

## بررسی پدیده لایه بندی حرارتی سد میناب با استفاده از مدل Ce-qual-w2 و تاثیر آن بر کیفیت آب بندرعباس

### چکیده

یکی از عوامل تأثیرگذار در کیفیت آب پشت سدها بروز فرآیندهایی نظیر لایه بندی حرارتی و تغذیه گرایبی است که موجب افت شدید کیفیت آب می شود. هدف اصلی این مطالعه هم ارزیابی تأثیر لایه بندی حرارتی و تغذیه گرایبی مخزن سد میناب و اثر لایه بندی بر کیفیت آب آشامیدنی شهر بندرعباس می باشد. جهت شبیه سازی و بررسی روند لایه بندی حرارتی و تغذیه گرایبی مخزن سد، نمونه ها از ۳ ایستگاه داخل سد و به مدت یک سال از اول خرداد ۱۳۹۷ تا پایان اردیبهشت ماه ۱۳۹۸ برداشت و با استفاده از مدل دوبعدی کیفی CE-QUAL-W2 چگونگی لایه بندی بررسی گردید. بررسی های حاصل از مدل سازی نشان داد که مخزن سد میناب دارای یک سیکل لایه بندی ۱۰ ماهه از آذرماه تا اسفند بوده و با کاهش دما لایه بندی قطع و اختلاط صورت می گیرد. اختلاط کامل در دی ماه صورت می گیرد. مخزن از نظر تغذیه گرایبی در شرایط مغذی قرار دارد. بیشترین اختلاف دما بین لایه های بالایی و پایینی آب در حدود ۲۳ درجه و در اواخر مردادماه بود. همچنین یافته ها نشان داد که وجود لایه بندی حرارتی در دریاچه سد عامل و بیانگر تغییرات کیفیت فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آب در ترازهای مختلف می باشد. با تداوم ۱۰ ماهه این تغییرات، لایه بندی کیفیت آب مصرفی پایین دست سد دچار تغییر شده و تغییرات کیفی آب شرب شهر بندرعباس هم در همین رابطه تفسیر می شود. لذا بهتر است که در فصول مختلف سال خصوصاً فصل پرآبی با برداشت بیشتر آب از دریاچه های تحتانی مخزن، به اختلاط قایم مخزن کمک شود که در این حالت با کاهش فسفات رها شده از رسوبات کف، شرایط تغذیه گرایبی مخزن بهبود می یابد.

**واژگان کلیدی:** سد میناب، کیفیت آب، لایه بندی حرارتی، تغذیه گرایبی، W2-QUAL-CE.

ماشالله مریدی<sup>۱</sup>

عبدالرحیم پذیرا<sup>۲\*</sup>

نعمت الله جعفرزاده<sup>۳</sup>

فاضل امیری<sup>۴</sup>

اسماعیل کوه گردی<sup>۵</sup>

۱، ۲، ۴ و ۵ گروه مهندسی محیط زیست، واحد بوشهر، دانشگاه آزاد اسلامی، بوشهر، ایران.  
۳. مرکز تحقیقات سم شناسی، دانشگاه علوم پزشکی جندی شاپور اهواز، اهواز، ایران.

\*مسئول مکاتبات:

abpazira@gmail.com

کد مقاله: ۱۴۰۱۰۹۳۱

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۱۱/۱۴

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۶/۳۰

این مقاله پژوهشی و برگرفته از رساله دکتری است.

### مقدمه

توسعه کشاورزی، صنعت و شهرنشینی باعث افزایش استفاده از آب شده و این روند منجر به افزایش آلاینده های آب و تنزل کیفیت منابع آبی گشته است. لذا چنانچه مواد آلاینده ورودی و بار تخلیه مواد آلاینده اکسیژن خواه در منابع آب بیش از توانایی خود پالایی آنها باشد ضمن تسریع در رشد جلبک ها و گیاهان آبی، موجب افت اکسیژن محلول شده و با ایجاد شرایط بی هوازی موجب مرگ و میر آبزیان شده و باعث از بین رفتن منابع آب خواهد شد (شاه منصوری، ۱۳۸۵). دو پارامتر مهم تأثیرگذار بر کیفیت آب مخازن سدها زمان ماند هیدرولیکی و پدیده لایه بندی در مخازن می باشد. وجود لایه بندی حرارتی در دریاچه سدها عامل و بیانگر تغییرات کیفیت فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آب در ترازهای مختلف است که در صورت تداوم می تواند منجر به نامناسب شدن شرایط کیفی آب در مخزن و افزایش هزینه های برداشت و تصفیه آب گردد (حمزه پور، ۱۳۹۱). کیفیت آب دریاچه می تواند تحت تأثیر حوزه آبریز، اکوسیستم درون دریاچه، ورود مواد مغذی، ورود آلاینده های آلی و غیر آلی، فاضلاب خانگی و شهری و همچنین منابع غیر نقطه ای که نتیجه فعالیت های انسانی است، باشد. این پدیده ها به طور مستقیم موجب اختلال در تعادل موجودات زنده دریاچه و همچنین افت کیفیت آب دریاچه شده و منجر به ایجاد پدیده اوتروفیکاسیون در مخازن می شود (Effendi et al., 2020). لایه بندی

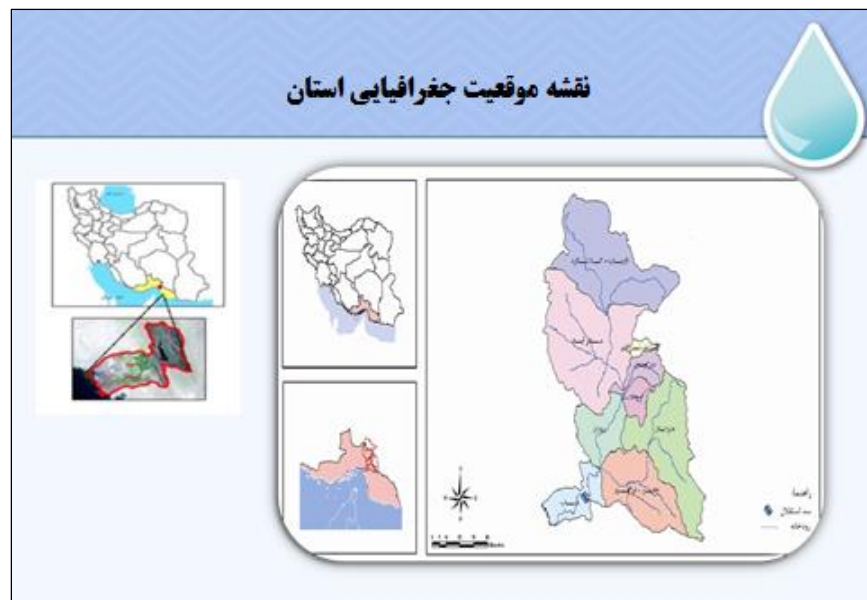


حرارتی و تغذیه گرایی از جمله مسائل مهم در مدیریت منابع آب از نظر کیفیت می باشد (صالحی و همکاران، ۱۳۹۸). تشکیل این دو پدیده در مخازن سدها، کیفیت آب مخازن سدها و پایین دست آن ها را به مخاطره می اندازد و سبب زوال کیفیت آب می شوند (کاوه و مریدی، ۱۳۹۵). تشکیل لایه بندی حرارتی در مخازن سدها از دریافت اکسیژن از منابع خارجی جلوگیری کرده و ارتباط مخزن با هوای اطراف را قطع می کند و سبب تغییرات اساسی در کیفیت آب مخازن می شود (جعفر دهقان، ۱۳۸۰). همچنین تغذیه گرایی که از ورود مواد مغذی مانند نیترات و فسفات به منابع آبی به وجود می آید، موجب زوال کیفیت آب می شود (ویسی و همکاران، ۱۳۹۲). معمولاً تخلیه مواد مغذی مانند نیتروژن و فسفر در اثر ورود فاضلاب های شهری و صنعتی در محیط های آبی منجر به ایجاد چنین مشکلی می شود. کیفیت آب در منابعی که دچار پدیده یوتروفیکاسیون شده اند به شدت پایین می آید و مصرف چنین آب هایی برای آشامیدن مناسب نمی باشد (Fernandez, 2009; Zhang, 2006). Agwanda و Iqbal (۲۰۱۹) نشان دادند که منابع غیر نقطه ای، رسوب اتمسفری و روانابها بیشترین منابع غالب فسفر و نیتروژن ورودی به منابع آبی دریاچه ویکتوریا در کنیا است و سهم تخلیه پساب تصفیه خانه به دریاچه بسیار اندک (کمتر از ۲۰ درصد) است. یکی از اثرات مضر پدیده یوتروفیکاسیون، رشد بیش از حد سیانوباکترها (آبنا، اسیلیاتوریا، نوستوک، میکروسیستیس) می باشد که منجر به تولید سموم در آب می گردند (Karadzic, 2010, and et al). حذف سموم ناشی از این پدیده در این نوع منابع آبی بسیار مشکل بوده و توسط روش های تصفیه متداول که در تصفیه خانه های آب وجود دارد، قابل حذف نمی باشند (Dokulil and Teubner, 2011). لذا از دیدگاه عملیات پایش، شناسایی وضعیت تغذیه گرایی مخزن دارای اهمیت ویژه است. برای این منظور بر اساس میانگین غلظت های اندازه گیری شده فسفر و در درجات بعدی، غلظت کلروفیل a، اکسیژن محلول و عمق قابل مشاهده دیسک سکی در آب مخزن در هنگام لایه بندی و اختلاط آب، طبقه بندی وضعیت تغذیه گرایی مخزن باید انجام شود (ویسی و همکاران، ۱۳۹۲). نیتروژن و فسفر از جمله مواد مغذی هستند که در رشد جلبک ها و افزایش کلروفیل a تأثیر مستقیم دارند (Smith, 2005). مطالعات Shamlou و همکاران (۲۰۰۴) انجام گرفت نشان دادند که پدیده لایه بندی حرارتی در مخازن می تواند بر روی میزان وقوع شاخص های تغذیه گرایی دریاچه ها تأثیر داشته باشد رژیم حرارتی دریاچه و میزان اختلاط آب از جمله فاکتورهای مهمی است که می تواند تأثیرات مهمی را بر روی بروز تغذیه گرایی دریاچه داشته باشد. (سلطانی و علوی، ۱۳۸۴). کاهش انتقال اکسیژن از سطح مخزن به کف در اثر کاهش اختلاط قائم در مخزن، کیفیت آب را دچار تغییر کرده و حیات آبریان را به خطر می اندازد. معمولاً رژیم حرارتی دریاچه ها در اثر انتقال انرژی گرمایی از سطح دریاچه و تأثیر نیروی جاذبه در اختلاف چگالی است (Chung and Oh, 2006). افزایش پتانسیل تغذیه گرایی باعث افزایش توده جلبک ها در سیستم های آبی از جمله دریاچه ها، رودخانه ها و بخش ساحلی دریاها و مخازن می شود (Kurz, 2005; Camargo, 2005) بر اساس نسبت تغذیه گرایی در یک پیکره آبی نیتروژن یا فسفر می تواند عامل محدودکننده رشد جلبک باشد. در مطالعه ای که (Li et al., 2015) روی مخزن Yuqiao در شمال چین انجام دادند، فسفر عامل کنترل کننده تغذیه گرایی در این مخزن شناخته شد. بررسی روند طبقه بندی حرارتی در رودخانه Xiangxi یک شاخه معمولی از مخزن Three Gorges Reservoir (TGR) در چین توسط Jin و همکاران (۲۰۱۹) مورد مطالعه قرار گرفت. نتایج تجزیه و تحلیل داده های میدانی و همچنین داده های شبیه سازی شده نشان داد که طبقه بندی حرارتی در ماه های تابستان (از آوریل تا سپتامبر) قابل توجه بود. معمولاً بررسی فرایند تغذیه گرایی و تعیین لایه بندی با استفاده از مدل های کیفی انجام می گیرد. تبادل بین پیچیدگی های مدل، زمان و هزینه از جمله پارامترهای اصلی انتخاب یک مدل کیفی آب است (صالحی و همکاران، ۱۳۹۸). مدل سازی دوبعدی (افقی و عمودی) با استفاده از نرم افزار CE-QUAL-W2 یک روش مناسب و دقیق از مدل سازی هیدرودینامیک جریان و پارامترهای کیفی آب است که با استفاده از معادلات بقای جرم، مومنتوم و انرژی انجام می گیرد (باغوند و همکاران، ۱۳۹۲). این مدل در سال ۱۹۹۵ از سوی واحد مطالعات آبراهه های مهندسان ارتش امریکا (WES) تهیه شده است. بنابراین از آنجایی که کیفیت از مخزن سدها تحت تأثیر لایه حرارتی و تغذیه گرایی و شدت آن است، بررسی تاثیر لایه بندی حرارتی و تغذیه گرایی بر دیگر پارامترهای کیفی آب در مخزن سد می تواند نتایج ارزشمندی را برای مدیریت بهتر کیفیت آب به همراه داشته باشد. طبقه بندی حرارتی به طور مستقیم بر رژیم کیفیت آب مخزن سدها تأثیر می گذارد (Duka et al., 2012). Ziaie و همکاران (۲۰۱۹) ارزیابی طبقه بندی حرارتی و اوتروفیکاسیون در مخزن سد زاینده رود را با استفاده از مدل دوبعدی CE-

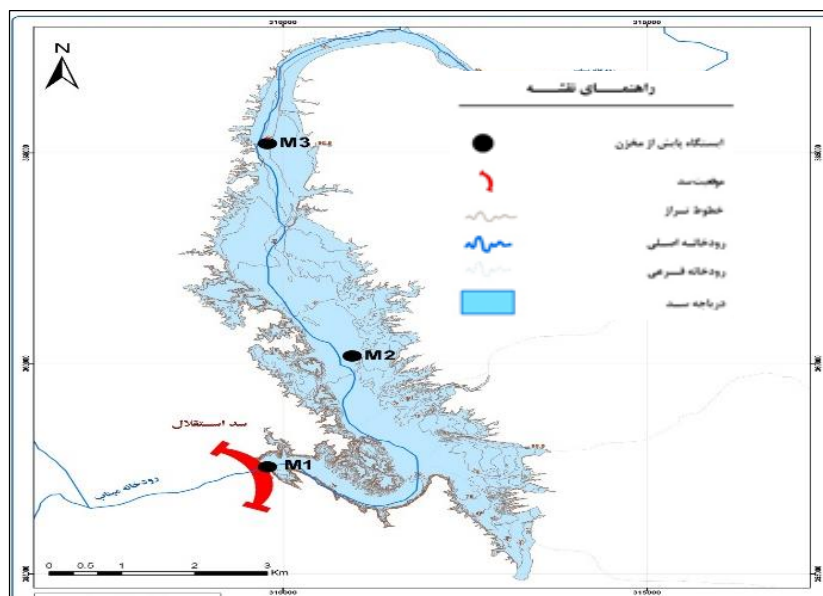
QUAL-W2 موردبررسی قراردادند. در این مطالعه بررسی تأثیر لایه‌بندی حرارتی و تغذیه‌گرایی مخزن سد استقلال میناب بر کیفیت آب آشامیدنی پایین‌دست سد موردبررسی قرار گرفته و راهکاری عملی برای مدیریت بهینه کیفیت آب شرب ارائه شده است.

### مواد و روش‌ها

حوضه آبریز میناب پرآب‌ترین و مهم‌ترین حوضه آبریز استان هرمزگان با وسعتی معادل ۱۰۷۰۲ کیلومترمربع است که در عرض جغرافیایی ۲۶ درجه و ۵۷ دقیقه تا ۲۸ درجه و ۲۴ دقیقه شمالی و طول جغرافیایی ۵۶ درجه و ۴۹ دقیقه تا ۵۷ درجه و ۵۳ دقیقه شرقی واقع شده است. شکل ۱، نقشه حوزه آبریز سد و موقعیت آن در استان و شکل ۲، دریاچه سد و نقاط نمونه‌برداری مورد استفاده را نشان می‌دهد. سد میناب جهت تأمین آب کشاورزی دشت میناب و شرب شهر بندرعباس در حوضه آبریز اصلی خلیج فارس و حوضه آبریز فرعی بندرعباس - سدیج واقع شده است که در ۱۳۶۲ مورد بهره‌برداری قرار گرفته است. جدول ۱، مشخصات سد استقلال میناب را نشان می‌دهد.



شکل ۱: نقشه حوزه آبریز سد و موقعیت آن در استان.



شکل ۲: دریاچه سد و نقاط نمونه برداری.

جدول ۱: مشخصات سد استقلال میناب.

مشخصات سد استقلال میناب	
نوع سد	بتونی وزنی پایدار با ارتفاع از پی ۵۹/۲۵ و ارتفاع از کف ۵۲/۵ متر
عرض سد در تاج	۳ متر
عرض سد در کف	۸۵ متر
حجم کل مخزن در رقوم نرمال	۲۵۷/۷ میلیون مترمکعب
حجم مفید مخزن	۲۱۷ میلیون مترمکعب
رقوم بستر رودخانه در محل سد:	۴۸ متر از سطح دریا
مساحت دریاچه در رقوم نرمال	۱۹/۵۷ کیلومتر مربع
طول دریاچه در رقوم نرمال:	۱۴ کیلومتر
دبی استثنایی (حداکثر سیل هزارساله)	۱۳۰۰۰ مترمکعب در ثانیه
حجم آب قابل تنظیم سالیانه:	۲۳۶ میلیون مترمکعب
تعداد دریاچه:	۱۴ دستگاه و نوع آن‌ها قطاعی (قوسی)
ابعاد ارتفاع و عرض دریاچه	۱۱ متر ارتفاع و ۱۱ متر عرض
حداکثر دبی خروجی از هر دریاچه	۸۹۲ مترمکعب در ثانیه
حداکثر دبی خروجی از هر دریاچه‌ها	۱۲۵۰۰ مترمکعب در ثانیه
تعداد دریاچه: ۲ دستگاه و ارتفاع و عرض هر دو دریاچه:	۲ متر
حداکثر دبی خروجی از هر دریاچه:	۱۰۰ مترمکعب در ثانیه

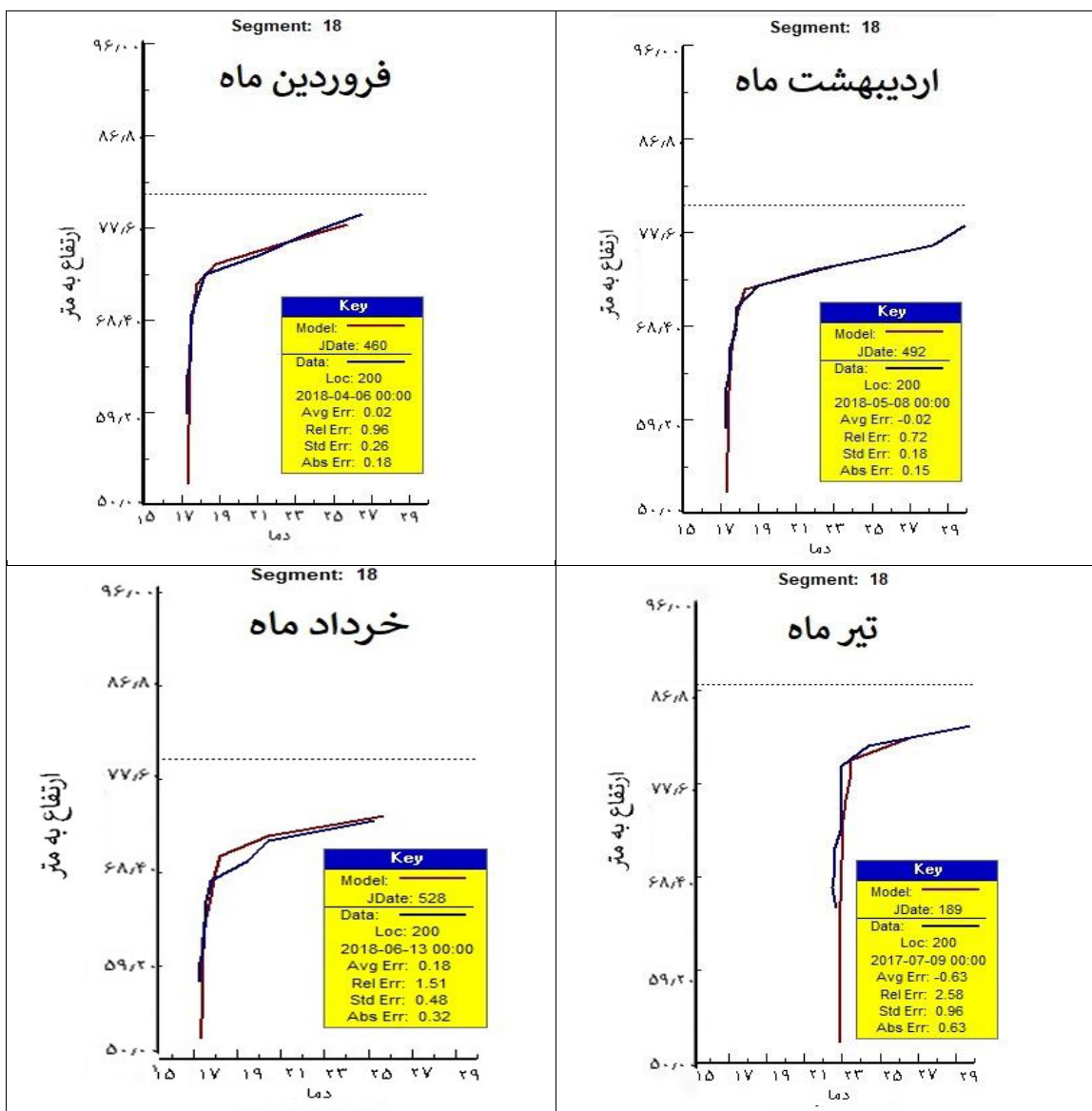
برای انجام مطالعات، برنامه نمونه برداری و اندازه گیری پارامترهای مختلف کیفیت آب در مخزن برای یک دوره ۱۲ ماهه از اول خرداد ۱۳۹۷ تا آخر اردیبهشت ۱۳۹۸ اقدام به نمونه برداری شد. در این دوره جمعاً ۳۶ نمونه از ۳ ایستگاه مختلف و بافاصله از سد و جهت تعیین پارامترهای نیترات، فسفات، سختی کل، آمیون ها، کاتیون ها و فسفر کل، BOD و COD برداشت شد. سایر پارامترها شامل، هدایت الکتریکی، TSS، TDS.

DO، pH، توسط دستگاه ctd و دستگاه الکتورچ و در هر ایستگاه به صورت جداگانه و یک بار در ماه نمونه برداری انجام و داده ها در محل برداشت شد. در جدول ۲، مشخصات دستگاه های مورد استفاده در سنجش و روش کار آن ها آورده شده است. ایستگاه های ثابت طبق دستورالعمل پایش کیفی مخازن سدها تدوین شرکت مدیریت منابع آب ایران مشخص شدند. در انتخاب نقاط به عنوان ایستگاه نمونه برداری در سطح آب، ابتدا عمق یابی شد و با توجه به عمق های به دست آمده سه نقطه بر اساس دستورالعمل مدیریت منابع آب ایران انتخاب شدند. عمیق ترین نقطه مخزن که در مجاورت دیواره سد بود در نظر گرفته شد (۲۰۰ متری دیواره سد). با توجه به وسعت، موقعیت و عمق های مختلف آب در مخزن سد، یک ایستگاه پایش هم در وسط مخزن (عمق میانی) و ایستگاه سوم در ورودی مخزن سد که ایستگاه هیدرومتری ورودی سد بود در نظر گرفته شد. (ایستگاه شماره ۳). در هر بار نمونه برداری در ظروفی با حجم مشخص ۱٫۵ لیتر طبق راهنمایی های نشریه شماره ۵۵۱ وزارت نیرو نمونه برداشت و در آزمایشگاه از منطقه ای هرزگان پارامترهای نیترات، آمونیاک، فسفر کل، BOD، منیزیم، کلسیم، پتاسیم، سدیم سنجش شد.

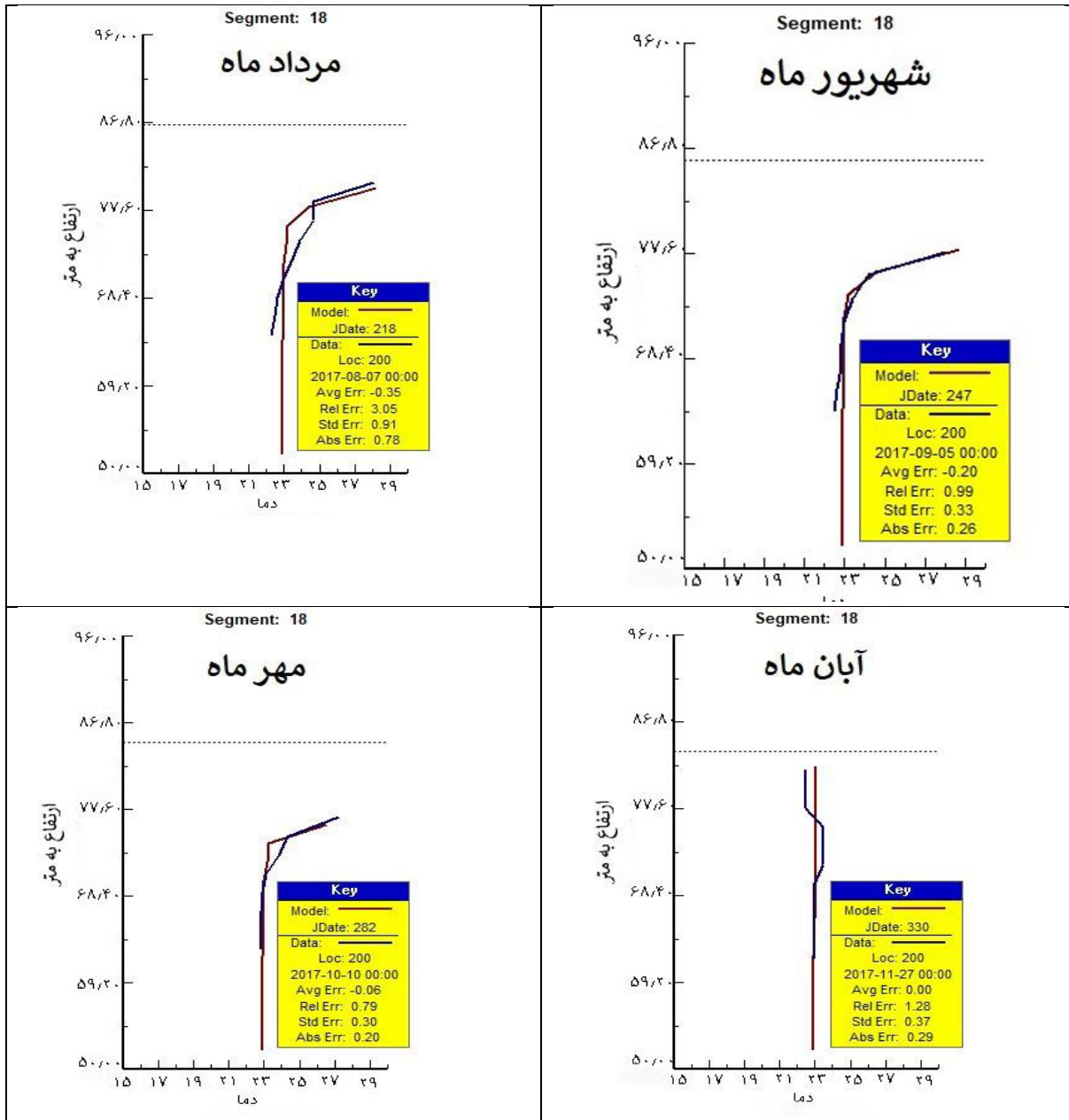
### جدول ۲: مشخصات دستگاه های مورد استفاده در سنجش و روش کار آن ها.

ردیف	نام دستگاه	مشخصات فنی
۱	سی تی دی مدل ctm1080	برای اندازه گیری پارامترهای کیفی آب در اعماق مختلف مخزن سدهای استقلال و میناب، شامل سنسورهای pH، دما، EC، اکسیژن محلول، عمق (حداکثر ۱۰۰ متر)
۲	آلگاتورچ مدل bbe مدل ویزن ۲/۴	اندازه گیری کلروفیل آ و سیانوباکتری و کدورت تا عمق ۱۰۰ متری مخزن سد استقلال میناب
۳	نیسکین هیدروبیاس آلمان	نمونه بردار ۱/۷ لیتری از اعماق دریاچه به همراه قرقره ۱۰۰ متری
۴	عمق یاب (اکوساندر)	فیش فاینر دستی کوچک، برای تشخیص عمق حدودی دریاچه در محل اندازه گیری حداکثر تا عمق ۱۰۰ متری
۵	دیسک سچی	صفحه فلزی به همراه کابل مدرج برای اندازه گیری عمق دیسک سچی

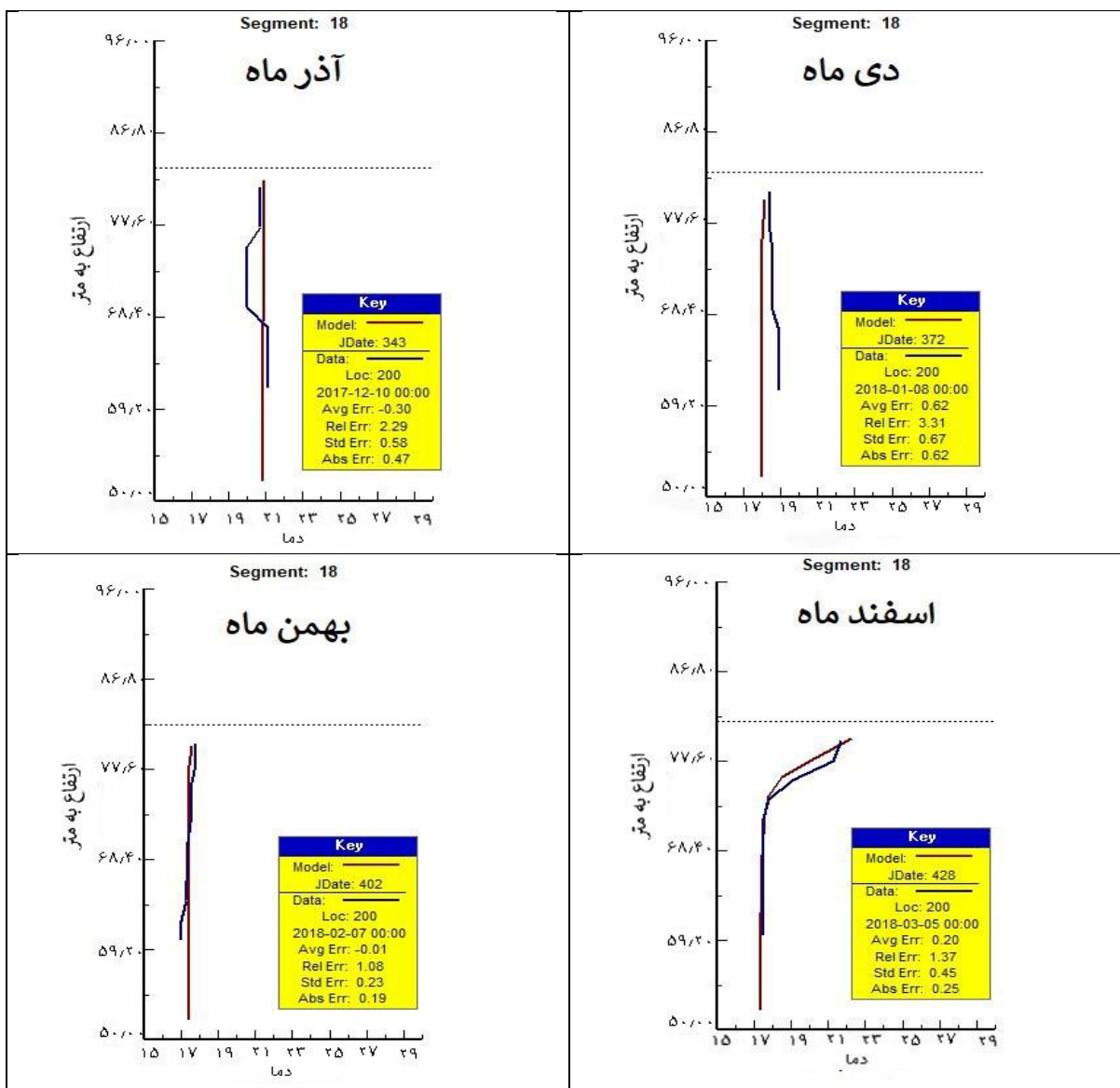
تمامی مراحل فوق از جمله تعیین نقاط نمونه برداری، تعداد نمونه ها برابر استانداردهای موجود و طبق دستورالعمل شرکت مدیریت منابع آب انجام گرفت. اطلاعات ۵ ساله هواشناسی از اداره کل هواشناسی استان و سایر اطلاعات مورد نیاز شامل دبی از منطقه ای هرزگان اخذ گردید. به دلیل پراکندگی داده های اندازه گیری شده و ناپیوسته بودن آن ها، مقادیر داده های کیفیت آب با استفاده از روابط همبستگی و روند تغییرات آن ها، برای دوره ۵ ساله شاخص بسط داده شده است. به منظور بررسی اثر لایه بندی حرارتی و تغذیه گرایی مخزن بر کیفیت آب مخزن و آب خروجی از سد مدل شبیه سازی برای دوره ۵ ساله شاخص اجرا شده است. سپس با استفاده از مدل دویعدی CE-QUAL-W2 شبیه سازی مخزن سد میناب بنا بر داده های آزمایش شده پرداخته شده و پارامترهای حرارت، اکسیژن محلول، نیترات و فسفر در طی دوره ی طرح بررسی گردید و وضعیت سد از لحاظ لایه بندی حرارتی و تغذیه گرایی بررسی شده است. داده های ورودی به سیستم شامل هندسه مخزن، شرایط آب و هوایی، شدت جریان ورودی، دما و غلظت، پارامترهای کیفی جریان ورودی به مخزن می باشند. پارامترها و ضرایب انتخاب شده در کالیبراسیون مدل، شامل پارامترهای مؤثر بر دما، غلظت ارتوفسفات، آمونیوم، نیترات و اکسیژن محلول بود. از سایر پارامترهای شبیه سازی شده می توان به مواد آلی محلول معلق، جامدات معلق، جامدات محلول، CBOD و pH اشاره کرد. کالیبراسیون و صحت سنجی مدل بر اساس پروفیل های قائم دما (شکل های ۱ تا ۶) و غلظت پارامترهای کیفی در مقاطع مختلف مخزن نیز انجام گرفته است.



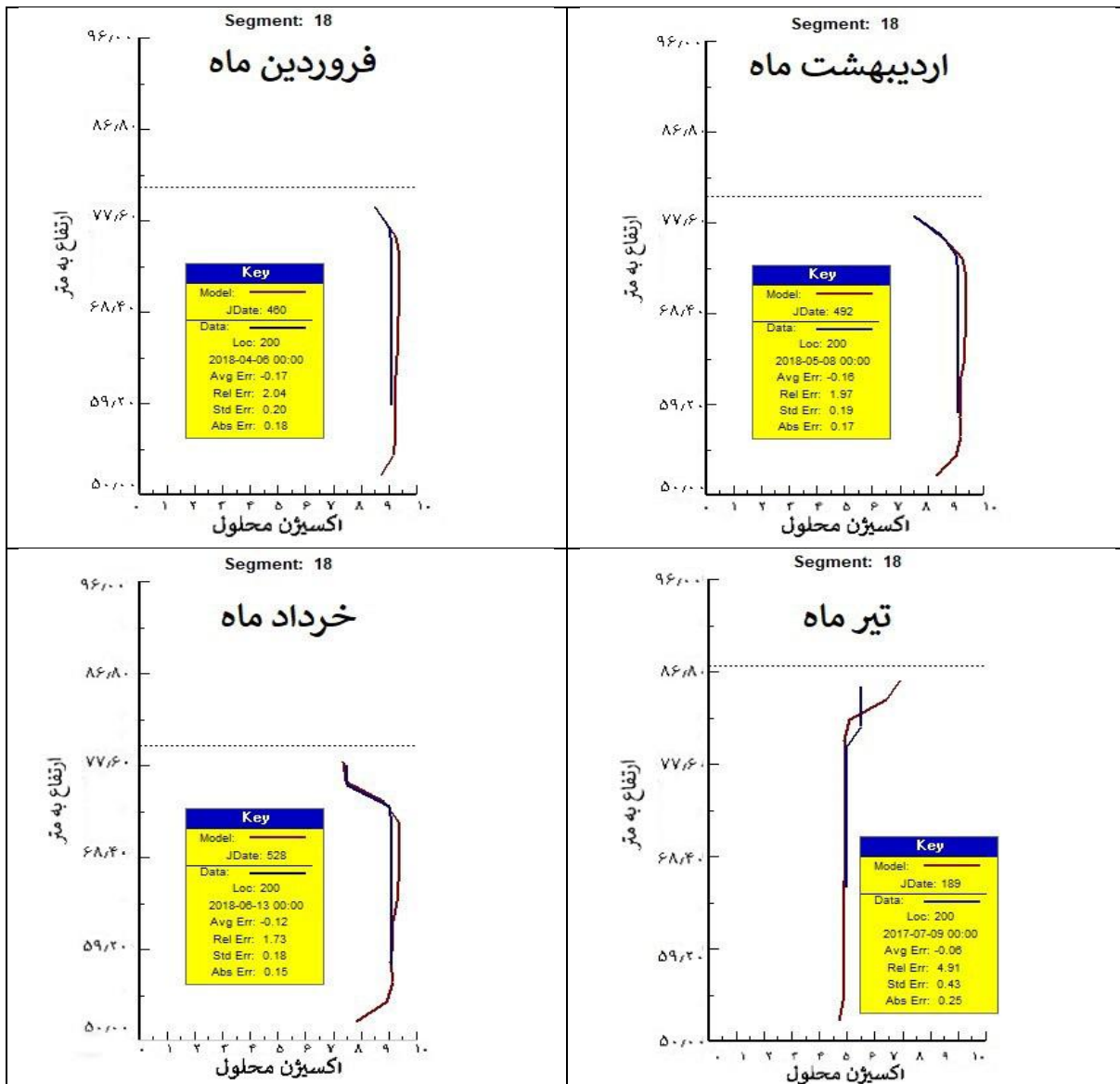
شکل ۱: مقایسه پروفیل عمقی دمای حاصل از شبیه‌سازی عددی با داده‌های میدانی (فروردین تا تیرماه) (۱۳۹۸-۱۳۹۷).



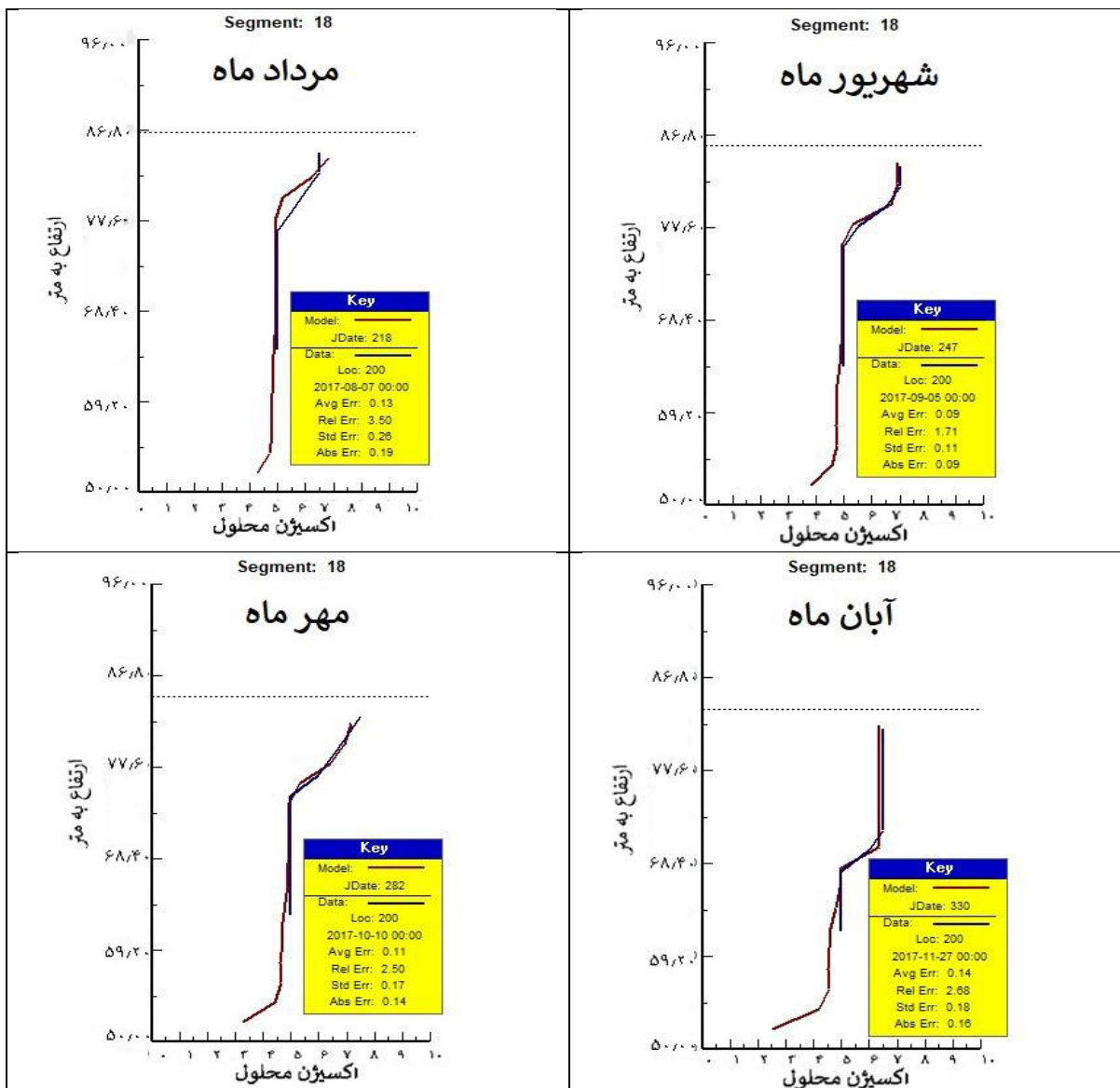
شکل ۲: مقایسه پروفیل عمقی دمای حاصل از شبیه‌سازی عددی با داده‌های میدانی (مرداد تا آبان) (۱۳۹۸-۱۳۹۷).



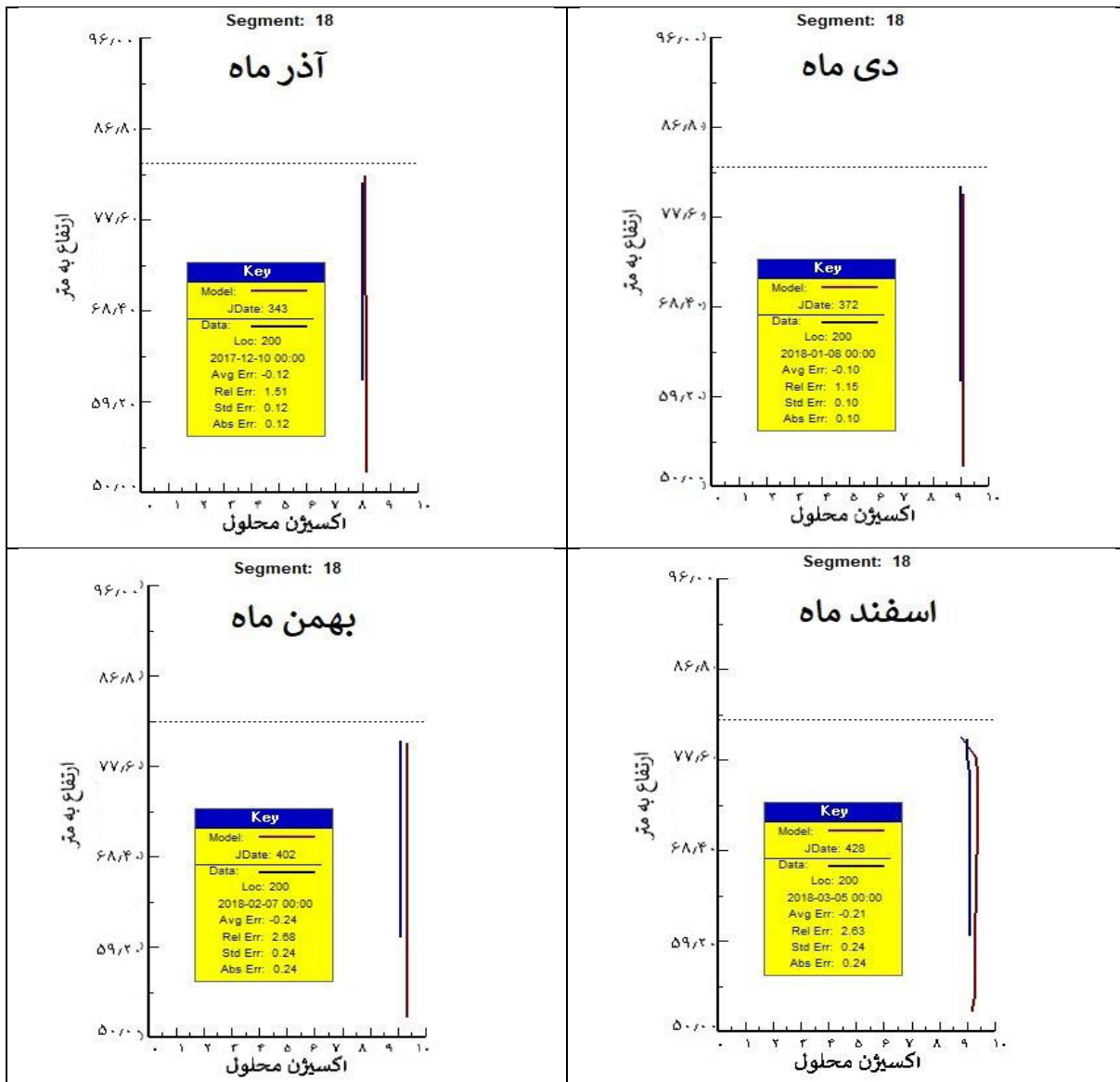
شکل ۳: مقایسه پروفیل عمقی دمای حاصل از شبیه‌سازی عددی با داده‌های میدانی (آذر تا اسفند) (۱۳۹۷-۱۳۹۸).



شکل ۴: مقایسه پروفیل عمقی اکسیژن محلول حاصل از شبیه‌سازی عددی با داده‌های میدانی (فروردین تا تیرماه) (۱۳۹۸-۱۳۹۷).



شکل ۵: مقایسه پروفیل عمقی اکسیژن محلول حاصل از شبیه‌سازی عددی با داده‌های میدانی (مرداد تا آبان) (۱۳۹۸-۱۳۹۷).

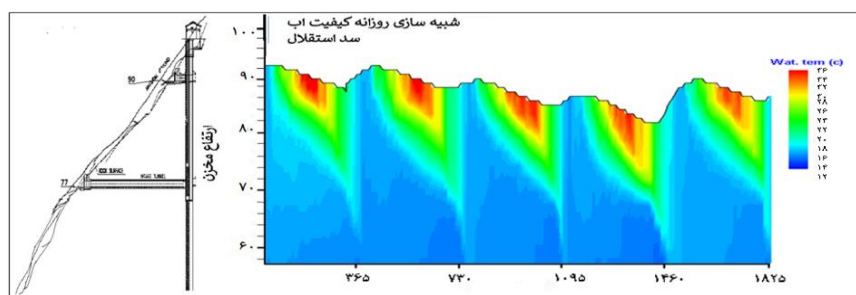


شکل ۶: ادامه مقایسه پروفیل عمقی اکسیژن محلول حاصل از شبیه‌سازی عددی با داده‌های میدانی (آذر تا اسفند) (۱۳۹۸-۱۳۹۷).

## نتایج

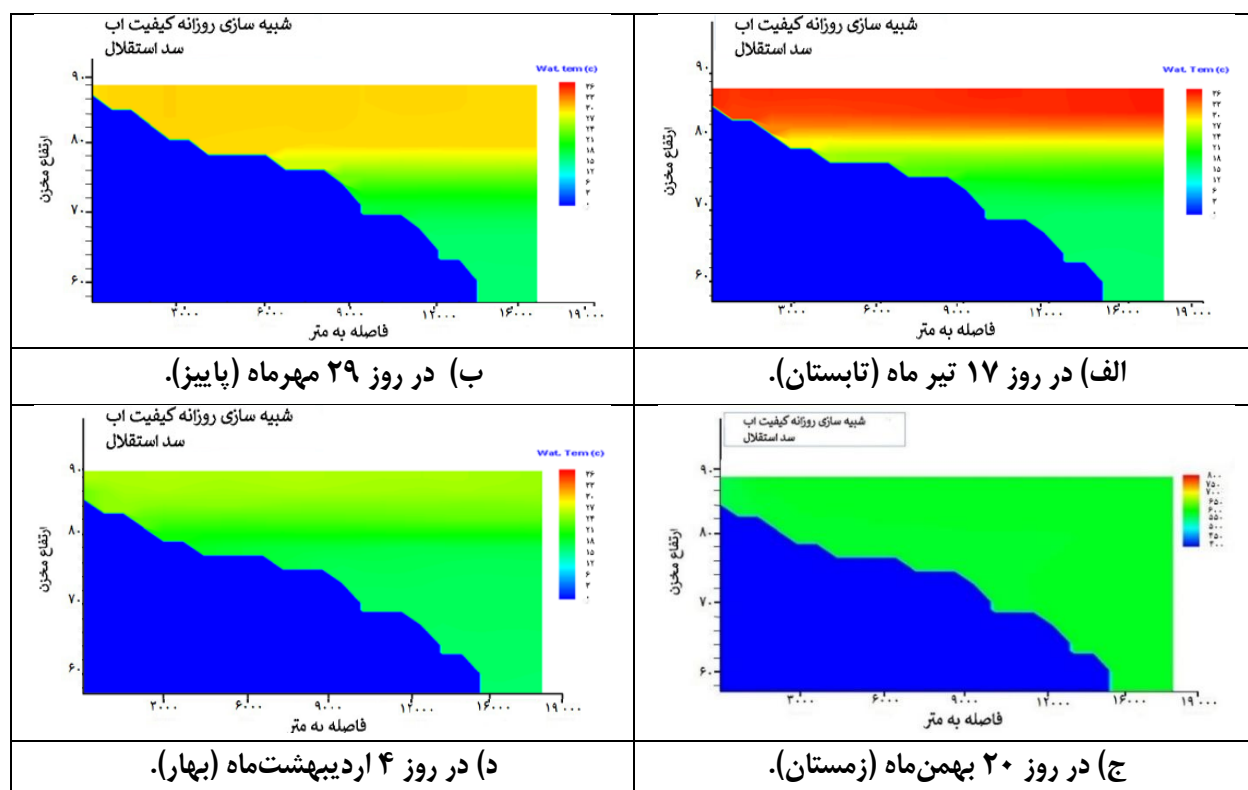
مهم‌ترین پدیده در مخازن، لایه‌بندی حرارتی می‌باشد که می‌تواند پارامترهای کیفیت آب را متأثر نماید. شکل ۵ نتایج شبیه‌سازی دمای آب را در دوره ۵ ساله در سد را نشان می‌دهد. همان‌گونه که در این شکل مشاهده می‌شود مخزن دارای یک سیکل لایه‌بندی تابستانی می‌باشد. لایه‌بندی از اواخر زمستان آغاز می‌شود و به مدت ۱۰ ماه یعنی تا پایان پاییز ادامه می‌یابد. با کاهش انرژی ورودی به مخزن لایه‌بندی ضعیف می‌شود. با ضعیف شدن لایه‌بندی در اواخر پاییز، در دی‌ماه اختلاط کامل روی می‌دهد و لایه‌بندی از بین می‌رود. در بهمن‌ماه نیز مخزن به صورت اختلاط کامل می‌باشد. در اسفندماه با گرم شدن هوا و افزایش انرژی ورودی به مخزن مجدداً لایه‌بندی شکل می‌گیرد. بیشترین اختلاف دما بین

لایه‌های بالایی و پایینی آب در حدود ۲۳ درجه و در اواخر مردادماه به وقوع خواهد پیوست. در ماه‌های گرم چون تیر و مرداد عمق رولایه به حدود ۵ تا ۸ متر و عمق میان لایه به ۱۵ تا ۲۰ متر می‌رسد ولی با کاهش انرژی خورشیدی ورودی عمق رولایه افزایش و به بیش از ۱۵ متر می‌رسد. با ادامه این روند عمق رولایه افزایش یافته و عمق میان لایه به تدریج کاهش می‌یابد تا سرانجام لایه‌بندی به هم‌خورده و پدیده واژگونی رخ می‌دهد. در شکل ۷، نتایج شبیه‌سازی دمای آب در دوره ۵ ساله در نزدیکی محور سد نشان داده شده است.



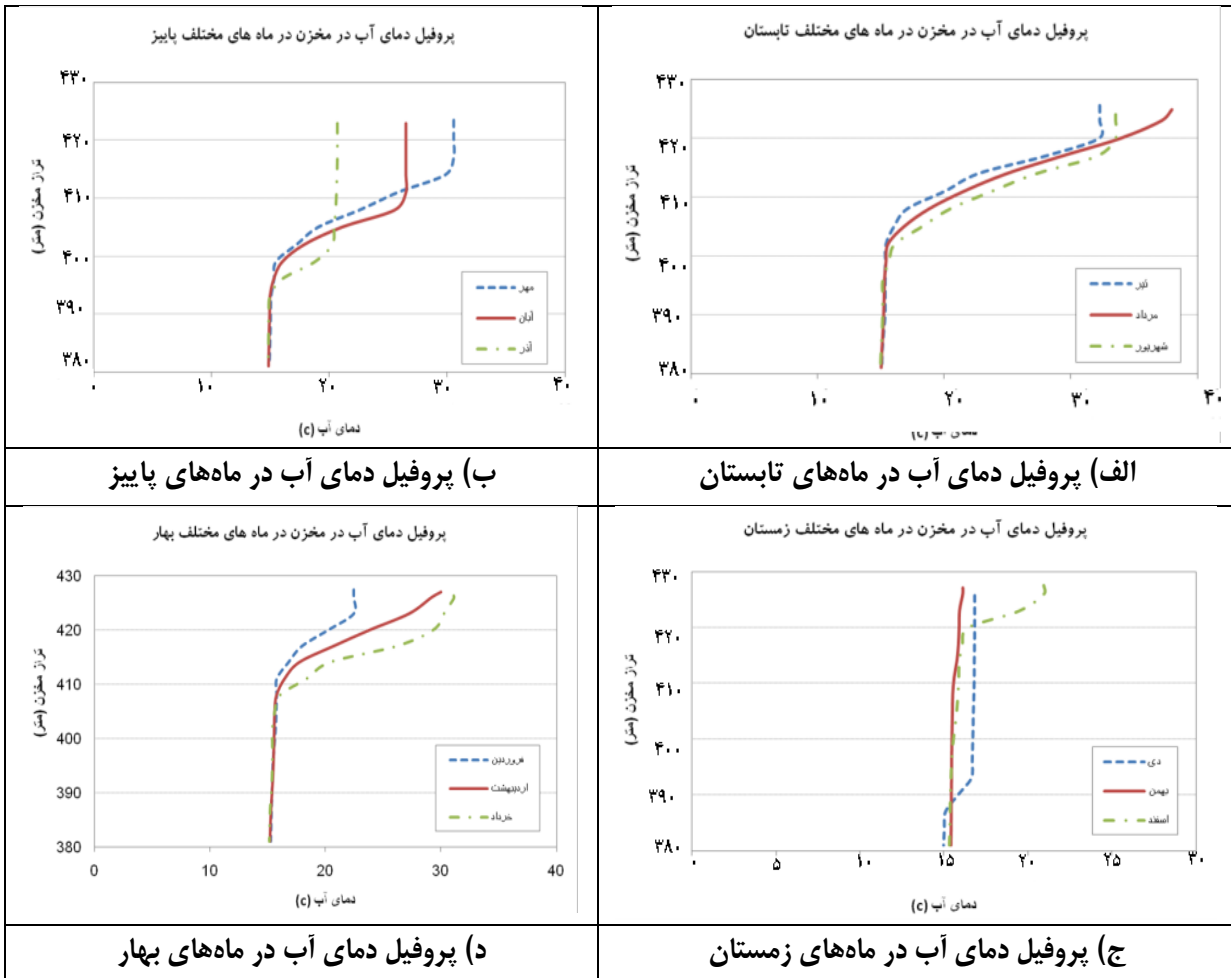
شکل ۷: نتایج شبیه‌سازی دمای آب در دوره ۵ ساله در نزدیکی محور سد.

در شکل ۸ (الف تا د) تغییرات دمای آب در طول و عمق مخزن در روزهای مختلف زمستان، بهار، تابستان و پاییز به‌عنوان نمونه نشان داده شده است. در زمستان تغییرات دمای آب در لایه‌های مختلف مخزن به‌ویژه در نزدیکی محور سد بسیار اندک می‌باشد که بیانگر برهم خوردن لایه‌بندی حرارتی می‌باشد.



شکل ۸: تغییرات دمای آب در طول و عمق مخزن در روزهای اندازه‌گیری شده در فصول مختلف (۱۳۹۷-۱۳۹۸).

در شکل ۹، الف تا د پروفیل دمای آب در نزدیکی محور سد برای ماه‌های مختلف نشان داده شده است. همان‌گونه که در این نمودار مشاهده می‌شود لایه‌بندی زمستانی و برهم خوردن آن در ماه‌های زمستان و شکل‌گیری لایه‌بندی تابستانی در فصول بهار، تابستان و ضعیف شدن آن در پاییز قابل تشخیص است.

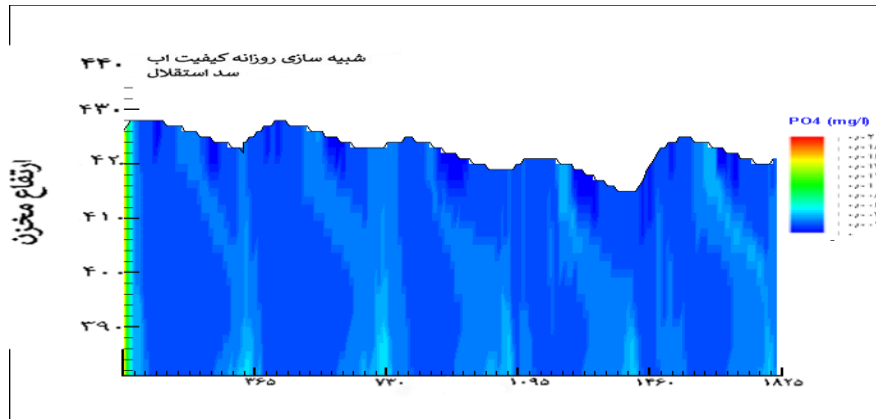


شکل ۹: پروفیل دمای آب در نزدیکی محور سد برای ماه‌های تابستان، پاییز، زمستان و بهار (۱۳۹۸-۱۳۹۷).

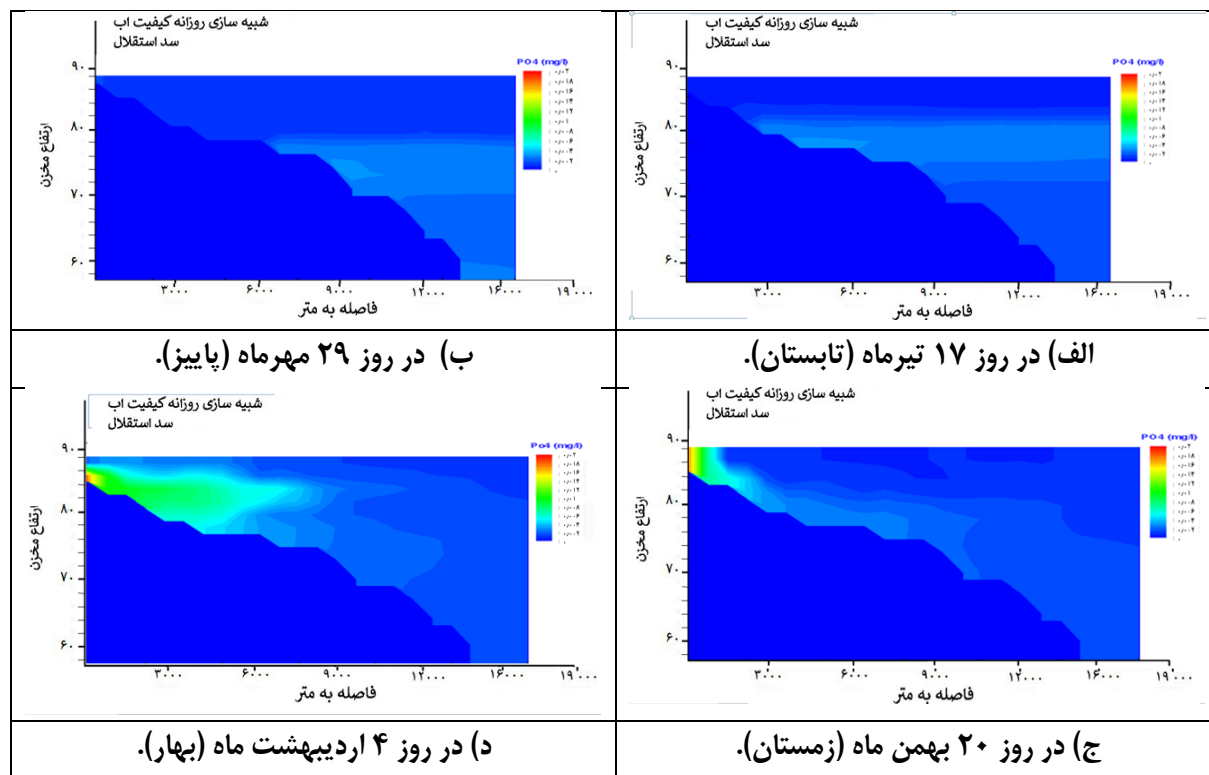
شکل ۱۰، نتیجه شبیه‌سازی فسفات را در دوره ۵ ساله در سد را نشان می‌دهد. نتایج نشان می‌دهد که تغییرات فسفات در مخزن در دوره شبیه‌سازی نوسانی است.

در شکل‌های ۱۱ الف تا د، تغییرات غلظت فسفات ( $PO_4$ ) در طول و عمق مخزن در روزهای مختلف زمستان، بهار، تابستان و پاییز به‌عنوان نمونه نشان داده شده است. با توجه به این نمودارها، در بهار غلظت ورودی فسفات به مخزن افزایش می‌یابد ولی با ورود به تابستان از مقادیر غلظت فسفات در مخزن به شدت کاسته می‌شود. در فصول تابستان و پاییز غلظت آن به کمترین مقدار می‌رسد به‌گونه‌ای که در لایه‌های بالایی مقدار آن حتی به صفر نیز می‌رسد و بیشترین غلظت مشاهده در مخزن کمتر از  $0.004$  میلی‌گرم در لیتر یا  $4$  میکروگرم در لیتر می‌باشد. در ماه‌های پایانی پاییز و اوایل زمستان غلظت فسفات در لایه‌های زیرین کمتر از لایه‌های سطحی است. غلظت این پارامتر در مخزن در این دوره و در

لایه‌های مختلف در محدوده صفر تا ۰/۰۱ میلی گرم در لیتر تغییر می‌کند. همچنین مشاهده می‌شود که تغییرات غلظت فسفات غالباً در لایه‌های میانی و پایینی بیشتر است، ولی محدوده تغییرات آن در لایه‌های مختلف بین صفر تا ۰/۰۰۳ میلی گرم در لیتر قرار دارد.

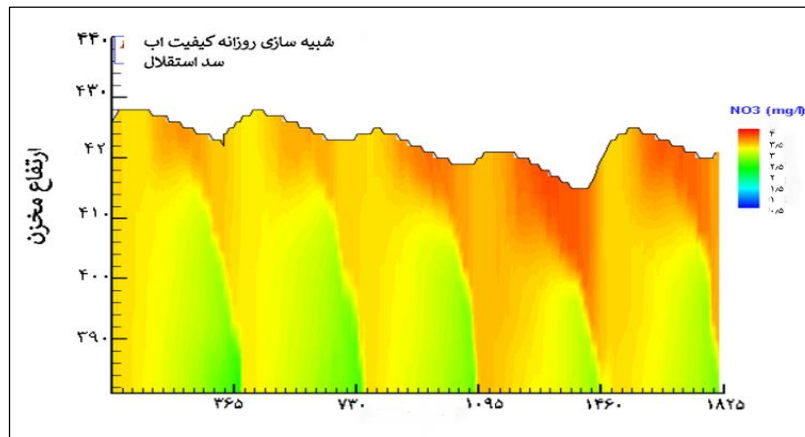


شکل ۱۰: تغییرات غلظت فسفات (PO<sub>4</sub>) در نزدیکی سد در دوره ۵ ساله شبیه‌سازی.



شکل ۱۴: تغییرات غلظت PO<sub>4</sub> در طول و عمق مخزن در روزهای مختلف در فصول مختلف (۱۳۹۸-۱۳۹۷).

شکل ۱۲، نتیجه شبیه‌سازی پارامتر نیترات را در دوره ۵ ساله و در نزدیکی سد نشان می‌دهد. همان‌گونه که در این شکل مشاهده می‌شود تغییرات نیترات در مخزن در دوره شبیه‌سازی نوسانی می‌باشد به‌گونه‌ای که کمترین مقدار آن در ابتدای دوره شبیه‌سازی (زمستان) و بیشترین مقدار آن در پایان همان سال (پاییز) می‌باشد. غلظت این پارامتر به‌تدریج در لایه‌های بالایی افزایش می‌یابد و در تابستان و پاییز به بیشترین مقدار خود می‌رسد. با برهم خوردن لایه‌بندی، غلظت در عمق یکنواخت می‌شود و مجدداً با شکل‌گیری لایه‌بندی، غلظت نیترات در لایه‌های بالایی افزایش می‌یابد. غلظت این پارامتر در مخزن در محدوده صفر تا ۴ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد. تغییرات این پارامتر در عمق فصول تابستان و پاییز به ۱ میلی‌گرم در لیتر نیز می‌رسد. همچنین در این نمودارها روند افزایشی غلظت نیترات در لایه‌های بالایی در طول دوره شبیه‌سازی قابل مشاهده است که محدوده تغییرات غلظت نیترات بین ۲ تا ۴ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد.

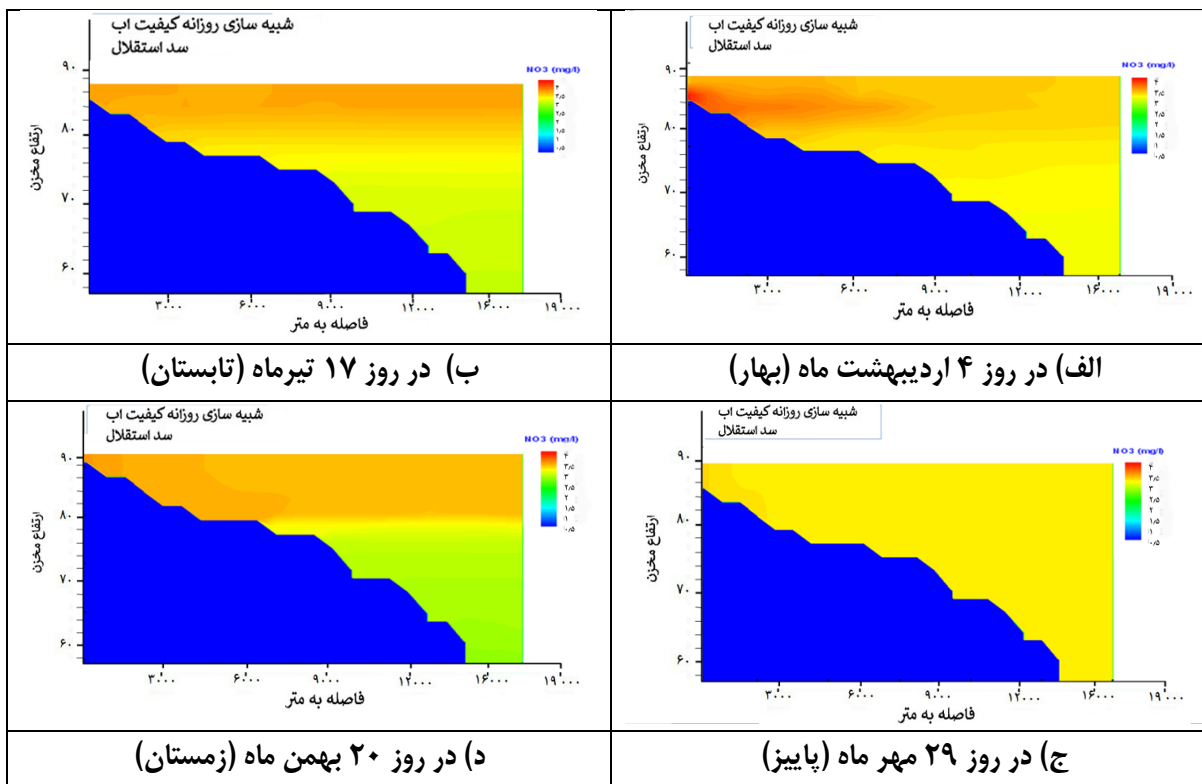


شکل ۱۲: تغییرات غلظت  $\text{NO}_3$  در نزدیکی سد در دوره ۵ ساله شبیه‌سازی.

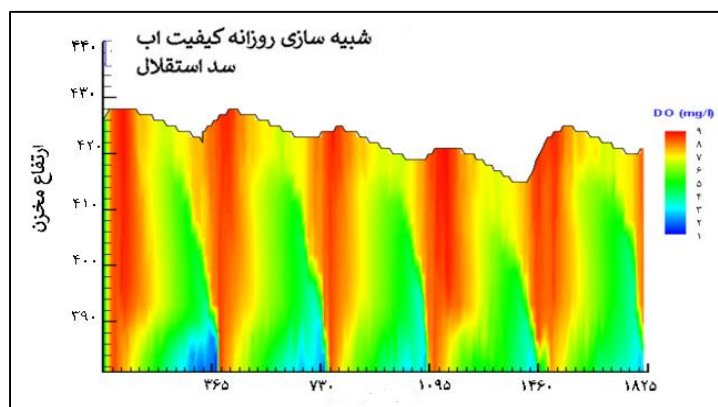
در شکل ۱۳ الف تا د تغییرات غلظت  $\text{NO}_3$  در طول و عمق مخزن در روزهای مختلف زمستان، بهار، تابستان و پاییز به‌عنوان نمونه نشان داده شده است. با توجه به این نمودارها، افزایش تدریجی غلظت نیترات از بهار تا پاییز به‌ویژه در لایه‌های بالایی به‌خوبی مشخص است.

شکل ۱۴، نتیجه شبیه‌سازی اکسیژن محلول را در دوره ۵ ساله و در نزدیکی سد را نشان می‌دهد. بررسی‌ها نشان می‌دهد که تغییرات این پارامتر در مخزن در دوره شبیه‌سازی نوسانی بوده به‌گونه‌ای که بیشترین مقدار آن در شروع دوره شبیه‌سازی (زمستان) و کمترین مقدار آن در فصل پاییز به‌ویژه در لایه‌های زیرین می‌باشد. غلظت این پارامتر در نزدیکی سد در محدوده صفر تا ۹ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد.

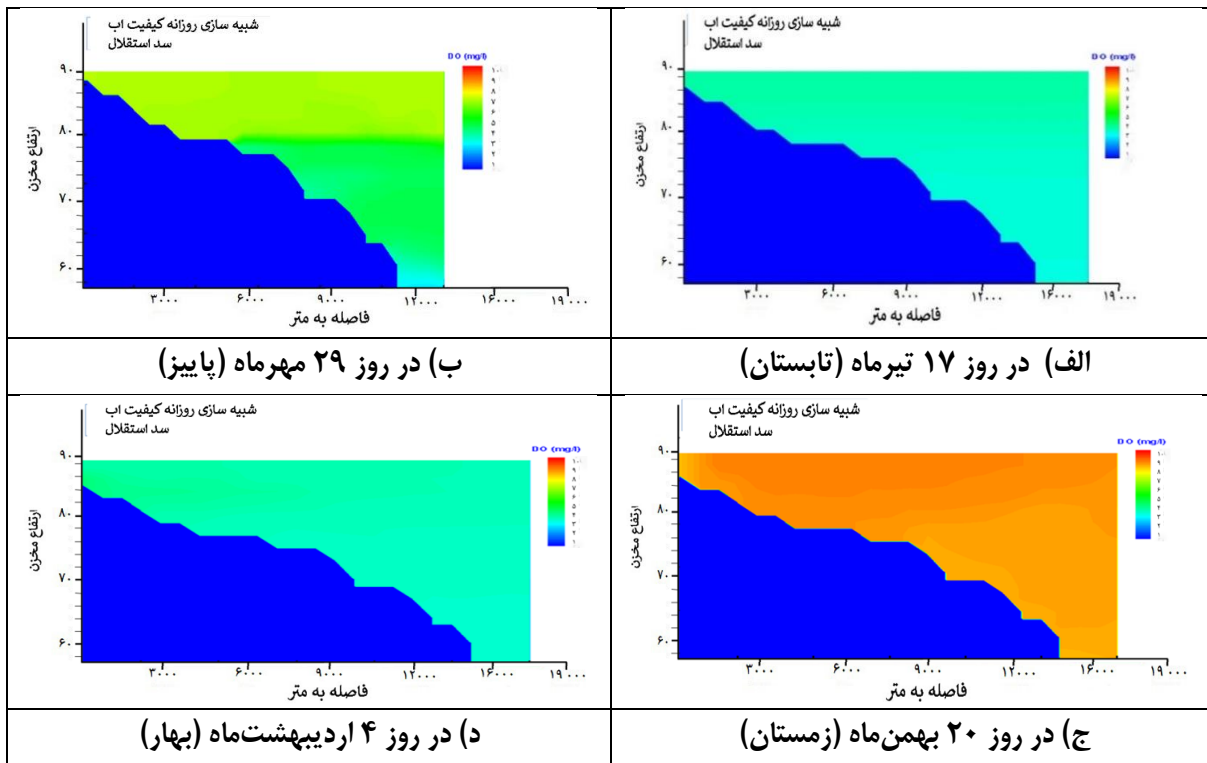
در شکل‌های ۱۵ الف تا د تغییرات غلظت DO در طول و عمق مخزن در روزهای مختلف زمستان، بهار، تابستان و پاییز به‌عنوان نمونه نشان داده شده است. با توجه به این نمودارها، کاهش تدریجی غلظت اکسیژن محلول از بهار تا پاییز به‌ویژه در لایه‌های پایینی و افزایش آن از اواخر پاییز به‌خوبی نمایان است.



شکل ۱۳: تغییرات غلظت NO<sub>3</sub> در طول و عمق مخزن در روزهای مختلف در غصول مختلف (۱۳۹۸-۱۳۹۷).



شکل ۱۴: تغییرات غلظت DO در نزدیکی سد در دوره ۵ ساله شبیه سازی.



شکل ۱۵: تغییرات غلظت DO در طول و عمق مخزن در روزهای مختلف در فصول مختلف (۱۳۹۸-۱۳۹۷).

### بحث و نتیجه‌گیری

لایه‌بندی یک‌روند اساسی تأثیرگذار بر کیفیت آب در دریاچه‌ها و مخازن است. تعیین وجود لایه‌بندی و مشخصات آن برای منابع آبی، مسئله‌ای ضروری است. ساده‌ترین روش جهت تشخیص نوع لایه‌بندی، اندازه‌گیری مستقیم کیفیت آب و دما در لایه‌های مختلف مخزن یا دریاچه است. برای مخازن سدها از روش‌های اندازه‌گیری‌های میدانی و روش‌هایی برای تخمین پتانسیل لایه‌بندی پیشنهاد گردیده است (صالحی و همکاران، ۱۳۹۸). وجود لایه‌بندی حرارتی در مخزن سد عامل و بیانگر تغییرات کیفیت فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آب در ترازهای مختلف است. خصوصیات دمایی مخازن سدها را می‌توان با استفاده از مدل‌های ریاضی پیش‌بینی کرد. مدل CE-QUAL-W2 یک مدلی دوبعدی هیدرودینامیکی و کیفی است که با توجه به قابلیت‌های فراوان آن، برای لایه‌بندی حرارتی از آن استفاده می‌گردد (شعبانی و همکاران، ۱۳۹۸). تغییرات شدید دما، چگالی و املاح محلول در عمق مخزن، کم شدن غلظت اکسیژن محلول، طعم و بوی نامطبوع آب از پیامدهای ایجاد لایه‌بندی مخزن سد است (شهرکی و همکاران ۱۳۹۴). در این مطالعه از مدل دوبعدی CE-QUAL-W2 جهت مدل‌سازی پارامترهای هیدرودینامیکی، دما و همچنین پارامترهای کیفی در مخزن سد میناب جهت شبیه‌سازی لایه‌بندی حرارتی و پدیده تغذیه‌گرایی استفاده شده است. نتایج مدل‌سازی مخزن سد استقلال میناب با استفاده از مدل‌های مختلف نشان داد که مخزن سد دارای لایه‌بندی ۱۰ ماهه است (اواخر زمستان تا پایان پاییز) که با که با نتایج خلف و نوشادی در سال ۱۳۸۹ در مورد سد درودزن هم‌خوانی دارد. در مقایسه با مطالعات دیگر، از جمله سد مارون لایه‌بندی از اواخر فروردین شروع و در مردادماه به اوج می‌رسد (حمزه پور و همکاران، ۱۳۹۱). مطالعه لایه‌بندی در سد ماملو نشان داد که لایه‌بندی از اواخر فروردین شروع شده و در آذرماه از بین می‌رود (زهره وند و همکاران، ۱۳۹۰). Ebrahimi و همکاران در سال ۲۰۱۵ نیز در تحقیقی مشابه به این نتیجه رسیدند که نه ماه از سال در مخزن سد بافت پدیده لایه‌بندی حرارتی اتفاق می‌افتد. شعبانی و همکاران در سال ۱۳۹۸ در تحقیقی

تحت عنوان لایه بندی حرارتی سد سیمره با استفاده از مدل W2 QUAL CE به این نتیجه رسیدند که لایه بندی سد سیمره از اسفندماه تا دی ماه ادامه دارد و در پاییز به اوج می رسد که نتایج به دست آمده با تحقیق حاضر مشابهت دارد. Kiani Sadr (۲۰۱۷) شبیه سازی لایه بندی حرارتی و غلظت اکسیژن محلول با کاربرد مدل W2-QUAL-CE مورد مطالعه قرار دادند که نتایج نشان دهنده ایجاد لایه بندی حرارتی در فصل تابستان است. رضایی برندق و همکاران (۲۰۱۸) به بررسی لایه بندی حرارتی و کیفی سد تهم زنگان با استفاده از نرم افزار CE QUALW2 پرداختند. نتایج حاصل از پژوهش آن ها بیانگر وجود یک دوره لایه بندی حرارتی در مخزن است که حدود هشت ماه از سال به طول می انجامد. تشکیل لایه بندی حرارتی در مخزن سد به تدریج باعث افزایش ضخامت رو لایه شده و در انتهای فصل پاییز ضخامت این رو لایه به بیشترین حد خود می رسد. گرادیان حرارتی ایجاد شده در دوره لایه بندی در مخزن سد میناب ناشی از جریانات سطحی باد و تشعشعات خورشیدی است (شعبانی، ۱۳۹۸). Ma و همکاران (۲۰۰۸) به بررسی لایه بندی حرارتی در مخزن سد کوریس در قبرس توسط مدل دوبعدی کیفی W2-QUAL-CE پرداختند که نتایج حاکی از آن بود که این مخزن در اغلب طول سال دارای لایه بندی حرارتی بوده و در اوایل بهمن اختلاط در مخزن رخ می دهد. سطح دریاچه ها و مخازن سدها در بیشتر مناطق جهان یک چرخه دمایی مشخص را در سال طی می کنند. همچنان که نتایج این مطالعه نشان داد، لایه بندی حرارتی در بیشتر ماه های سال در مخزن سد استقلال وجود دارد. هم زمان با کاهش دمای هوا بخصوص در فصل زمستان لایه بندی حرارتی از بین می رود و در عین حال با گرم شدن دمای زمین مجدداً لایه بندی حرارتی شکل می گیرد. در فصل زمستان با شروع دوره سرما اختلاط در مخزن سد اتفاق می افتد و این اختلاط باعث یکنواخت شدن دما در کلیه ترازها می گردد. دمای آب عامل مهمی در محیطها و زیستگاههای آبی است. سدسازی به ویژه ساخت چندین سد در رودخانه ها می تواند تا حد زیادی درجه حرارت آب پایین دست را تخریب (Rolland و همکاران، ۲۰۱۳؛ Effendi و همکاران، ۲۰۲۰). برخی از گونه های ماهی به دمای آب حساس هستند و در صورتی که دمای آب به یک حد مشخص برسد قادر به تخم ریزی هستند (Ito and Momii, 2015). در مهر و موم های اخیر تأثیرات منفی ساخت سد بر روی دمای آب رودخانه های پایین دست ثبت شده است. توجه گسترده چند نمونه از این موارد را می توان در سد گثرب، سد شستا در ایالات متحده، سد Burrendong و سد Keepit در استرالیا را نام برد (Olden and Naiman, 2010). لایه بندی حرارتی مانع دریافت اکسیژن از منابع خارجی در داخل مخازن می شود، کمبود اکسیژن و ایجاد شرایط بی هوازی بر بسیاری از فرایندهای بوم شناختی و شیمیایی در مخازن تأثیر منفی می گذارد. در این شرایط رهاسازی جریان از زیر لایه در زمان لایه بندی باعث می شود که جریان آب سردتری از جریان پایه، آزاد و رها شود. جریان آب سرد از مخازن بالادست در شرایط گرم تابستان می تواند باعث تقویت لایه بندی در مخازن پایین دست شود. افزایش حجم زی توده فیتوپلانکتون ها، کاهش اکسیژن محلول، مشکلات مربوط به بو رنگ و کیفیت آب برای مصرف شرب و کاهش شفافیت آب از جمله اثرات پدیده تغذیه گرایی در مخازن سدها است (شعبانی و همکاران، ۱۳۹۸). در سد میناب و به دلیل عمق سد و لایه بندی معمولاً شرایط غیر هوازی اتفاق افتاده و مواد غذایی فسفر دار و نیتروژن آمونیوم بیشتر حل می شوند و از رسوبات بستر به درون هایپولیمنیون آزاد می شوند. در طول تابستان، دریاچه های لایه بندی شده، برخی مواقع می توانند به طور ناقص مخلوط شوند که در این صورت مواد غذایی به درون اپی لیمنیون فرار می کنند و باعث افزایش رشد جلبک ها می شوند. بررسی روند تغییرات فسفات در مخزن سد نشان داد که در بهار غلظت ورودی فسفات به مخزن افزایش می یابد ولی با ورود به تابستان از مقادیر غلظت فسفات در مخزن به شدت کاسته می شود. فسفات که عامل محدودکننده رشد جلبکی در سدها می باشد در زمان لایه بندی و ایجاد شرایط بی هوازی در عمق مخزن سد از رسوبات کف رهاسازی شده و به دنبال این پدیده کاهش نیترات در عمق مخزن مشاهده می شود. با استمرار ته نشینی فسفات در رسوبات در زمان ایجاد شرایط بی هوازی در فصل تابستان، غلظت فسفر رهاسازی از رسوبات افزایش یافته و به دنبال این فرآیند شرایط مخزن از حالت تغذیه گرایی متوسط به حالت تغذیه گرا تغییر می کند. تغییرات نیترات در مخزن در دوره شبیه سازی نوسانی می باشد به گونه ای که کمترین مقدار آن در ابتدای دوره شبیه سازی (زمستان) و بیشترین مقدار آن در پایان همان سال (پاییز) می باشد. غلظت این پارامتر به تدریج در لایه های بالایی افزایش می یابد و در تابستان و پاییز به بیشترین مقدار خود می رسد. با برهم خوردن لایه بندی، غلظت در عمق یکنواخت می شود و مجدداً با شکل گیری لایه بندی، غلظت نیترات در لایه های بالایی افزایش می یابد. غلظت این پارامتر در مخزن

در محدوده صفر تا ۴ میلی گرم در لیتر می باشد. در صورتی که که آورده ورودی مخزن سد به دلیل کاهش بارندگی کم شود و میزان آب خروجی از سد بیشتر از ۵۰ درصد باشد، در این صورت در مهر و موم‌های آبی مدت زمان رها سازی فسفات از رسوبات کاهش یافته که علت اصلی این تغییر افزایش نیروی اختلاط قائم در نتیجه تخلیه بیشتر آب از ترازهای پایین تر است. لذا بهتر است که در فصول پرآبی با برداشت بیشتر آب از دریچه‌های تحتانی مخزن به اختلاط قائم مخزن کمک شود که در این حالت با کاهش فسفات رها شده از رسوبات کف، شرایط تغذیه گرایمی مخزن بهبود می یابد. این نتایج با نتایج مطالعات روستایی و همکاران (۱۳۹۳) درباره سد لتیان هم خوانی دارد.

در این مطالعه مدل دوبعدی CE-QUAI-W2 جهت مدل سازی پارامترهای هیدرودینامیکی، دما و همچنین پارامترهای کیفی در مخزن سد میناب جهت شبیه سازی لایه بندی حرارتی و پدیده تغذیه گرایمی استفاده شده است. کالیبراسیون و صحت سنجی مدل بر اساس پروفیل های قائم دما و غلظت پارامترهای کیفی در مقاطع مختلف مخزن انجام گرفته است. نتایج بررسی ها نشان داد که تغییرات زمانی و مکانی دما و همچنین پارامترهای کیفی آب مدل سازی شده با داده های مشاهداتی تطابق نسبت خوبی دارند. نتایج مدل سازی نشان داد که مخزن سد میناب دارای لایه بندی تابستانی می باشد که از اواخر اسفند آغاز و به مدت ۱۰ ماه تا آذرماه ادامه دارد. بررسی های میدانی در طول مدت زمان لایه بندی مخزن نشان داد که در ماه هایی که لایه بندی حرارتی در مخزن سد میناب رخ می دهد، بو و رنگ آب شرب شهر بندرعباس تغییر پیدا کرده و برای مصرف کنندگان ایجاد مشکل می کنند که یکی از دلایل آن ایجاد شرایط بی هوایی در عمق مخزن و جلوگیری از انتقال قائم اکسیژن محلول در عمق می باشد. همچنین مشخص شد که مخزن در طول سال به مدت دو ماه اختلاط کامل را تجربه کرده و در دسته دریاچه های مونومیکتیک گرم قرار دارد. بررسی ها نشان داد که پارامترهای از جمله تغییرات دمای آب ورودی و سایر پارامترهایی آب و هوایی مانند حداقل و حداکثر دما، سرعت و جهت وزش باد، میزان رطوبت از جمله پارامترهای بسیار مؤثر بر دمای آب مخزن هستند. روند تغییرات غلظت اکسیژن محلول نیز نشان داد که غلظت اکسیژن محلول متأثر از دمای آب مخزن و میزان اکسیژن خواهی رسوبات کف می باشد. بررسی شاخص های مختلف تغذیه گرایمی مخزن نشان داد که از نظر شاخص های والن وایدنر مخزن سد میناب در محدوده مغذی و از نظر شاخص کارلسون دسته بندی مخازن شاداب قرار می گیرد. همچنین بررسی روند تغییرات فسفات و نترات در مخزن نشان داد که غلظت ورودی فسفات به مخزن در فصل بهار روندی افزایشی و در فصل تابستان روندی کاهشی دارد. در حالی که کمترین میزان نترات در فصل زمستان و بیشترین مقدار آن در فصل تابستان و پاییز می باشد. آب شرب شهر بندرعباس که در طول سال از سد میناب برداشت می شود در اواخر تابستان و آذرماه بوی شدید همراه با تغییر در طعم به همراه داشته که با یافته های موجود در سد و تغییرات سد تطابق کامل داشته و این موضوع به طور مستقیم کیفیت آب شرب شهر بندرعباس را تحت تأثیر قرار می دهد.

## سپاسگزاری

این پژوهش با هماهنگی و کمک و مساعدت معاونت بهره برداری و دفتر محیط زیست شرکت آب منطقه ای استان هرمزگان انجام گردیده لذا بدین وسیله از همه این عزیزان تقدیر و تشکر می نمایم.

## منابع

باغوند، ا.، اردستانی، م.، مهرداد، ن. و سعیدی، پ.، ۱۳۹۲. شبیه سازی لایه بندی حرارتی و غلظت اکسیژن محلول با استفاده از مدل W2-Qual-Ce (مطالعه موردی: مخزن سد شهید رجایی)، محیط شناسی، دوره ۳۹ (۴): صفحات ۱۸۰-۱۷۱.

حمزه پور، ص.، ۱۳۹۱. بررسی لایه بندی حرارتی و تاثیر آن بر کیفیت آب مخزن، پایان نامه کارشناسی ارشد دولتی - وزارت علوم، تحقیقات، و فناوری - دانشگاه ارومیه - دانشکده کشاورزی. دهقان، ج؛ لایه بندی حرارتی در مخازن متوالی، مطالعه موردی مخازن سدهای کارون یک، دو و سه. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه علم و صنعت.

خلف، آ. و نوشادی، م.، ۱۳۹۸. تحلیل لایه بندی حرارتی مخزن سد درود زن با استفاده از مدل CE - QUAL - W2، یازدهمین کنگره ملی مهندسی عمران، شیراز. <https://civilica.com/doc/918228>.

رضایی برندق، ه.، سلمانی، ف. و صاحبی، ف.، ۱۳۹۳. مطالعه لایه بندی حرارتی و کیفی سد تهم زنگان با استفاده از نرم افزار CE-QUAL-W2، نشریه علمی پژوهش های آب و خاک، دوره ۲۵، شماره ۱، فروردین و اردیبهشت ۱۳۹۷، صفحات ۱۴۵-۱۲۷.

روستایی، ج.، فاضلی، م.، هاشمی، ح. و عطاری، ج.، ۱۳۹۳. ارزیابی شرایط کیفی از در مخازن سدها با استفاده از مدل دوبعدی W2-Qual-Ce مطالعه موردی سد لتیان، اولین همایش ملی مدیریت منابع آب اراضی ساحلی.

زهره وند، م.، سراج، م. و هاشمی، س.، ۱۳۹۰. ارزیابی وضعیت کیفیت آب در مخازن سدها با استفاده از مدل Ce-Qual-W2 (مطالعه موردی: سد ماملو). اولین کنفرانس بین المللی سدها و انرژی آبی. تهران ایران.

سلطانی، ج. و علوی مقدم، س. م.، ر.، ۱۳۸۴. تجربیات حاصل از مطالعات تأثیر لایه بندی حرارتی در کیفیت آب تعدادی از سدهای کشور، دوازدهمین کنفرانس دانشجویی مهندسی عمران، شناسه (COI) مقاله: CESC12\_038.

شعبانی ن.، رحمانی ع. و عابسی ع.، ۱۳۹۸. لایه بندی حرارتی مخزن سد سیمره با استفاده از مدل دوبعدی هیدرونیامیکی و کیفی ce-qual-w2، علوم و تکنولوژی محیط زیست، ۲۱ (۷): صفحات ۸۷-۷۷.

شاهمنصوری، م.، ۱۳۸۵. تعیین لایه بندی حرارتی و کلاس کیفی مخزن سد حنا در سال ۱۳۸۳، نهمین همایش ملی بهداشت محیط. دولتی - وزارت بهداشت، درمان، و آموزش پزشکی - دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی اصفهان.

شهرکی م.، نوشادی م.، علی زاده، ا.، ۱۳۹۴. بررسی و شبیه سازی لایه بندی حرارتی و شوری در مخزن سد استقلال میناب به وسیله مدل HEC-5Q. کنگره ملی آبیاری و زهکشی ایران، دوره ۱.

صالحی، م.، خانی تملیه، ذ.، نوید، پ. و احمدپور، ض.، ۱۳۹۸. مدل سازی عددی لایه بندی حرارتی و کیفیت آب مخزن سد با استفاده از مدل کیفی-W2 QUAL-CE. نشریه پژوهش های حفاظت آب و خاک، ۲۸ (۴): صفحات ۷۳-۵۳. DOI: 10.22069/jwsc.2019.14971.3010.

کیانی صدر، م.، ۱۳۹۳. شبیه سازی لایه بندی حرارتی و غلظت اکسیژن محلول با کاربرد مدل Ce Qual W2 (مطالعه موردی: سد گرشا)، مجله علمی پژوهشی آکو بیولوژی تالاب، دانشگاه آزاد اهواز، ۹ (۲): صفحات ۵۱-۳۹.

کاوه، م.، مریدی ع. و نوریان س.، ۱۳۹۷. راهکارهای بهبود کیفیت آب در مخازن سدها مطالعه موردی ایلام، مجله مهندسی منابع آب، ۱۱ (۳۷): صفحات ۹۷-۸۷.

ویسی، ک.، سمرقندی، م. ر. و نورمرادی، ح. ا.، ۱۳۹۳. پایش پدیده تغذیه گرایی در دریاچه سد مخزنی اکباتان با بهره گیری از شاخص غنی شدگی کارلسون، مجله علمی پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی ایلام، دوره بیست دوم، صفحات ۵۰-۴۲.

Agwanda, P. A. and Iqbal, M. M., 2019. Engineering Control of Eutrophication: Potential Impact Assessment of Wastewater Treatment Plants Around Winam Gulf of Lake Victoria in Kenya, Journal of Coastal Research, 91(sp1): 221-225.

Camargo, J. A., Alonso, A. and M. Puente, C., 2005. Eutrophication downstream from small reservoirs in mountain rivers of Central Spain. Water Research, 39: 3376-3384.

Chung, S. W. and Oh, J. K., 2006. Calibration of CE-QUAL-W2 for a monomictic reservoir in a monsoon climate area." Water Science Technology., 54 (11-12): 29-37.

Dokulil, M. T. and Teubner, K., 2011. Eutrophication and climate change: present situation and future scenarios, in Eutrophication: causes, consequences and control Journal Health, 5: 1.

Duka, M. A., Shintani, T. Y. and okoyama, K., 2021. Thermal stratification responses of a monomictic reservoir under different seasons and operation schemes, journal of Science of The Total Environment, 767, 144423. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144423>.

Ebrahimi, M., Jabbari E. and Abbasi, H., 2015. Simulation of Thermal Stratification and Salinity in Dam Reservoir Using CE-QUAL-W2 Software (Case study: Baft Dam) Journal Civil Eng, Urban, 5 (1): 07-11.

**Effendi, A. F., Bahri, A. S., Nadira Roslan, A. N., Rosli, M. Z., Shahbodin, N. A., Faiz, M., Amin, M. and Husin, S. M., 2020.** Characteristics of Pergau Reservoir Water Quality Profile, 2nd International Conference on Tropical Resources and Sustainable Sciences, IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science, 549 (2020) 012008, doi:10.1088/1755-1315/549/1/012008.

**Fernandez, C., Parodi. E. R. and Cáceres. E. J., 2009.** Limnological characteristics and trophic state of Paso de las Piedras Reservoir: an inland reservoir in Argentina. *Lake Reserv.*, 14: 85-101.

**Jin, J., Wells, S. A., Liu, D., Yang, G., Zhu, S., Ma, J. and Yang, Z., 2019.** Effects of water level fluctuation on thermal stratification in a typical tributary bay of Three Gorges Reservoir, China. *Peer Journal*, 7:e6925 DOI 10.7717/peerj.6925.

**Ito, Y., Momii, K., 2015.** Impacts of regional warming on long-term hypolimnetic anoxia and dissolved oxygen concentration in a deep lake. *Hydrology Process*, 2015, 29, 2232–2242...

**Karadzic, V., Subakov-Simić, G., Krizmanić, J. and Natić, D., 2010.** Phytoplankton and eutrophication development in the water supply reservoirs Garaši and Bukulja (Serbia). *Desalination* 2010; 255:91-6.

**Kurz, I., Coxon, C., Tunney, H. and Ryan, D., 2005.** Effects of grassland management practices and environmental conditions on nutrient concentrations in overland flow. *Journal of Hydrology*, 304: 35-50.

**Kiani Sadr, M., 2017.** Simulation of thermal layering and dissolved oxygen concentration using the CE-QUAL-W2 model. (Case study: Garshah Dam). *Journal Quar Wetland Ecology*, 9 th year, 32: 39-52.

**Li, X., Xu, Y., Zhao, G., Shi, C. Wang, Z. L. and Wang, Y., 2015.** Assessing threshold values for eutrophication management using Bayesian method in Yuqiao Reservoir, North China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187-195. DOI 10.1007/s10661-015- 4399-4.

**Ma, S., Kassinos, S. C., Fatta-Kassinos, D. and Akylas, E., 2008.** Effects of selective withdrawal schemes on thermal stratification in kouris dam in Cyprus. *Lakes & Reservoirs: Journal Research Manage*, 13: 51-61.

**Olden, J.D. and Naiman, R. J., 2010.** Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: Modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshw. Biol.* 2010, 55, 86–107.

**Ziaie, R., Mohammadnezhad, B., Taheriyoun, M., Karimi, A. and Amiri, S., 2019.** Evaluation of Thermal Stratification and Eutrophication in Zayandeh Roud Dam Reservoir Using Two-Dimensional CE-QUAL-W2 Model, *Journal of Environmental Engineering*, 145(6): [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001529](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001529).

**Rolland, D. C., Bourget, S., Warren, A., Laurion, I. and Vincent, W. F., 2013.** Extreme variability of cyanobacterial blooms in an urban drinking water supply. *Journal Plankton Research*, 2013, 35, 744–758.

**Shamlou, A., Naseri, S. and Nadafi, K., 2004.** Water quality monitoring of the Gilarlo reservoir. *Journal Water*, 15: 51-8.

**Smith, D. R., Haggard, B. E., Warnemuende, E. A. and Huang, C., 2005.** Sediment phosphorus dynamics for three tile fed drainage ditches in Northeast Indiana. *Agricultural Water management*, 71: 19-32.

**Zhang H., 2006.** Evaluating lake eutrophication with enhanced thematic mapper data in Wuhan. *Chinese Journal Oceanol Limnology*, 2006, 24: 285-90.

