطح آلودگی آرسنیک، مس، سرب، کادمیوم، روی و کروم در آب تالاب چغاخور کمتر از میزان استانداردهای ارائه شده است. طبق ضریب تغییرات به دست آمده، غلظت تمام فلزات سنگین مورد بررسی در آب تالاب چغاخور دارای تغییرپذیری کم بود. لازم به ذکر است که مقادیر اکثر فلزات در نمونه‌های آب برابر یا کوچکتر از حد تشخیص دستگاه گزارش شد که حد تشخیص دستگاه معادل میزان فلز در نمونه آب در نظر گرفته شد (Cini و Tamasi, ۲۰۰۴).

جدول ۴-۲۲- آمار توصیفی غلظت فلزات سنگین در آب تالاب چغاخور بر حسب  $\mu\text{g/L}$

فلزات	میانگین	حداقل	حداکثر	انحراف معیار	ضریب تغییرات
کادمیوم	۱	۱	۱	۰	۰
کروم	۵	۵	۵	۰	۰
مس	۵/۲	۵	۷	۰/۶۳	۰/۱۲
سرب	۵	۵	۵	۰	۰
روی	۵	۵	۵	۰	۰
شبه فلز آرسنیک	۵	۵	۵	۰	۰



#### ۴-۴-۱- نتایج ارزیابی شاخص‌های آلودگی مربوط به آب

##### ۴-۴-۱-۱- شاخص فلزی (MI)

به منظور محاسبه شاخص فلزی و تعیین آلودگی منابع آب از نظر فلزات سنگین باید غلظت‌های به دست آمده از فلزات را با بیشترین حد مجاز یک عنصر فلزی در حالت استاندارد مقایسه نمود. طبق نتایج حاصل از این تحقیق، مقدار عددی شاخص فلزی در تالاب چغاخور برابر با مقدار ۱/۰۴ بوده که در آستانه خطر از نظر آسامیدن قرار دارد. لازم به ذکر است که در محاسبه این شاخص اگر فقط مقدار یکی از فلزات بیشتر از بالاترین حد مجاز باشد میزان شاخص بیشتر از یک می‌شود و آب از نظر آسامیدن در طبقه غیر قابل آسامیدن قرار می‌گیرد.

##### ۴-۴-۱-۲- شاخص آلودگی فلزات سنگین (HPI)

شاخص آلودگی فلزات سنگین به منظور تعیین اثر فلزات سنگین بر سلامت انسان مورد استفاده قرار می‌گیرد. بدین منظور باید غلظت اندازه‌گیری شده فلزات با غلظت ایده‌آل و استانداردهای سازمان بهداشت جهانی مقایسه شود. نتایج محاسبه شاخص آلودگی فلزات سنگین نشان داد که مقدار این شاخص در تالاب چغاخور برابر با ۳۴/۷۳ بود. مقدار این شاخص در تالاب کمتر از ۱۰۰ بوده، لذا آب تالاب فاقد آلودگی به فلزات سنگین و آرسنیک بود.

##### ۴-۴-۱-۳- شاخص ارزیابی فلزات سنگین (HEI)

جهت محاسبه شاخص ارزیابی فلزات سنگین، غلظت اندازه‌گیری شده فلزات با حداکثر غلظت مجاز هر یک از فلزات در آب مقایسه می‌شود. طبق نتایج به دست آمده این شاخص با مقدار ۰/۴۶ در تالاب نشان می‌دهد که آب تالاب چغاخور در طبقه آلودگی کم قرار می‌گیرد.

##### ۴-۴-۱-۴- شاخص درجه آلودگی (Cd)

شاخص درجه آلودگی یک شاخص تجمعی است که حاصل جمع شاخص فاکتور آلودگی برای فلزات مورد ارزیابی می‌باشد. در این شاخص غلظت‌های قرائت شده فلزات با بالاترین حد غلظت مجاز هر فلز مقایسه می‌شود. طبق نتایج، شاخص درجه آلودگی در تالاب با مقدار برابر با ۴/۹۶- (مقدار کمتر از ۱) دارای درجه آلودگی پایین بود. نتایج مقادیر شاخص‌های آلودگی مربوط به آب در تالاب چغاخور و وضعیت آب تالاب به طور خلاصه در جدول ۴-۲۳ ارائه شده است.

جدول ۴-۲۳- مقادیر شاخص‌های آلودگی فلزات سنگین و شبه فلز آرسنیک در آب تالاب چغاخور

شاخص	مقدار میانگین در تالاب	وضعیت آب
Cd	۴/۹۶-	آلودگی پایین
HPI	۳۴/۷۳	فاقد آلودگی به فلزات سنگین
HEI	۰/۴۶	آلودگی کم
Mi	۱/۰۴	در آستانه خطر (از نظر شرب)

#### ۴-۵- نتایج سموم کلره در تالاب چغاخور

نتایج آنالیز OCP (Organo Chlorine Pesticides) در جدول ۴-۲۴ ارائه شده است.

جدول ۴-۲۴- نتایج آنالیز سموم کلره

ایستگاه ۳	ایستگاه ۲	ایستگاه ۱	واحد	روش	پارامتر	ردیف
میزان	میزان	میزان				
۰/۰۱	ND	ND	(µg/l)	GC ECD	alpha-HCH	۱
۰/۰۱	۰/۰۴	ND			beta+gama-HCH	۲
۰/۰۱	۰/۳۲	ND			delta-HCH	۳
ND	ND	ND			Heptachlor	۴
۰/۰۱	۰/۰۴	۰/۰۲			Aldrin	۵
ND	ND	ND			Heptachlor-endo epoxide	۶
۰/۰۲	ND	ND			alpha-Endosulfan	۷
۰/۰۳	ND	ND			Dieldrin	۸
ND	ND	ND			DDE	۹
ND	ND	ND			Endrin	۱۰
۰/۰۷	ND	ND			beta-Endosulfan	۱۱
ND	ND	ND			DDD	۱۲
ND	۰/۰۱	ND			Endrin-aldehyde	۱۳
۰/۰۷	ND	۰/۰۳			Endosulfan-sulfate	۱۴
۰/۲۳	۰/۱۸	۰/۰۹			DDT	۱۵
۲	۱	ND			Endrine-ketone	۱۶
۰/۱۷	۰/۰۷	۰/۰۶			Methoxychlor	۱۷

ادامه جدول ۴-۲۴- نتایج آزمون OCP

ایستگاه ۶	ایستگاه ۵ خروجی تالاب	ایستگاه ۴	واحد	روش	پارامتر	ردیف
میزان	میزان	میزان				
ND	۰/۰۱	ND	(µg/l)	GC ECD	alpha-HCH	۱
ND	ND	ND			beta+gama-HCH	۲
۰/۰۱	۰/۰۳	۰/۰۲			delta-HCH	۳
ND	ND	ND			Heptachlor	۴
۰/۰۷	۰/۰۵	۰/۱۷			Aldrin	۵
ND	ND	ND			Heptachlor-endo epoxide	۶
ND	ND	ND			alpha-Endosulfan	۷
ND	ND	ND			Dieldrin	۸
ND	ND	ND			DDE	۹
ND	ND	۰/۰۲			Endrin	۱۰
ND	ND	۰/۰۲			beta-Endosulfan	۱۱
ND	ND	ND			DDD	۱۲
ND	ND	ND			Endrin-aldehyde	۱۳
ND	ND	۰/۰۸			Endosulfan-sulfate	۱۴
ND	ND	۰/۵۱			DDT	۱۵
۵	۴	۳			Endrine-ketone	۱۶
۰/۰۲	ND	۰/۰۹			Methoxychlor	۱۷

ادامه جدول ۴-۲۴ - Limit Of Quantification & Limit Of Detection

LOQ (Limit Of Quantification)	LOD (Limit Of Detection)	پارامتر	ردیف
۰/۰۴۰۲	۰/۰۱۲۲	alpha-HCH	۱
۰/۰۵۳۰	۰/۰۱۶۱	beta-HCH	۲
۰/۰۴۳۴	۰/۰۱۳۲	gama-HCH	۳
۰/۰۳۷۵	۰/۰۱۱۴	delta-HCH	۴
۰/۰۵۷۲	۰/۰۱۷۳	Heptachlor	۵
۰/۰۵۷۸	۰/۰۱۷۵	Aldrin	۶
۰/۰۵۱۰	۰/۰۱۵۴	Heptachlor-endo epoxide	۷
۰/۰۵۴۵	۰/۰۱۶۵	alpha-Endosulfan	۸
۰/۰۴۶۰	۰/۰۱۳۹	Dieldrin	۹
۰/۰۴۷۴	۰/۰۱۴۴	DDE	۱۰
۰/۰۵۰۱	۰/۰۱۵۲	Endrin	۱۱
۰/۰۴۹۴	۰/۰۱۵۰	beta-Endosulfan	۱۲
۰/۰۴۹۰	۰/۰۱۴۸	DDD	۱۳
۰/۰۴۷۷	۰/۰۱۴۴	Endrin-aldehyde	۱۴
۰/۰۵۲۹	۰/۰۱۶۰	Endosulfan-sulfate	۱۵
۰/۰۶۴۷	۰/۰۱۹۶	DDT	۱۶
۰/۰۴۹۱	۰/۰۱۴۹	Endrine-ketone	۱۷
۰/۰۶۱۴	۰/۰۱۸۶	Methoxychlor	۱۸

#### ۴-۶- نتایج تحلیل مؤلفه اصلی و تحلیل خوشه‌ای

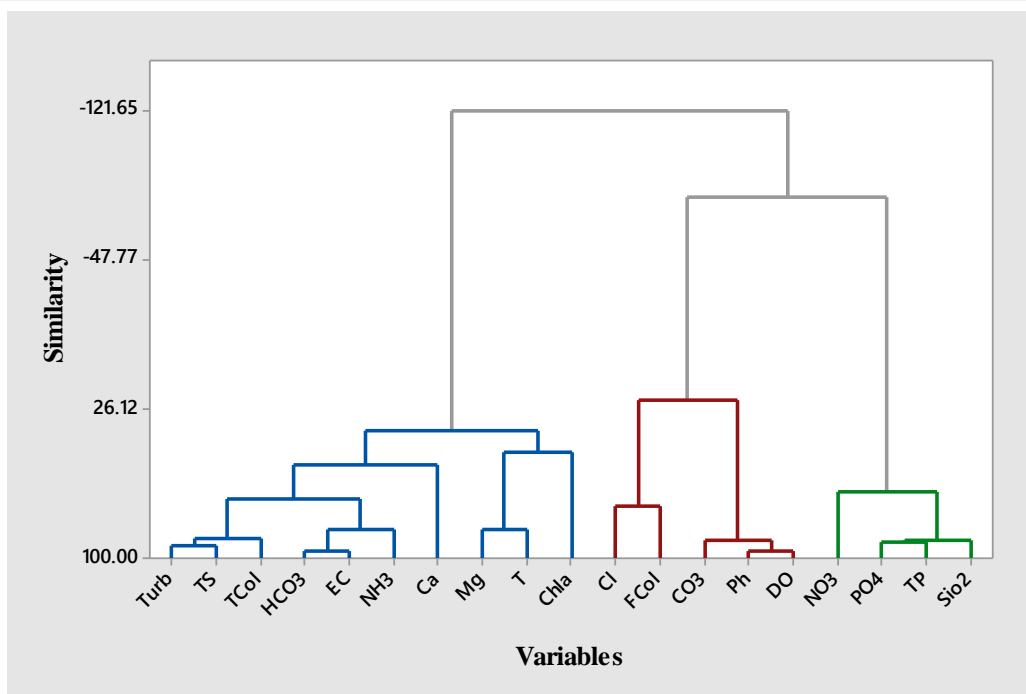
در این قسمت آنالیز تجزیه به مولفه‌های اصلی پارامترهای کیفیت آب تالاب چغاخور در فصل بهار ۱۳۹۷ ارائه شده است که طبق نتایج آزمون تجزیه به مولفه‌های اصلی سه مولفه اول ۹۶ درصد از تغییرات را توجیه می‌کنند (جدول ۲۵-۴).

جدول ۴-۲۵- نتایج تجزیه به مولفه‌های اصلی پارامترهای کیفیت آب تالاب چغاخور در فصل بهار ۱۳۹۷

Rotated Component Matrix<sup>a</sup>

	Component		
	1	2	3
Turbidity	.984		
TS	.830		
Ca		.949	
Mg	.986		
Cl			.958
HCO3	.728		
CO3		-.836	
NO3	-.885		
PO4		.778	
TP		.902	
NH3	.979		
Sio2	.916		
COD	.942		
BOD	.979		
T.Col	.942		
F.Col			.864
Chla	.827		
PH		-.993	
DO		-.876	
EC		.747	
T	.644		

نتایج تحلیل خوشه‌ای سلسله مراتبی با روش وارد (Ward's Method) برای پارامترهای کیفیت آب در فصل بهار ۱۳۹۷ در شکل زیر ارائه شده است.



شکل ۴-۶- نتایج تحلیل خوشه‌ای سلسله مراتبی با روش وارد برای پارامترهای کیفیت آب در فصل بهار ۱۳۹۷

#### ۷-۴- وسعت تغییرات پهنه آبی تالاب چغاخور

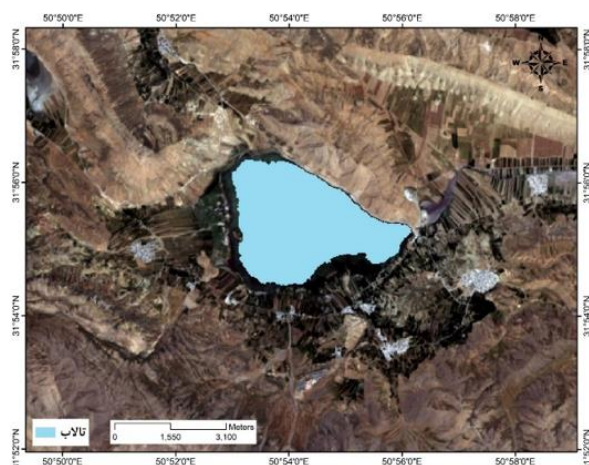
وقوع تغییرات آب و هوایی، کاهش بارندگی و خشکسالی‌های شدید و طولانی مدت شرایطی را ایجاد کرده که در کشور و به‌ویژه مناطق خشک و فراه خشک با چالش‌های جدی در زمینه کیفیت و کمیت آب مواجه شود (اکرامی و همکاران، ۱۳۹۰). شرایط اقلیمی به‌عنوان میانگین بلندمدت هواشناسی یک منطقه و همچنین برهم‌کنش و تعامل پیچیده بین همه عوامل جغرافیایی و اکولوژیکی محیط، نقش مهمی در تعیین کمیت و کیفیت منابع آب ایفا می‌کند. آگاهی از چگونگی تاثیرپذیری کمی و کیفی آب‌های زیرزمینی یک منطقه از شرایط اقلیمی آن می‌تواند معیاری نسبی از وضعیت آب‌های زیرزمینی در مناطق مختلف، ایجاد نماید و در برنامه‌ریزی برای کنترل و مدیریت برداشت آب‌های زیرزمینی کمک کند (Nwankwoala و Udom، ۲۰۱۱؛ Aazami و همکاران، ۲۰۱۵).

شکل ۴-۷ وسعت تغییرات پهنه آبی تالاب چغاخور در فصول مختلف در سال ۱۳۹۷ را نشان می‌دهد که وسعت تالاب در فصل‌های بهار، تابستان، پاییز و زمستان به ترتیب ۱۲۸۱، ۱۰۶۰، ۸۶۰/۲ و ۱۱۱۲/۲ هکتار می‌باشد که این تفاوت‌ها تحت تاثیر بارش و دمای هواست. کاهش وسعت پهنه آبی و به تعبیری کاهش کمیت بر کیفیت آب نیز اثر می‌گذارد. همان‌طور که در نتایج شاخص کیفیت آب سطحی IRWQIsc نیز دیده شد به طور متوسط کیفیت آب در فصل بهار نسبت به سایر فصول بهتر بود. مطالعات زیادی در این زمینه انجام شده است که اثر تغییرات آب و هوایی و اقلیم را بر کمیت و کیفیت منابع آب اثبات نموده است. در همین رابطه منتظری و همکاران (۲۰۱۵) در تحقیق خود اثر اقلیم و به‌ویژه گرم شدن کره زمین را بر منابع آب کشور بررسی کردند. آن‌ها تغییر اقلیم را پدیده‌ای متأثر از عواملی مانند فعالیت‌های خورشیدی، آتشفشان‌ها، اتمسفر و درصد گازهای گلخانه‌ای در اتمسفر زمین توصیف نمودند که اثرات ناشی از تغییرات آن‌ها سبب ایجاد تغییرات در وضعیت آب و هوایی، تغییر توزیع مکانی و زمانی بارش، جریان‌ات سطحی، تبخیر، تغذیه سفره آب‌های زیرزمینی و کیفیت آب این منابع می‌گردد. همچنین ایشان گرم شدن کره زمین را مهم‌ترین عامل اثرگذار بر تغییرات اقلیم دانستند و با بررسی سناریوهای مختلف نتیجه گرفتند این پدیده در نهایت سبب کاهش کیفیت

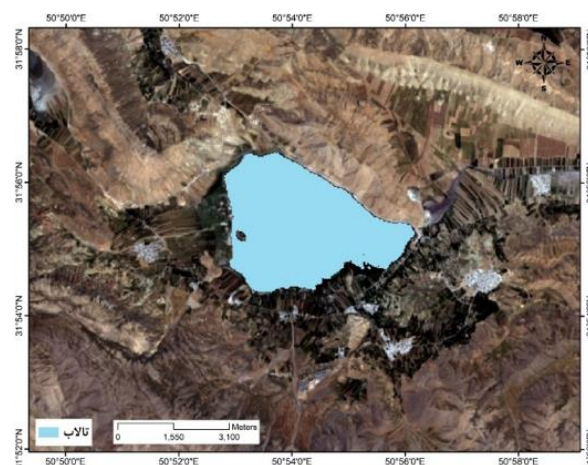
شیمیایی آب‌های سطحی و زیرزمینی خواهد شد. مطالعه کرمی و همکاران (۱۳۹۷) در بررسی تاثیر اقلیم بر کیفیت شیمیایی آبخوان دشت ورامین با استفاده از نرم افزار GIS نشان داد که کیفیت منابع آبی تحت تاثیر عوامل اقلیمی بوده و دمای بیشینه، بالاترین اثر اقلیمی را داشت. در مطالعه نادریان‌فر (۱۳۸۹) در بررسی روند تغییرات متغیرهای کمی و کیفی منابع آب زیرزمینی در شرایط اقلیمی مختلف در دشت نیشابور نیز نتایج همبستگی بین متغیرهای کیفی متوسط دشت و شاخص SPI نشان داد که خشکسالی از عوامل کاهش کیفیت آب زیرزمینی در منطقه است ولی به تنهایی عامل بحران نیست بلکه در کنار آن افت سطح آب زیرزمینی در بدتر شدن کیفیت آب موثر بوده است. همچنین نتایج تحقیق نجف‌زاده و همکاران (۱۳۹۴) نیز نشان داد که روند رو به رشد تعداد چاه‌های بهره‌برداری از راه‌های مختلف مانند افزایش اراضی باغی و در کنار آن کاهش بارش و خشکسالی‌های اخیر، افت سطح آب زیرزمینی در منطقه را به دنبال داشته است و سبب کاهش کیفیت آب زیرزمینی شده بود.

به‌طور کلی تالاب تحت تاثیر شرایط دمایی ناشی از تغییر فصول و تاثیر کاربری اراضی در کوتاه مدت تا بلند مدت قرار دارد. کاربری اراضی می‌تواند بیشترین اثر را بر وضعیت کیفی تالاب‌ها از طریق رواناب‌ها، پساب‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی شامل استفاده از کودهای کشاورزی، شخم و آبیاری اراضی و سیلاب‌های ناشی از بارندگی‌های فصلی ایجاد نماید (صمدی، ۱۳۹۴). همان‌طور که مقایسه نقشه کاربری اراضی مناطق اطراف تالاب در سال‌های ۱۹۹۹ و ۲۰۱۷ نیز نشان می‌دهد مجموع اراضی زراعی-باغی در سال ۱۹۹۹، ۱۲۴۰ هکتار بوده است در حالی که وسعت این اراضی در سال ۲۰۱۷، به ۱۴۳۷ هکتار رسیده است. به عبارت دیگر از سال ۱۹۹۹ تا سال ۲۰۱۷، حدود ۲۰۰ هکتار به وسعت اراضی زراعی-باغی اضافه شده است (شکل ۴-۸). این مسئله افزایش استفاده از کودهای کشاورزی، شخم و آبیاری اراضی را طی این دوره نشان می‌دهد که می‌توان گفت یکی از دلایل کاهش کیفیت آب تالاب از طریق ورود آلودگی‌های اراضی زراعی-باغی به محیط تالاب می‌باشند.

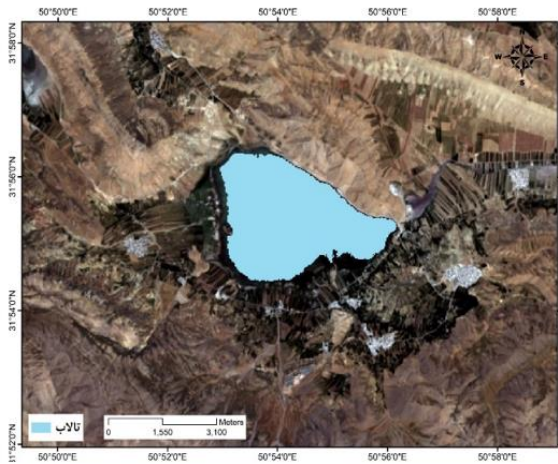
بنابراین اثر اقلیم بر کمیت و کیفیت آب را نمی‌توان کتمان کرد. لذا باتوجه به اهمیت این مسئله، اثرات بارش و دما بر کاهش وسعت آب تالاب نیز مورد بررسی قرار گرفت.



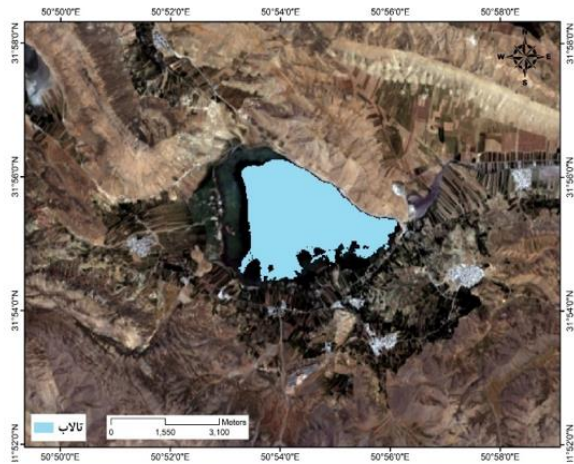
(ب)



(الف)



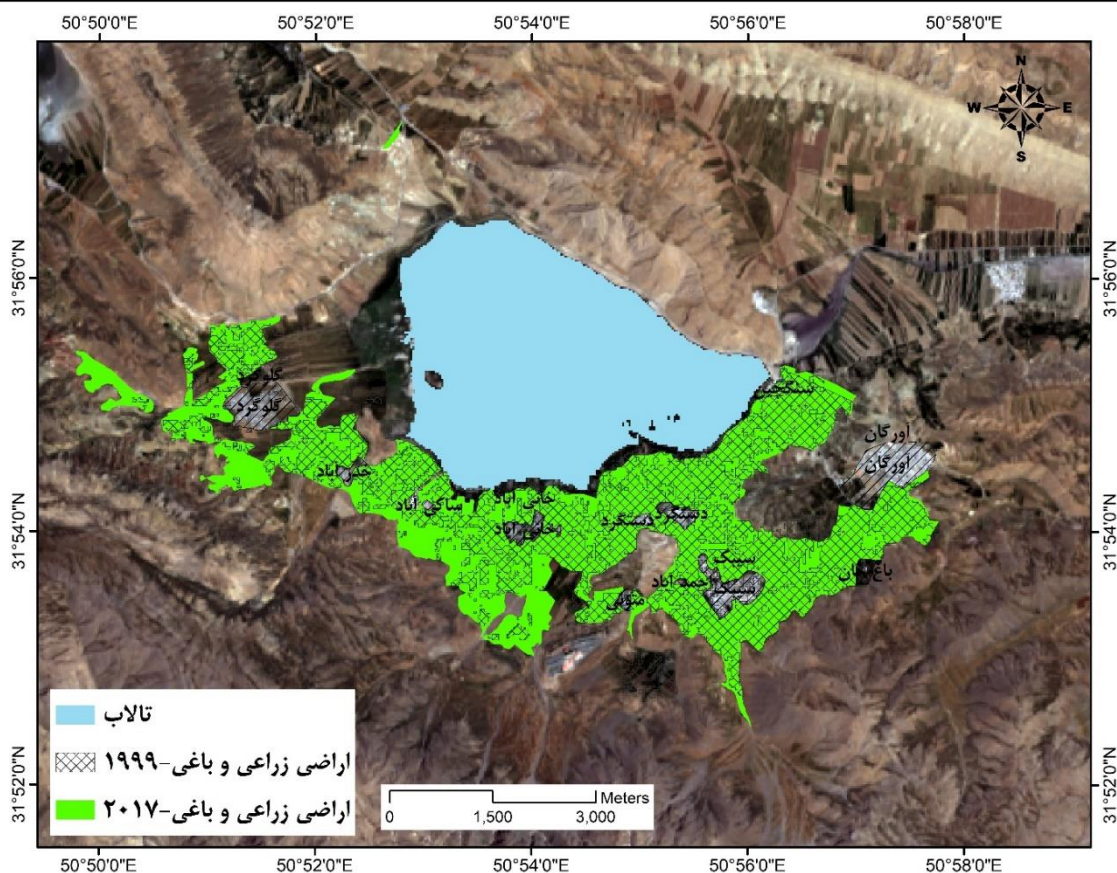
(د)



(ج)

شکل ۴-۷- وسعت تغییرات پهنه آبی تالاب چغاخور در فصول (الف) بهار، (ب) تابستان، (ج) پاییز و (د) زمستان در سال ۱۳۹۷





شکل ۴-۸- مقایسه کاربری اراضی مناطق اطراف تالاب چغاخور در سال‌های ۱۹۹۹ و ۲۰۱۷

#### ۴-۷-۱- نتایج بررسی تغییرات مقادیر بارندگی و دمای هوا در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹) در سطح منطقه در بر گیرنده تالاب چغاخور

#### ۴-۷-۱-۱- نتایج بررسی کیفیت داده‌های بارندگی

همان‌طور که ذکر گردید، با اجرای روش نمودار جعبه‌ای و نیز بررسی گزارش‌های هواشناسی، داده‌ای پرت موجود در سری زمانی مقادیر بارندگی ایستگاه سینوپتیک بروجن شناسایی و حذف گردید. نتایج بررسی نرمال بودن توزیع مقادیر بارندگی در سری داده نشان داد که برای ایستگاه مورد بررسی، سطح معناداری در آزمون کولموگروف-اسمیرنف بیشتر از ۰/۰۵ بود؛ که نرمال بودن توزیع مقادیر داده‌های بارندگی را نشان می‌دهد (جدول ۴-۲۶). همچنین بررسی میزان چولگی و کشیدگی داده‌ها نیز نشان داد که مقادیر این دو ضریب برای سری داده‌های بارندگی ایستگاه بین دو بازه ۲ تا ۲- قرار داشت که نشان‌دهنده نرمال بودن توزیع مقادیر بارندگی بود.

جدول ۴-۲۶- مقایسه مقادیر مختلف آماره  $\bar{D}$  در ایستگاه سینوپتیک بروجن

Sig.	مقدار $\bar{D}$	ایستگاه
۰/۷۵۹	۰/۰۷۰	بروجن

$D=0.082, \alpha=0.05$

نتایج انجام آزمون F نشان داد که تفاوت معنی‌داری در سطح احتمال ۹۵٪ میان واریانس سری داده‌های بارندگی در ایستگاه سینوپتیک بروجن وجود ندارد. به عبارت دیگر واریانس داده‌ای بارندگی همگن بود (جدول ۴-۲۷).

جدول ۴-۲۷- مقایسه مقادیر مختلف آماره  $F$  در ایستگاه سینوپتیک بروجن

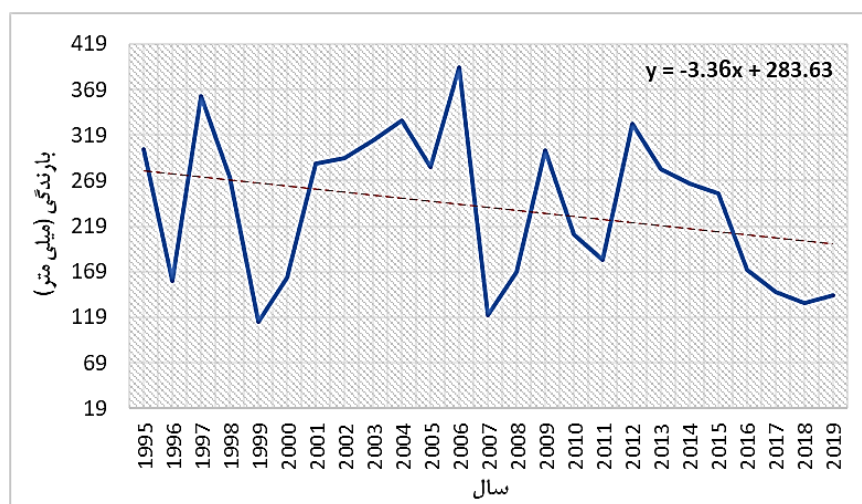
ایستگاه	مقدار $F$	Sig.
بروجن	۱/۴۳۲	۰/۴۲۳

$F=1.54, \alpha=0.05$

#### ۴-۷-۲- نتایج تغییرات مقادیر بارندگی سالانه در سطح منطقه در بر گیرنده تالاب در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹)

#### ۴-۷-۲-۱- نتایج روند تغییرات بارندگی در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹)

بررسی تغییرات مقادیر بارندگی سالانه در ایستگاه سینوپتیک بروجن نشان داد که روند تغییرات مقادیر این متغیر اقلیمی در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹) با نوساناتی همراه بوده است (شکل ۴-۹). همانطور که این شکل نشان می‌دهد که سال‌های ۱۹۹۹، ۲۰۰۷ و ۲۰۱۸ در طول دوره مورد مطالعه دارای کم‌ترین مقادیر بارندگی داشتند و در مقابل، سال‌های ۱۹۹۷، ۲۰۰۶ و ۲۰۱۲ بیشترین مقدار بارندگی را در طول دوره در مقایسه با سایر سال‌ها داشتند. روند کلی تغییرات مقادیر بارندگی در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹) نشان داد که مقدار این متغیر اقلیمی با نرخ حدود ۳/۴ میلی‌متر در سال کاهش یافته است به نحوی که از مقدار ۳۰۳ میلیمتر در سال ۱۹۹۵ به ۱۴۳ میلیمتر در سال ۲۰۱۹ کاهش یافته است (شکل ۴-۹). در واقع این نتایج نشان می‌دهد که از مقدار بارندگی در انتهای دوره به میزان ۴۹ درصد نسبت به ابتدای دوره کاسته شده است که نشان‌دهنده کاهش شدید بارندگی در سطح منطقه در بر گیرنده تالاب در طول دوره بوده است.



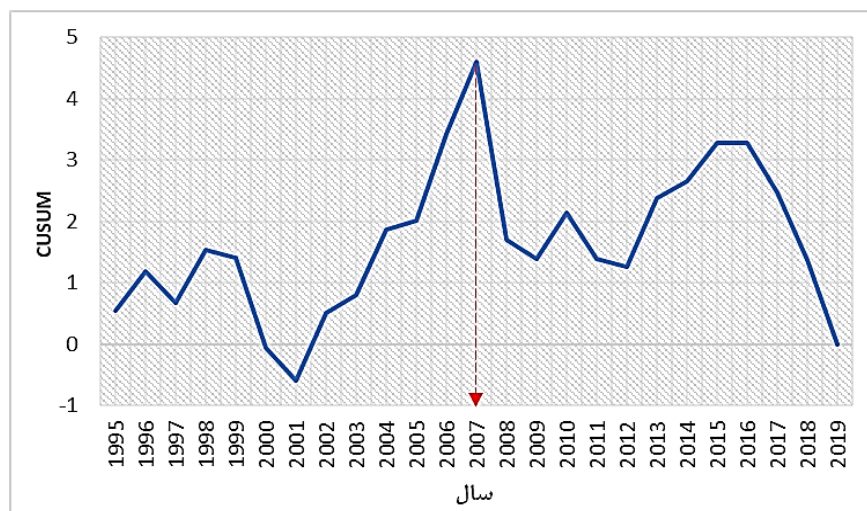
شکل ۴-۹- روند تغییرات مقادیر بارندگی سالانه در ایستگاه سینوپتیک بروجن در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹)

**۲-۲-۷-۴- نتایج تعیین نقطه تغییر در روند تغییرات مقادیر میانگین بارندگی سالیانه در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹)**

نتایج اجرای روش Prttit-Mann-Withney برای تعیین مهم‌ترین نقطه تغییر در سری زمانی مقادیر متوسط بارندگی سالانه در جدول (۲۸-۴) نشان داده شده است. نتایج نشان می‌دهد که در ایستگاه سینوپتیک بروجن، سال ۲۰۰۷ با دارا بودن بیش‌ترین مقدار احتمال در بین تمامی سال‌های سری زمانی، مهم‌ترین نقشه تغییر در میزان متوسط بارندگی سالانه است. نتایج همچنین نشان داد که تغییر قابل توجهی در مقادیر میانگین بارندگی سالیانه در دو دوره زمانی قبل و بعد سال ۲۰۰۷ وجود دارد چنانکه ۲۴ درصد کاهش در میانگین بارندگی ایستگاه در دوره پس از سال ۲۰۰۷ نسبت به دوره پیش از آن مشاهده می‌شود. نتایج اجرای روش CUSUM که برای تعیین مهم‌ترین سال تغییر در سری مقادیر متوسط بارندگی سالانه به کار گرفته شد نیز سال ۲۰۰۷ را به عنوان مهم‌ترین نقطه تغییر (نقطه شکست) در سری مقادیر متوسط بارندگی سالانه، نشان داد (شکل ۴-۱۰).

**جدول ۴-۲۸- نتایج آزمون Pettitt-Mann-Withney برای سری زمانی مقادیر بارندگی سالانه (۱۹۹۵-۲۰۱۹)**

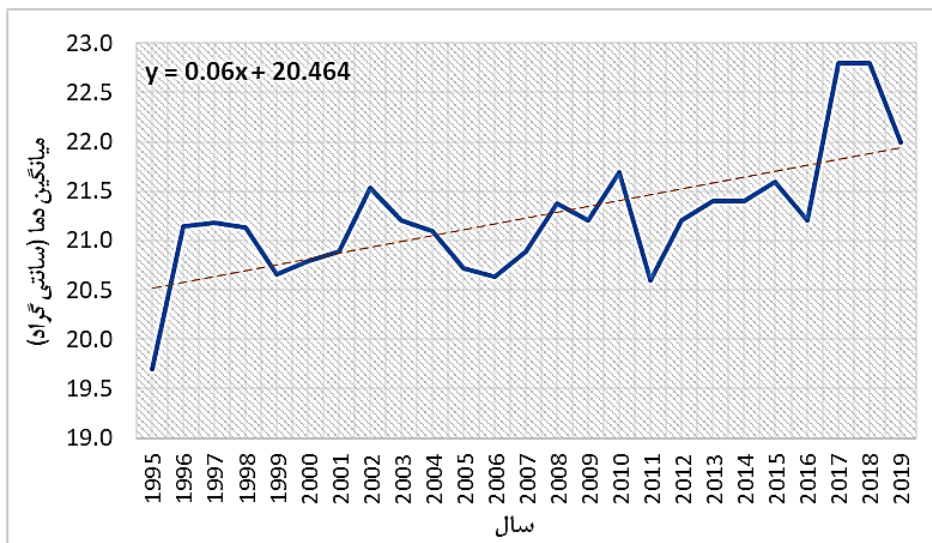
ایستگاه	سال (نقطه تغییر)	میانگین بارندگی سالیانه قبل از سال ۲۰۰۷ (میلی متر در سال)	میانگین بارندگی سالیانه بعد از سال ۲۰۰۷ (میلی متر در سال)	درصد کاهش میانگین بارندگی سالیانه	احتمال (P(t))
سینوپتیک	۲۰۰۷	۲۷۴	۲۰۸	۲۴	۰/۸۵۶



**شکل ۴-۱۰- نتیجه اجرای CUSUM در تعیین مهم‌ترین سال تغییر در سری زمانی ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹) میانگین بارندگی سالانه ایستگاه سینوپتیک بروجن**

بررسی تغییرات مقادیر متوسط دمای هوای ماهانه مربوط به فصل تابستان (ماه‌های تیر، مرداد و شهریور) (به دلیل تاثیر بالای دمای این فصل در افزایش تبخیر و تعرق از سطح تالاب) نشان داد که در طول دوره بر میزان متوسط دمای این فصل سال در سطح منطقه در بر گیرنده تالاب افزوده شده است (شکل ۴-۱۱). همان‌طور که این شکل نشان می‌دهد، بر مقدار میانگین دمای فصل تابستان در

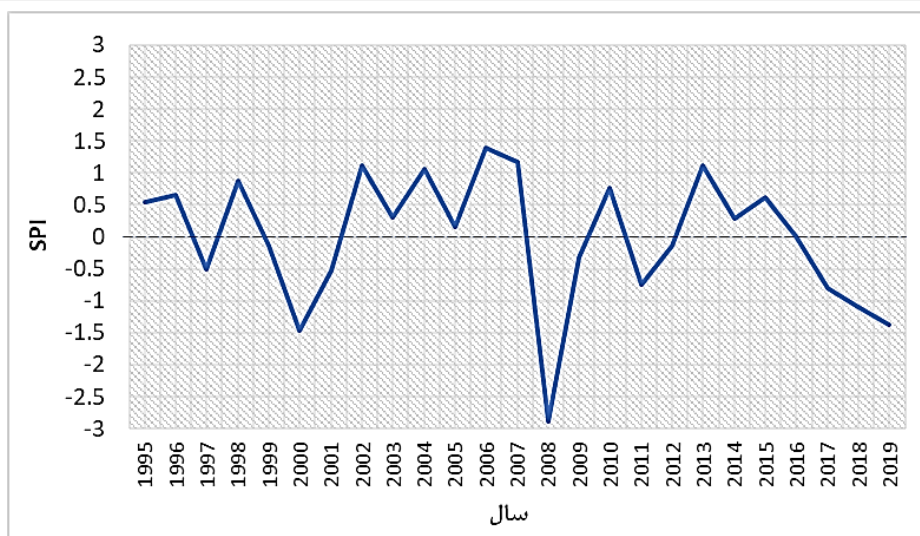
طول دوره با نرخ  $0.06$  درجه سانتی‌گراد در سال در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹) افزوده شده است. در واقع نتایج نشان می‌دهد که مقدار متوسط دمای فصل تابستان در سطح منطقه در برگیرنده تالاب از  $19/7$  درجه سانتی‌گراد در سال ۱۹۹۵ به  $22$  درجه سانتی‌گراد در سال ۲۰۱۹ افزایش یافته است و سال‌های ۲۰۱۷ و ۲۰۱۸ نیز با مقدار میانگین دمای تابستانه  $22/8$  درجه سانتی‌گراد دارای بیش‌ترین مقدار میانگین دما در طول دوره بوده‌اند (شکل ۴-۱۱).



شکل ۴-۱۱- تغییرات مقادیر متوسط دمای ماهانه فصل تابستان مربوط به ایستگاه سینوپتیک بروجن در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹)

#### ۴-۷-۳- نتایج بررسی تغییرات و شدت وقوع خشکسالی در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹) در سطح منطقه در بر گیرنده تالاب چغاخور

شکل ۴-۱۲ نشان‌دهنده نتایج حاصل از محاسبه مقادیر مختلف SPI یک‌ساله، برای سری زمانی داده‌های بارندگی ۲۵ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹) برای ایستگاه سینوپتیک بروجن است. آنچه که از بررسی ظاهری تغییرات مقادیر SPI می‌توان دریافت این است که در سری زمانی ۲۵ ساله مقادیر SPI، سال ۲۰۰۸ دارای بیش‌ترین شدت وقوع خشکسالی (با مقدار SPI برابر با  $2/88$ ) بوده است و پس از آن سال‌های ۲۰۰۰، ۲۰۱۹ و ۲۰۱۸ دارای بیش‌ترین شدت وقوع خشکسالی در طول دوره ۲۵ ساله بوده‌اند. در نظرگیری آستانه  $SPI=0$  به عنوان مرز وقوع خشکسالی در طول دوره نشان داد که سال‌های ۱۹۹۷، ۱۹۹۹، ۲۰۰۰، ۲۰۰۱، ۲۰۰۸، ۲۰۰۹، ۲۰۱۱، ۲۰۱۲، ۲۰۱۸ و ۲۰۱۹ در معرض وقوع خشکسالی‌های ملایم تا بسیار شدید بوده‌اند (۴۰ درصد طول دوره) و سایر سال‌های مربوط به دوره با داشتن مقادیر SPI مثبت در معرض ترسالی‌های ملایم تا متوسط بوده‌اند (شکل ۴-۱۲).

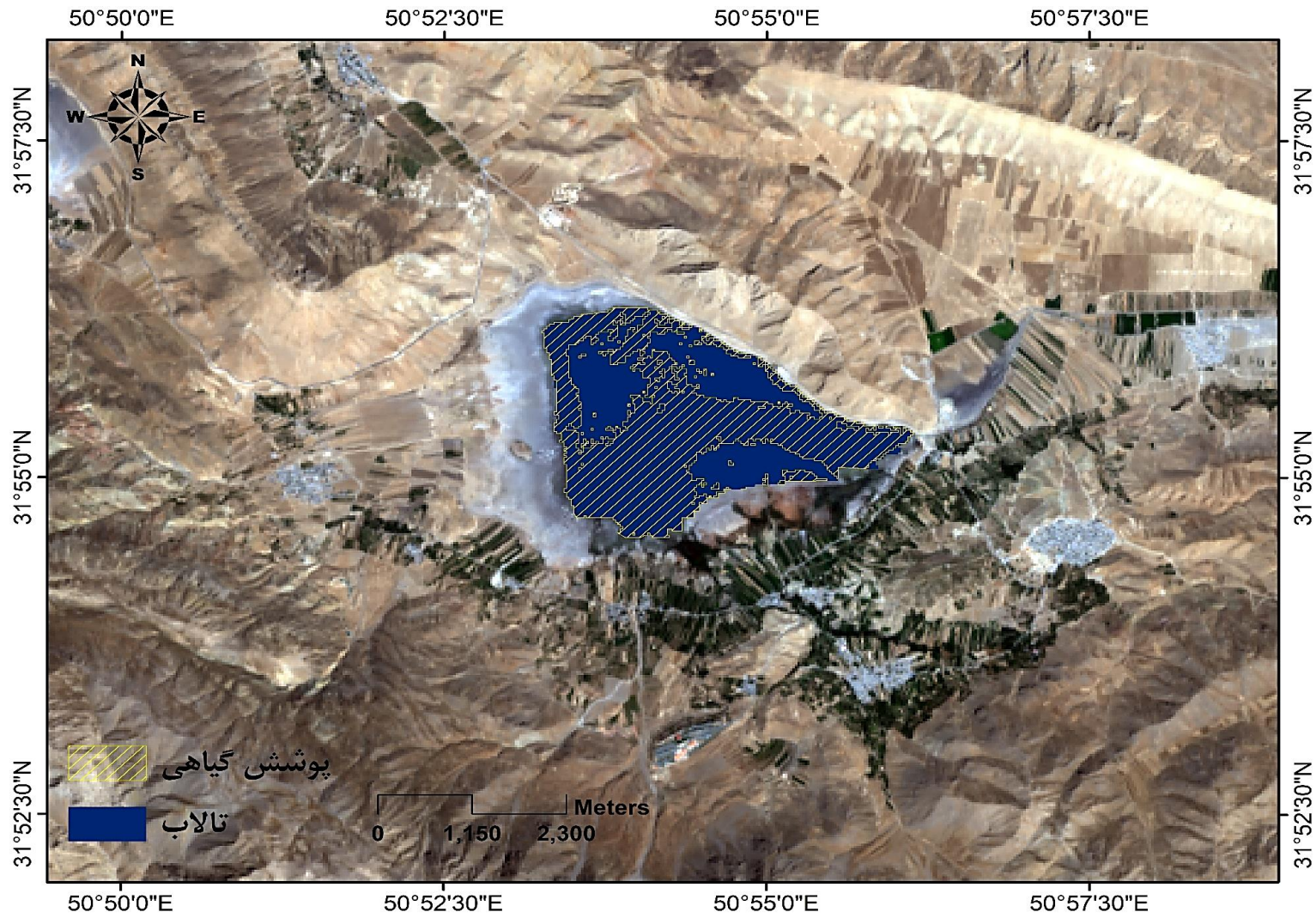


شکل ۴-۱۲- تغییرات مقادیر SPI یکساله در دوره زمانی ۲۵ ساله (۱۹۹۵ تا ۲۰۱۹) در ایستگاه سینوپتیک بروجن

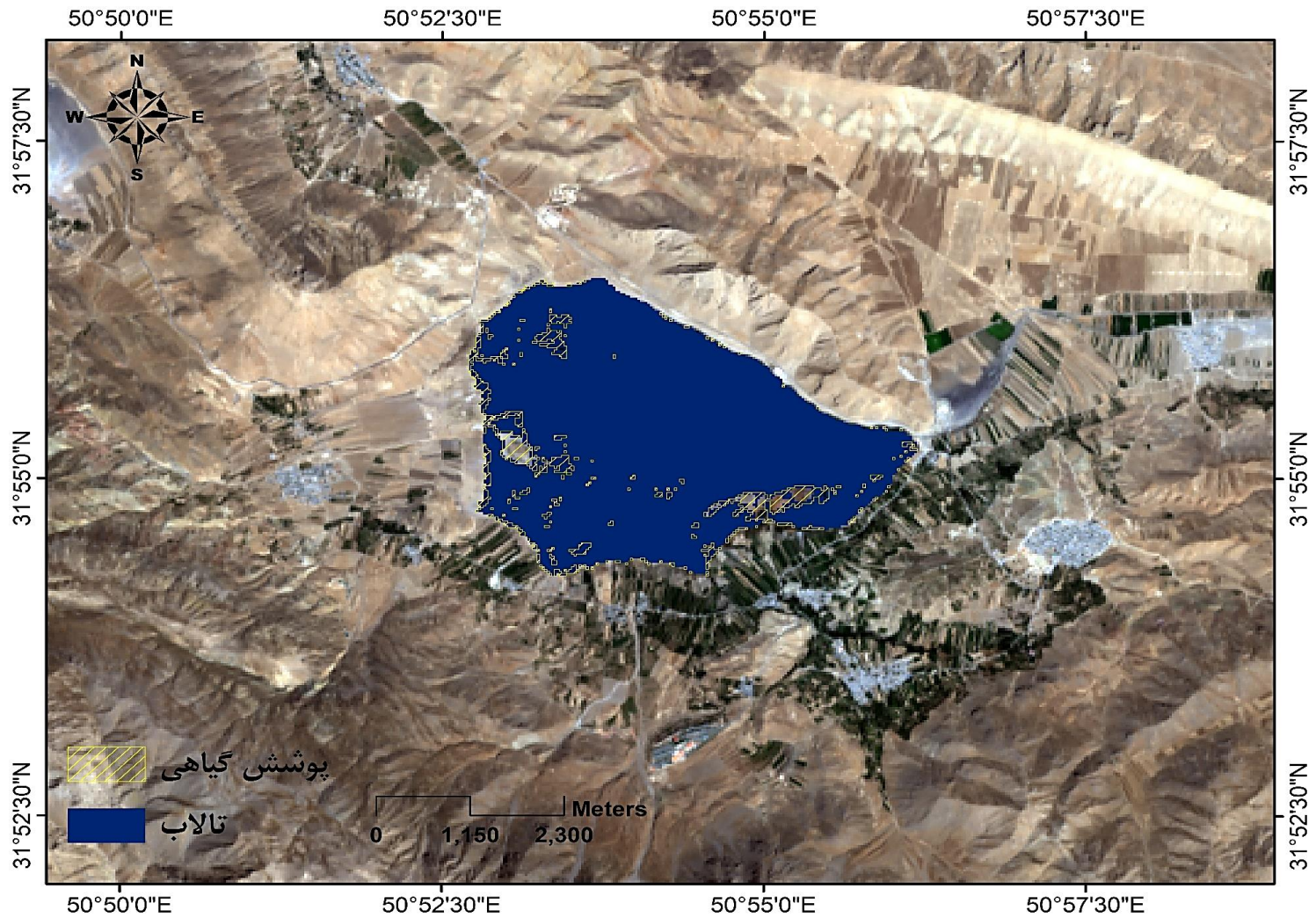
نتایج بررسی روند تغییرات وقوع خشکسالی و اجرای آزمون Mann-Kendall (MK) بر روی سری زمانی ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹) مقادیر SPI یکساله نشان داد که مقدار آماره Z آزمون برابر با ۲/۲۸ محاسبه گردید (معناداری در سطح اطمینان ۹۵ درصد) که نشان‌دهنده روند افزایشی شدت وقوع خشکسالی در سطح منطقه در برگیرنده تالاب در طول دوره ۲۵ ساله بود.

#### ۴-۷-۴- نتایج بررسی تغییرات وسعت و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹)

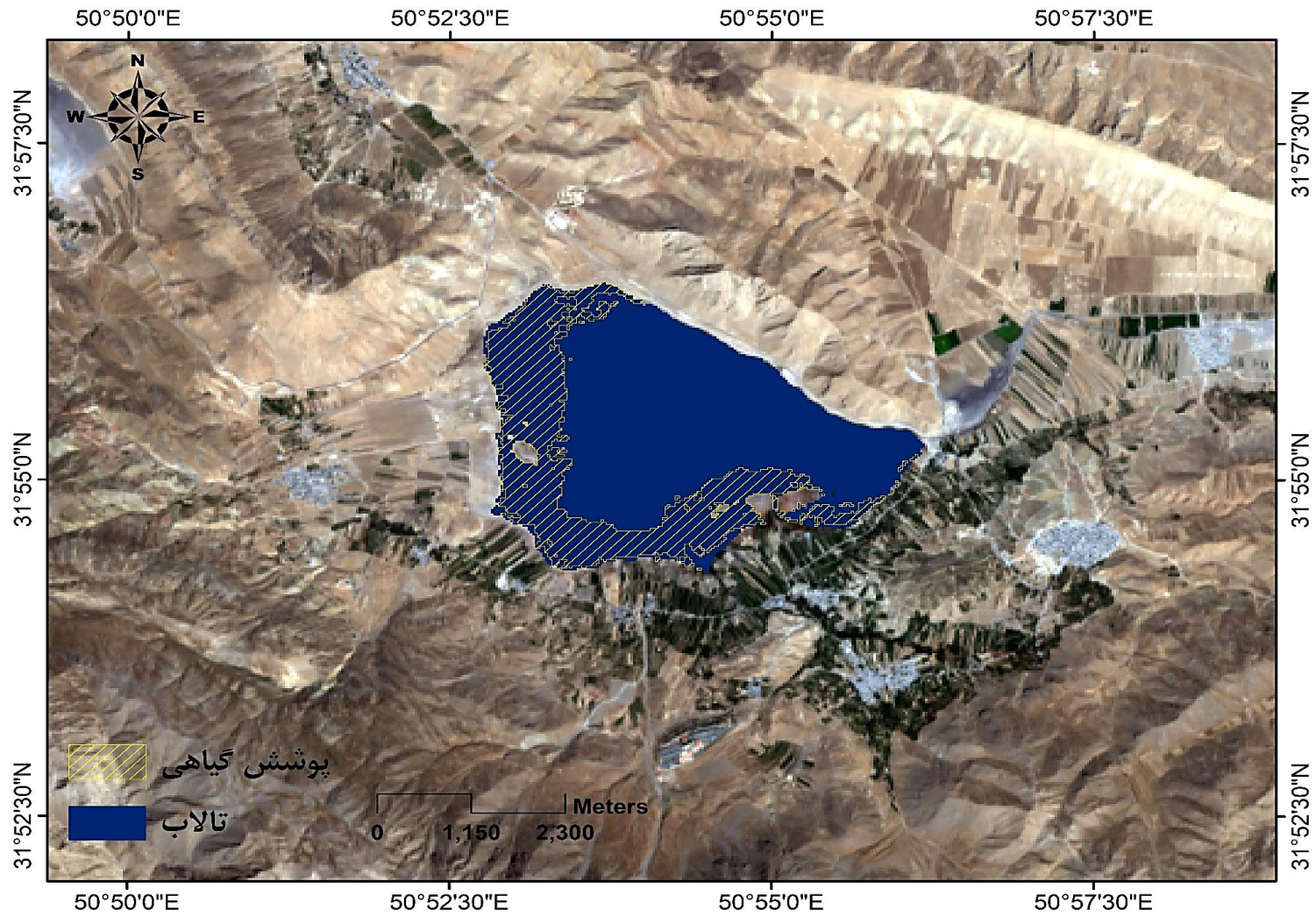
شکل‌های ۴-۱۳ تا ۴-۱۹ نشان‌دهنده تغییرات گستره آبی و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹) است. همان‌طور که نتایج نشان می‌دهد، گستره و پوشش گیاهی تالاب در طول دوره ۳۰ ساله دارای تغییرات قابل توجهی در سال‌های مورد بررسی است. بر این اساس که پس از افزایش قابل توجه گستره آبی تالاب از سال ۱۹۹۰ به سال ۱۹۹۵ (افزایش ۸۲ درصدی وسعت تالاب)، گستره آبی تالاب در سال‌های ۱۹۹۵، ۱۹۹۹، ۲۰۰۳ و ۲۰۰۸ دارای روند کاهش وسعت بوده و پس از افزایش در سال ۲۰۱۳، از مقدار گستره آبی تالاب در سال ۲۰۱۹ کاسته شده است (جدول ۴-۲۹ و شکل ۴-۲۰).



شکل ۴-۱۳- گستره و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در سال ۱۹۹۰

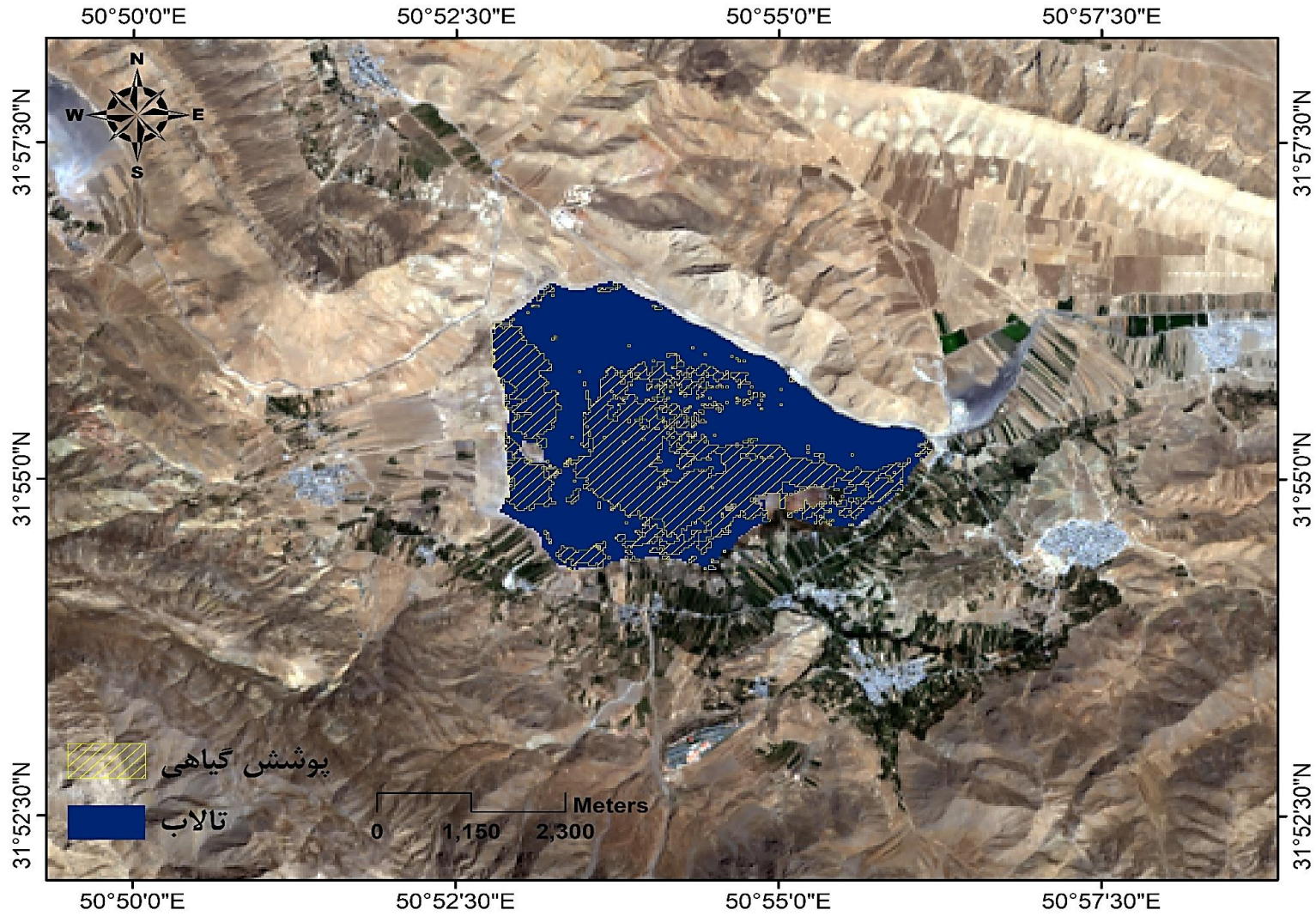


شکل ۴-۱۴- گستره و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در سال ۱۹۹۵

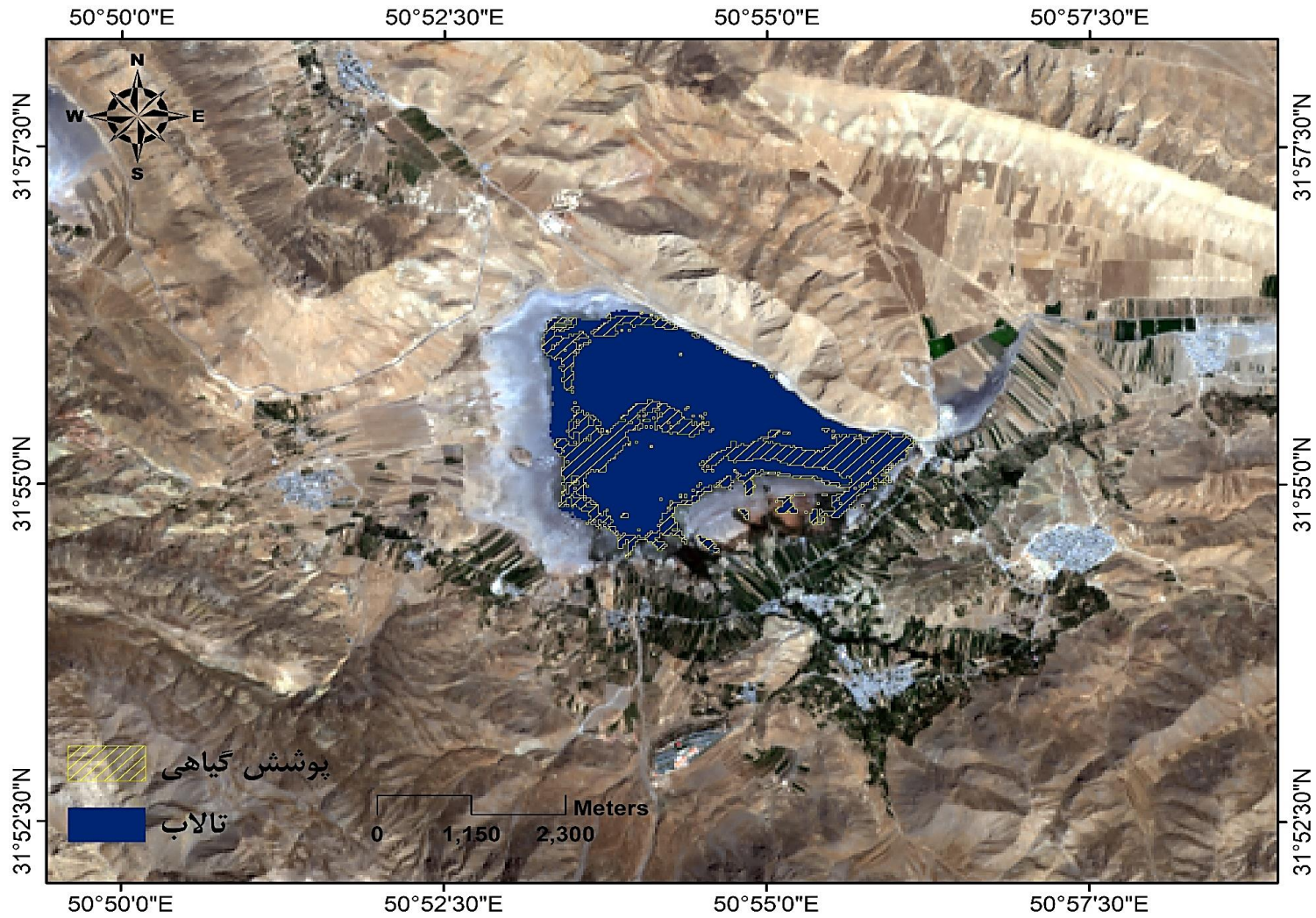


شکل ۴-۱۵- گستره و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در سال ۱۹۹۸

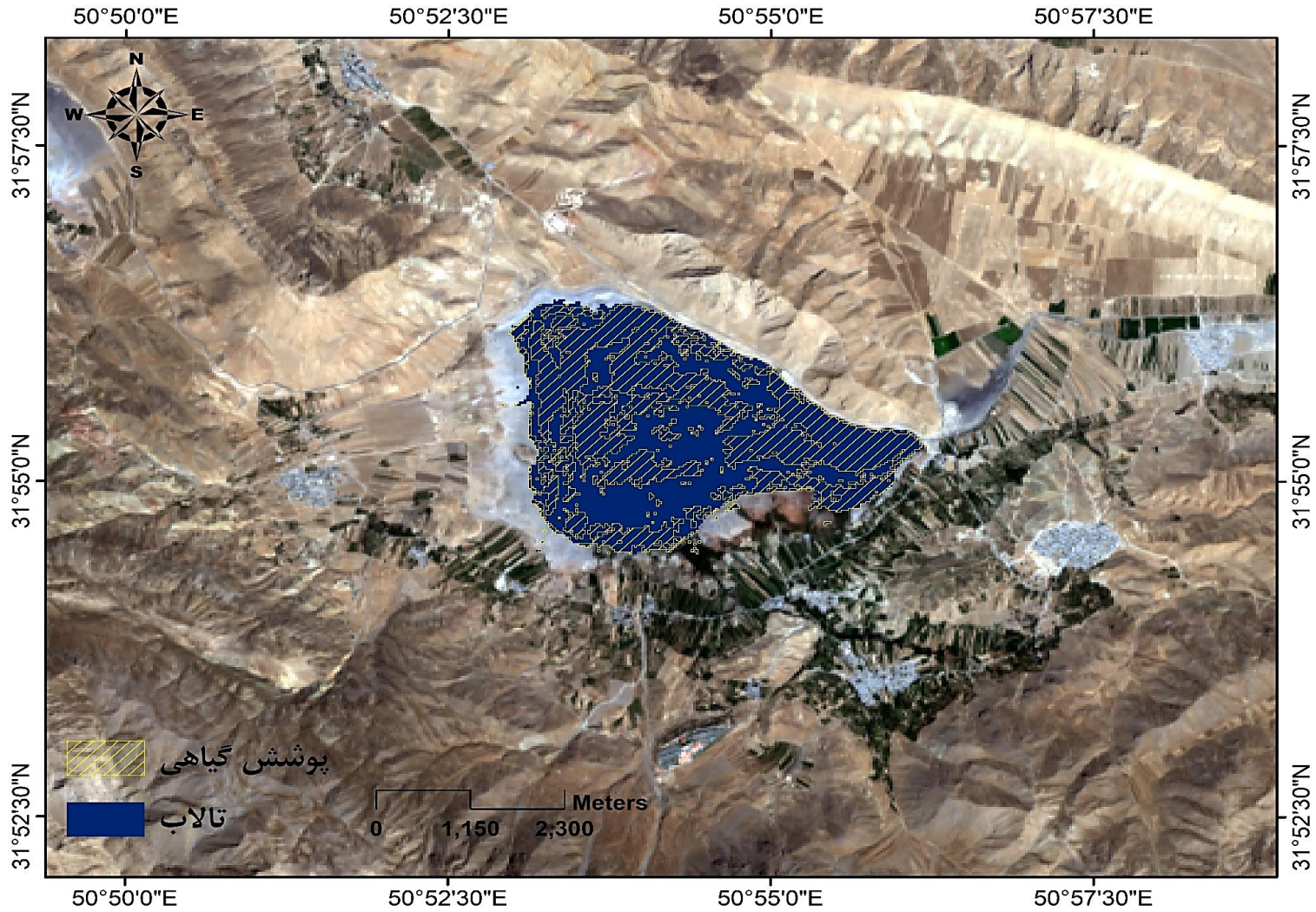




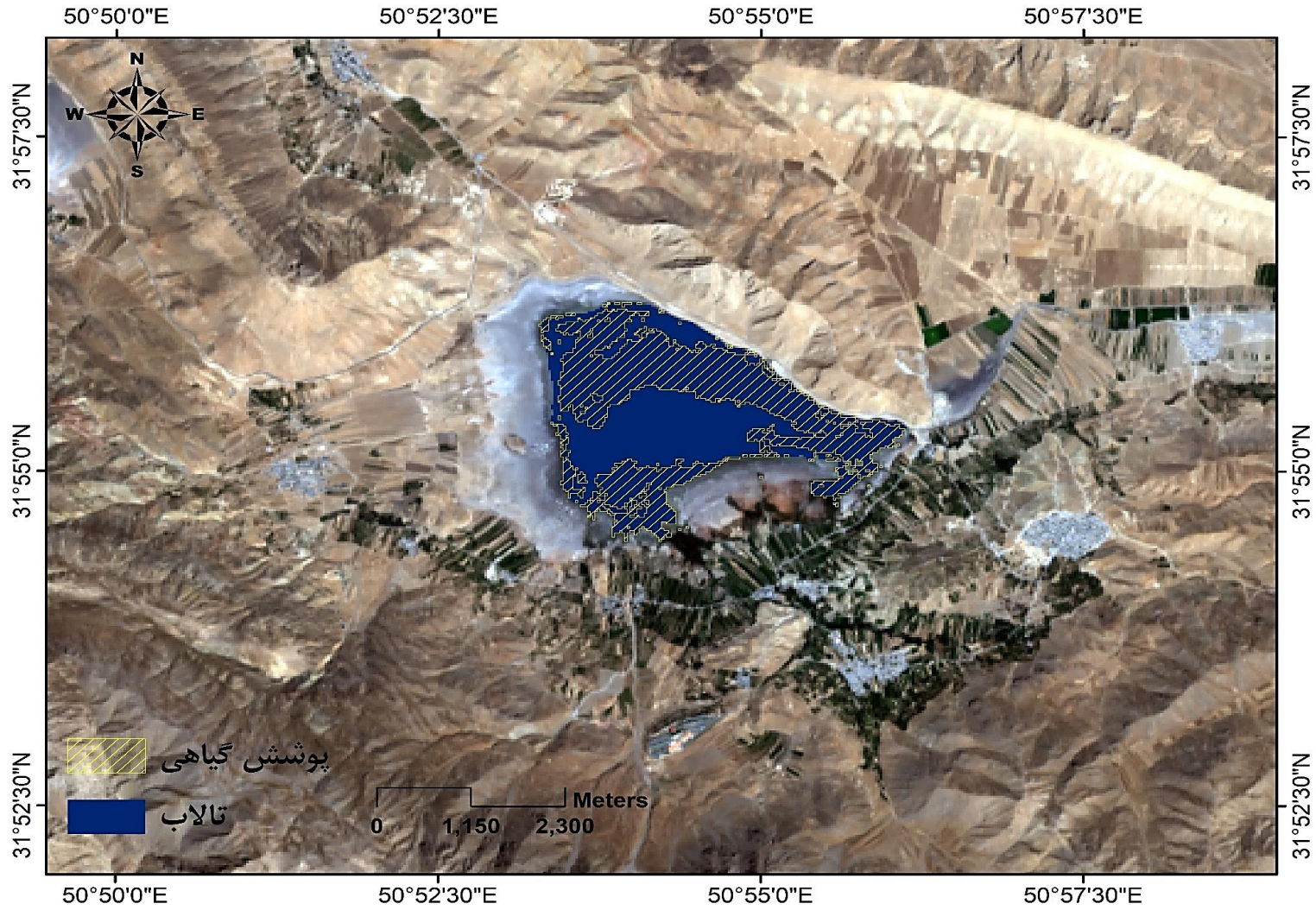
شکل ۴-۱۶- گستره و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در سال ۲۰۰۳



شکل ۴-۱۷- گستره و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در سال ۲۰۰۸



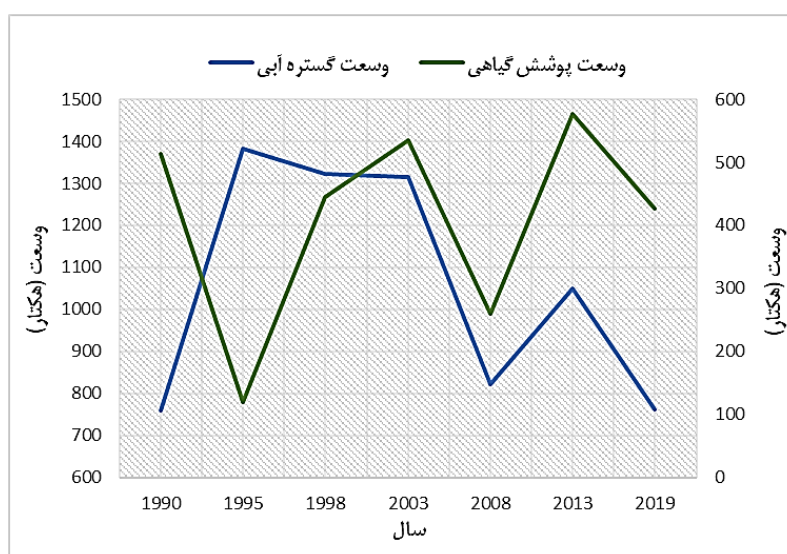
شکل ۴-۱۸- گستره و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در سال ۲۰۱۳



شکل ۴-۱۹- گستره و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در سال ۲۰۱۹

جدول ۴-۲۹- مقادیر وسعت و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹)

سال	وسعت گستره آبی تالاب (هکتار)	وسعت پوشش گیاهی تالاب (هکتار)	نسبت وسعت گستره پوشش گیاهی به گستره تالاب (درصد)
۱۹۹۰	۷۶۰/۱	۵۱۳/۱	۶۷/۵
۱۹۹۵	۱۳۸۱/۵	۱۱۹/۲	۸/۶
۱۹۹۸	۱۳۲۳/۳	۴۴۵/۵	۳۳/۷
۲۰۰۳	۱۳۱۴/۴	۵۳۴/۷	۴۰/۷
۲۰۰۸	۸۲۲/۳	۲۵۹/۷	۳۱/۶
۲۰۱۳	۱۰۵۰/۲	۵۷۷/۲	۵۵
۲۰۱۹	۷۶۱/۷	۴۲۷/۳	۵۶/۱



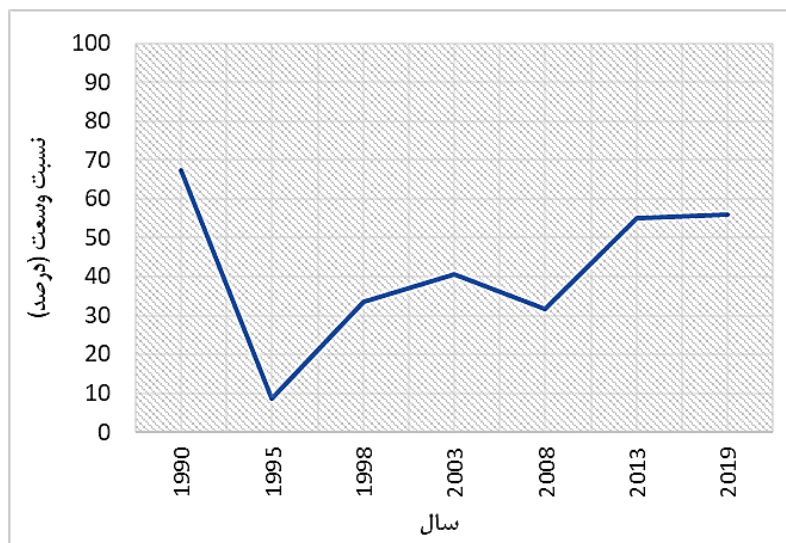
شکل ۴-۲۰- روند تغییرات گستره و پوشش گیاهی تالاب چغاخور در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹)

همان‌طور که نتایج نشان می‌دهد، مقدار گستره آبی تالاب از سال ۲۰۰۳ تا ۲۰۰۸ به میزان قابل توجهی کاهش یافته است؛ به طوری که وسعت تالاب در این فاصله زمانی دچار افت ۴۰ درصدی شده است (شکل ۴-۲۰) و پس از افزایش در سال ۲۰۱۳، مجدداً تا سال ۲۰۱۹ (پایان دوره ۳۰ ساله) از وسعت گستره آبی تالاب کاسته شده است.

بررسی تغییرات وسعت پوشش گیاهی تالاب در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹) نشان داد که همانند تغییرات گستره آبی تالاب، تغییرات پوشش گیاهی نیز در طول دوره با نواسانات قابل توجهی همراه بوده است (جدول ۴-۲۹ و شکل ۴-۲۰). بر اساس نتایج به‌دست آمده برخلاف روند افزایش وسعت گستره آبی تالاب از سال ۱۹۹۰ تا ۱۹۹۵، از میزان گستره پوشش گیاهی تالاب در این فاصله زمانی به میزان ۷۷ درصد کاسته شده است و پس از افزایش قابل توجهی ۲۷۰ درصدی وسعت پوشش گیاهی از سال ۱۹۹۵ تا ۱۹۹۸، بر گستره این بخش ساختاری تالاب تا سال ۲۰۰۳ افزوده شده است (شکل ۴-۲۰). نتایج نشان می‌دهد که روند تغییرات وسعت پوشش گیاهی تالاب از سال ۲۰۰۳ تا ۲۰۱۹ همانند روند تغییرات وسعت گستره آبی تالاب دارای نواسانات قابل توجهی تا پایان دوره ۳۰ ساله است به نحوی که گستره پوشش گیاهی تالاب در سال ۲۰۱۳ به بیشترین خود در طول دوره ۳۰ ساله می‌رسد (۱۰۵۰ هکتار) و در نهایت تا پایان دوره ۳۰ ساله به وسعت ۴۲۷ هکتار کاهش می‌یابد.

بررسی نسبت وسعت پوشش گیاهی به وسعت گستره آبی تالاب چغاخور در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹) نشان داد که پس از کاهش نسبت میان این دو مشخصه ساختاری تالاب از سال ۱۹۹۰ تا ۱۹۹۵، به تدریج بر میزان این نسبت تا پایان دوره

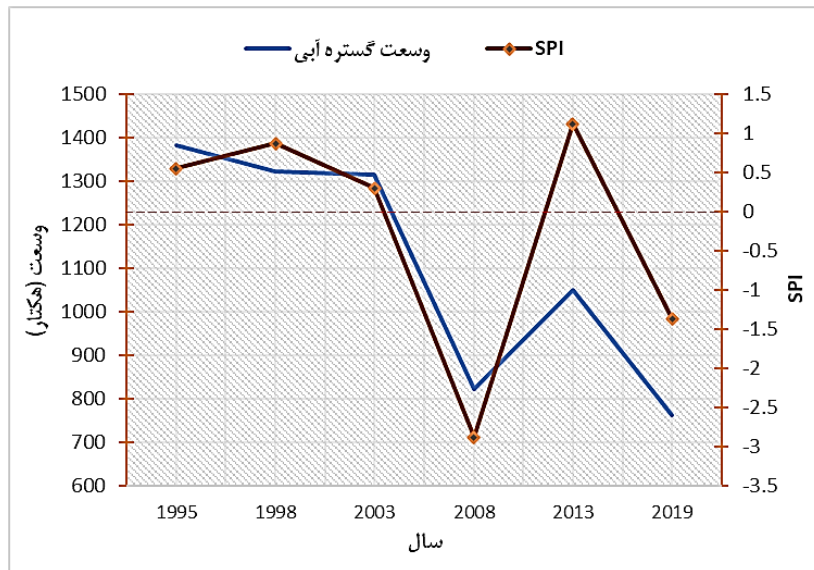
۳۰ ساله افزوده شده است (بیش از ۵۰ درصد سطح تالاب) که نشان‌دهنده افزایش سهم وسعت پوشش گیاهی تالاب از وسعت گستره آبی آن در طول دوره ۳۰ ساله است (شکل ۴-۲۱).



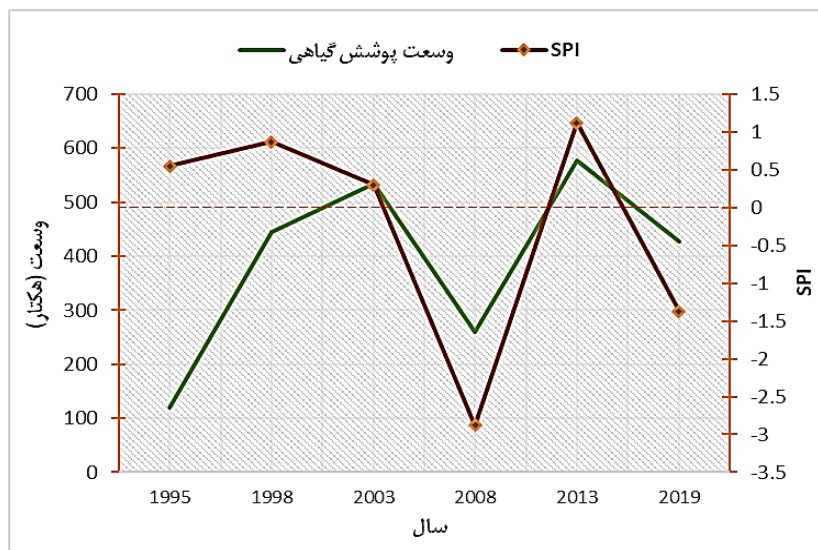
شکل ۴-۲۱- نسبت وسعت پوشش گیاهی به وسعت گستره آبی تالاب چغاخور در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹)

#### ۵-۷-۴- بررسی رابطه میان تغییرات وسعت و پوشش گیاهی تالاب و تغییرات وقوع خشکسالی و دمای هوا در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹)

بررسی تغییرات وسعت پوشش گیاهی و گستره آبی تالاب چغاخور در ارتباط با تغییرات وقوع خشکسالی در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹) نشان داد که در دوره ترسالی‌های متوسط و ملایم ۱۹۹۵ تا ۲۰۰۳ (مقادیر SPI بزرگتر از صفر) از وسعت گستره آبی تالاب به میزان اندکی کاسته شده است و در همین دوره به میزان قابل توجهی بر وسعت پوشش گیاهی تالاب افزوده شده است (شکل‌های ۴-۲۲ و ۴-۲۳). بر اساس نتایج به‌دست آمده، روند تغییرات مقادیر وسعت گستره آبی و پوشش گیاهی تالاب از سال ۲۰۰۳ تا ۲۰۱۹ مشابه یک‌دیگر و در انطباق با تغییرات شدت وقوع خشکسالی در این دوره زمانی است، به نحوی که با افزایش یا کاهش شدت وقوع خشکسالی نیز این دو بخش ساختاری تالاب دارای افزایش و کاهش وسعت بوده‌اند (شکل‌های ۴-۲۲ و ۴-۲۳).



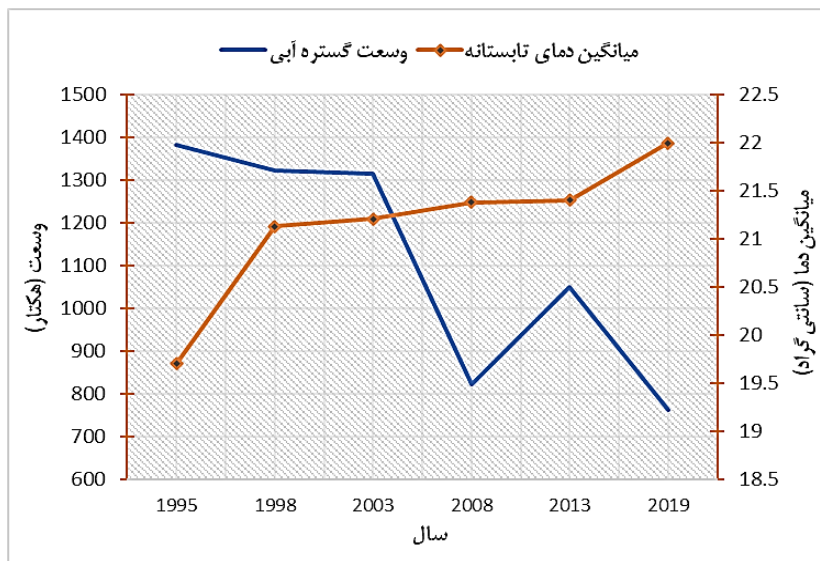
شکل ۴-۲۲- تغییرات وسعت گستره آبی تالاب چغاخور و نمایه بارش استاندارد (SPI) در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹)



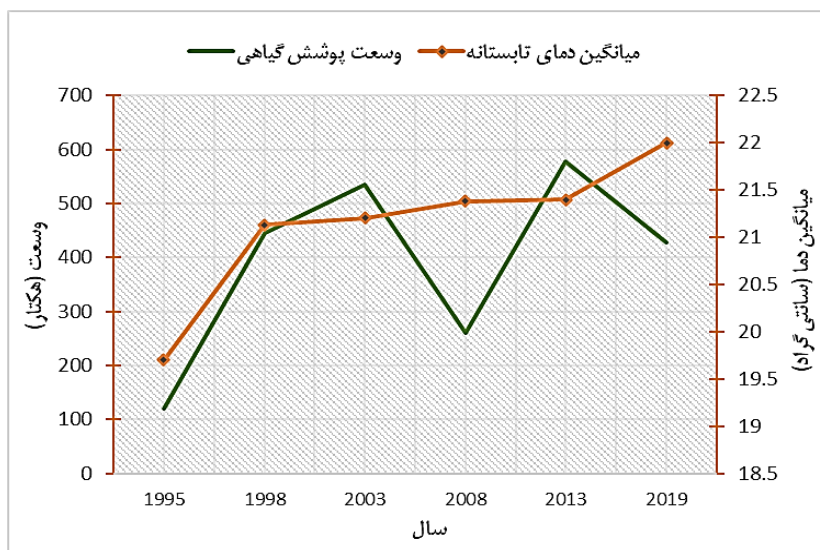
شکل ۴-۲۳- تغییرات وسعت پوشش گیاهی تالاب چغاخور و نمایه بارش استاندارد (SPI) در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-

۲۰۱۹)

بررسی تغییرات وسعت پوشش گیاهی و گستره آبی تالاب چغاخور در ارتباط با تغییرات میانگین دمای تابستانه در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹) نیز نشان داد که علی رغم روند افزایشی میانگین دمای تابستانه در طول دوره ۲۵ ساله، بر وسعت پوشش گیاهی تالاب (به استثنای سال ۲۰۰۸) در این دوره افزوده شده است (انطباق روند تغییرات دما و گستره پوشش گیاهی تالاب) (شکل های ۴-۲۴ و ۴-۲۵) و در مقابل در طول دوره از وسعت گستره آبی تالاب (به استثنای سال ۲۰۱۳) کاسته شده است (معکوس بودن روند تغییرات دما و گستره آبی تالاب) (شکل های ۴-۲۴ و ۴-۲۵).



شکل ۴-۲۴- تغییرات وسعت گستره آبی تالاب چغاخور و میانگین دمای تابستانه در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹)



شکل ۴-۲۵- تغییرات وسعت پوشش گیاهی تالاب چغاخور و میانگین دمای تابستانه در طول دوره ۲۵ ساله (۱۹۹۵-۲۰۱۹)



## فصل پنجم

### نتیجه‌گیری

#### ۱-۵- نتیجه‌گیری بخش کیفیت آب تالاب چغاخور

در این تحقیق به منظور بررسی وضعیت کیفیت آب تالاب چغاخور نمونه‌برداری آب در چهار فصل بهار، تابستان، پاییز و زمستان از مناطق مختلف تالاب و همچنین ابتدای خروجی تالاب، ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه)، ورودی آب چشمه سیبک، تنگ سیاه، ابتدای دستگرد بالا و خروجی آب کارگاه تونل انتقال آب سبزکوه انجام و پارامترهای کیفی آب شامل فسفات، نترات، کلسیم، منیزیم، آمونیاک، pH، COD، BOD<sub>5</sub>، اکسیژن محلول، هدایت الکتریکی، دمای آب، کل جامدات، سختی کل، کلیاتیت، کربنات، بی‌کربنات، فسفر کل، کلیفرم کل، کلیفرم مدفوعی و کلروفیل آ در سال ۱۳۹۷ اندازه‌گیری شد. طبق نتایج به‌دست آمده بیشترین مقدار BOD<sub>5</sub> و COD در تالاب به ترتیب ۱۰/۶۵ و ۳۲/۵ میلی‌گرم بر لیتر در فصل پاییز مشاهده شد. بیشترین و کمترین مقدار اکسیژن محلول برابر با ۱۱/۱۵ میلی‌گرم بر لیتر در ورودی تالاب (چشمه سیبک، باغ خان و تنگ سیاه) و ۴/۵ میلی‌گرم بر لیتر در ابتدای خروجی تالاب در فصل بهار می‌باشد.

در مورد سایر پارامترها مقدار نترات، فسفات، کلیاتیت، بی‌کربنات، سختی کل، دما، کلیفرم مدفوعی و EC بیشترین مقدار را در فصل تابستان داشتند. همچنین بیشترین و کمترین مقدار میانگین دمای آب در سال ۱۳۹۷ به ترتیب در فصل تابستان و پاییز مشاهده شد. علاوه بر این نتایج نشان داد که میانگین غلظت فسفر کل در فصل بهار بود که با نزدیک شدن به فصل تابستان و گرم شدن هوا، شرایط تغذیه‌گرایی مساعد شده و غلظت فسفر در تالاب چغاخور افزایش یافته است. سپس در فصل پاییز با معتدل شدن دمای هوا غلظت فسفر روندی کاهشی داشته و پس از آن با نزدیک شدن به فصل بهار غلظت فسفر دوباره روند افزایشی داشت.

طبق نتایج حاصل از محاسبه شاخص کیفیت آب سطحی IRWQI<sub>SC</sub>، به طور متوسط کیفیت آب در فصل بهار (نسبتاً خوب) نسبت به سایر فصول بهتر بود. نتایج شاخص تغذیه‌گرایی تالاب نیز نشان داد که بیشترین مقدار شاخص تغذیه‌گرایی مربوط به شاخص (TP) TSI بوده یعنی غلظت فسفر، مهم ترین عامل تغذیه‌گرایی تالاب چغاخور می‌باشد. شاخص غنی‌شدگی کارلسون برحسب فسفر کل نشان داد که بدترین وضعیت مربوط به مرداد ماه بود. به‌طور کلی بیشترین مقدار شاخص‌های تغذیه‌گرایی (TP) TSI و (TN) TSI در فصل تابستان مشاهده شد که شاخص تغذیه‌گرایی کل نیز به همین صورت بود. در حالی که در مورد شاخص تغذیه‌گرایی (CHL) TSI کمترین مقدار در فصل تابستان مشاهده شد. علاوه بر این طبق نتایج محاسبه شاخص (AVG) TSI تالاب چغاخور در فصول بهار، پاییز و زمستان در وضعیت هایپروتروف و بوتروف و در فصل تابستان در وضعیت هایپروتروف قرار دارد. همچنین تالاب چغاخور بر اساس شاخص (TP) TSI در سال ۱۳۹۷ در فصل بهار ۹۳٪ در وضعیت یوتروفیک و ۷٪ در وضعیت هایپروتروفیک، در فصل تابستان ۸۰٪ آن در وضعیت یوتروفیک و در فصل زمستان تالاب در وضعیت یوتروفیک و هایپروتروفیک به ترتیب با ۶۴ و ۳۶ درصد قرار داشت.

نتایج بررسی فلزات سنگین در رسوبات تالاب چغاخور نشان داد که بیشترین میانگین غلظت کل فلزات مورد بررسی در رسوبات و آب این تالاب به ترتیب شامل مس، روی، کروم، سرب، آرسنیک و کادمیوم بود.

نتایج ارزیابی شاخص‌های آلودگی مربوط به رسوبات تالاب چغاخور به شرح زیر است:

➤ فاکتور آلودگی: همه مناطق نمونه‌برداری از نظر آرسنیک، کادمیوم، کروم، سرب و روی دارای مقدار فاکتور آلودگی کمتر از یک بودند.

- شاخص بار آلودگی (PLI): در همه ایستگاه‌ها نزدیک به غلظت زمینه بود.
- شاخص ژئوشیمیایی مولر: همه ایستگاه‌ها در طبقه کاملاً غیر آلوده قرار گرفتند.
- شاخص غنی‌شدگی: در همه مناطق نمونه‌برداری از نظر آرسنیک، کادمیوم و روی، کروم و سرب غنی‌شدگی وجود نداشت.
- خطر اکولوژیک بالقوه: بر اساس طبقه‌بندی پیشنهادی هاکنسون تمامی ایستگاه‌ها در طبقه ریسک کم اکولوژیک قرار گرفتند.

نتایج ارزیابی شاخص‌های آلودگی مربوط به آب تالاب چغاخور نیز به شرح زیر است:

- شاخص فلزی: تمامی مناطق مورد بررسی در تالاب در طبقه در آستانه خطر از نظر آشامیدن قرار گرفتند.
- شاخص آلودگی فلزات سنگین: آب تالاب چغاخور در طبقه فاقد آلودگی به فلزات سنگین و آرسنیک قرار گرفت.
- شاخص ارزیابی فلزات سنگین (HEI): در همه ایستگاه‌ها، آب تالاب چغاخور در طبقه آلودگی کم قرار گرفت.
- شاخص درجه آلودگی (Cd): در تمامی ایستگاه‌ها، درجه آلودگی آب تالاب چغاخور پایین بود.

نتایج آنالیز ۱۷ سموم کلره در تابستان سال ۱۳۹۸ نشان داد که میزان سموم آنالیز شده بسیار پایین و نزدیک به حد تشخیص دستگاه می‌باشد و بنابراین آلودگی از نظر سموم کلره در تالاب وجود ندارد. بطور کلی نتایج مطالعه حاضر نشان می‌دهد آلودگی از نظر فلزات سنگین و سموم کلره در تالاب وجود ندارد. اما بدلیل توسعه فعالیت‌های کشاورزی پیرامون تالاب به ویژه در بالادست تالاب که منجر به افزایش ورود مواد مغذی از جمله ترکیبات نیتروژن و فسفر به تالاب شده، و برداشت آب از طریق سد تنظیمی و به دنبال آن کاهش میزان آب تالاب، کیفیت آب تالاب به ویژه در فصل تابستان کاهش پیدا می‌کند. یکی از مهمترین عوامل تهدید کننده تالاب در حال حاضر نوسان شدید سطح باعث تغییرات اکولوژیکی در تالاب و از بین رفتن گونه‌های حساس و توسعه گونه‌های مهاجم و بردبار از جمله گونه گیاهی پرتاوسی سنبله‌ای شده است.

## ۲-۵- نتیجه‌گیری بخش اثرات تغییر اقلیم بر بخش‌های ساختاری تالاب چغاخور

بر اساس مطالعات گوناگون، تغییرات ایجاد شده در مقادیر بارندگی و رواناب‌های سطحی یکی از مهم‌ترین عوامل تغییر ساختار و عملکرد تالاب‌ها هستند (Wu و همکاران، ۲۰۱۴). در واقع به دلیل ارتباط نزدیکی که میان تالاب‌ها و وقوع بارندگی وجود دارد، هر گونه تغییر در الگوهای بارندگی و جریان‌های آبی سطحی حوضه‌های آبخیز تاثیر قابل توجهی بر ساختار و عملکرد تالاب‌ها دارد (Rebello و همکاران، ۲۰۰۹). رواناب سطحی وارد شده به تالاب‌ها از حوضه‌های آبخیز از طریق کاهش میزان شوری و سولفات‌ها، افزایش تامین مواد مغذی و رسوب‌گذاری در بستر تالاب سبب حفظ ساختار و عملکرد تالاب‌ها می‌شود و وقوع خشکسالی و کاهش بارندگی در حوضه‌های آبخیز می‌تواند با ایجاد تغییرات غیرنرمال یا بر هم زدن توازن حجم رواناب‌های ماهانه، فصلی یا سالانه (کاهش رواناب در فصل‌های کم بارش)، تاثیر نامطلوب بر میزان تبخیر و تعرق، ظرفیت نفوذپذیری خاک و رژیم‌های جریان آب‌های سطحی و زیر سطحی در حوضه آبخیز سبب کاهش حجم رواناب‌های شیرین ورودی به تالاب و به دنبال آن تضعیف تالاب‌ها شود (Guo و همکاران، ۲۰۰۸؛ Abdollahi و همکاران، ۲۰۱۷). نتایج مطالعه حال حاضر نیز نشان داد که منطقه در برگیرنده تالاب چغاخور در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹) به صورت متناوب و بلند مدت در معرض کاهش بارندگی و وقوع خشکسالی‌های متعدد قرار گرفته است که با شدت و ضعف‌های مختلفی در طول دوره زمانی ۳۰ ساله بین سال‌های ۱۹۹۰ تا ۲۰۱۹، وجود مقادیر منفی SPI و با شدت خشکسالی ملایم تا بسیار شدید (با مقادیر متغیر SPI از بازه ۰ تا بیش از ۳-)، نشان‌دهنده تداوم وقوع خشکسالی‌های طولانی مدت در این دوره زمانی است. در واقع نوسانات بارندگی در طول دوره مطالعاتی سبب ایجاد عدم تکرار خشکسالی در سالیان متمادی شده است. قطعاً وقوع این دوره‌های طولانی مدت خشکسالی

در منطقه در بر گیرنده تالاب صدمات قابل توجهی را بر سلامتی و گستره این اکوسیستم آبی وارد آورده است که نیاز به انجام مطالعات بیشتر را در این زمینه نشان می‌دهد. بررسی نتایج روند تغییرات مقادیر SPI نیز نشان داد که وقوع و شدت خشکسالی‌ها در سطح منطقه در بر گیرنده تالاب چغاخور در طی دوره زمانی ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹) دارای روند افزایشی بوده است که باعث کاهش حجم منابع آبی ورودی به این تالاب در طول دوره ۳۰ ساله (بویژه در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۳ به دلیل وقوع خشکسالی‌های شدید تا بسیار شدید) شده باشد. بررسی روند تغییرات مقادیر متوسط بارندگی سالانه نیز تأیید کننده روند افزایشی وقوع و شدت خشکسالی در سطح منطقه مورد مطالعه است؛ چنان‌که در سری زمانی ۳۰ ساله مورد مطالعه، کاهش قابل ملاحظه‌ای در مقادیر متوسط بارندگی سالانه در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۷ مشاهده شد. در مطالعه انجام شده توسط Eslami-Andargoli و همکاران (۲۰۰۹) نتایج بررسی روند وقوع خشکسالی و استفاده از روش‌های Pettitt-Mann-Whitney و CUSUM در سواحل شرقی استرالیا نشان داده که از مقطع زمانی ۱۹۹۲ بر شدت خشکسالی‌ها افزوده شده و دوره بلند خشکسالی آغاز شده است. در مطالعه انجام شده توسط Mafi-Gholami و همکاران (۲۰۱۷) نیز نتایج نشان‌دهنده روند افزایشی شدت وقوع خشکسالی‌ها از مقطع زمانی ۱۹۹۸ تاکنون در سواحل جنوبی ایران است و در دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۸ بر شدت خشکسالی‌ها افزوده شده است که سبب ایجاد تغییرات نامطلوب بر گستره و پوشش گیاهی مانگروهای این سواحل شده است.

علاوه بر تأثیر مستقیم تغییرات مقادیر بارندگی و وقوع خشکسالی بر حجم آب شیرین ورودی به تالاب‌ها، مطالعات مختلف نشان داده که فعالیت‌های انسانی در سطح حوضه‌های آبخیز همانند توسعه اراضی زراعی و مناطق شهری و صنعتی (تغییر کاربری/پوشش اراضی)، احداث سد، توسعه آبی‌پروری و آلاینده‌ها نیز از عوامل اصلی اثرگذار در روند کاهش وسعت تالاب‌ها هستند (Ouyang و همکاران، ۲۰۱۴). هر چند که نتایج این مطالعه نشان‌دهنده تأثیر مستقیم وقوع خشکسالی بر کاهش گستره آبی تالاب در طول دوره ۳۰ ساله است اما بررسی تغییرات رخ داده در کاربری/پوشش اراضی حوضه آبخیز تالاب در طول دوره مطالعاتی (تغییر مقادیر ضریب رواناب ناشی تغییرات رخ داده در کاربری/پوشش اراضی حوضه آبخیز) می‌تواند تأثیر هم‌زمان تغییرات کاربری/پوشش اراضی و قابل توجه مقادیر بارندگی و وقوع خشکسالی‌های سالیان اخیر را بر گستره آبی تالاب نشان دهد. با توجه به وابستگی ساختار و عملکرد تالاب به حجم آب شیرین ورودی از حوضه به درون آن، تغییرات رواناب سطحی حوضه آبخیز سبب تغییرات (افزایشی و کاهش) وسعت گستره آبی و پوشش گیاهی تالاب در دوره وقوع خشکسالی‌های سالیان پایانی دوره ۳۰ ساله شده است؛ چنانکه نتایج نیز نشان‌دهنده انطباق بالای میان تغییرات وسعت گستره آبی و پوشش گیاهی تالاب و وقوع خشکسالی در طول دوره است. در واقع سایر دانشمندان جهان نیز در تحقیقات مشابه خود بیان نموده‌اند که به دلیل وجود همبستگی بسیار زیاد میان گستره تالاب‌ها و میزان آب شیرین ورودی به آن‌ها، هر گونه تغییر رخ داده در مقادیر بارندگی و جریانات آبی سطحی و وقوع خشکسالی در سطح حوضه‌های آبخیز می‌تواند از طریق تغییر مستقیم در میزان رواناب-های سطحی، مقدار مواد غذایی و رسوبات ورودی به بستر تالاب‌ها، تأثیر قابل توجهی بر ساختار و عملکرد تالاب‌ها داشته باشد (McCarthy و Rogers، ۲۰۰۰؛ Withey و van Kooten، ۲۰۱۱؛ Pitchford و همکاران، ۲۰۱۲؛ Mitsch و همکاران، ۲۰۱۳). در مورد سایر تالاب‌های ایران نیز عوامل مختلفی مانند توسعه آبی‌پروری، تغییرات کاربری/پوشش اراضی در نواحی پیرامونی تالاب‌ها، ورود فاضلاب‌های صنعتی و خانگی از مناطق شهری مجاور به درون تالاب‌ها و نیز سد سازی در مسیر رودخانه‌های ورودی به تالاب‌ها نقش موثری در تخریب و کاهش وسعت این اکوسیستم‌ها در نواحی گوناگون کشور داشته‌اند (بهروزی راد، ۱۳۹۵). این امر اهمیت مدیریت فعالیت‌های انسانی و نیز تأثیرات نامطلوب ناشی از تغییر کاربری/پوشش اراضی حوضه‌های آبخیز را بر منابع آبی نشان می‌دهد و در کشوری همانند ایران که با خشکسالی‌های متوالی و بلند مدت مواجه است، اهمیت دو چندان می‌یابد. بر این اساس پیشنهاد می‌شود تا در مطالعات آینده ضمن پایش روند تغییرات کاربری/پوشش اراضی حوضه آبخیز تالاب چغاخور، تأثیر تغییرات کاربری/پوشش اراضی بر ساختار تالاب در دهه‌های گذشته مورد مطالعه قرار گیرد.

نتایج این مطالعه نشان داد که میانگین دمای تابستانه منطقه در بر گیرنده تالاب در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹) دارای روند افزایشی است که این امر بدون شک افزایش تبخیر و تعرق از سطح حوضه آبخیز و نیز گستره آبی تالاب را در پی داشته است (روند معکوس میان تغییرات میانگین دمای تابستانه و تغییرات وسعت گستره آبی تالاب). نتایج مطالعه انجام شده توسط

نوری کمري و همکاران (۱۳۹۸) در سطح حوضه آخيز تالاب کافتري نيز نشان داده که با افزايش دمای هوا در سطح حوضه بر مقدار تبخیر و تعرق از سطح تالاب کافتري استان فارس در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۸۶-۲۰۱۵) افزوده شده است که دارای ارتباط مستقیم با تغییرات گستره آبی تالاب بوده است. بر این اساس نیاز است تا در مطالعات آینده، تاثیر افزايش دما در سطح حوضه آخيز تالاب چغاخور بر میزان تبخیر از سطح تالاب مورد بررسی قرار گرفته و تاثیر هم‌زمان خشکسالی و تبخیر از سطح تالاب بر گستره آبی و پوشش گیاهی در طول دوره مورد بررسی قرار گیرد.

از آنجا که سطح آب تالاب‌ها بسته به سطح ایستابی آبخوان منطقه دارد، هرگونه افزايش یا کاهش سطح آبخوان بر سطح تالاب تأثیر گذار خواهد بود (Abdollahi و همکاران، ۲۰۱۷). کاهش گستره آبی تالاب چغاخور می‌تواند ناشی از تأثیر دو جانبه خشکسالی بر این تالاب باشد. بر این اساس که علاوه بر تاثیر وقوع خشکسالی‌های بلند مدت در سالیان اخیر بر کاهش منابع آبی ورودی به تالاب، کاهش میزان بارندگی در این دوره زمانی موجب افزايش نیاز آبی بخش کشاورزی واقع در حاشیه و حوضه آخيز بالادست تالاب شده است که بدون شک افزايش برداشت و کاهش سطح ایستابی سفره آب زیر زمینی منطقه را به دنبال داشته است. بر این اساس، با کاهش گستره و حجم آب تالاب در سالیان اخیر، توسعه بیش از حد اراضی زراعی در مجاور تالاب و سطح حوضه آخيز آن بیش از پیش سبب کاهش سطح ایستابی سفره آب زیر زمینی این منطقه خواهد شد که در نهایت با فرونشست دشت، فرصت توسعه مجدد گستره تالاب را از بین برده و وضعیت معیشتی و اقتصاد روستاهای منطقه را تهدید خواهد نمود.

با توجه به پیش‌بینی انجام شده توسط Solomon و همکاران (۲۰۰۷) در مورد کاهش شدیدتر مقادیر بارندگی در عرض‌های پایین و مناطق نیمه حاره کره زمین در پاسخ به تغییرات اقلیمی آبی پیش‌بینی می‌شود که وقوع خشکسالی‌های شدید و کاهش بارندگی، احیاء و آب‌گیری مجدد تالاب را به شدت محدود سازد. در کنار کاهش بارندگی و وقوع خشکسالی‌های آبی نیز باید تاثیر مخرب و غیر قابل بازگشت از بین سفره آب زیرزمینی را منطقه در برگیرنده تالاب را نیز به عنوان مانعی دیگر در توسعه گستره آبی تالاب نام برد که به عنوان نتیجه فعالیت‌های مخرب انسانی سبب تشدید پیامدهای نامطلوب ناشی از تغییر اقلیم بر تالاب می‌گردد. بر این اساس پیشنهاد می‌گردد تا در مطالعات آینده ضمن در نظر سناریوهای اقلیمی موجود، تاثیر تغییرات اقلیمی آبی (تغییرات مقادیر بارندگی) بر تالاب چغاخور مورد بررسی قرار گیرد.

بر اساس مطالعات موجود، احداث سازه‌های زیرزمینی نظیر تونل‌هایی که در زیر سطح ایستابی قرار دارند باعث تغییراتی در سیستم جریان آب‌های زیرزمینی می‌شوند. بر این اساس که در زمان اجرا و احداث این سازه‌های زیرزمینی مقادیر قابل توجهی از حجم آب‌های زیرزمینی به داخل تونل نفوذ کرده و مانند یک زهکش موجب کاهش سطح آب‌های زیرزمینی می‌شود. بدیهی است این تغییرات سیستم آب زیرزمینی، میزان آبدهی چشمه‌های منطقه را تحت تاثیر قرار می‌دهد و اغلب چشمه‌ها با کاهش آبدهی روبرو شده و در نهایت میزان آبدهی آن‌ها به سمت صفر میل می‌کند. احداث تونل انتقال آب سبزکوه در سالیان اخیر سبب کاهش آبدهی و یا خشک شدن چشمه‌های تغذیه کننده تالاب چغاخور گردیده است و کاهش حجم آب شیرین ورودی به تالاب را به همراه داشته باشد. کاهش حجم آب شیرین منشا یافته از چشمه‌های پیرامون تالاب به همراه افت مقادیر بارندگی و وقوع خشکسالی در سالیان اخیر سبب تشدید اثرات کاهش بارندگی بر گستره آبی تالاب چغاخور شده است.

### ۳-۵- ارائه برنامه کاهش یا حذف آلاینده‌ها

عدم وجود یک برنامه مدون مدیریت جامع تالاب برای تمام سازمان‌های ذینفع، عدم آگاهی از ارزش‌ها و کارکردهای اکوسیستمی تالاب، شیوه و میزان بهره‌برداری نامناسب از منابع آبی و زمین‌های مجاور، آلودگی منابع آب و خاک و همچنین تهدید تنوع زیستی جزئی از ریشه‌ها و تهدیدها و مشکلات مطرح شده توسط کارشناسان و ذینفعان بوده است (بی‌نام، ۱۳۹۰). به‌طور کلی نتایج این طرح در مورد تهدیدها، وضعیت فعلی تالاب و راهکارهای پیشنهادی در جدول ۵-۱ ارائه شده است. به عنوان مثال همان‌طور که در این جدول مشاهده می‌شود وجود فلزات سنگین در آب و رسوب که یکی از تهدیدهای تالاب محسوب می‌شود در تالاب چغاخور وجود ندارد با این وجود پیشنهاد می‌شود پایش فلزات سنگین در ورودی‌ها و رواناب‌های

ورودی به تالاب با تواتر فصلی صورت گیرد. در رابطه با تغذیه‌گرایی، وضعیت تالاب شرایط هایپریوتروف و یوتروف (بالا بودن مقادیر ترکیبات نیتروژن و فسفر) را نشان داده است که پیشنهاد می‌شود نظارت مداوم بر مصرف کودهای شیمیایی با همکاری سازمان جهاد کشاورزی و اداره کل محیط زیست استان انجام شود. در رابطه با هر نوع آلودگی یا تهدید در تالاب باید همواره نظارت مستقیم و مداوم صورت گیرد تا تالاب از هر نوع تهدید در امان باشد.

جدول ۵-۱- جدول تهدیدها، وضعیت فعلی تالاب و راهکارهای پیشنهادی

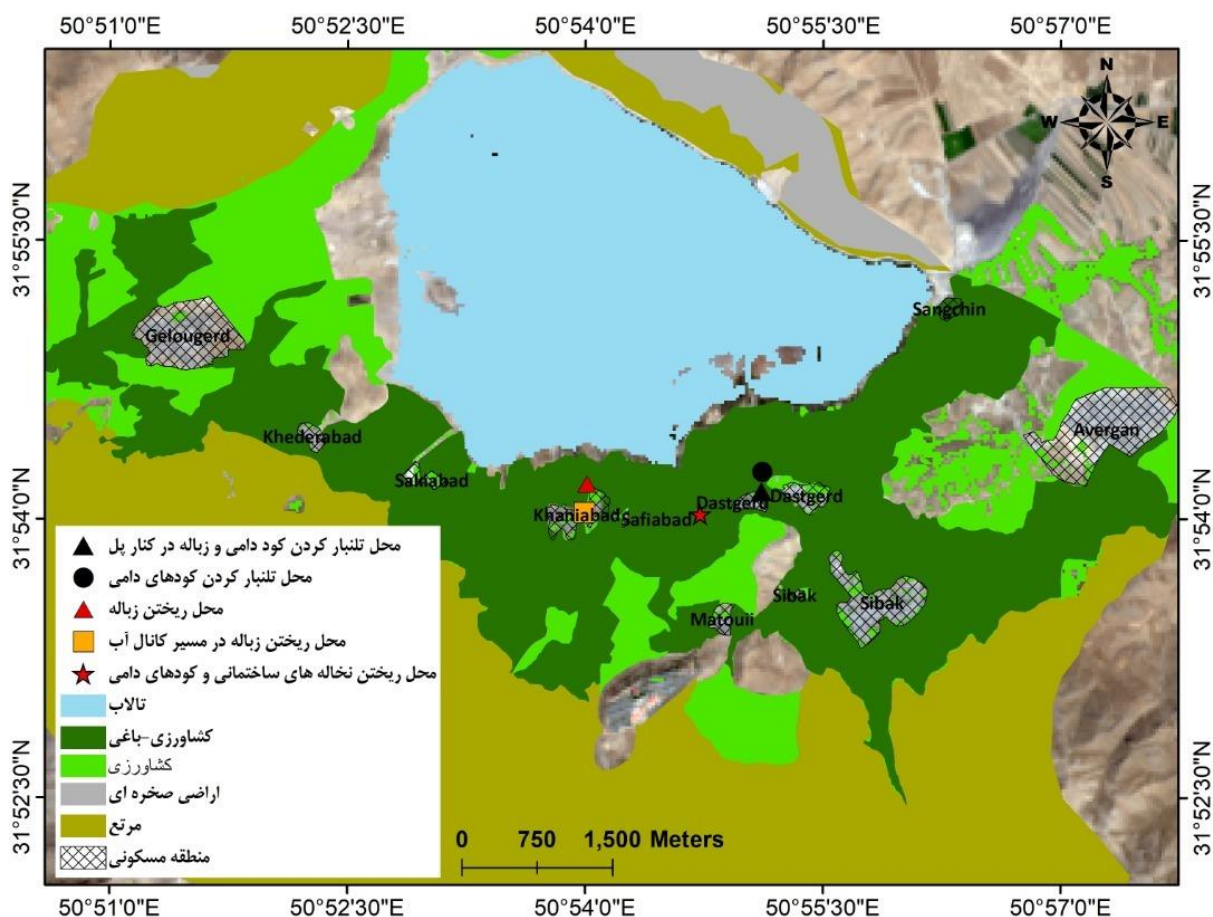
تهدیدات بالقوه تالاب چغاخور	وضعیت فعلی تالاب طبق نتایج مطالعه حاضر	راهکار پیشنهادی
فلزات سنگین رسوبات	فاقد آلودگی از نظر شاخص فاکتور آلودگی، شاخص بار آلودگی، شاخص ژئوشیمیایی مولر، فاکتور غنی شدگی، ارزیابی خطر اکولوژیک بالقوه	-پایش فلزات سنگین در ورودی‌ها و رواناب‌های ورودی به تالاب با تواتر فصلی
فلزات سنگین آب	فاقد آلودگی از نظر شاخص فلزی، شاخص آلودگی فلزات سنگین، ارزیابی فلزات سنگین، شاخص درجه آلودگی	-پایش فلزات سنگین در ورودی‌ها و رواناب‌های ورودی به تالاب با تواتر فصلی
وضعیت تغذیه گرای پی‌پنه آبی تالاب	هایپریوتروف و بوتروف (بالا بودن مقادیر ترکیبات نیتروژن و فسفر)	نظارت مداوم بر مصرف کودهای شیمیایی با همکاری سازمان جهاد کشاورزی و اداره کل محیط‌زیست استان
تغییرات وسعت زمین‌های کشاورزی پیرامون تالاب	افزایش وسعت زمین‌های زراعی-باغی از سال ۱۹۹۹ تا سال ۲۰۱۷، حدود ۲۰۰ هکتار	-زون بندی منطقه جهت تخصیص بهینه اراضی و منابع پیرامون تالاب برای فعالیت‌های کشاورزی و جلوگیری از روند رشد بی‌رویه گستره اراضی کشاورزی پیرامون تالاب -حراست موثر از حریم امن پیرامون تالاب جهت جلوگیری از پیشروی اراضی زراعی و باغی در گستره تالاب
سموم کشاورزی	فاقد آلودگی از نظر میزان سموم کلره	نظارت مداوم بر مصرف سموم کشاورزی با همکاری سازمان جهاد کشاورزی و اداره کل محیط‌زیست استان
آلودگی‌های نقطه‌ای	وجود برخی منابع آلاینده نقطه‌ای (تلنبار کردن کودهای کشاورزی، نخاله‌های ساختمانی و تلنبار کردن پسماندهای خانگی، شکل ۵-۱)	-مکان‌یابی محل دفن پسماند برای روستاهای پیرامون تالاب -نظارت دهیاری‌ها بر دفع نخاله‌های ساختمانی، پسماندها و کود در روستا
آلودگی‌های غیرنقطه‌ای (زمین‌های زراعی-باغی)	مجموع اراضی زراعی-باغی در سال ۱۹۹۹، ۱۲۴۰ هکتار بوده است در حالی که وسعت این اراضی در سال ۲۰۱۷، به ۱۴۳۷ هکتار رسیده است. چرای دام در حاشیه تالاب به‌ویژه در بخش‌های جنوب، جنوب غربی و غربی تالاب.	-زون بندی منطقه جهت تخصیص بهینه اراضی و منابع پیرامون تالاب برای فعالیت‌های کشاورزی و جلوگیری از روند رشد بی‌رویه گستره اراضی کشاورزی پیرامون تالاب -حراست موثر از حریم امن پیرامون تالاب جهت جلوگیری از ورود دام

<p>هزینه بالای ایجاد شبکه جمع آوری و تصفیه فاضلاب از علل این امر به شمار می آید. شرط اصلی موفق بودن در برنامه دفع فاضلاب، همکاری صمیمانه مردم و هماهنگی و مشارکت شرکتهای آب و فاضلاب روستایی و بنیاد مسکن و مرکز بهداشت شهرستان و بخشداریها و شورای اسلامی می باشد.</p> <p>بانوجه به استناد ماده ۷ اساسنامه شرکت آب و فاضلاب روستایی مطالعه و اجرای طرحهای دفع بهداشتی فاضلاب روستاها (اعم از جمع آوری، انتقال و تصفیه) بر عهده آب و فاضلاب روستایی می باشد.</p>	<p>در حال حاضر دوازده روستا پیرامون تالاب وجود دارد، روستای سنگچین نزدیکترین روستا به تالاب (۳۰۰ متر) و روستای احمدآباد (۲۴۵۰ متر) دورترین فاصله را تا پهنه آبی تالاب دارند. در حال حاضر دفع فاضلابها در روستاها از طریق چاه های جذبی و بصورت پراکنده در سطح روستا انجام می شود. با توجه به فاصله زیاد روستاها تا تالاب و وجود جاده آسفالته بین روستاها و حریم تالاب امکان تاثیرگذاری فاضلاب روستاها بر پهنه آبی تالاب وجود ندارد.</p>	<p>فاضلاب‌های خانگی مناطق مسکونی روستایی پیرامون تالاب</p>
<p>-پایش پارامترهای فیزیکوشیمیایی و میکروبی در ورودی‌ها و رواناب‌های ورودی به تالاب با تواتر ماهیانه</p> <p>-نظارت بر مصرف کود و سموم کشاورزی با همکاری سازمان جهاد کشاورزی و اداره کل محیط‌زیست استان</p>	<p>کیفیت خوب در فصل بهار و کاهش کیفیت آب تالاب در سایر فصول بویژه تابستان در بخش جنوبی تالاب، محل تمرکز زمین های کشاورزی و مناطق مسکونی</p>	<p>کیفیت آب از نظر پارامترهای فیزیکوشیمیایی و میکروبی</p>
<p>-پایش فلزات سنگین در ورودی ها و روانابهای ورودی به تالاب با تواتر فصلی</p>	<p>وضعیت خوب</p>	<p>کیفیت آب تالاب از نظر آلاینده‌های سمی (آرسنیک، جیوه، سرب، کادمیوم، کروم، آهن و منگنز)</p>
<p>توجه به حقایق زیست محیطی تالاب و تغییر نگرش در پروژه انتقال آب سبزکوه جهت جلوگیری از روند کاهش حجم آب شیرین منشا یافته از چشمه های پیرامون تالاب به دلیل احداث تونل انتقال آب سبزکوه</p> <p>مدیریت میزان بهره برداری از منابع آبی تالاب توسط بخش کشاورزی در اراضی پیرامون تالاب و نیز در سطح حوزه آبریز تالاب</p>	<p>وسعت تالاب در فصل‌های بهار، تابستان، پاییز و زمستان به ترتیب ۱۲۸۱، ۱۰۶۰، ۸۶۰/۲ و ۱۱۱۲/۲ هکتار در سال ۱۳۹۷ متغیر بوده است (نوسان پهنه آبی و عمق آب تالاب).</p>	<p>تغییرات وسعت پهنه آب تالاب</p>
<p>تهیه برنامه سازگاری با تغییر اقلیم و ارزیابی آسیب پذیری تالاب نسبت به پیامدهای ناشی از تغییر اقلیم به منظور فراهم آوردن اطلاعات حیاتی در مورد تعیین دقیق و مدیریت میزان بهره برداری</p>	<p>وقوع و شدت خشکسالی‌ها در سطح منطقه در بر گیرنده تالاب چغاخور در طی دوره زمانی ۳۰ ساله (۱۹۹۰-۲۰۱۹) دارای روند افزایشی بوده است که باعث کاهش حجم منابع آبی ورودی به این</p>	<p>خشکسالی</p>

<p>از منابع آبی تالاب توسط بخش کشاورزی جهت حفظ ساختار و عملکرد تالاب جایگزین کردن محصولات کشاورزی با نیاز آبی کمتر و تغییر شیوه آبیاری مورد استفاده از اراضی کشاورزی پیرامون تالاب به منظور کاهش حجم بهره برداری از منابع آبی تالاب</p>	<p>تالاب در طول دوره ۳۰ ساله (بویژه در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۳ به دلیل وقوع خشکسالی‌های شدید تا بسیار شدید) شده است.</p>	
<p>توجه به نیاز آبی تالاب در جهت حفظ گستره و پوشش گیاهی تالاب و مدیریت میزان بهره برداری از منابع آبی تالاب توسط بخش کشاورزی بررسی وضعیت سطح سفره آب زیر زمینی تالاب به منظور تغییر نگرش در پروژه انتقال آب سبزکوه که سبب افت سطح سفره آب زیر زمینی تالاب و نیز افت گستره و پوشش گیاهی تالاب می شود.</p>	<p>روند تغییرات مقادیر وسعت گستره آبی و پوشش گیاهی تالاب از سال ۲۰۰۳ تا ۲۰۱۹ مشابه یکدیگر و در انطباق با تغییرات شدت وقوع خشکسالی در این دوره زمانی است، به نحوی که با افزایش یا کاهش شدت وقوع خشکسالی نیز این دو بخش ساختاری تالاب دارای افزایش و کاهش وسعت بوده‌اند</p>	<p>تغییرات وسعت پوشش گیاهی تالاب</p>



یکی از تهدیدهای تالاب چغاخور آلودگی‌های نقطه‌ای هستند. موقعیت نقاط آلودگی نقطه‌ای پیرامون تالاب چغاخور در شکل ۵-۱ مشاهده می‌شود. این آلودگی‌ها شامل کودهای دامی، زباله و نخاله‌های ساختمانی هستند که موقعیت آن‌ها در کاربری اراضی اطراف تالاب مشخص شده است. بیشترین میزان آلودگی‌ها در اراضی پیرامون جنوب تالاب چغاخور و در اراضی کشاورزی-باغی مشاهده می‌شود. از راهکارهای پیشنهادی ارائه شده در این مورد مکان‌یابی محل دفن پسماند برای روستاهای پیرامون تالاب و نظارت دهیارها بر دفع نخاله‌های ساختمانی، پسماندها و کود در روستا می‌باشد.



شکل ۵-۱- موقعیت نقاط آلودگی نقطه‌ای پیرامون تالاب چغاخور

نویسندگان این طرح پیشنهاد می‌کنند به منظور حفظ تالاب چغاخور تمامی سازمان‌های مربوطه مشارکت و همکاری داشته باشند تا چند هدف جامع مدیریت مناسب منابع آب و خاک، احیای تنوع زیستی تالاب، مدیریت کاربری اراضی و ساخت و سازهای اطراف تالاب و افزایش آگاهی در مورد ارزش‌ها و کارکردها و تهدیدات تالاب و ارتقاء مشارکت عمومی تحقق یابد.

## منابع

۱. ابراهیم‌پور ص. محمدزاده ح. نادری ا. و آذرپیکان آ. ۱۳۹۱. ارزیابی یوتریفیکاسیون و تغذیه‌گرایی دریاچه‌ها با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی (مطالعه موردی دریاچه تالابی زریبار). شانزدهمین همایش انجمن زمین‌شناسی ایران. دانشگاه شیراز.
۲. آستانی س. و بهارمستیان ب. ۱۳۹۱. ارزیابی مخاطرات محیط زیستی تالاب کویری میقان. سومین همایش ملی مقابله با بیابان زایی و توسعه پایدار تالاب‌های کویری ایران.
۳. اسدالهی ز. ۱۳۸۸. طرح‌ریزی محیط زیستی تالاب چغاخور برای حفاظت و گردشگری با ارزیابی چندمعیاره مکانی (SMCE). پایان‌نامه کارشناسی ارشد محیط زیست. دانشکده منابع طبیعی. دانشگاه تهران. ۱۴۴ ص.
۴. اسدالهی ز. دانه‌کار ا. و اسدالهی ذ. ۱۳۹۱. زون‌بندی حفاظتی تالاب چغاخور از طریق ارزیابی چندمعیاره مکانی (SMCE). فصلنامه علمی پژوهشی اکوبیولوژی تالاب. دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز. جلد ۴. شماره ۱۳.
۵. اسدالهی ز. دانه‌کار ا. و علیزاده شعبانی ا. ۱۳۹۰. بررسی آرایش افقی و پهنه‌بندی پوشش گیاهی تالاب چغاخور. رستنیها. جلد ۱۲. شماره ۱. صفحات ۱۳ تا ۲۹.
۶. آقاسی ب. جلالیان ا. و خادمی ح. ۱۳۹۴. ارزیابی میزان آلودگی فلزات سنگین در رسوبات تالاب بین‌المللی گاوخونی. دومین همایش یافته‌های نوین در محیط زیست و اکوسیستم‌های کشاورزی. تهران. پژوهشکده انرژی‌های نو و محیط زیست دانشگاه تهران.
۷. اکرامی م. شریفی ذ. و ملکی‌نژاد ح. ۱۳۹۰. بررسی روند تغییرات کیفی و کمی منابع آب زیرزمینی دشت یزد- اردکان در دهه ۱۳۷۹ تا ۱۳۸۸. فصلنامه دانشکده بهداشت یزد. دوره ۱۰. شماره ۲. صفحات ۸۲ تا ۹۱.
۸. امیدوار ک. ۱۳۹۰. مخاطرات طبیعی، چاپ اول. انتشارات دانشگاه یزد
۹. امیدی م. گیایی پ. و نائبی م. ۱۳۹۱. بررسی اثرتغییر اقلیم بر خشک شدن تالاب میقان. سومین همایش ملی مقابله با بیابان زایی و توسعه پایدار تالاب‌های کویری ایران.
۱۰. امینی رنجبر غ. ۱۳۷۹. بررسی دانه‌بندی، مواد آلی و تعیین میزان تجمع فلزات سنگین در رسوبات رودخانه چالوس. سمینار کشوری حفاظت از آب آشامیدنی. صفحات ۲۵۷ تا ۲۸۲.
۱۱. اوستان ش. و توصیفی ح. ۱۳۸۳. برآورد فسفر قابل استفاده باقیمانده در برخی خاک‌های ایران. مجله علوم کشاورزی ایران. جلد ۳۵. شماره ۳. صفحات ۵۳۱ تا ۵۴۰.
۱۲. بابایی ه. خداپرست ح. و عابدینی ع. ۱۳۸۶. سنجش فلزات سنگین (Cu, Fe, Pb و Cd) در رسوبات سطحی تالاب انزلی. مجله علمی شیلات ایران. جلد ۱۲. شماره ۱. صفحات ۹ تا ۱۶.
۱۳. بابائیان ا. کریمیان م. مدیریان ر. و حبیبی نوخندان، م. ۱۳۸۶. شبیه‌سازی بارش ماه‌های سرد سال ۱۳۷۶ و ۱۳۷۹ با استفاده از مدل اقلیمی RegCM3. جغرافیا و توسعه، دوره ۱۰. صفحات ۴۳ تا ۵۳.
۱۴. بهروزی راد ب. ۱۳۸۷. تالاب‌های ایران، انتشارات سازمان جغرافیایی نیروی مسلح. ۷۹۸ صفحه.
۱۵. بهروزی راد ب. ۱۳۹۵. تالاب‌های ایران. انتشارات سازمان جغرافیایی نیروهای مسلح. ۷۹۸ صفحه.
۱۶. پایدار م. فاضلی م. ش. و ریاحی بختیاری ع.ل. ۱۳۸۲. سنجش میزان عناصر سنگین در شاه میگوی آب شیرین (Astacus leptodactylus caspicus) تالاب انزلی. مجله علمی شیلات ایران. جلد ۱۲. شماره ۲. صفحات ۱ تا ۱۴.
۱۷. بی‌نام. ۱۳۹۰. گزارش کارگاه شناسایی و معرفی منابع آلاینده و راهکارهای مدیریت آن در تالاب پریشان. طرح حفاظت از تالاب‌های ایران.
۱۸. پژوهیان ج. و فلیحی ن. ۱۳۸۷. ارزشگذاری اقتصادی خدمات تفریحی منابع زیست محیطی: مورد تالاب انزلی. پژوهشنامه اقتصادی. دوره ۸. شماره ۱. صفحات ۱۴۷ تا ۱۷۱.

۱۹. جاوید ا.ح. میرباقری ا. و کریمیان آ. ۱۳۹۳. ارزیابی وضعیت کیفی آب دریاچه‌های سدهای بزرگ با استفاده از شاخص WQI و TSI (مطالعه موردی دریاچه سد دز). فصلنامه علمی پژوهشی اکوبیولوژیکی تالاب. دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز. جلد ۶. شماره ۲۱. صفحات ۲۷ تا ۳۶.
۲۰. جعفری ش. و ارززاده ی. ۱۳۹۰. تدوین عوامل راهبردی مدیریتی جهت حفاظت تالاب انزلی با روش SWOT اکوبیولوژی تالاب (تالاب). جلد ۳. شماره ۱۰. صفحات ۳۷ تا ۴۶.
۲۱. جعفری آذر س. ۱۳۹۴. ارزیابی ریسک زیست‌محیطی تالاب‌های بین‌المللی سواحل جنوبی ایران. پایان‌نامه کارشناسی ارشد محیط زیست. ارزیابی و آمایش سرزمین. دانشگاه صنعتی خاتم‌الانبیاء بهبهان. ۱۳۷ صفحه.
۲۲. جلیل‌زاده ا. سلیمی م. و روزبه‌نیا پ. ۱۳۹۲. شناسایی و اندازه‌گیری مقدار کلروفیل‌های a و b در سدهای کرج، طالقان و لتیان با استفاده از روش کروماتوگرافی مایع با کارایی بالا (HPLC/UV-VIS). فصلنامه آب و فاضلاب. شماره ۴. صفحات ۲۱ تا ۲۶.
۲۳. جمشیدی زنجانی ا. و سعیدی م. ۱۳۹۲. ارزیابی آلودگی و پهنه‌بندی کیفی رسوبات سطحی تالاب انزلی بر اساس نتایج شاخص‌های سنجش آلودگی فلزات سنگین. مجله محیط‌شناسی. جلد ۴. زمستان ۱۳۹۲. صفحات ۱۵۷ تا ۱۷۰.
۲۴. خسروی م، بهرامی فر ن. و قاسمیپوری م. ۱۳۹۰. بررسی آلودگی فلزات سنگین (Cu و Zn ,Hg ,Pb ,Cd) در رسوب سه بخش تالاب انزلی. مجله سلامت و محیط، فصلنامه علمی پژوهشی انجمن علمی بهداشت محیط ایران. جلد ۴. شماره ۲. صفحات ۲۲۳ تا ۲۳۲.
۲۵. درویش صفت، ع. ۱۳۹۰. درسنامه سنجش از دور جنگل. دوره کارشناسی ارشد. دانشگاه تهران.
۲۶. دهقانی م. و دست افکن س. ۱۳۹۵. ارزیابی شاخص‌های آلودگی فلزات سنگین در رسوبات تالاب بین‌المللی تیاب و کلاهی استان هرمزگان. مجله بوم‌شناسی آریان. جلد ۶. شماره ۱. صفحات ۸۲ تا ۹۲.
۲۷. رضایی زنگنه ر. ۱۳۷۷. بررسی حرکت سلیوم در خاک. پایان‌نامه کارشناسی ارشد. دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.
۲۸. رفیعی ی. ملک محمدی ب. آبکار ع.ا. یآوری ا. رضانی مهریان م. و ظهراهی ح. ۱۳۹۰. بررسی تغییرات زیست محیطی تالاب‌ها و مناطق حفاظت شده با استفاده از تصاویر چند زمانه سنجنده TM (مطالعه موردی: تالاب نیریز. محیط‌شناسی. جلد ۳۷. شماره ۵۷. صفحات ۶۵ تا ۷۶.
۲۹. رضانی گورابی ب. ۱۳۸۸. شناخت پتانسیل آسایش بیوکلیماتیک انسانی تالاب انزلی. جغرافیای طبیعی. جلد ۲. شماره ۶. صفحات ۴۹ تا ۵۶.
۳۰. ریاحی بختیاری ح. ۱۳۷۹. تعیین مناسب‌ترین روش تهیه نقشه‌های پوشش منابع طبیعی در مقیاس ۱:۲۵۰۰۰ با استفاده از داده‌های ماهواره‌ای دشت ارژن. پایان‌نامه کارشناسی ارشد. رشته جنگلداری. دانشگاه تهران.
۳۱. زارع خوش اقبال م. و سجادی نسب م. ۱۳۹۴. ارزیابی آلودگی رسوبات تالاب امیر کلاهی با استفاده از تحلیل‌های ژئوشیمیایی. فصلنامه علمی پژوهشی زمین‌شناسی محیط زیست. جلد ۹. شماره ۳۰. صفحات ۱ تا ۱۰.
۳۲. سالار دینی ع. ۱۳۷۲. اصول تغذیه گیاه. جلد دوم. مرکز نشر دانشگاهی.
۳۳. سکوتی اسکویی ر. و رعناقد ح. ۱۳۹۷. عوامل مؤثر بر پدیده تغذیه‌گرایی در تالاب کانی برازان، آذربایجان غربی. فصلنامه علمی پژوهشی اکوبیولوژی تالاب- دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز. جلد ۱۰. شماره ۳۶. صفحات ۵ تا ۱۴.
۳۴. سناخنفریان. و سواری ا. ۱۳۹۴. بررسی تأثیر پساب صنایع نیشکر در افزایش مقدار آلودگی فلزات سنگین (روی) - کادمیوم - سرب و کروم) در آب رسوب و گیاه (نی) تالاب شادگان. کنفرانس بین‌المللی علوم. مهندسی و فناوری‌های محیط زیست. تهران. دانشکده محیط زیست دانشگاه تهران.
۳۵. شهبازی س. خشخو ژ. خارا ح. و بابائی ه. ۱۳۹۱. بررسی و مطالعه برخی از فلزات سنگین در آب و رسوبات سطحی تالاب امیرکلاهی استان گیلان. دو ماهنامه فیض. جلد ۱۶. شماره ۷.

۳۶. صابری‌نسب ف. و مرتضوی ث. ۱۳۹۷. ارزیابی میزان سرب، روی، مس و نیکل تالاب میقان اراک با شاخص‌های برآورد آلودگی رسوب. مجله علوم آب و خاک. جلد ۲۲. شماره ۱. صفحات ۱۵ تا ۲۷.
۳۷. صادق‌پناهی ز و صادقی‌پناهی ز. ۱۳۸۷. هامون تالابی اسرارآمیز. اولین همایش منطقه‌ای اکوسیستم‌های آبی داخلی ایران.
۳۸. صفاییان ن. و و شکری م. ۱۳۸۲. تالاب‌ها یا آب‌بندان‌های مازندران. محیط‌شناسی. جلد ۲۹. شماره ۳۱. صفحات ۴۷ تا ۷۰.
۳۹. صمدی ج. ۱۳۹۴. بررسی تأثیر مکانی - زمانی کمی و کیفی پساب‌های کاربری اراضی بر آلودگی تالاب چغاخور با استفاده از شاخص IRWQI و روش‌های آماری. تحقیقات منابع آب ایران. جلد ۱۱. شماره ۳. صفحات ۱۵۹ تا ۱۷۱.
۴۰. صمدی ج. ۱۳۹۵. بررسی تأثیر مکانی-زمانی کاربری اراضی بر کیفیت آب تالاب چغاخور با استفاده از شاخص IRWQI و روش‌های آماری. مجله تحقیقات منابع آب ایران. جلد ۱۱. شماره ۳. صفحات ۱۵۹ تا ۱۷۱.
۴۱. طاهری تیزروع. و قشقایی م. ۱۳۹۵. تعیین وضعیت تغذیه‌گرایی دریاچه سد اکباتان با استفاده از شاخص کارلسون. فصلنامه علمی پژوهشی مهندسی آبیاری و آب. جلد ۶. شماره ۲۳. صفحات ۹۲ تا ۱۰۲.
۴۲. عابدینی ع. میرزاجانی ع.ر. و فلاحی م. ۱۳۹۶. وضعیت فیزیکوشیمیایی آب و سطح تغذیه‌گرایی تالاب انزلی. مجله علمی شیلات ایران. جلد ۲۶. شماره ۶. صفحات ۱۱۳ تا ۱۲۴.
۴۳. عبداله‌رش م. بشیری م. و حقیقی ف. ۱۳۹۲. مدیریت تالاب‌ها، چالش‌ها و راهکارها. کنفرانس مدیریت چالش‌ها و راهکارها، شیراز. ۵ دی‌ماه.
۴۴. عبداله‌رش م. شبیری م. و حقیقی ف. ۱۳۹۱. نقش نهادهای مردمی و دولتی در مشارکت جوامع محلی برای حفاظت از تالاب کانی برزان. اکویولوژی تالاب (تالاب). جلد ۴. شماره ۴. صفحات ۲۷ تا ۳۳.
۴۵. علی‌بیگی ح. میرزایی ر. و زمانی‌احمدمحمودی ر. ۱۳۹۶. بررسی غلظت فلزات سنگین در رسوبات سطحی تالاب چغاخور. محیط‌شناسی. جلد ۴۳. شماره ۱. صفحات ۱۴۹ تا ۱۶۱.
۴۶. فاضلی ف. و شعبانی‌فرد جهرمی س. ۱۳۹۴. ارزیابی غلظت فلزات سنگین در تالاب میقان اراک. مجله علمی- پژوهشی دانشگاه الزهرا (س)، زیست‌شناسی کاربردی. جلد ۲۸. شماره ۲. صفحات ۷۵ تا ۹۴.
۴۷. فتحی پ. ابراهیمی ع. اسماعیلی ع.ر. و متقی ا. ۱۳۹۵. بررسی تراکم و توده زنده بزرگ بی‌مهرگان کفزی تالاب چغاخور. مجله پژوهش‌های جانوری (مجله زیست‌شناسی ایران). جلد ۲۹. شماره ۱. صفحات ۶۴ تا ۷۶.
۴۸. فلاح م. و فاخران س. ۱۳۹۶. ارزیابی کیفیت تالاب بین‌المللی انزلی با استفاده از شاخص‌های کیفی. نشریه آب و توسعه پایدار. جلد ۴. شماره ۲. صفحات ۲۳ تا ۳۰.
۴۹. قهرودی تالی م، میرزاخانی ب. و عسگری آ. ۱۳۹۱. پدیده کویرزایی در تالاب‌های ایران (مطالعه موردی: تالاب میقان). جغرافیا و مخاطرات محیطی. جلد ۱. شماره ۴. صفحات ۹۷ تا ۱۱۱.
۵۰. کارآموز م. و طاهریون م. ۱۳۸۷. تحلیل سطح تغذیه‌گرایی مخزن با استفاده از روش ارزیابی ترکیبی فازی. دومین کنفرانس ملی سد و نیروگاه‌های برقابی. اردیبهشت ۱۳۸۷.
۵۱. کرمی ل. محمدی م.ع. و یادگاریان ل. ۱۳۹۷. بررسی تأثیر اقلیم بر کیفیت شیمیایی آبخوان دشت ورامین با استفاده از نرم افزار GIS. مجله سلامت و محیط زیست، فصلنامه‌ی علمی پژوهشی انجمن علمی بهداشت محیط ایران. دوره ۱۱. شماره ۲. صفحات ۲۴۹ تا ۲۶۰.
۵۲. کریمی‌اورگانی ف. ۱۳۸۷. ارزش‌گذاری اقتصادی تالاب‌ها، یک ابزار مناسب جهت مدیریت تالاب‌ها. اولین همایش منطقه‌ای اکوسیستم‌های آبی داخلی ایران. حوزه معاونت پژوهشی دانشگاه آزاد اسلامی واحد بوشهر. ۱۷ و ۱۸ آذرماه.
۵۳. کیایی ب. مجنونیان ه. گشتاسب میمونی ح. و منصوری ج. ۱۳۸۳. معیارهای پیشنهادی برای ارزیابی جایگاه حفاظتی تالاب‌های ایران. مجله محیط‌شناسی. شماره ۳۳. صفحات ۷۴ تا ۸۹.
۵۴. گنجی‌دوست ح. آیتی ب. خازا ح. خداپرست شریفی ح. اکبرزاده ا. احمدزاده لایقی ت. نظامی بلوچی ش. و زلفی‌نژاد ک. ۱۳۸۸. بررسی محیط زیست تالاب سیاه کشیم. علوم محیطی. جلد ۶. شماره ۳. صفحات ۱۱۷ تا ۱۳۲.

۵۵. مافی غلامی د. و یارعلی ن. ۱۳۸۸. ارزشگذاری تفرجگاهی تالاب بین‌المللی چغاخور با استفاده از روش هزینه سفر منطقه‌ای. فصلنامه محیط‌شناسی. جلد ۳۵. شماره ۵۰. صفحات ۴۵ تا ۵۴.
۵۶. مجنونیان ه. گشتاسب میگونی ح. منصوری ج. و حسن‌زاده کیابی ب. ۱۳۸۳. معیارهای پیشنهادی برای ارزیابی جایگاه حفاظتی تالاب‌های ایران. محیط‌شناسی. جلد ۳۰. شماره ۳۳. صفحات ۷۴ تا ۸۹.
۵۷. مرتضوی ث. صابری‌نسب ف. ۱۳۹۶. پهنه‌بندی غلظت و ارزیابی ریسک اکولوژیک فلزات سنگین در رسوبات تالاب میقان. مجله اکوهیدرولوژی، دوره ۴. شماره ۲. صفحات ۵۳۳ تا ۵۴۵.
۵۸. منوری س.م. نوری ج. و سهراب‌نیا ن. ۱۳۹۲. اثر تجمع فیتوپلانکتون‌ها بر کیفیت آب سد کرج. فصلنامه آب و فاضلاب. شماره ۲. صفحات ۱۹ تا ۳۰.
۵۹. میرحسینی ا. رجب‌زاده قطرمی ا. خاشعی م. و مخواستی و. ۱۳۹۳. مطالعه تغییرات سالانه کیفیت آب رودخانه کارون بر اساس شاخص IRWQI. دومین همایش ملی و تخصصی پژوهش‌های محیط زیست ایران. ۱۴ صفحه.
۶۰. نادریان‌فر م. ۱۳۸۹. بررسی روند تغییرات متغیرهای کمی و کیفی آب زیرزمینی تحت شرایط اقلیمی مختلف. پایان‌نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه فردوسی مشهد. دانشکده کشاورزی. گروه مهندسی آب.
۶۱. نجف‌زاده ه. زهتابیان غ.ر. خسروی ح. و گلکاریان ع. ۱۳۹۴. تأثیر عوامل اقلیمی و زمین‌شناسی بر کمیت و کیفیت منابع آب زیرزمینی دشت مه‌ولت. نشریه اکوهیدرولوژی. دوره ۲. شماره ۳. صفحات ۳۲۵ تا ۳۳۶.
۶۲. نصراله‌زاده ساروی ح. مخلوق آ. یعقوب‌زاده ز. و قیاسی م. ۱۳۹۶. بررسی مقایسه‌ای شاخص‌های کیفیت آب دریاچه سد شهید رجایی استان مازندران ساری. فصلنامه آب و فاضلاب. جلد ۲۸. شماره ۱۰۸. صفحات ۷۸ تا ۸۸.
۶۳. نوری کمری ا. دانه کار ا. و بذرافشان ج. ۱۳۹۸. بررسی رابطه میان تغییرات گستره تالاب و رواناب سطحی حوزه آبریز. پژوهش‌های محیط زیست. دوره ۱۰. شماره ۱۹. صفحات ۱۱۷ تا ۱۲۸.
۶۴. هاشمی ح. راهنمای محاسبه شاخص کیفیت منابع آب ایران. گروه مهندسی محیط زیست - آلاینده‌های محیط زیست. دانشگاه شهید بهشتی. پژوهشکده علوم محیطی. ۱۳۹۰.
۶۵. وحیددستجردی م، شنبه‌زاده س، ذهب صنیعی ا. و روزگار ر. ۱۳۸۷. بررسی و مقایسه تجمع فلزات سنگین در آب و خاک و گیاه تالاب بین‌المللی گاوخونی در سال‌های ۸۵-۱۳۸۱. اولین همایش ملی تالاب‌های ایران، اهواز. دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز.
۶۶. وصالی ناصح م.ر. ۱۳۹۶. ارزیابی وضعیت آلودگی رسوبات تالاب انزلی به فلزات سنگین و تعیین نرخ رسوبگذاری تالاب. نشریه مدیریت سامانه‌های منابع آب. جلد ۱. شماره ۱. صفحات ۱۳ تا ۲۶.
۶۷. وصالی ناصح م. کرباسی ع. غضبان ف. و باغوند ا. ۱۳۹۰. تحلیل ارتباط بین فلزات سنگین در نمونه‌های آب و رسوب تالاب انزلی. مجله تحقیقات نظام سلامت. جلد ۸. شماره ۱. صفحات ۱۱۴ تا ۱۲۳.
۶۸. وفایی س. ۱۳۹۱. پایش و پیش‌بینی تغییرات کاربری زمین با استفاده از سامانه اطلاعات جغرافیایی و سنجش از دور. پایان‌نامه کارشناسی ارشد. رشته جنگلداری. دانشگاه تهران.
۶۹. ویسی ک. سمرقندی م.ر. و نورمرادی ح. ۱۳۹۳. پایش پدیده تغذیه‌گرایی در دریاچه سد مخزنی اکباتان با بهره‌گیری از شاخص غنی‌شدگی کارلسون. مجله علمی پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی ایلام. جلد ۲۲. صفحات ۴۲ تا ۵۰.
۷۰. یوسفی آ. بهمن پور ه. سلاجقه ب. و دشتی س. ۱۳۹۲. شناسایی و بررسی پرنده‌گان در زیستگاه‌های خرد پارک ملی تالاب بوجاق. اکوبیولوژی تالاب (تالاب). جلد ۵. شماره ۱۶. صفحات ۱۹ تا ۳۱.
71. Aazami J. Sari AE. Abdoli A. Sohrabi H. and Van den Brink PJ. 2015. Assessment of ecological quality of the Tajan River in Iran using a multimetric macroinvertebrate index and species traits. Environmental Management, 56(1): 260-69.
72. Abdollahi K. Bashir I. Verbeiren B. Harouna M.R. Van Griensven A. Huysmans M. and Batelaan O. 2017. A distributed monthly water balance model: formulation and application on Black Volta Basin. Environmental Earth Sciences, 76(5), 198.

73. Adomako D. Nyarko B. Dampare S. Serfor-Armah Y. Osae S. and Fianko J. 2008. Determination of toxic elements in waters and sediments from River Subin in the Ashanti Region of Ghana. *Environ Monit Assess*, 141: 165–75.
74. Aldin Ebrahimi SJ. Eslami A. and Ebrahimzadeh L. 2015. Evaluation of heavy metals concentration in the drinking water distribution network in Kurdistan villages in the year 2012. *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences*, 6(2): 55-61.
75. Ameh E.G. and Akpah F.A. 2011. Heavy metal pollution indexing and multivariate statistical evaluation of hydrogeochemistry of River PovPov in Itakpe Iron-Ore mining area, Kogi State, Nigeria. *Advances in Applied Science Research*, 2: 33-46.
76. Amin B. Ismail Arshad A. Yap Ch. and Kamarudin M. 2009. Anthropogenic impacts on heavy metal concentrations in the coastal sediments of Dumai, Indonesia. *Environ Monit Assess*, 148: 291–305.
77. Andersen T. Carstensen . Hernandez-Garcia E. and Duarte C.M. 2009. Ecological thresholds and regime shifts: approaches to identification. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(1): 49-57.
78. Angelidis M.O. and Aloupi M. 1995. Metals in sediments for Rhodes Harbor, Greece. *Marine Pollution Bulletin*, 31: 273-276.
79. Azmat Z. Hashmi M.Z. Malik R.N. and Ahmed Z. 2014. Enrichment and geo-accumulation of heavy metals and risk assessment of sediments of the Kurang Nallah-Feeding tributary of the Rawal Lake Reservoir, Pakistan. *Science of the Total Environment*, 470-471: 925-933.
80. Bai J. Xiao R. Gong A. Gao H. and Huang L. 2011. Assessment of heavy metal contamination of surface soils from typical paddy terrace wetlands on the Yunnan Plateau of China. *Phys. Chem. Earth*, 36: 448-450.
81. Barratt B. Atkinson R. Anderson H.R. Beevers S. Kelly F. Mudway I. and Wilkinson P. 2007. Investigation into the use of the CUSUM technique in identifying changes in mean air pollution levels following introduction of a traffic management scheme. *Atmospheric Environment*, 41(8): 1784-1791.
82. Bellucci L.G. Frignani M. Paolucci D. and Ravanelli M. 2002. Distribution of heavy metals in sediments of the Venice Lagoon: the role of the industrial area. *Sci Total Environ*, 295(1-3): 35-49.
83. Bermejo-Barrera P. Barciela-Alonso C. Aboal-Somoza M. Bermejo-Barrera A. 1994. Slurry sampling for the determination of lead in marine sediments by electro thermal atomic absorption spectrometry using palladium–magnesium nitrate as chemical modifier. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 9: 469-475.
84. Rickwood C.J. and Carr G.M. 2009. Development and sensitivity analysis of a global drinking water quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 156(1-4): 73-90.
85. Bernstein L. Bosch P. Canziani O. Chen Z. Christ R. Davidson O. and Kundzewicz Z. 2007. IPCC, 2007: climate change 2007: synthesis report. Contribution of working groups I. II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva. < <http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-syr.htm>.
86. Berthouex P.M. and Brown L.C. 1994. *Statistics for environmental engineers*. Lewis publishers.
87. Birch G.F. Olmos M.A. 2008. Sediment-bound heavy metals as indicators of human influence and biological risk in coastal water bodies. *ICES J Mar Sci*, 65:1407-1413.
88. Bowen H.J.M. 1979. *Environmental Chemistry of the Element*. Academic Press. London. 217 p.
89. Boyacioglu H. 2006. Surface water quality assessment using factor analysis. *Water Science and Technology*, 32(3): 389-394.
90. Brandsma T. and Konnen G.P. 2006. Application of nearest-neighbor resampling for homogenizing temperature records on a daily to sub-daily level. *International Journal Climatology*, 26: 75-89.
91. Bridgham S.D. Patrick Megonigal J. Keller J.K. Bliss N.B. and Trettin C. 2006. The carbon balance of North American wetlands. *Wetlands*, 26(4): 889-916.
92. Brix H. 1994. Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. *Water Science and Technology*, 30(8): 209-224.
93. Buishard T. 1984. Tests for detecting a shift in the mean of hydrological time series, *Journal of Hydrology*, 58: 51-69.

94. Carballeira A. Carral E. Puente X. Villares R. 2000. Regional scale monitoring of coastal contamination. Nutrients and heavy metals in estuarine sediments and organisms on the coast of Galicia (Northwest Spain). *International Journal of Environment and Pollution*, 13: 534-572.
95. Carlson R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography*, 22: 361-369.
96. Carpenter S.R. Stanley E.H. and Vander Zanden M.J. 2011. State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. *Annual review of Environment and Resources*, 36: 75-99.
97. Carslaw D.C. Ropkins K. and Bell M.C. 2006. Change-point detection of gaseous and particulate traffic-related pollutants at a roadside location. *Environmental science and technology*, 40(22): 6912-6918.
98. Chapman DV. 1996. *Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments, and water in environmental monitoring*. E and FN Spon.
99. Chelani A.B. 2011. Change detection using CUSUM and modified CUSUM method in air pollutant concentrations at traffic site in Delhi. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 25(6): 827-834.
100. Chen F.W. and Liu C.W. 2012. Estimation of the spatial rainfall distribution using inverse distance weighting (IDW) in the middle of Taiwan. *Paddy and Water Environment*, 10(3): 209-222.
101. Chu H.J. Pan T.Y. and Liou J.J. 2012. Change-point detection of long-duration extreme precipitation and the effect on hydrologic design: a case study of south Taiwan. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 26(8): 1123-1130.
102. Collins R. Mcleod M. Hedley M. Donnison A. Close M. Hanly J. Horne D. Ross C. Davies-Colley R. Bagshaw C. and Matthews L. 2007. Best management practices to mitigate faecal contamination by livestock of New Zealand waters. *Agricultural Research*, 50: 267-278.
103. Cook J.A. Andrews S.M. and Johnson M.S. 1990. Lead, zinc, cadmium and fluoride in small Mammals from contaminated grassland established on fluor spar tailings. *Water, Air, and Soil Pollut*, 51: 43-54.
104. Davidson N.C. 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65(10): 934-941.
105. Delpha I. Jung A.V. Baures M. Clement M. and Thomas O. 2009. Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environment International*, 35: 1225-1233.
106. Dodds W.K. 2002. *Freshwater ecology: concepts and environmental applications*. Academic press. 569 p.
107. Duman F. Aksoy A. Demirezen D. 2007. Seasonal variability of heavy metals in surface sediment of Lake Sapanca, Turkey. *Environ Monit Assess*, 133: 277-283.
108. Dwivedi S.L. Pathak V. 2007. A preliminary assignment of water quality index to Mandakini River, Chitrakoot. *Indian Journal of Environmental Protection*, 27(11): 1036-1038.
109. Edet A.E. and Offiong O.E. 2002. Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo-Odukpani area, Lower Cross River Basin (southeastern Nigeria). *Geo Journal*, 57: 295-304.
110. 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.
111. Feng J. Zhu X. Wu H. Ning C. and Lin G. 2017. Distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of a typical restored mangrove-aquaculture wetland in Shenzhen, China. *Marine Pollution Bulletin*, 8304: No of Pages 7.
112. Finlayson C.M. Capon S.J. Rissik D. Pittock J. Fisk G. Davidson N.C. and Saintilan N. 2017. Policy considerations for managing wetlands under a changing climate. *Marine and Freshwater Research*, 68(10): 1803-1815.
113. Fu C. Guo J. Pan J. Qi J. and Zhou W. 2008. Potential ecological risk assessment of heavy metal pollution in sediments of the Yangtze River within the Wanzhou section. China. *Biol Trace Elem Res*, 129: 270-277.

114. Gohari A. Mirchi A. and Madani K. 2017. System Dynamics Evaluation of Climate Change Adaptation Strategies for Water Resources Management in Central Iran. *Water Resources Management*, 31(5): 1413-1434.
115. Guo H. Hu Q. and Jiang T. 2008. Annual and seasonal streamflow responses to climate and land-cover changes in the Poyang Lake basin, China. *Journal of Hydrology*, 355(1-4): 106-122.
116. Hakanson L. 1980. Ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Res*, 14: 975-1001.
117. Hall J.E. 2002. Bioconcentration, Bioaccumulation, and Biomagnification in Puget Sound Biota: Assessing the Ecological Risk of Chemical Contaminants in Puget Sound. University of Washington Tacoma. 19 p.
118. Hedrick L.B. Welsh S.A. and Anderson J.T. 2007. The effects of highway construction on sediment and macroinvertebrates in two tributaries in the Lost River, West Virginia. *Journal of Freshwater Ecology*, 22: 561-569.
119. Hrubby T. 2004. Washington State wetland rating system for western Washington–Revised. Washington State Department of Ecology Publication No. 04-06-025.
120. [https://www.nasa.gov/mission\\_pages/Grace/news/grace20130212.html](https://www.nasa.gov/mission_pages/Grace/news/grace20130212.html). Last accessed: 20.02.2017.
121. Jain C.K. Malik D.S. and Yadar R. 2007. Metal fractionation study on bed sediments of Lake Nainital, Uttaranchal, India. *Environ. Monit. Assess*, 130: 129-139.
122. Junk W.J. An S. Finlayson C.M. Gopal B. Kvet J. Mitchell S.A. and Robarts R.D. 2013. Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. *Aquatic sciences*, 75(1): 151-167.
123. Kane S. Lazo P. and Vlora A. 2012. Assessment of Heavy Metals in some Dumps of Copper Mining and Plants in Mirdita Area, Albania. *Proceeding of the 5th International Scientific Conference on Water, Climate and Environment*, Ohrid.
124. Karadzic V. Subakov-Simic G. Krizmanic J. and Natic D. 2010. Phytoplankton and eutrophication development in the water supply reservoirs Garaši and Bukulja (Serbia). *Desalination*, 255: 91-96.
125. Karl T. and Knight R.W. 1985. Atlas of monthly Palmer hydrological drought indices (1931-1983) for the contiguous United States. National Climatic Data Center.
126. Keddy P.A. Fraser L.H. Solomeshch A.I. Junk W.J. Campbell D.R. Arroyo M.T. and Alho C.J. 2009. Wet and wonderful: the world's largest wetlands are conservation priorities. *BioScience*, 59(1): 39-51.
127. Lacerda L. et al. 2011. Trace metal concentrations and geochemical partitioning in arroyo Carrasco wetlands, Montevideo, Uruguay. *Geochimical Brasiliensis*, 12(1).
128. Lamparelli M.C. 2004. Graus de trofia em corpos d'agua do estado de Sao Paulo: avaliacao dos metodos de monitoramento. Universidade de Sao Paulo.
129. Lee A.F. and Heghinian S.M. 1977. A Shift Of The Mean Level In A Sequence Of Independent Normal Random Variables-A Bayesian Approach- *Technometrics*, 19(4): 503-506.
130. Lei Y. and Duan, A. 2011. Prolonged dry episodes and drought over China. *International Journal of Climatology*, 31(12): 1831-1840.
131. Lemly A.D. Richardson C.J. 1997. Guidelines for risk assessment in wetlands. *Environmental Monitoring and Assessment*, 47: 117-134.
132. Lin Y. He Z. Yang Y. Stoffella P. phlips E. and Powell C. 2008. Nitrogen versus phosphorus limitation of phytoplankton growth in Ten Mile Creek, Florida, USA. *Hydrobiologia*, 605(1): 247-258.
133. Lindsay W.L. and Norvell W.A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Sci. Soc*, 42: 421-428.
134. Ma Y. Chu C.J. and Wang X. 2006. Influence of climatic factors on dusts days in South Xinjiang. *Arid Land Geography*, 4: 34-46.
135. Maanan M. Landesman C. Maanan M. Zourarah B. Fattal P. and Sahabi M. 2013. Evaluation of the anthropogenic influx of metal and metalloids into the Moulay Bousselham lagoon, Morocco, using chemometric methods coupled to geographical information systems. *Environ Sci Pollut Res*, 20: 4729-4741.



136. Madani K. AghaKouchak A. and Mirchi A. 2016. Iran's Socio-economic Drought: Challenges of a Water-Bankrupt. *National Iranian Studies*, 49(6): 997-1016. (In Persian, with English abstract).
137. 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.
138. Maftai C. Barbulescu A.C. and Buta D.T. 2012. Statistical analysis of precipitation time series in Dobrudja region. *MAUSAM*, 63(4): 553-564.
139. Maltby E. and Acreman M.C. 2011. Ecosystem services of wetlands: pathfinder for a new paradigm. *Hydrological Sciences Journal*, 56(8): 1341-1359.
140. Manoj M.C. Thakur B. Uddandam P.R. and Prasad V. 2018. Assessment of metal contamination in the sediments of Vembanad wetland system, from the urban city of southwest India. *Environmental nanotechnology, monitoring and management*, 10: 238-252.
141. 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.
142. Middleton B.A. and Kleinebecker T. 2012. The effects of climate-change-induced drought and freshwater wetlands. In *Global Change and the Function and Distribution of Wetlands*, 117-147. Springer, Dordrecht.
143. Mitchell J.M. Dzerdzevskii B. Flohn H. Hofmeyr W.L. Lamb H.H. Rao K.N. and Wallen C.C. 1966. Climate change. WMO Publ. No. 195, Geneva.
144. Mitsch W.J. Bernal B. Nahlik A.M. Mander U. Zhang L. Anderson C.J. and Brix H. 2013. Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology*, 28(4): 583-597.
145. Mitsch W.J. and Gosselink J.G. 1993. *Wetlands*, 2nd ed. Van Nostrand Reinhold, New York.
146. Montazeri M. and Fahmi H. 2003. climate changes effects on Iran water resources, Third Regional Conference and First National Conference on Climate Change. Isfahan (in Persian).
147. Montgomery D.C. Runger G.C. and Hubele N.F. 2009. *Engineering statistics*. John Wiley and Sons.
148. Nasirian M.A. 2007. New water quality index for environmental contamination contributed by mineral processing: A case study of amang) tin tailing (processing activity. *Journal of applied sciences*, 7(20): 2977-2987.
149. Nasrabadi T. 2015. An Index Approach to Metallic Pollution in River Waters. *Int Journal Environ Res*, 9(1): 385-394.
150. Nazemosadat M.J. and Ghaedamini H. 2010. On the relationships between the Madden-Julian oscillation and precipitation variability in southern Iran and the Arabian Peninsula: Atmospheric circulation analysis. *Journal of climate*, 23(4): 887-904.
151. Noori R. Sabahi MS. Karbassi AR. Baghvand A. Taati Zadeh H. 2010. Multivariate statistical analysis of surface water quality based on correlations and variations in the data set. *Desalination*, 260(1-3): 129-136.
152. Noyes P.D. McElwee M.K. Miller H.D. Clark B.W. Van Tiem L.A. Walcott K.C. Erwin, K.N. and Levin E.D. 2009. The toxicology of climate change: environmental contaminants in a warming world. *Environment International*, 35: 971-986
153. Nwankwoala HO. And Udom GJ. 2011. Hydrochemical facies and ionic ratios of groundwater in Port Harcourt, Southern Nigeria. *Research Journal of Chemical Sciences*, 1(3):87-101.
154. Ouyang Z. Becker R. Shaver W. and Chen J. 2014. Evaluating the sensitivity of wetlands to climate change with remote sensing techniques. *Hydrological Processes*, 28(4): 1703-1712.
155. Pais I. and Jones J.B. 1997. *The Handbook of Trace Elements*. Lucie Press, Boca Raton, Pages: 223.
156. Palmer W.C. 1965. *Meteorological drought (Vol. 30)*. Washington, DC: US Department of Commerce, Weather Bureau.
157. Parparov A. Hambright K.D. Hakanson L. Ostapenia A. 2006. Water Quality Quantification: Basics and Implementation. *Hydrobiologia*, 560(1): 227-237.
158. Paturel J.E. Lubes H. Kouame B. Ouedraogo M. and Masson J.M. 1997. Climatic variability in humid Africa along the Gulf of Guinea Part I: detailed analysis of the phenomenon in Cote d'Ivoire. *Journal of Hydrology*, 191(1): 1-15.

159. Peng J. Song Y. Yuan P. Cui X. Qiu G. 2009. The remediation of heavy metals contaminated sediment. *J Hazard Mater*, 161:633–640.
160. Perennou C. Beltrame C. Guelmami A. Tomas Vives P. and Caessteker P. 2012. Existing areas and past changes of wetland extent in the Mediterranean region: an overview. *ecologia mediterranea*, 38(2): 53-66.
161. Pettitt A.N. 1979. A non-parametric approach to the change-point problem. *Applied statistics*, 126-135.
162. Pitchford J.L. Wu C. Lin L. Petty J.T. Thomas R. Veselka W.E. and Anderson J.T. 2012. Climate change effects on hydrology and ecology of wetlands in the Mid-Atlantic Highlands. *Wetlands*, 32(1): 21-33.
163. Poplar-Jeffers I.O. Petty J.T. Anderson J.T. Kite S.J. Strager M.P. and Fortney R.H. 2009. Culvert replacement and stream habitat restoration: implications from brook trout management in an Appalachian watershed, USA. *Restoration Ecology*, 17: 404-413.
164. Porstner U. 1989. *Lector Notes in Earth Science (Contaminated Sediment)*. Springer Verlag, Berlin, 107-109.
165. Prasad B. Kumari P. Bano S. and Kumari S. 2014. Ground water quality evaluation near mining area and development of heavy metal pollution index. *ApplWater Sci*, 4: 7-11
166. Qian Y. et al. 2012. A geochemical study of toxic metal translocation in an urban brownfield wetland. *Environmental Pollution*, 166: 23-30.
167. Ramsar Convention Secretariat. 2007. *Ramsar Handbooks for the Wise Use of Wetlands*. 3<sup>rd</sup> edn. (Ramsar Convention Secretariat: Switzerland).
168. Rebelo L.M. Finlayson C.M. and Nagabhatla N. 2009. Remote sensing and GIS for wetland inventory, mapping and change analysis. *Journal of environmental management*, 90(7): 2144-2153.
169. Rogers C.E. and McCarty J.P. 2000. Climate change and ecosystems of the Mid-Atlantic Region. *Climate Research*, 14(3): 235-244.
170. Turekian K.K. and Wedepohl K.H. 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geological Society of America Bulletin*, 72(2):175-192.
171. Salomons W. and Forstner U. 1984. *Metals in the hydrocycle*. Springer-Verlag.
172. Sargaonkar A. and Deshpande V. 2003. Development of an overall index of pollution for surface water based on a general classification scheme in Indian context. *Environmental Monitoring and Assessment*, 89(1): 43-67.
173. Shomar B. Müller G. Yahya A. 2005. Seasonal variations of chemical composition of water and bottom sediments in the wetland of Wadi Gaza, Gaza Strip. *Wetl Ecol Manag*, 13: 419-431.
174. Simenstad C. Reed D. and Ford M. 2006. When is restoration not?: Incorporating landscape-scale processes to restore self-sustaining ecosystems in coastal wetland restoration. *Ecological Engineering*, 26(1): 27-39.
175. Simeonov V. Einax J.W. Stanimirova I. Kraft J. 2002. Environ metric modeling and interpretation of river water monitoring data. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 374(5): 898-905.
176. Sin S.N. Wan J.L. and Chua H. 2001. Assessment of Heavy Metal Cations in Sediments of Shing Mun River, Hong Kong. *Environment International*, 26: 297-301.
177. Singh S. and Kumar M. 2005. Heavy metal load of soil, water and vegetables in peri-urban Delhi. *Environ Monitor. Assess*, 120: 79-91.
178. Smith M. 1993. *Neural networks for statistical modeling*, New york, Van Nostrand reinhold.
179. Solomon S. Manning M. Marquis M. and Qin D. 2007. *Climate change 2007-the physical science basis: Working group I contribution to the fourth assessment report of the IPCC (Vol. 4)*. Cambridge university press.
180. Suter G.W. 2007. *Ecological Risk Assessment*. 2<sup>nd</sup> edition. CRC Press. Taylor and Francis Group, Boca Raton, Fla. 680 p.
181. Tamasi G. and Cini R. 2004. Heavy metals in drinking waters from Mount Amiata (Tuscany, Italy). Possible risks from arsenic for public health in the Province of Siena, *Science of the Total Environment*, 327: 41-51.

182. Tamassoki E. Amiri H. and Soleymani Z. 2014. Monitoring of shoreline changes using remote sensing (case study: coastal city of Bandar Abbas). In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 20(1): 012023. IOP Publishing.
183. Uluturhan E. and Kucuksezgin F. 2007. Heavy metal contaminants in Red Pandora (*Pagellus erythrinus*) tissues from the Eastern Aegean Sea, Turkey. *Water Research*, 41: 1185-1192.
184. UNEP. 1997. *World Atlas of Desertification*. John Wiley and Sons, Inc, and Arnold (second edition), 182p. New York and London.
185. Vaux H.J. 2001. Water quality (book review). *Environment*, 43(3): 1-39.
186. Winter T.C. 2000. The vulnerability of wetlands to climate change: a hydrologic landscape perspective. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 36(2): 305-311.
187. Withey P. and van Kooten G.C. 2011. The effect of climate change on optimal wetlands and waterfowl management in Western Canada. *Ecological Economics*, 70(4): 798-805.
188. Wu C.A. Liao B. Wang S.L. Zhang J. and Li J.T. 2010. Pb and Zn accumulation in a Cdhyperaccumulator (*Viola baoshanensis*). *Int J Phytoremediation*, 12: 574-585.
189. Wu S. Kuschk P. Brix H. Vymazal J. and Dong R. 2014. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: a nitrogen and organic matter targeted review. *Water research*, 57: 40-55.
190. Xu H. 2006. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. *International journal of Remote Sensing*, 27 (14): 3025-3033.
191. Yang H.J. Shen Z.M. Zhang J.P. and Wang J. H. 2007. Water quality characteristics along the course of the Huangpu River (China). *Journal of Environmental Sciences*, 19(10): 1193-1198.
192. Yousefi Z., A. Mesdaghinia and M. Ghyasedin. 2001. The role of Water hyacinth in bacterial removal at the subsurface artificial wetland. *Journal of Mazandaran University Medicine Science* 11(31): 7-15. (In Farsi).
193. Yousefi, M. and B. Mohseni. 2010. Nitrogen and phosphorus removal from wastewater by subsurface wetlands planted with *Iris pseudacorus*, *Ecological Engineering* 70: 32-39.
194. Yuan C.G. Shi J.B. He B. Liu J.F. Liang L.N. and Jiang G.B. 2004. Speciation of heavy metals in marine sediments from the East China Sea by ICP-MS with sequential extraction. *Environ Int*, 30(6): 769-783.
195. Zamani-Ahmadmahmoodi R. Esmaili-sari A. Mohammadi J. Riyahi-Bakhtiari A. and Savabi-easfahani M. 2013. Spatial distribution of cadmium and lead in the sediment of the western Anzali wetlands on the coast of Caspian Sea (Iran). *Marine Pollution Bulletin*, 74: 464-470.
196. Zhang L. Ye X. Feng H. Jing Y. Ouyang T. Yu X. Liang R. Gao C. and Chen. 2007. Heavy metal contamination in western Xiamen Bay sediments and its vicinity, China. *Mar Pollut Bull*, 54: 974-982.
197. Zhang J. Nielsen S.E. Chen Y. Georges D. Qin Y. Wang S.S. and Thuiller W. 2017. Extinction risk of North American seed plants elevated by climate and land-use change. *Journal of Applied Ecology*, 54(1): 303-312.
198. Zhang L. Xiao J. Li J. Wang K. Lei L. and Guo H. 2012. The 2010 spring drought reduced primary productivity in southwestern China. *Environmental Research Letters*, 7(4): 045706.
199. Zhuang Q. Melack J. M. Zimov S. Walter K.M. Butenhoff C. L. and Khalil M.A.K. 2009. Global methan emissions from wetlands, rice paddies, and lakes. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 90(5): 37-38.

دستورالعمل سنجش سموم کلره در نمونه‌های آب

سازمان حفاظت محیط زیست ایران

بخش هیدروکربنهای نفتی و سموم آزمایشگاه مرجع

دستورالعمل سنجش سموم کلره در نمونه  
های آب، خاک و بافت زنده

**Determination of Chlorinated  
Pesticides in Water, Sediment and  
Biota**

تهیه کننده :

اعظم صادق اسدی

المیرا دارابی

آزاده اکرام جعفری

هنگامه اکبرنژاد

نسخه :

۱۳۸۸ - ۰۰

#### ۱- هدف :

اندازه‌گیری سموم کلره در نمونه‌های خاک، رسوب، آب و بافت زنده توسط دستگاه GC مجهز به دتکتور ECD.

#### ۲- دامنه کاربرد :

این دستورالعمل برای کلیه نمونه‌های خاک، رسوب، آب و بافت زنده (Biota) کاربرد دارد.

#### ۳- تجهیزات :

- ظروف شیشه‌ای شامل بالون، در شیشه‌ای سنباده‌ای، بشر، ارلن مایر، قیف جداکننده، بیست پاستور، استوانه مدرج
- فریز درایر و هاون چینی
- روتاری اوپریاتور و پمپ خلاء
- آون
- اجاق متلی و ظروف شیشه‌ای سوکسله
- ترازوی آنالیتیکال با دقت ۰/۱ میلی گرم
- ترازوی الکتروبالانس با دقت ۱ میکرو گرم
- دسیکاتور
- منبع جریان گاز نیتروژن تمیز
- ستون کروماتوگرافی شیشه‌ای
- دستگاه کروماتوگرافی گازی با دتکتور ECD (GC/ECD)

#### ۴- مواد شیمیایی مصرفی :

- اسید سولفوریک غلیظ %95-98 Extra pure
- اسید کلریدریک غلیظ %37 Extra pure
- هگزان نرمال n-Hexane for gas chromatography
- دی کلرومتان Dichloromethane for chromatography
- متانول Gradient grade for liquid chromatography
- استون Acetone for residue analysis

- فلورسیل با مش ۱۰۰-۶۰
- پودر مس با مش ۲۰۰
- پشم شیشه
- سولفات سدیم بدون آب
- سنگ جوش
- تیمبل با سایز ۹۵۳ cm
- استاندارد داخلی PCB29, PCB198, Endosulfan Id<sub>4</sub>, ε-HCH

## ۵- آماده سازی

### ۵-۱- شستشوی ظروف

- کلیه ظروف مورد استفاده جهت آنالیز مقادیر کم ترکیبات آلی از جنس Pyrex می باشد.
- جهت شستشوی ظروف ابتدا آنها را با آب داغ و برس تمیز کرده و سپس به مدت چند ساعت ( یک شب ) داخل محلول رقیق شده مایع ظرفشویی گذاشته و بعد از این مرحله ده مرتبه با آب داغ آنها را تمیز می کنیم. ( در مورد قطعات کوچک ظروف می توان آنها را به مدت ده دقیقه در حمام اولتراسونیک با دترجنت قرار داد و سپس با آب داغ آنها را شستشو داد.) بعد از این مرحله ظروف را با آب دیونیزه شستشو داده سپس در داخل آون در دمای 200 درجه برای چند ساعت قرار داده می شود.
- نکته (۱) بایستی دقت نمود این دما برای ظروف شیشه ای حجم سنجی استفاده نمی شود.
- نکته (۲) از آونی که جهت تمیز کردن ظروف شیشه ای استفاده می شود نباید جهت موارد دیگر مورد استفاده قرار گیرد.
- نکته (۳) از آنجا که ممکن است آلودگیهای محیطی بر روی سطح ظروف شیشه ای جمع شوند باید بلافاصله بعد از شستشوی ظروف آنها را با استون و هگزان آب کشی نموده و از آنها استفاده گردد یا در هود لامینار نگهداری شود. در صورت در دسترس نبودن این هود از فویل آلومینیومی که با حلال استون یا هگزان تمیز شده است جهت حفاظت ظروف شیشه ای استفاده می گردد.
- نکته (۴) با توجه به موارد ذکر شده زمان نگهداری ظروف شسته شده محدود می باشد.

### ۵-۲- تمیز کردن واکشگرها

تمامی پودرها یا واکشگرهای کریستالی مانند سولفات سدیم، هیدروکسید پتاسیم، پشم شیشه و سنگ جوش باید قبل از استفاده تمیز شوند. برای این کار ابتدا هشت ساعت با هگزان و سپس هشت ساعت دیگر با متانول یا دی کلرومتان (و یا هشت ساعت با مخلوط هگزان: دی کلرومتان با نسبت ۱:۱) سوکسله می شوند و پس از آن ۲۴ ساعت در کوره ۴۰۰ درجه سانتیگراد خشک می شوند.

### ۵-۳- خشک کردن نمونه (Freeze Dry)

نمونه های خاک و Biota (بافت موجود زنده) قبل از استخراج باید خشک شوند که برای این منظور از دستگاه فریز درایر استفاده می شود.

### ۶- شرح انجام آزمون

#### ۶-۱- نمونه های آب

##### ۶-۱-۱- استخراج

حدود ۱ لیتر از آب مورد نظر را داخل دکانتور ریخته و سپس ۸۰ میلی لیتر هگزان نرمال به آن اضافه نموده، سپس یک میلی لیتر از محلول PCB29, PCB198, Endosulfan Id<sub>4</sub>, ε-HCH با غلظت حدود 20 ng/ml که به عنوان استاندارد داخلی به کار می رود به محتویات دکانتور اضافه می نمایم. حال آن را ۳ بار و هر بار به مدت ۱ دقیقه تکان داده (بهتر است تکان دادن بصورت عدد 8 باشد) پس از تشکیل دو فاز، فاز زیرین (آبی) را در دکانتور دیگری ریخته و فاز رویی (آلی) را در یک بالون ۲۵۰ میلی لیتری جمع می کنیم. به محتویات دکانتور مجدداً ۸۰ میلی لیتر هگزان نرمال افزوده و دوباره تکان می دهیم. صبر می کنیم تا دو فاز مورد نظر (آبی و آلی) تشکیل شود. حجم فاز زیرین (آبی) را به وسیله استوانه مدرج اندازه گرفته و فاز رویی (آلی) را در بالون قبلی جمع آوری می کنیم. لازم به ذکر است پارامترهای مورد نظر در فاز آلی جمع آوری می شوند.

##### ۶-۱-۲- محاسبه بازده استخراج

- محاسبه بازده استخراج PCB 29, PCB 198

بازده استخراج PCB 29 به صورت زیر محاسبه می شود.

$$Q_{\text{PCB 29}} = \frac{\text{سطح زیر پیک استاندارد داخلی در نمونه} * \text{مقدار استاندارد داخلی (pg)} * \text{حجم نهایی (}\mu\text{l)}}{\text{سطح زیر پیک استاندارد داخلی به تنهایی} * \text{حجم تزریق (}\mu\text{l)}}$$

$$R = \frac{Q_{\text{PCB 29}}}{\text{مقدار استاندارد داخلی در 1(ml)}} \times 100$$

به همین روش بازده استخراج PCB 198 را نیز محاسبه کرده و میانگین می‌گیریم.

$$Q_{\text{PCB 198}} = \frac{\text{سطح زیر پیک استاندارد داخلی در نمونه} * \text{مقدار استاندارد داخلی (pg)} * \text{حجم نهایی (}\mu\text{l)}}{\text{سطح زیر پیک استاندارد داخلی به تنهایی} * \text{حجم تزریق (}\mu\text{l)}}$$

$$R = \frac{Q_{\text{PCB 198}}}{\text{مقدار استاندارد داخلی در 1(ml)}} \times 100$$

$$\bar{R} = \frac{R_{\text{PCB 29}} + R_{\text{PCB198}}}{2}$$

-محاسبه بازده استخراج Endosulfan Id<sub>4</sub> و ε-HCH

بازده استخراج Endosulfan Id<sub>4</sub> و ε-HCH را مانند PCB 29 محاسبه می‌کنیم. بازده  $\bar{R}_{\text{PCB}}$  در محاسبه ترکیبات بدست آمده در فراکسیون اول بازده ε-HCH جهت فراکسیون دوم و بازده استخراج Endosulfan Id<sub>4</sub> در فراکسیون سوم به کار می‌رود.

### ۶-۱-۳- تغلیظ

نمونه را با روتاری اوپرتور به حجم ۱۵-۱۰ میلی لیتر رسانده و سپس آن را با گاز نیتروژن خشک و تمیز با درجه خلوص (۹۹/۹۹۹۵٪) به حجم ۱ میلی لیتر می‌رسانیم. لازم است روتاری اوپرتور با دور r/min ۹۰ تنظیم شده و دمای حمام بیش از ۳۰ °C نباشد. نکته: قدرت خلأ و دمای حمام دو عامل وابسته به یکدیگر در روتاری اوپرتور می‌باشند. زمانیکه خلأ ضعیف باشد دمای حمام آب باید افزایش یابد. (۳۵-۴۰ °C)



### ۶-۱-۴-جداسازی

برای جداسازی از ستون فلورسیل که به صورت زیر آماده می شود استفاده می کنیم. به منظور حذف هر گونه آلودگی ابتدا فلورسیل را هشت ساعت با هگزان و سپس هشت ساعت دیگر با متانول یا دی کلرومتان (یا ۸ ساعت مخلوط هگزان : دی کلرومتان با نسبت ۵۰ : ۵۰) سوکسله و در آن خشک می کنیم. فلورسیل را با قرار دادن در آن  $130^{\circ}C$  به مدت ۱۲ ساعت فعال می کنیم. سپس با آب مقطر به مقدار ۰/۵ درصد وزنی فلورسیل آن را غیر فعال کرده در ظرف شیشه ای با در محکم ریخته و خوب تکان می دهیم. اجازه می دهیم یک شب بماند تا به تعادل برسد.

از یک بورت شیشه ای ۵۰ میلی لیتری با قطر ۱ cm و شیر تفلونی جهت کروماتوگرافی ستونی استفاده می کنیم. انتهای ستون را با پشم شیشه پر می کنیم. ۱۸ گرم فلورسیل وزن کرده اجازه می دهیم به تدریج فلورسیل داخل ستون بنشیند. سپس ۱ گرم سولفات سدیم بدون آب تمیز شده بالای ستون اضافه می کنیم تا از سطح فلورسیل محافظت کند.

نمونه را روی سولفات سدیم داخل بورت ریخته و در نهایت فراکسیون  $F_1$  از ستون خارج می شود. نحوه جداسازی هر یک از فراکسیون های  $F_1$ ،  $F_2$  و  $F_3$  به شرح ذیل می باشد:

#### F1:

برای خارج کردن این فراکسیون ۷۰ میلی لیتر هگزان را داخل ستون می ریزیم. سرعت عبور حلال باید طوری باشد که نه زیاد پیوسته و نه خیلی کند باشد. زمانیکه ۰/۵ تا ۱ میلی لیتر هگزان در بالای ستون است شیر بورت را می بندیم. در طی این مرحله ظرف زیر ستون حاوی فراکسیون  $F_1$  است که شامل Organo Chlorinated Pesticides مثل HCB (هگزا کلرو بنزن) و  $PP'$ ,  $OP'$ -DDE و آلدترین و هپتاکلر و DDMU (DDE متابولیزه شده) می باشد.

#### F2:

جهت خارج کردن این فراکسیون ۴۵ میلی لیتر مخلوط هگزان : دی کلرومتان (۷:۳) را داخل ستون می ریزیم. سرعت عبور حلال باید طوری باشد که نه زیاد پیوسته و نه خیلی کند باشد. زمانیکه ۰/۵ تا ۱ میلی لیتر هگزان در بالای ستون است شیر بورت را می بندیم. در طی این مرحله ظرف زیر ستون حاوی فراکسیون  $F_2$  است که شامل OC ها مثل  $\alpha$ -HCH, Lindane,  $OP$ -DDD,  $PP'$ -DDD,  $PP'$ -DDT,  $OP$ -DDT, Toxaphen,  $PP'$ - DDT و استاندارد داخلی  $\epsilon$ -HCH می باشد.

#### F3:

جهت خارج کردن این فراکسیون ۷۰ میلی لیتر دی کلرومتان را داخل ستون می ریزیم. سرعت عبور حلال باید طوری باشد که نه زیاد پیوسته و نه خیلی کند باشد. زمانیکه ۰/۵ تا ۱ میلی لیتر هگزان در بالای

ستون است شیر بورت را می بندیم. در طی این مرحله ظرف زیر ستون حاوی فراکسیون  $F_3$  است که شامل OC ها مانند Endosulfan Sulphate , Endrin , Dieldrin ,  $\alpha,\beta$ -Endosulphan و Endosulfan Id<sub>4</sub> استاندارد داخلی می باشد.

#### ۶-۱-۵- تغلیظ مجدد

نمونه را با روتاری اوپریاتور به حجم ۱۵-۱۰ میلی لیتر رسانده و سپس آن را با گاز نیتروژن خشک و تمیز با درجه خلوص (۹۹/۹۹۹۵٪) به حجم ۱ میلی لیتر می رسانیم. در نهایت ۱ میکرولیتر از فراکسیونهای  $F_1$ ،  $F_2$  و  $F_3$  تغلیظ شده را به منظور آنالیز سموم کلره به دستگاه GC/ECD تزریق کنید.

#### ۶-۲- نمونه های خاک و رسوب

##### ۶-۲-۱- استخراج

ابتدا نمونه فریز درای شده را از الک  $250 \mu m$  عبور داده، سپس ۲۰-۱۰ گرم از این نمونه را وزن کرده و داخل تیمبل (Thimble) می ریزیم. نباید تیمبل را با دست گرفت به همین دلیل آن را با پنس گرفته یا دور انگشتان فویل آلومینیومی می پیچیم.

یک میلی لیتر از محلول HCH- $\epsilon$ , Endosulfan Id<sub>4</sub>, PCB29, PCB198 با غلظت حدود 20 ng/ml به عنوان استاندارد داخلی به تیمبل اضافه می کنیم. به این ترتیب عمل استخراج به کمک ۲۵۰ میلی لیتر مخلوط حلالهای هگزان-دی کلرومتان به نسبت (۵۰ : ۵۰) و تعدادی سنگ جوش به مدت ۸ ساعت انجام می گیرد.

لازم است استاندارد داخلی جزء اجزا تشکیل دهنده نمونه نبوده و بیک آن هم خارج از محدوده بیک نمونه ظاهر شود. علت افزایش استاندارد داخلی این است که می توان بازده استخراج را تعیین نمود.

##### ۶-۲-۲- محاسبه بازده استخراج

جهت محاسبه بازده استخراج به بند ۶-۱-۲ مراجعه کنید.

##### ۶-۲-۳- گوگرد زدایی با استفاده از پودر مس

از پودر مس برای حذف گوگرد آزاد و مرکاپتانهای موجود در نمونه های خاک و رسوب استفاده می شود. زیرا این ترکیبات هنگام آنالیز با GC باعث ایجاد مزاحمت می شوند. آماده سازی به صورت زیر می باشد:

۲۰ گرم از پودر مس را داخل ارلن مایر ریخته و به آن اسید HCl غلیظ اضافه می‌کنیم تا سطح پودر مس را پوشاند. آن را تکان می‌دهیم سپس به مدت ۱۰ دقیقه در حمام اولتراسونیک قرار می‌دهیم. ارلن را از حمام بیرون آورده و تکان می‌دهیم و بمدت ۱۰ دقیقه دیگر در حمام قرار می‌دهیم. اسید استفاده شده قبلی که روی پودر مس قرار دارد را دور ریخته، مقداری HCl تازه به آن اضافه کرده و ۲۰ دقیقه در حمام اولتراسونیک قرار می‌دهیم. این عمل را ۴ بار تکرار می‌کنیم.

( در هر بار اسید قبلی را دور ریخته و مقداری اسید جدید می‌افزاییم. ) سپس اسید را دور ریخته و آب مقطر اضافه می‌کنیم. ارلن را تکان می‌دهیم و آب را دور می‌ریزیم. مجدد آب اضافه کرده و ۱۰ دقیقه در حمام اولتراسونیک قرار می‌دهیم. پس از آن آب را دور ریخته و این عمل را تا خنثی شدن pH تکرار می‌کنیم. سپس مس را با استون شسته، تکان می‌دهیم و به مدت ۱۵ دقیقه در حمام اولتراسونیک قرار می‌دهیم. این عمل را نیز ۴ بار تکرار می‌کنیم. همین کار را با حلال هگزان نیز انجام می‌دهیم. در پایان مس را داخل هگزان نگهداری می‌کنیم. ( مس باید سریع استفاده شود و سطح آن با هوا تماس نداشته باشد زیرا ممکن است با سولفور موجود در هوا واکنش دهد. ) مقداری از پودر مس را به نمونه استخراج شده می‌افزاییم و اجازه می‌دهیم یک شب بماند تا مس واکنش دهد. حضور گوگرد و ترکیبات آن در نمونه با سیاه شدن رنگ مس مشخص می‌شود.

#### ۶-۲-۴-تغلیظ

نمونه را با روتاری اوپرتور به حجم ۱۰-۱۵ میلی لیتر رسانده و سپس آن را با گاز نیتروژن خشک و تمیز با درجه خلوص (۹۹/۹۹۹۵٪) به حجم ۱ میلی لیتر می‌رسانیم. لازم است روتاری اوپرتور با دور r/min ۹۰ تنظیم شده و دمای حمام بیش از ۳۰ °C نباشد.

#### ۶-۲-۵-جداسازی

جهت جداسازی ترکیبات به بند ۶-۱-۴ مراجعه کنید.

#### ۶-۲-۶-تغلیظ مجدد

نمونه را با روتاری اوپرتور به حجم ۱۰-۱۵ میلی لیتر رسانده و سپس آن را با گاز نیتروژن خشک و تمیز با درجه خلوص (۹۹/۹۹۹۵٪) به حجم ۱ میلی لیتر می‌رسانیم. در نهایت ۱ میکرولیتر از فراکسیونهای F<sub>۱</sub>، F<sub>۲</sub> و F<sub>۳</sub> تغلیظ شده را به منظور آنالیز سموم کلره به دستگاه GC/ECD تزریق کنید.