Progress and development of Kermanshah province
Online ISSN
ISSN - 2783-0713

Feasibility of aquaculture and Survey on quality parameters of Daryan reservoir (Paveh), Kermanshah province

Erfan Karimian,
Assistant prof in Fisheries department, Faculty of Natural Resources of University of Kurdistan, Sanandaj, Iran.
(Corresponding Author). e.karimian@uok.ac.ir

Habibollah Mohammadi,
Assistant prof in Department of Environmental Studies of Zrebar Lake, Kurdistan studies institute, Sanandaj, Iran.
ha.mohammadi@uok.ac.ir

Barzan Bahrami Kamangar,
Assistant prof in Fisheries department, Faculty of Natural Resources of University of Kurdistan, Sanandaj, Iran,
bbkamangar@uok.ac.ir

Farshad Molodi,
Ph.D. student in Fisheries department, Faculty of Natural Resources of University of Kurdistan, Sanandaj,Iran.
fa.molodi@gmail.com

Arman Mansouri,
Master's degree in Fisheries department, Faculty of Natural Resources of University of Kurdistan, Sanandaj, Iran.
armanmansori024@gmail.com

ریاست جمهوری
سازمان برنامه و بودجه کشور
سازمان مدیریت و برنامه ریزی استان کرمانشاه

Progress and development of Kermanshah province

Online ISSN
ISSN - 2783-0713

Abstract

The investigation of the physico-chemical parameters of Daryan reservoir was carried out at 5 stations from April 2022 to March 2023 to determine the feasibility of aquaculture. The results showed that the that the mean value of water temperature was 16.06 °C and the dissolved oxygen concentration was 9.42 and 5.8 mg/l for surface and deep layers respectively. It was also shown that the thermocline was not formed clearly despite a sharp decrease of temperature in some months. Mean of pH value 8.26 and secchi disc depth was medicore relatively (1.81 m). The mean value of alkalinity, BOD5, COD, TDS and electro conductivity were 136.35, 7.18, 13.19, 175.67 mg/l and 311.46 µs/cm, respectively. Also, the average concentration of nutrients such as inorganic phosphate and total phosphorus and nitrogen compounds such as ammonium, nitrite, nitrate and total nitrogen it was equal to 0.32, 0.72, 0.053, 0.079 5.04 and 7.03 mg/l respectively. In general, the results of the physico-chemical parameters and comparing with standard values showed that these factors are not limited for warm water aquaculture, but due to some water quality limitations for culture of cold-water fish and other sensitive aquatic was not desirable.

Keywords: Physico-chemical parameters, Aquaculture, Daryan reservoir, Kermanshah Province.

شاپا الکترونیکی
ISSN – ۲۷۸۳-۰۷۱۳

پیشرفت و توسعه استان کرمانشاه

امکان‌سنجی آبزی‌پروری و بررسی کیفیت آب دریاچه سد داریان پاوه، استان کرمانشاه

عرفان کریمیان

استادیار گروه شیلات دانشکده منابع طبیعی دانشگاه کردستان، سنندج، ایران.

(نویسنده مسئول) e.karimian@uok.ac.ir.

حبیب‌الله محمدی

استادیار گروه مطالعات محیطی دریاچه زریبار، پژوهشکده کردستان شناسی دانشگاه کردستان، سنندج، ایران.

ha.mohammadi@uok.ac.ir

برزان بهرامی کمانگر

دانشیار گروه شیلات دانشکده منابع طبیعی دانشگاه کردستان، سنندج، ایران.

kamangar@uok.ac.ir

فرشاد مولودی

دانشجوی دکتری شیلات دانشکده منابع طبیعی دانشگاه کردستان، سنندج، ایران.

fa.molodi@gmail.com

آرمان منصوری

دانش‌آموخته کارشناسی ارشد شیلات دانشکده منابع طبیعی دانشگاه کردستان، سنندج، ایران.

armanmansori024@gmail.com

چکیده

بررسی عوامل فیزیک و شیمیایی سد داریان در ۵ ایستگاه از فروردین تا اسفندماه ۱۴۰۱ با هدف امکان‌سنجی فعالیت آبزی‌پروری انجام گردید. نتایج نشان داد که میانگین سالانه دمای آب در کل دریاچه ۱۶/۰۶ درجه سانتی‌گراد و غلظت اکسیژن محلول برای لایه‌های سطحی و عمقی به‌ترتیب ۹/۴۲ و ۵/۸ میلی‌گرم بر لیتر بود. همچنین نشان داده شد که لایه ترموکلاین باوجود شکست دمایی در بعضی ماه‌ها اما در کل به‌صورت مشخص و بارز تشکیل نشد. میانگین pH 26/8 و میزان شفافیت نسبتاً متوسط (۱/۸۱ متر) بود. میانگین سالانه قلیائیت، BOD5، COD، TDS و هدایت الکتریکی به ترتیب برابر با ۱۳۶/۳۵، ۷/۱۸، ۱۳/۱۹، ۱۷۵/۶۷ میلی‌گرم بر لیتر و ۳۱۱/۴۶ میکروزیمنس بر سانتی‌متر به‌دست آمد. همچنین میانگین غلظت مواد مغذی مانند فسفات معدنی و فسفر کل برابر با ۰/۳۲ و ۰/۷۲ میلی‌گرم بر لیتر و ترکیبات نیتروژنی مانند آمونیوم، نیتریت، نیترات و نیتروژن کل به‌ترتیب برابر با ۰/۰۵۳، ۰/۰۷۹، ۵/۰۴ و ۷/۰۳ میلی‌گرم بر لیتر بود. به‌طورکلی، نتایج عوامل فیزیک و شیمیایی و مقایسه آن با مقادیر استاندارد، عدم محدودیت بیشتر این عوامل را برای آبزی‌پروری گرم‌آبی نشان داد اما به دلیل برخی محدودیت‌های کیفی آب برای پرورش ماهیان سردآبی و دیگر آبزیان حساس، مطلوب نبود.

کلیدواژه‌ها: عوامل فیزیک و شیمیایی، آبزی‌پروری، سد داریان، استان کرمانشاه

شاپا الکترونیکی
ISSN – ۲۷۸۳-۰۷۱۳

پیشرفت و توسعه استان کرمانشاه

سازمان مدیریت و برنامه‌ریزی استان کرمانشاه

فصلنامه پیشرفت و توسعه استان کرمانشاه، دوره۳ ، شماره ۳ ، ص۱۱۰-۸۴

تاریخ ارسال: ۱۴۰۲/۰۷/۱۵ **تاریخ پذیرش:** ۱۴۰۳/۰۵/۳۱

۱- مقدمه

استفاده بیش از حد از آب شیرین، همراه با افزایش سطح جمعیت، استاندارد بالاتر زندگی و افزایش پیشرفت‌های تکنولوژیکی، همگی بر منابع قابل استفاده باقی مانده سیاره فشار وارد می‌کند. از طرفی، دسترسی به آب تمیز و سالم برای مصارف انسانی توسط مجمع عمومی سازمان ملل متحد به‌عنوان حقوق بشر اعلام شده‌است (UN[1], 2016). با توجه به تغییرات آب و هوا و تغییرات عمده فعالیت‌های انسانی در چرخه هیدرولوژیکی، کاهش کیفیت آب به یک مسئله حیاتی در سراسر جهان برای توسعه پایدار انسان‌ها تبدیل شده است. منابع آب در معرض تهدید شدید آلودگی ناشی از مداخلات انسانی و زهکشی نامناسب کشاورزی از رودخانه‌ها قرار دارند (جین[2] و همکاران، ۲۰۲۰آ؛ ۲۰۲۰ ب). منابع انسانی مانند پساب‌های صنعتی تصفیه نشده، زباله‌های خانگی که به‌طور نامناسب دفع شده‌اند و رواناب‌های کشاورزی از عوامل اصلی آلودگی آب‌های سطحی و بدتر شدن کیفیت آب هستند. همچنین تغییرات فصلی در فرآیندهای انسانی و طبیعی مانند دما و بارندگی نیز بر کیفیت آب رودخانه، نهایتاً سدها و دیگر مخازن آبی تأثیر گذاشته و منجر به تغییرات فصلی می‌شود.

دریاچه‌های پشت سدها از مهم‌ترین سازه‌های کنترل و تأمین آب برای کاربری‌های مختلف هستند که می‌توانند اثرات محیط‌زیستی، اجتماعی و اقتصادی گسترده‌ای را به‌همراه داشته باشند. منابع آب‌های طبیعی و نیمه‌طبیعی داخلی در صورت برنامه‌ریزی مناسب می‌توانند در راستای تولید آبزیان به‌خصوص ماهی مورد استفاده قرار گیرند. با توجه به اقتصادی بودن فعالیت در منابع آب‌های طبیعی و نیمه‌طبیعی، لازم است ابتدا این منابع شناسائی و براساس عوامل اکولوژیک تأثیرگذار روی تولید، مدیریت بهره‌برداری مناسب تدوین گردد و قبل از توسعه و طراحی فعالیت‌های تکثیر و پرورش آبزیان در مناطق مختلف انجام مطالعات پایه‌ای و اساسی اکولوژیکی بایستی انجام پذیرد (عبدالملکی و همکاران، ۱۳۹۳). لذا مطالعات شیلاتی پس از احداث سد باید قبل از هر فعالیت شیلاتی دیگری انجام شود و سپس برنامه مدیریتی از نظر ماهی‌دار کردن و مدیریت ذخایر ماهی دریاچه طراحی شود. در مخازن پشت سدها هدف مدیریت شیلاتی باید افزایش سطح برداشت همراه با تولید پایدار باشد (خانی‌پور و همکاران، ۱۳۸۴).

در استان کردستان به‌عنوان یکی از استان‌های مهم کشور از نظر آب‌های سطحی و زیرزمینی، شش حوضه آبریز عمده وجود دارد که بخش عمده‌ای از منابع آبی ایران را تشکیل می‌دهد. در حال حاضر تعداد ۳۹ سد توسط وزارت نیرو در استان کردستان روی منابع آبی استان در حال مطالعه، اجرای بدنه و یا بهره‌برداری موجود است که از لحاظ رتبه تعداد سد در کشور، استان کردستان جایگاه چهاردهم در بین ۳۱ استان کشور را دارا می‌باشد. این تعداد سد در استان کردستان قابلیت تنظیم سالیانه ۴/۵٪ از آب‌های کشور را داشته و حدود ۲/۸٪ از حجم مخازن

1. United Nations
2. Jin

سدهای کشور را به‌خود اختصاص می‌دهد (شرکت منابع آب ایران، ۱۳۹۶). سد داریان نیز در مرز استان کردستان و کرمانشاه می‌تواند یکی از استعدادهای بالقوه در زمینه فعالیت‌های شیلاتی و آبزی‌پروری به‌شمار آید که در این راستا بررسی وضعیت کیفی آب دریاچه سد داریان با هدف تولید ماهی، اشتغالزائی و کارآفرینی در منطقه انجام شد.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- منطقه مورد مطالعه و ایستگاه‌های نمونه‌برداری

دریاچه سد داریان در شهرستان پاوه در غرب استان کرمانشاه با موقعیت تاج سد در طول جغرافیایی ′۴۲ °۴۵ و عرض جغرافیایی ′۰۶ °۳۵ قرار دارد. سد داریان روی رودخانه سیروان و از تلاقی رودخانه‌های ژاوه (از بهم پیوستن رودخانه‌های قشلاق و گاوه‌رود در استان کردستان) و گردلان (از بهم پیوستن رودخانه‌های آزاد و گاران در استان کردستان) به‌وجود می‌آید. حجم مخزن سد داریان در تراز نرمال آب و قبل از رسوب‌گذاری ۳۳۸ میلیون مترمکعب است که میزان ۳۲۳ میلیون مترمکعب از آن، حجم مفید است. مساحت دریاچه به‌طور متوسط ۷/۳ کیلومترمربع و حداکثر طول دریاچه ۳۰ کیلومتر می‌باشد.

تعداد و موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری در مخزن یک سد بسته به‌عواملی از جمله هدف نمونه‌برداری، ویژگی‌های مورفولوژی، هیدرولوژی، ژئوگرافیکی و کلیماتولوژی بدنه آبی، کل مواد آلی و دانه‌بندی رسوبات بستر تعیین می‌گردد. همچنین یکی از مهم‌ترین مشخصه آب در مخازن آبی می‌تواند پدیده لایه‌بندی عمودی آب باشد که باعث ایجاد کیفیت متفاوت آب در اعماق مختلف می‌شود. این پدیده در هر بار نمونه‌برداری به‌وسیله اندازه‌گیری نیم‌رخ عمودی دما از سطح تا بستر مخزن سد داریان بررسی شد. با توجه به بررسی‌های اولیه و مورفولوژی سدداریان و همچنین بر اساس شرح خدمات طرح، تعداد ۵ ایستگاه در موقعیت‌های مختلف در کل دریاچه تعیین گردید (شکل و جدول ۱). با توجه به‌عمق ایستگاه، در ایستگاه‌های ورودی شامل ایستگاه‌های ۳، ۴ و ۵ نمونه‌برداری فقط از لایه سطحی و در ایستگاه‌های ۱ و ۲ واقع در بدنه دریاچه سد از سه لایه سطحی (عمق ۰/۵ متر)، لایه میانی (عمق ۲۰ متر) و ۱ متر بالای بستر (میانگین عمق ۱۰۰ متر در ایستگاه ۱) به‌مدت یکسال و ماهانه در سال ۱۴۰۱ انجام شد.

جدول۱. موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری در دریاچه سدداریان (مختصات X و Y برحسب واحد UTM)

	نام ایستگاه	N	E
S1	ایستگاه شماره ۱ (بدنه سد و نزدیک دیواره)	۳۵۰۹۳۹	۴۶۱۹۱۰۵
S2	ایستگاه شماره ۲ (بدنه سد)	۳۵۱۰۲۰	۴۶۲۱۰۶۰
S3	ایستگاه شماره ۳ (دوآب و محل تلاقی ایستگاه ۴ و ۵)	۳۵۰۹۹۴	۴۶۲۳۳۲
S4	ایستگاه شماره ۴ (ورودی رودخانه قشلاق)	۳۵۱۱۵۹	۴۶۲۲۳۸۸
S5	ایستگاه شماره ۵ (ورودی رودخانه‌های آزاد و گاران)		

شکل۱. نقشه دریاچه سد داریان و موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری.

۲-۲- عوامل غیرزیستی (فیزیک و شیمیایی) آب دریاچه سد داریان

عوامل فیزیکی و شیمیایی آب دریاچه سد داریان طی دوره نمونه‌برداری یک‌ساله و در ایستگاه‌های تعیین شده و اعماق مورد نیاز انجام شد. برخی از عوامل فیزیکی و شیمیایی آب شامل pH، دما، اکسیژن محلول و هدایت الکتریکی در محل نمونه‌برداری با استفاده از دستگاه پرتابل اندازه‌گیری شد. شفافیت آب با استفاده از صفحه سکشی به قطر ۲۵ سانتی‌متر و با توجه به دو عمق روئیت در زمان پایین فرستادن و بالا آوردن صفحه به‌دست آمد (وتزل و لیکنز[1]، ۱۹۹۱). سایر عوامل فیزیک‌وشیمیایی پس از تهیه نمونه آب و انتقال آن، در آزمایشگاه‌های دانشکده منابع‌طبیعی دانشگاه کردستان با استفاده از دستگاه‌هایی نظیر اسپکتروفتومتر، جذب اتمی و فتومتر با استفاده

1. Wetzel and likens

از روش کار استاندارد برای آزمایش آب ارائه شده توسط انجمن بهداشت عمومی آمریکا اندازه‌گیری شدند (انجمن بهداشت عمومی آمریکا[1]، ۲۰۰۵).

۳- نتایج

۳-۱- نتایج عوامل غیرزیستی (فیزیک و شیمیایی) آب دریاچه سد داریان

میانگین و انحراف معیار عوامل فیزیک وشیمیایی مورد بررسی آب دریاچه پشت سدداریان طی دوره مطالعه در جدول ۲ آورده شده است. تعیین میانگین دمای لایه سطحی آب دریاچه سدداریان با دامنه تغییرات ۲۷/۷۲ -۹/۱ درجه سانتی‌گراد طی دوره مطالعه نشان داد که تغییرات آن از فروردین تا مردادماه روند افزایشی و از مرداد تا بهمن‌ماه روند کاهشی و سپس در اسفندماه کمی افزایش داشت ($p<۰/۰۵$) که کم‌ترین و بیش‌ترین میانگین دمای اندازه‌گیری شده لایه سطحی آب به‌ترتیب در بهمن‌ماه (۹/۱ درجه سانتی‌گراد) و مردادماه (۲۷/۷۲ درجه سانتی‌گراد) به‌دست آمد. میانگین اکسیژن محلول نشان داد که بیشترین میانگین آن با ۱۱/۳۳ میلی‌گرم بر لیتر در فروردین‌ماه و کم‌ترین آن با ۴/۵۷ میلی‌گرم بر لیتر در مهرماه مشاهده گردید و این تغییرات معنی‌دار بود ($p<۰/۰۵$). میانگین سالانه این عامل (کل دریاچه ۷/۸۱ میلی‌گرم بر لیتر) در لایه سطحی ۹/۴۲ میلی‌گرم بر لیتر بود که از این نظر به‌خصوص برای پرورش ماهی و سایر آبزیان وضعیت مناسبی (بجز ماه‌هایی مانند مهر و آبان و آذر برای گونه‌های حساس) دارد. در تعیین میزان pH لایه سطحی دریاچه سد داریان طی دوره مطالعه مشخص گردید که کمترین میانگین آن در آبان‌ماه ۷/۸۱ و بیشترین آن نیز در تیرماه با ۸/۹۳ گزارش گردید ($p<۰/۰۵$). اگرچه دامنه تغییرات این عامل نسبتاً محدود بود اما روند تغییرات تقریباً نامنظم آن نشان داد که از فروردین تا مهرماه کاهشی و سپس از آبان تا اسفندماه افزایش تدریجی داشت. میانگین سالانه این عامل در لایه‌های مورد مطالعه دریاچه ۸/۲۶ به‌دست آمد. لازم به‌ذکر است که تغییرات تمام عوامل مورد بررسی (بجز آمونیوم) طی ماه‌های مختلف دارای تفاوت معنی‌دار بود ($p<۰/۰۵$).

به‌طور کلی نتایج نشان داد که لایه ترموکلاین دریاچه سدداریان به‌صورت مشخص و بارز تشکیل نشد اگرچه طی ماه‌هایی مانند فروردین و مردادماه کاهش دما بین لایه ۵ و ۱۰ متری مشاهده شد اما این اختلاف به‌خصوص با عدم ادامه روند به‌حدی نبود که منجر به شکل‌گیری لایه ترموکلاین در فصول گرم و شکست آن طی فصول سرد گردد (شکل ۲) و چنین روندی با روند تشکیل لایه‌بندی دمایی در سدهای استان و دیگر سدهای موجود در وضعیت آب و هوایی مشابه، مغایرت داشت.

1. American Public Health Association

جدول۲. میانگین عوامل فیزیک و شیمیایی آب دریاچه سدداریان طی ماه‌های مختلف، ۱۴۰۱

عامل / ماه	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور
دمای آب سطحی (درجه سانتی گراد)	۱۸/۱±۱۴/۱۶^{f}	۱۹/۱±۷۸/۴۶^{e}	۲۴/۱±۳/۱۱^{c}	۲۵/۰±۴/۵۴^{b}	۲۷/۰±۷۲/۶۳^{a}	۲۴/۰±۸/۷۵^{bc}
شفافیت (متر)	۱/۰±۴۱/۴۲^{c}	۱/۰±۴۸/۳۶^{c}	۱/۰±۳۹/۱۵^{c}	۱/۰±۲۶/۱۷^{c}	۱/۰±۲/۱۸^{c}	۱/۰±۰۷/۱^{c}
اکسیژن محلول (میلی گرم بر لیتر)	۱۱/۳±۷۷/۴۱^{a}	۱۰/۳±۲۱/۵^{ab}	۹/۴±۳۴/۶۳^{abc}	/۳±۲۴/۹۹^{bcdef} ۷	۵/۲±۴۷/۶۳^{ef}	۶/۳±۲۲/۲۹^{def}
pH	۸/۰±۶۴/۲۳^{a}	۸/۰±۴۴/۳۳^{ab}	۸/۰±۳۴/۳۱^{abc}	۸/۰±۴/۶۳^{ab}	۸/۰±۱۶/۴۹^{bcd}	۸/۰±۲/۴۷^{bcd}
هدایت الکتریکی (µs/cm)	۳۴/۱۵±۵۶/۷۹^{ab} ۶	۳۲/۳۱±۲۲/۸۷^{abc} ۴	۳۰۸/۴۰±۳۳/۴۹^{cd}	۲۸/۵۶±۱۱/۵^{d} ۲	۵۴±۲۸۰/۱۲^{d}	۴۷±۲۸۹/۸۶^{cd}
ذرات محلول کل (میلی گرم بر لیتر)	۱/۲۰±۲۹/۹۱^{bcd} ۷۵	۱/۳۰±۹۴/۸۸^{bcd} ۷۵	۱/۳۵±۸۶/۸۲^{cdef} ۵۷	۱۳/۳۶±۹۸/۳۸^{f} ۳	۱/۴۲±۱۳۹/۶۴^{ef} ۴۵	۱/۳۸±۵۷/۴۲^{def} ۴۷
قلیائیت کل (میلی گرم بر لیتر)	۱۵۳/۹±۸۹/۹۳^{a}	۱۴/۱۴±۸۹/۵۲^{ab} ۳	۱۱/۳۳±۳۳/۰۷^{bcd} ۳	۱۰/۳۱±۸۹/۱^{d} ۳	۱۳/۵۰±۲۲/۳۸^{abc} ۷	۱۱/۳۷±۲۲/۵۹^{cd} ۲
فسفات معدنی (میلی گرم بر لیتر)	۰/۰±۹۹/۷۳^{a}	۰/۰±۱۹/۱۶^{b}	۰/۰±۱۴/۱۸^{b}	۰/۰±۱۲/۱۸^{b}	۰/۰±۳۴/۴۵^{b}	۰/۰±۱۹/۲۳^{b}
فسفر کل (میلی گرم بر لیتر)	۱/۱±۸۶/۲۹^{a}	۰/۰±۴۵/۳۲^{cd}	۰/۰±۲۸/۴^{d}	۰/۰±۲۸/۲۷^{d}	۰/۰±۵۹/۷۲^{bcd}	۰/۰±۴۱/۵^{cd}
نیتریت (میلی گرم بر لیتر)	۰/۰±۱۳/۰۴	۰/۰±۱۲/۰۴	۰/۰±۰۶۲/۰۲	۰/۰±۰۷۸/۱	۰/۰±۱۴/۳۱	۰/۰±۰۴۹/۰۲

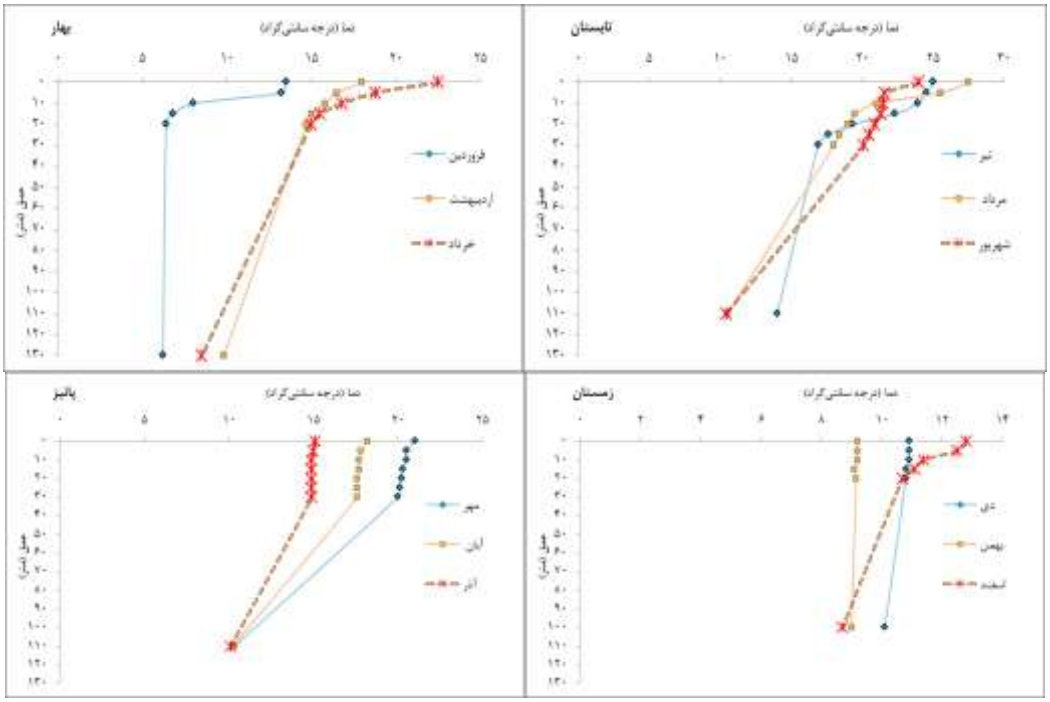
نیترات (میلی‌گرم بر لیتر)	۵/۱±۶۳/۸۸^{abc}	۳/۱±۴۳/۱۸^{d}	۷/۱±۲۱/۹۹^{a}	۴/۲±۱۴/۶۳^{cd}	۳/۲±۸۸/۶۵^{d}	۴/۲±۲۳/۳۶^{cd}
آمونیوم (میلی‌گرم بر لیتر)	۰/۰±۰۴۶/۰۴	۰/۰±۰۵/۰۵	۰/۰±۰۳۱/۰۵	۰/۰±۰۱۱/۰۰۸	۰/۰±۱۴/۲	۰/۰±۰۸/۱
نیتروژن کل (میلی‌گرم بر لیتر)	۷/۱±۴۱/۴۷^{cd}	۴/۱±۶۴/۵۴^{ef}	۹/۱±۵۵/۰۷^{b}	۴/۲±۹۶/۵۷^{ef}	۴/۲±۲۷/۵۳^{f}	۵/۲±۰۷/۵۷^{ef}
BOD_5 (میلی‌گرم بر لیتر)	۵/۱±۱۱/۷۲^{de}	۴/۱±۵۵/۸۹^{de}	۱±۳/۴۳^{f}	۱۰/۱±۵/۲۳^{b}	۱۳/۱±۰۴/۸۳^{a}	۱۱/۱±۸۵/۱۹^{a}
COD (میلی‌گرم بر لیتر)	۱۰/۳±۴۶/۳^{de}	۹/۳±۲/۷^{e}	۵/۳±۹۲/۳۱^{f}	۲۱/۶±۲۶/۰۸^{b}	۲۶/۷±۹۴/۵۵^{a}	۲۴/۷±۳۶/۳۵^{a}

*توجه: حروف کوچک غیر مشابه در میانگین ماهانه نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ است.

عامل / ماه	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	میانگین سالانه
دمای آب سطحی (درجه سانتی‌گراد)	۲۱/۰±۷۶/۵۵^{d}	۱۸/۰±۰۴/۰۸^{f}	۱۵/۰±۱۲/۲۱^{g}	۱۰/۰±۵۲/۴۳^{i}	۹/۰±۱/۱^{j}	۱۳/۰±۵۲/۷۷^{h}	۱۹/۵±۰۱/۸۸
شفافیت (متر)	۱/۰±۷۶/۴۶^{c}	۲/۱±۷/۶۵^{b}	۱/۰±۸/۳۲^{c}	۳/۰±۱۴/۳۲^{ab}	۳/۰±۵۶/۷۷^{a}	۰/۰±۹۵/۵۸^{c}	۱/۰±۸۱/۹۹
اکسیژن محلول (میلی‌گرم بر لیتر)	۴/۱±۵۷/۳^{f}	۵/۱±۴۸/۲۷^{ef}	۶/۱±۸۸/۶۶^{cdef}	۸/۱±۱/۹۴^{bcd}	۸/۰±۸۷/۲۵^{abcd}	۹/۲±۶۱/۴۲^{abc}	۷/۳±۸۱/۴
pH	۷/۰±۹۹/۱۲^{cd}	۷/۰±۸۸/۲۵^{d}	۸/۰±۱۷/۱۳^{bcd}	۸/۰±۲۲/۱۹^{bcd}	۸/۰±۲۲/۰۴^{bcd}	۸/۰±۵/۲۹^{ab}	۸/۰±۲۶/۳۷
هدایت الکتریکی (µs/cm)	۳۰۸/۳۲±۴۴/۶۱^{cd}	۳۱/۱۸±۳۳/۹۴^{bcd} ۳	۳۱/۱۳±۸۹/۳۵^{bcd} ۶	۳۰۶/۱۲±۸۹/۰۸^{cd}	۳۰۶/۱۲±۷۸/۶^{cd}	۲۷±۳۵۵/۲۶^{a}	۳/۳۹±۴۶/۰۷ ۱۱
ذرات محلول کل (میلی‌گرم بر لیتر)	۱۶/۳۲±۵۱/۳۷^{bcde} ۶	۱۷۹/۱۴±۴/۸۷^{bc}	۱۹۱/۱۲±۱۹/۲۸^{ab}	۲۰۷/۱۰±۷۸/۲۸^{a}	۲۱۴/۸±۰۸/۵۲^{a}	۲۱/۱۳±۱۲/۳۹^{a} ۳	۳۶±۶/۷۷^{bcd} ۱۷۵/۷
قلیائیت کل (میلی‌گرم بر لیتر)	۱۴۲/۳۱±۷۸/۷۳^{ab}	۱۴۳/۱۰±۷۸/۲۶^{ab}	۱۰±۱۵۰/۶^{a}	۱۳/۴۷±۱۴/۳۲^{abcd} ۱	۱۵۳/۱۰±۳۳/۷۲^{a}	۱۵/۱۹±۶۷/۰۷^{a} ۰	۱/۳۲±۳۵/۳۷ ۳۶
فسفات معدنی (میلی‌گرم بر لیتر)	۰/۰±۲/۲۹^{b}	۰/۰±۲۴/۲۱^{b}	۰/۰±۲۲/۲۹^{b}	۰/۰±۳۹/۱۱^{b}	۰/۰±۴۵/۰۴^{b}	۰/۰±۴۲/۱۲^{b}	۰/۰±۳۲/۳۶
فسفر کل (میلی‌گرم بر لیتر)	۰/۰±۴۲/۵۴^{cd}	۰/۰±۵۸/۵۳^{bcd}	۰/۰±۴۷/۵۵^{cd}	۰/۰±۹۹/۵^{bc}	۱/۰±۱۷/۵۴^{b}	۱/۰±۰۹/۵۷^{bc}	۰/۰±۷۲/۷۴
نیتریت (میلی‌گرم بر لیتر)	۰/۰±۰۳/۰۱	۰/۰±۰۲۵/۰۱۱	۰/۰±۰۶۱/۱	۰/۰±۰۶۷/۰۲	۰/۰±۰۳/۰۰۵	۰/۰±۱۳/۰۵	/۰±۰۷۹/۰۷۱ ۰
نیترات (میلی‌گرم بر لیتر)	۳/۱±۶۵/۵۷^{d}	۴/۰±۳۴/۸۸^{cd}	۴/۰±۹۶/۸۸^{bcd}	۶/۲^{ab}	۶/۰±۲۷/۴۵^{ab}	۶/۰±۵۸/۶۷^{ab}	۵/۱±۰۴/۹۷
آمونیوم (میلی‌گرم بر لیتر)	۰/۰±۱۲/۲	۰/۰±۰۲۲/۰۶	۰/۰±۰۲۶/۰۷	۰/۰±۰۲۴/۰۶۹	۰/۰±۰۱۸/۰۲	۰/۰±۰۵۹/۰۸	۰/۰±۰۵۳/۱

نیتروژن کل (میلی‌گرم بر لیتر)	٤/١±٥٦/١٤^{ef}	٥/٠±٠٨/٩٩^{ef}	٦/٠±١٢/٨٩^{de}	٨/٣^{bc}	١١/٠±٤٥/٩٤^{a}	١٢/١±٩٨/٩^{a}	٧/٣±٠٣/٢٧
BOD_5 (میلی‌گرم بر لیتر)	٧/٠±٥٦/٧٥^{c}	٧/٠±١٨/٤٩^{c}	٨/١±٤١/٤٣^{c}	٥/١±٨٧/٢١^{d}	٤/٠±٢٧/٦٤^{ef}	٤/١±٨١/٨٣^{de}	٧/٣±١٨/٣٥
COD (میلی‌گرم بر لیتر)	١٢/٠±٧٦/٨١^{c}	١٢/١±٧٤/٤٣^{c}	١٢/٠±٨٥/٦٩^{c}	٧/١±٧٣/٨٩^{d}	٦/٠±٧٢/٤٦^{ef}	٧/٢±٣٣/١^{de}	١٣/٧±١٩/٨٦

ادامه جدول۲.*توجه: حروف کوچک غیر مشابه در میانگین ماهانه نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ است.



شکل۲. لایه‌بندی دمایی نامشخص و عدم تشکیل آن دریاچه سدداریان طی فصول مختلف، ۱٤۰۱.

جدول۳. مقادیر استاندارد عوامل فیزیکی و شیمیایی آب‌شیرین برای پرورش آبزیان (میرزاجانی، ۱۳۸۹)

عامل	واحد	میزان/محدوده
دمای آب ماهیان گرم‌آبی	سانتی‌گراد	۱۸–۳۰
دمای آب ماهیان سردآبی	سانتی‌گراد	٤–۲۰
pH ماهیان گرم‌آبی	واحد	٦/٥–٩
pH ماهیان سردآبی	واحد	٦/٥–٨/٥
اکسیژن محلول (DO) ماهیان گرم‌آبی	میلی‌گرم بر لیتر	٤<
اکسیژن محلول (DO) ماهیان سردآبی	میلی‌گرم بر لیتر	٥<
شفافیت ماهیان گرم‌آبی	متر	۰/۳–۰/٥
شفافیت ماهیان سردآبی	متر	۰/۳–۱/٥

هدایت الکتریکی (EC)	میکروموس بر سانتی‌متر	۲۰۰۰
جامدات محلول کل (TDS) ماهیان گرم‌آبی	میلی‌گرم بر لیتر	۲۰۰۰
جامدات محلول کل (TDS) ماهیان سردآبی	میلی‌گرم بر لیتر	۲٤۰۰
جامدات معلق کل (TSS)	میلی‌گرم بر لیتر	<۸۰
دی‌اکسیدکربن (CO_2) ماهیان گرم‌آبی	میلی‌گرم بر لیتر	۰–۱۰
دی‌اکسیدکربن (CO_2) ماهیان سردآبی	میلی‌گرم بر لیتر	۰/۰۵>
آمونیاک غیریونیزه (NH_3) ماهیان گرم‌آبی	میلی‌گرم بر لیتر	۰/۰۳>
آمونیاک غیریونیزه (NH_3) ماهیان سردآبی	میلی‌گرم بر لیتر	۰/۰۱>
ازت نیتریتی	میلی‌گرم بر لیتر	آب سخت: ۰/۱٦۷، آب سبک: ۰/۰۳۱
ازت نیتراتی	میلی‌گرم بر لیتر	٤/۵۲
فسفات معدنی (PO_4^{3-})	میلی‌گرم بر لیتر	۰/۰٦۵>
فسفر کل	میلی‌گرم بر لیتر	۰/۰۱–۲
اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی (BOD_5)	میلی‌گرم بر لیتر	۰–۵
اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD)	میلی‌گرم بر لیتر	۲۰>

٤- بحث

طی دهه‌های اخیر، تعیین کیفیت آب‌های سطحی در بسیاری از کشورها انجام شده است. افزایش جمعیت و در نتیجه افزایش تقاضا برای صنعت، کشاورزی و توسعه شهرنشینی باعث شده است که آب‌های داخلی در معرض افزایش آلودگی آنتروپوژنیک (انسانی) شامل ورود مواد مغذی و رسوبات بخصوص در دریاچه‌ها و مخازن قرار گیرد. برای جلوگیری از این واقعه لازم است که ارزیابی کیفیت آب، برنامه‌ریزی و مدیریت آن صورت گیرد چراکه پایش کیفیت آن می‌تواند نقش بسیار مهمی را در کنترل عوامل آلودگی ایفا کند.

تعیین میانگین دمای لایه سطحی آب دریاچه سدداریان طی دوره مطالعه با میانگین سالانه ۱۹/۰۱ درجه سانتی‌گراد، نشان داد که تغییرات آن از فروردین تا مردادماه روند افزایشی و از مرداد تا بهمن‌ماه کاهشی و سپس در اسفندماه کمی افزایش یافت. دمای آب یکی از عوامل مهم فیزیک و شیمیایی در اکوسیستم‌های آبی است که روی بعضی عوامل دیگر نیز تأثیر می‌گذارد. دمای بالای آب رشد میکروارگانیسم‌ها را تقویت نموده (سازمان بهداشت جهانی[1]، ۲۰۰۸) و حلالیت گازها در آب، نرخ واکنش‌های شیمیایی و سمیت آمونیاک را کنترل می‌کند، بنابراین یکی از مهم‌ترین عوامل فیزیکی در پرورش آبزیان محسوب می‌گردد. با توجه به میانگین مناسب دمایی لایه سطحی دریاچه سد داریان که در بیشتر ماه‌ها ۲۵ –۱۸ درجه سانتی‌گراد بود، شرایط دمایی برای رشد ماهیان گرمابی فراهم می‌گردد به‌جز اینکه سرعت نرخ رشد به‌خصوص در فصول سرد سال کمی کند خواهد بود. اما همین عامل دما به‌خصوص از اردیبهشت تا آبان‌ماه عامل محدود کننده برای پرورش ماهیان سردآبی (با دامنه مطلوب پرورش ۱۸ –۱۲ درجه سانتی‌گراد) خواهد بود و پرورش این ماهیان در صورت مطلوبیت سایر عوامل فقط به ماه‌های با دمای کم‌تر محدود می‌شود. لازم به ذکر است که غیر از لایه سطحی، دما در لایه‌های پایینی مانند عمق ۵ و ۱۰

1. World Health Organization

متری نیز از تیر تا آبان برای چنین شرایط پرورشی نامطلوب و زیاد بود. لازم به‌ذکر است که میانگین سالانه دمای آب در کل دریاچه ۵/۸۸ ± ۱۶/۰۶ درجه سانتی‌گراد به‌دست آمد که با میزان مشابه آن در سد آزاد سنندج با میانگین ۶/۶۲ ± ۱۱/۹۶ و سدگاران با ۶/۷ ± ۱۱/۱۳ درجه سانتی‌گراد، بیشتر بود.

وضعیت گردش آب برای پدیده‌های ذخیره و تبادل مواد و انتقال اکسیژن دریاچه بسیار ضروری است بنابراین در بحث لیمنولوژی باید وضعیت گردش و شرایط گرمایی در دریاچه مطالعه شود. در مناطق مختلف میزان تغییرات دما در لایه‌بندی دمایی متفاوت است به‌طوری‌که، در مناطق غیراستوایی اگر دمای آب به‌اندازه یک درجه سانتی‌گراد یا بیشتر به‌ازای هر متر عمق کاهش پیدا کند لایه‌بندی دمایی و ترموکلاین تشکیل خواهد شد (وتزل[1]، ۲۰۰۱). نتایج مطالعه حاضر نشان داد که در دریاچه سدداریان تشکیل لایه‌بندی دمایی (لایه ترموکلاین) به‌دلیل بالا بودن دمای لایه‌های زیر سطحی و میانی آب حتی طی فصول گرم، به‌صورت منظم و واضح تشکیل نشد. طی فصل بهار فقط در فروردین‌ماه اختلاف دمایی بین عمق ۵ و ۱۰ متری به ۴/۸ درجه سانتی‌گراد رسید اما در دیگر ماهها اختلاف دمایی بین اعماق مختلف بسیار کمتر بود. در حالی‌که، در سدگاران لایه شکست دمایی از خردادماه با کاهش دمایی ۲/۱۳ درجه سانتی‌گراد به‌ازای هر متر صورت گرفت و این اختلاف دمایی در ماه‌های تیر (۲/۶۳ درجه سانتی‌گراد) و مرداد (۳/۲ درجه سانتی‌گراد) افزایش یافت. مطابق پیش‌بینی لازم و احتمال وجود شرایط نسبتاً مشابه در دیگر سدهای استان کردستان و استان‌های همجوار انتظار می‌رفت که لایه‌بندی دمایی در سدداریان طی فصل تابستان تشکیل گردد اما با توجه به‌تغییرات دمایی مشاهده شده در لایه‌های سطحی و عمقی آب طی ماه‌های فصل تابستان نیز لایه‌بندی دمایی (ترموکلاین) مشاهده نشد. در فصل پائیز نیز مشخص گردید که اختلاف و کاهش دما بین لایه‌های مختلف کم‌تر اتفاق افتاد به‌طوری‌که طی ماه‌های مهر، آبان و آذر اختلاف بین لایه سطحی تا اعماق ۶۰ متری به کم‌تر از ۱ تا ۲ درجه سانتی‌گراد رسید در حالی‌که اختلاف بین لایه‌های عمقی‌تر به‌خصوص در مهر و آبان کمی بیشتر بود. نتایج بررسی دمای لایه‌های مختلف از سطح تا کف آب دریاچه طی فصل زمستان نشان داد که اختلاف دما به‌حداقل رسیده به‌طوری‌که اختلاف دما بین لایه سطحی و عمق ۱۱۰ متری در دی‌ماه و بهمن‌ماه به ترتیب ۰/۸ و ۰/۲ درجه سانتی‌گراد بود اما دوباره در اسفندماه با کاهش دما از ۱۲/۸ به ۸/۷ این اختلاف به ۴/۱ درجه سانتی‌گراد رسید. اما در دریاچه سد گاران لایه ترموکلاین به‌صورت مشخص و بارز از خردادماه تشکیل، در مردادماه به‌حداکثر خود رسیده و نهایتاً در آذرماه از بین رفت که چنین روند تشکیل لایه‌بندی دمایی با روند آن در سد آزاد سنندج مطابقت داشت (کریمیان و همکاران، ۱۳۹۹).

در صورت تشکیل لایه ترموکلاین در مخازن آبی و دریاچه‌ها، اثرات ناشی از آن مانند عدم اختلاط کامل ستون آبی، کاهش اکسیژن محلول آب در لایه‌های عمقی‌تر و رسوب مواد مغذی در بستر دور از انتظار نیست. در مطالعه

1. Wetzel

حاضر و با نبود لایه ترموکلاین مشخص اما در ماه‌هایی از سال مانند خرداد تا آبان‌ماه حداقل اکسیژن و pH در لایه‌های میانی و عمقی مشاهده شد به‌طوری‌که میزان اکسیژن محلول طی این دوره‌ها از ۵ میلی‌گرم بر لیتر کم‌تر بود. باید توجه داشت که فرآیند تشکیل و شکست لایه‌بندی دمایی وابستگی کامل به‌شرایط آب و هوایی منطقه، عمق و مورفولوژی دریاچه دارد. برای مثال برخی تفاوت‌های جزئی در تشکیل لایه‌بندی دمایی (زمان و عمق قرارگیری لایه) در سد آزاد به کاهش سطح تراز آب در سد (افزایش خروجی سد) و اختلاط مصنوعی نسبت داده شد (پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، ۱۳۹۶). در مطالعه حاضر نیز به‌نظر می‌رسد که به‌دلیل دره‌ای بودن دریاچه، سطح کم نسبت به حجم دریاچه و احتمالاً برداشت آب از لایه‌های مختلف، احتمالاً اثر توربین‌های مولد برق و جریان‌های زیر سطحی (مشاهدات میدانی) لایه ترموکلاین تشکیل نشد.

اندازه‌گیری شفافیت آب به‌عنوان یکی از شاخص‌های مهم انباشتگی غذائی یا یوتروفیکاسیون محیط آبی محسوب می‌گردد (کمیته حفاظت محیط‌زیست دریای بالتیک، ۲۰۰۶) که بیشتر تحت تأثیر وجود ذرات معلق کل و رشد جلبکی است و به‌عبارتی با افزایش این عوامل شفافیت آب پائین خواهد آمد. معمولاً میزان شفافیت برای پرورش ماهیان سردآبی ۵/۱۰-۰/۵ متر توصیه شده است (سالی[1] و همکاران، ۲۰۰۸). در این تحقیق دامنه تغییرات شفافیت ۳/۵۶-۰/۹۵ متر بود که در محدوده شفافیت فوق قرار دارد اما در مقایسه با استانداردهای جدول ۳ با میزان شفافیت مناسب برای ماهیان گرم‌آبی ۰/۵-۰/۳ متر و سردآبی ۱/۵۰-۰/۳ متر دارای مقادیر زیادی بود که به‌نظر می‌رسد برای دریاچه جوان داریان میانگین نسبتاً بالای شفافیت طبیعی باشد به‌طوری‌که، این دریاچه با میانگین سالانه شفافیت ۱/۸۱ متر به‌میانگین شفافیت سالانه سد آزاد (۱/۹۶ متر) و سد گاران (۲/۰۳ متر) نزدیک بود. مقایسه تغییرات شفافیت دریاچه سد داریان طی دوره مطالعه بین ایستگاه‌های مختلف نیز نشان داد که در محل ورودی‌ها به‌سمت ایستگاه‌های داخل دریاچه میزان شفافیت آب افزایش پیدا کرد و ایستگاه‌های ۵، ۳ و ۴ شفافیت پائین‌تری نسبت به ایستگاه‌های ۱ و ۲ داشتند که با بیشتر مطالعات (شرکت آسارا‌ب، ۱۳۸۶؛ پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، ۱۳۹۶؛ کریمیان و همکاران، ۱۳۹۹) همخوانی داشت. همچنین حداقل و حداکثر شفافیت با کمینه و بیشینه عمق دریاچه نیز مطابقت داشت که می‌تواند حاکی از اثر عمق بر شفافیت آب باشد. برای مثال ایستگاه ۵ با حداقل عمق و ایستگاه ۱ با بیشترین عمق به‌ترتیب دارای کم‌ترین و بیشترین میزان شفافیت نیز بود. کاهش شفافیت ناشی از کاهش عمق معمولاً به‌دلیل افزایش مواد معلق و به‌خصوص انحلال مواد مغذی در آب است. مقایسه میزان شفافیت آب در فصول مختلف سال مشخص گردید که کم‌ترین آن در فصل بهار و به‌خصوص تابستان در اکثر ماه‌ها اندازه‌گیری شد. سپس با روندی نسبتاً منظم در فصول پاییز و زمستان افزایش پیدا کرد و در نهایت در اسفندماه ناشی از وجود رواناب‌های بسیار شدید همراه با شکوفایی جلبکی به‌حداقل کاهش یافت. در مطالعه کریمیان و همکاران (۱۳۹۹)، عامل کاهش کدورت و افزایش شفافیت سد گاران طی فصول تابستان و پائیز ناشی از کاهش بارندگی و رواناب‌ها

1. Salie

(با توجه به کمبود بارندگی در فصل پائیز و شروع دیرهنگام آن در زمان مطالعه)، عدم تلاطم آب سطحی و همچنین وجود لایه‌بندی شدید به‌خصوص در تابستان اذعان شد. در حالی‌که، کاهش آن در فصول زمستان و بهار به‌افزایش بارندگی و رواناب‌های زیاد، وجود امواج سطحی، شکست لایه‌بندی دمایی در زمستان و اختلاط کارآمد عمودی (کمترین شفافیت در اسفندماه با ۰/۱۷ متر) و افزایش جمعیت فیتوپلانکتونی (شکوفایی فیتوپلانکتونی در اردیبهشت‌ماه) در فصل بهار نسبت داده شد (لروی[1] و همکاران، ۲۰۰۷؛ کریمیان، ۱۳۹۵).

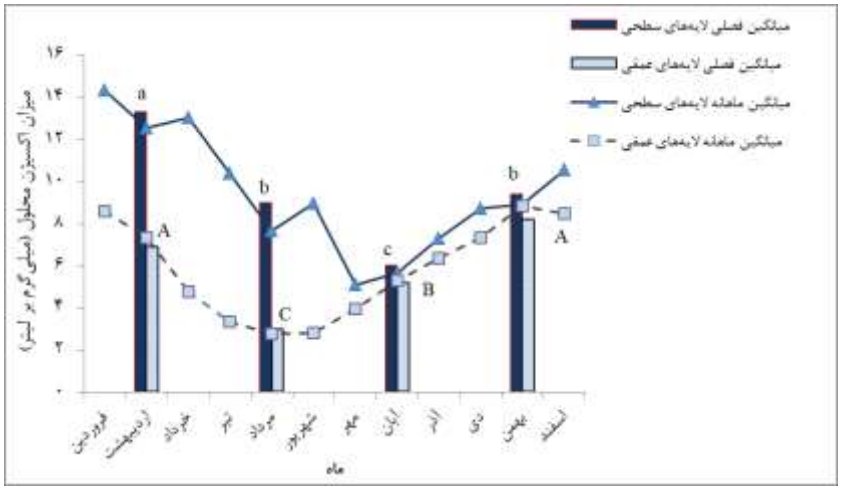
اکسیژن محلول (DO) به‌عنوان عاملی مهم در تعیین سلامت اکوسیستم آبی، شاخص مناسبی نیز برای کیفیت آب محسوب می‌گردد و میزان اکسیژن محلول تا ۹ میلی‌گرم بر لیتر بسیار مطلوب است اما اگر میزان آن از ۳ میلی‌گرم بر لیتر کاهش پیدا کند ممکن است برای آبزیان کشنده باشد (دستورالعمل کیفیت آب آفریقای جنوبی[2]، ۱۹۹۶). به‌طور کلی در اکوسیستم آب‌های داخلی حداقل میزان اکسیژن محلول برای آبزیان نباید کمتر از ۵ میلی‌گرم بر لیتر باشد (ایگمن[3]، ۲۰۱۱). در این تحقیق میانگین سالانه اکسیژن محلول لایه سطحی ۹/۴۲ میلی‌گرم بر لیتر بود که از این نظر به‌خصوص برای پرورش ماهی و سایر آبزیان وضعیت مناسبی (بجز ماه‌هایی مانند مهر و آبان و آذر برای گونه‌های حساس) داشت. اما میزان این عامل در لایه‌های عمقی متفاوت بود به‌طوری‌که، در لایه‌های میانی و عمقی با میانگین سالانه ۵/۸ میلی‌گرم بر لیتر، بیشترین میانگین آن با ۸/۸۱ میلی‌گرم بر لیتر در بهمن‌ماه و کم‌ترین آن با ۲/۷۴ میلی‌گرم بر لیتر در مردادماه به‌دست آمد.

در این تحقیق میانگین اکسیژن لایه سطحی همانند بیشتر دریاچه‌های مختلف به‌دلیل تماس و اختلاط با اتمسفر و فتوسنتز بیشتر، نسبت به لایه‌های عمقی بیشتر بود. به‌طورکلی، میزان اکسیژن محلول با عمق کاهش پیدا می‌کند و حتی ممکن است شرایط کم‌اکسیژنی و بی هوازی (DO<۱ میلی‌گرم بر لیتر) نیز اتفاق افتد که این شرایط نشان‌دهنده یوتروف بودن دریاچه است (وانگ[4] و همکاران، ۱۹۹۹). همچنین گزارش شده است که در لایه‌های عمقی تجزیه مواد آلی و عدم جابه‌جایی اکسیژن محلول منجر به کاهش شدید اکسیژن شود. در مطالعه حاضر اگرچه کمترین غلظت اکسیژن محلول در لایه‌های عمقی در مردادماه با میزان ۲/۷۴ میلی‌گرم بر لیتر به‌دست آمد اما میانگین سالانه آن برای این لایه‌ها با وجود عمیق بودن دریاچه، مقدار نسبتاً بالایی بود به‌طوری که، در بعضی ماه‌ها دارای مقادیر زیادی (DO>۶ میلی‌گرم بر لیتر) بود. این نشان می‌دهد دریاچه سد داریان به لحاظ میزان اکسیژن محلول حتی در لایه‌های عمقی در بیشتر ماه‌ها نیز شرایط نسبتاً مطلوب و نزدیک به‌حداقل میزان نیاز اکسیژنی ماهیان گرم‌آبی و تا حدودی ماهیان سردآبی را داشت (جدول ۳). معمولاً در دریاچه‌های مزوتروف میزان اکسیژن محلول عمق نسبت

1. Leroy
2. South African Water Quality Guidelines
3. Egemen
4. Wang

به سطح ۴۹-۱٪ است که در کل دوره مطالعه حاضر نیز نسبت اکسیژن محلول عمق به‌سطح ۴۶٪ به‌دست آمد که از این لحاظ نیز همانند دریاچه سد گاران (۰/۴۵) در شرایط تروفی مزوتروف قرار گرفت.

در مطالعه حاضر به‌لحاظ تغییرات فصلی نیز بیشترین میانگین میزان اکسیژن محلول در لایه سطحی در فصل بهار با میزان ۱۳/۲۹ میلی‌گرم بر لیتر و کمترین نیز با ۶/۰۱ میلی‌گرم بر لیتر در فصل پائیز بود و این اختلافات بین فصول مختلف (بجز فصل تابستان با فصل زمستان) معنی‌دار بود. روند تغییرات برای لایه‌های میانی و عمقی به‌گونه‌ای بود که بیشترین میزان آن (۸/۱۹ میلی‌گرم بر لیتر) در فصل زمستان و همانند لایه سطحی کمترین نیز در فصل تابستان (۲/۹۶ میلی‌گرم بر لیتر) مشاهده گردید اما تغییرات معنی‌دار فقط بین فصل بهار و زمستان با دیگر فصل‌ها مشاهده شد (شکل ۳). به‌نظر می‌رسد کاهش میانگین اکسیژن محلول دریاچه سد داریان در فصل پائیز به‌دلیل کاهش نسبی فتوسنتز ناشی از کاهش فراوانی جمعیت فیتوپلانکتونی در لایه سطحی باشد. از دلایل کاهش اختلاف اکسیژن محلول بین لایه‌های مختلف در فصول سرد را می‌توان به‌کاهش دمای آب (افزایش حلالیت اکسیژن در همه لایه‌ها) و افزایش این اختلاف در فصل بهار را می‌توان ناشی از افزایش فراوانی جمعیت فیتوپلانکتونی در لایه نورگیر و در نتیجه فتوسنتز بیشتر دانست. به‌نظر می‌رسد کاهش میانگین اکسیژن محلول دریاچه سد داریان در فصل پائیز به‌دلیل کاهش نسبی فتوسنتز ناشی از کاهش فراوانی جمعیت فیتوپلانکتونی در لایه سطحی باشد.



شکل۳. تغییرات میانگین ماهانه و فصلی اکسیژن محلول در لایه‌های مختلف دریاچه سد داریان، ۱۴۰۱.

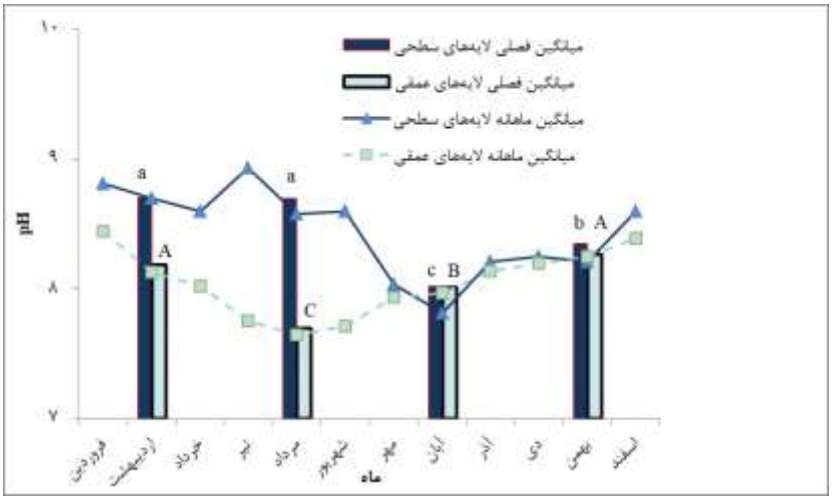
*توجه: حروف کوچک غیر مشابه در میانگین فصلی لایه‌های سطحی و حروف بزرگ غیرمشابه در میانگین فصلی لایه‌های عمقی نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ است.

معمولاً تغییرات در میزان pH نشان‌دهنده حضور رواناب‌های مشخص در منطقه است به‌خصوص زمانی که به‌طور مستمر همراه با افزایش هدایت الکتریکی گزارش شده باشد. همچنین تغییرات pH روزانه نیز می‌تواند به‌دلیل چرخه‌های تنفسی و فتوسنتزی جلبک‌ها در آب‌های یوتروف اتفاق بیفتد. دامنه تغییرات pH در کل دریاچه سد داریان طی دوره مطالعه با میزان ۸/۹۳-۷/۸۱، در محدوده طبیعی آب‌های با کیفیت مطلوب برای آبزی‌پروری بود

که مطابق با دستورالعمل آبزی‌پروری، میزان آن برای آبزیان آب شیرین باید بین ۹-۶/۵ باشد (سازمان آب و جنگل‌های آفریقای جنوبی، ۱۹۹۶ب). اما این دامنه pH اگرچه نسبت به‌بعضی استانداردهای آبزی‌پروری کمی زیاد بود اما میانگین سالانه آن با میزان ۸/۲۶ با بیشتر استانداردها (جدول ۳) همخوانی داشت که این میزان می‌تواند بیانگر میزان مطلوب قلیائیت دریاچه برای جلوگیری از نوسانات شدید pH باشد. pH با اثرات غیرمستقیم بر بعضی عوامل کیفی آب مانند سختی، قلیائیت و دی‌اکسیدکربن بر کیفیت آب و در نتیجه سلامت ماهی و اکوسیستم نیز تأثیرگذار است (بوید[1]، ۱۹۹۸). میزان pH سالانه در دریاچه سد داریان نسبت به pH اندازه‌گیری شده در دریاچه سد گاران ۷/۹۹، سد شهید کاظمی سقز (۷/۹۲) و به‌خصوص سد آزاد (۷/۷۶) کمی بیشتر بود.

pH اسیدی معمولاً نشان‌دهنده شرایط الیگوتروفی است در حالی‌که pH خنثی و قلیایی در شرایط مزوتروف و یوتروف مشاهده می‌گردد (سونی[2] و همکاران، ۲۰۱۳). در آب‌های ترکیه مطابق با استانداردهای کنترل آلودگی، میزان pH در دریاچه‌ها، استخر و مخازن آبی باید بین ۸/۵-۶/۵ باشد (آنونیموس[3]، ۲۰۰۸). معمولاً تغییرات سالانه و فصلی pH تحت تأثیر تولیدات اولیه، ترکیب شدن و یا رهاسازی یون هیدروژن در فرآیند تثبیت دی‌اکسیدکربن طی فتوسنتز است (مالری[4]، ۲۰۱۱). بررسی میانگین فصلی در لایه‌های مختلف نشان داد که بیشترین میزان آن برای لایه سطحی در فصول بهار و تابستان و برای لایه‌های عمقی در فصل زمستان مشاهده گردید و این اختلافات بین فصول بهار و تابستان با سایر فصول برای لایه سطحی و بین فصول بهار و زمستان با سایر فصول در لایه‌های عمقی معنی‌دار بود (شکل ۴). احتمال می‌رود که این افزایش قابل ملاحظه pH با افزایش فراوانی جمعیت فیتوپلانکتونی و شکوفایی جلبکی و تجزیه بقایای آنها در لایه‌های عمقی در ارتباط باشد. در بررسی میانگین این عامل بین لایه‌های سطحی و عمقی طی بیشتر ماه‌های مورد بررسی مشخص گردید که میزان آن در لایه سطحی با میانگین سالانه ۸/۴۴ بیشتر از لایه‌های عمقی ۸/۰۴ بود. نتایج این بررسی نشان داد که این تغییرات معمولاً در ماه‌های بیشتر فصول به‌خصوص فصل بهار وجود داشت تا این‌که در فصل زمستان میزان تغییرات به‌حداقل رسید.

1. Boyd
2. Soni
3. Anonymous
4. Maleri



شکل ٤. تغییرات میانگین ماهانه و فصلی pH در لایه‌های مختلف دریاچه سد داریان، ۱٤۰۱.

*توجه: حروف کوچک غیر مشابه در میانگین فصلی لایه‌های سطحی و حروف بزرگ غیرمشابه در میانگین فصلی لایه‌های عمقی نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ است.

علت این کاهش تغییرات میزان pH در فصل زمستان بین لایه‌های مذکور زمانی اتفاق افتاد که با بیشترین میزان اکسیژن محلول (لایه‌های عمقی در زمستان) و احتمالاً کمترین میزان دی‌اکسیدکربن و بیشترین میزان pH (۸/۰۸) در لایه‌های عمقی روبرو بودیم. به‌نظر می‌رسد که دلیل افزایش میزان اکسیژن محلول ناشی از کاهش تجزیه مواد آلی، افزایش حلالیت آن به‌دلیل کاهش کلی دمای آب و شاید عدم مصرف توسط مصرف‌کنندگان باشد که این خود می‌تواند دلیلی بر افزایش میزان pH نیز باشد.

هدایت الکتریکی برای موجودات آب شیرین به‌لحاظ فرآیند تنظیم اسمزی مهم است. طبق استاندارد سازمان سلامت جهانی (۱۹۹۸)، میزان توصیه شده هدایت الکتریکی برای آب‌های سالم و قابل شرب ۲۵۰۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر گزارش شده است. اما در یک دامنه محدودتر، میزان طبیعی هدایت الکتریکی در آب‌های شیرین ۱۰۰۰-۱۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر است. هنگامی‌که میزان هدایت الکتریکی از ۱۰۰۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر بالاتر رود ممکن است دریاچه آلوده شده (پولات[1]، ۱۹۹۷) و یا در معرض رواناب‌ها قرار داشته باشد. هدایت الکتریکی آب دریاچه داریان با میانگین سالانه ۳۱۱/۴۶ میکروزیمنس بر سانتی‌متر، نزدیک به سد آزاد (۳۱۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر)، در حالی‌که، نسبت به سد شهید کاظمی (۲۶۹/۷۸ میکروزیمنس بر سانتی‌متر) و بخصوص سد گاران (۲۴۲/۱۸ میکروزیمنس بر سانتی‌متر) بیش‌تر بود اما در محدوده استاندارد آبزی‌پروری قرار داشت، بنابراین بقای ماهیان به‌لحاظ فرآیندهای تنظیم اسمزی تضمین خواهد شد. هدایت الکتریکی تخمینی از میزان مواد جامد محلول و یا یون‌های محلول در آب است. عوامل مؤثر بر مواد جامد محلول در محیط‌های آبی شامل رواناب‌های شهری، پساب‌ها، تجزیه موجودات، فرسایش خاک و مشخصات ژئوشیمیایی منطقه است. میزان

1. polat

TDS و هدایت الکتریکی پایین نشان‌دهنده تمیزی منابع آبی است (آیسانمی[1] و همکاران، ۲۰۰۳). طبقه‌بندی آب‌های غیرآلوده بر اساس هدایت الکتریکی در آب‌های تمیز و قابل شرب کمتر از ۳۲۵ میکروزیمنس بر سانتی‌متر است. در حالی‌که میزان ذرات محلول کل[2] تا ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر نیز گزارش شده است (دستورالعمل کیفیت آب آشامیدنی کانادا[3]، ۲۰۰۳).

در نتایج تحقیق حاضر میزان TDS دریاچه سد داریان در لایه‌های عمقی (۱۹۵/۱۴ میلی‌گرم بر لیتر) نسبت به لایه سطحی (۱۶۰/۱ میلی‌گرم بر لیتر) بیشتر بود (مشابه بسیاری از مخازن آبی) که این می‌تواند به‌علت عمل ته‌نشینی و وجود املاح معدنی در لایه‌های پائینی و رسوبات کف باشد. در مخزن دریاچه سد داریان میانگین میزان TDS ۱۳۶/۳۵ میلی‌گرم بر لیتر بود که در مقایسه با استانداردهای آبزی‌پروری بسیار مناسب بود. همچنین میزان آن با دامنه ۳۵۸-۱۰۷ میلی‌گرم بر لیتر نشانگر محدوده اکوسیستم طبیعی است به‌طوری‌که، مکان مناسبی را برای پرورش گونه‌های مختلف آبزیان فراهم می‌نماید. بررسی تغییرات میانگین فصلی ذرات محلول کل نشان داد که روند تغییرات در فصول مختلف لایه‌های سطحی نسبتاً منظم، افزایشی و معنی‌دار بود. همچنین میانگین فصلی آن در همه فصول و ماه‌های نمونه‌برداری (به‌جز اسفندماه) در لایه‌های عمقی‌تر بیشتر از لایه سطحی گزارش شد. به‌نظر می‌رسد که افزایش ناگهانی آن در اسفندماه نسبت به لایه‌های سطحی و حتی نسبت به لایه‌های عمقی ناشی از افزایش مواد محلولی باشد که ممکن است در اثر وقوع بارندگی‌های اولیه و شدید در زمان مذکور حاصل شده باشد و هنوز زمان لازم برای ته‌نشینی را نداشت.

در محیط‌های آبی دو شکل آمونیوم یونیزه شده (NH_4^+) و آمونیاک غیر یونیزه (NH_3) وجود دارد که آمونیوم برای آبزیان سمیتی ندارد و به‌راحتی توسط تولیدکنندگان اولیه استفاده می‌گردد (پیلای و کوتی[4]، ۲۰۰۵). معمولاً آمونیوم منبع ازت ترجیح داده برای بیشتر فیتوپلانکتون‌ها است چراکه، آمونیوم را به‌طور مستقیم به اسیدهای آمینه تبدیل می‌نمایند (نصرالله‌زاده و همکاران، ۲۰۰۸). غلظت بالای آمونیوم در اکوسیستم‌های بکر تنها زمانی اتفاق می‌افتد که حجم زیادی از طریق رواناب‌های غنی از آمونیوم وارد اکوسیستم گردد یا در بعضی اکوسیستم‌ها ناشی از فعالیت‌های انسانی تحت شرایط بی‌هوازی تبدیل معدنی نیتروژن به آمونیوم صورت گیرد. لذا طبیعی به‌نظر می‌رسد که به‌دلیل جذب ترجیحی آمونیوم توسط فیتوپلانکتون‌ها ناشی از میزان کم انرژی برای جذب آن (د گالان[5]، ۲۰۰۴) نسبت به سایر ترکیبات نیتروژنی و به‌خصوص در دریاچه‌ای با قدمت کم مانند داریان با وجود شرایط اکسیژنی نسبتاً مطلوب، غلظت بسیار کمی از آمونیوم و آمونیاک وجود داشته باشد به‌طوری‌که، آمونیوم و

1. Aiyesanmi
2. Total Dissolved Solids
3. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality
4. Pillay and Kutty
5. De Galan

آمونیاک در لایه‌های مختلف دریاچه به‌ترتیب با میانگین سالانه ۰/۰۵۳ و ۰/۰۴۹ میلی‌گرم بر لیتر، در برخی ماه‌های نمونه‌برداری میزان آن ۰/۰۰۱ میلی‌گرم بر لیتر بود اگرچه در اسفندماه میزان آمونیوم به ۰/۲۷ میلی‌گرم افزایش یافت. حد مجاز آمونیوم برای آزاد ماهیان و کپور ماهیان در اروپا ۷۰ میکروگرم در لیتر (۰/۰۷ میلی‌گرم بر لیتر) (مک‌دونالد، ۱۹۹۴). برای آمونیاک کمتر از ۲۵ میکروگرم بر لیتر (۰/۰۲۵ میلی‌گرم بر لیتر) پیشنهاد شده است (آلاباستر و لوگد[1]، ۱۹۸۲). همچنین در یک تقسیم‌بندی دیگر، غلظت بیش از ۳۰۰ و ۱۰۰۰ میکروگرم بر لیتر به ترتیب سبب بروز اثرات نامطلوب بر ماهیان سردآبی و مرگ ماهیان گرم‌آبی می‌شود (دستورالعمل کیفیت آب آفریقای جنوبی، ۱۹۹۶). در این تحقیق میانگین غلظت آمونیاک و آمونیوم در لایه سطحی دریاچه به‌ترتیب برابر با ۰/۰۱۲ و ۰/۰۱۳۳ میلی‌گرم بر لیتر بود که از حد مطلوب استاندارد فوق و پرورش آبزیان (جدول ۳) و آب شیرین کشورهای مختلف کم‌تر بود و با این شرایط و فقط با احتساب لایه سطحی مشکلی را برای آبزیان ایجاد نخواهد کرد.

نیتریت یک گاز سمی، ترکیب ناپایدار و حدواسط در چرخه نیتروژنی در محیط آبی است که از اکسیداسیون آمونیوم و یا احیای نیترات به‌وجود می‌آید (دستورالعمل کیفیت آب آفریقای جنوبی، ۱۹۹۶) و از طرفی با مهیا شدن شرایط نرمال هوازی آمونیوم تبدیل به نیتریت و سپس به نیترات می‌گردد. معمولاً نیتریت در لایه عمقی به‌دلیل کم بودن میزان اکسیژن محلول نسبت به لایه‌های سطحی با اکسیژن محلول بیشتر، دارای غلظت بیشتری است. اما در تحقیق حاضر افزایش میانگین نیتریت در لایه‌های عمقی نسبت به لایه سطحی فقط در فصول تابستان و پائیز اتفاق افتاد. معمولاً غلظت نیتریت در آب‌های شیرین بسیار پائین است (۰/۰۰۱ میلی‌گرم بر لیتر) و به‌ندرت بیشتر از ۱ میلی‌گرم بر لیتر مشاهده می‌شود. با توجه به نتایج میانگین یون نیتریت دریاچه سد داریان که در لایه سطحی و عمقی به‌ترتیب برابر با ۰/۰۷۶ و ۰/۰۸۲ میلی‌گرم بر لیتر به‌دست آمد میزان آن در محدوده مجاز استاندارد پرورش آبزیان است و با این شرایط برای آبزیان عامل سمی محسوب نمی‌گردد اما به‌نظر می‌رسد که برای پرورش ماهی‌قزل‌آلا کمی مقدار بالایی باشد (جدول ۳)، اگرچه مطابق (بوید، ۱۹۹۸) میزان مطلوب نیتریت برای آبزی‌پروری کمتر از ۰/۳ میلی‌گرم بر لیتر گزارش شده است.

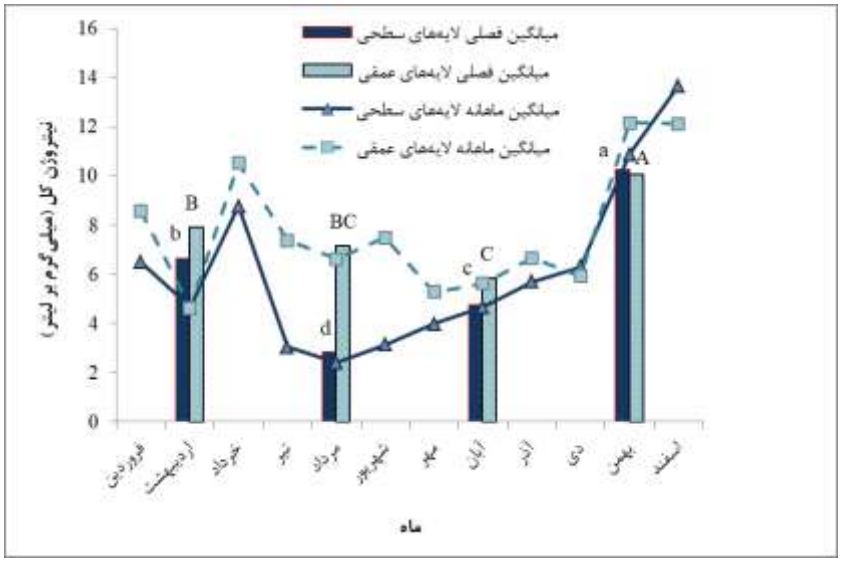
نیترات، اگرچه برای ماهی نسبتاً غیرسمی تلقی می‌گردد (ژانگ و همکاران، ۲۰۰۴)، اما هنگامی‌که در محیط افزایش یابد و سایر مواد مغذی نیز وجود داشته باشد پدیده یوتروفیکاسیون مرتبط با شکوفایی جلبکی و مشکلات دیگر محیط‌زیستی را در پی خواهد داشت. در اغلب مطالعات نیترات کمتر از ۱ میلی‌گرم بر لیتر گزارش شده و غلظت‌های بالاتر از ۵ میلی‌گرم بر لیتر می‌تواند ناشی از آلودگی‌های انسانی، پساب‌های کشاورزی و روستایی و حاصل از کوددهی مزارع باشد. معمولاً غلظت نیترات در آب‌های شیرین غیرآلوده کمتر از ۱/۱۳ میلی‌گرم بر لیتر

1. Alabaster and Llogd

است (دستورالعمل کیفیت آب آفریقای جنوبی[1]، ۱۹۹۶). در یک دامنه گسترده‌تر و مطابق (بوید، ۱۹۹۸) میزان مطلوب نیترات برای آبزی‌پروری ۱۰-۰/۲ میلی‌گرم بر لیتر گزارش شده است. در دریاچه سد کاملیگوز[2] در ترکیه با میزان نیترات ۰/۸-۰/۴ میلی‌گرم بر لیتر، کیفیت آن دارای درجه کیفی عالی بود و مطابق با استانداردها در دامنه طبیعی قرار داشت (سهر[3]، ۲۰۱۵). غلظت نیترات دریاچه سد داریان طی دوره مطالعه ۵/۰۴ میلی‌گرم بر لیتر بود که نسبت به بعضی از مطالعات غلظت بیشتر و اما نزدیک و در دامنه مطلوب استاندارد پرورش قرار داشت. بنابراین به لحاظ غلظت نیترات نیز این دریاچه جزء آب‌های با آلودگی متوسط به‌حساب می‌آید. نیترات بیشترین میزان ترکیبات معدنی نیتروژن را به‌خودش اختصاص داد که این نتیجه می‌تواند به‌علت وجود میزان مناسب دما و اکسیژن محلول برای فرآیند معدنی شدن ترکیبات آلی نیتروژن باشد شرایطی که در دریاچه سد داریان نسبتاً مطلوب بود.

مطابق با آنزک و آرمکانز[4] (۲۰۰۰) میزان غلظت نیتروژن کل مورد نیاز برای جلوگیری از رشد نابهنجار جلبکی ۵۰۰ میکروگرم در لیتر است. در سیستم‌های دریاچه‌ای فلوریدا، ۷۰۰ میکروگرم در لیتر و در موارد محدود بین ۱۱۰۰-۱۰۰۰ میکروگرم در لیتر به‌عنوان یک حد بالاتر توصیه شده است (دپارتمان حفاظت محیط‌زیست فلوریدا، ۲۰۰۳). نتایج بررسی نیتروژن کل دریاچه سد داریان نشان داد که میانگین سالانه آن ۷/۰۳ میلی‌گرم بر لیتر بود. این میانگین از حد مجاز فوق بسیار بالاتر بود و نسبت به میانگین سالانه آن در دریاچه‌های سد تهم (۰/۴۵)، حسنلو (۰/۸۸)، بارون (۱/۲) و مهاباد (۱/۳ میلی‌گرم بر لیتر) و همچنین سد آزاد، سد ارس، سد شهید کاظمی و سد نئور با میانگین سالانه به‌ترتیب ۱/۵۷، ۱/۸ و (۲/۹۹، پورآذری، ۱۳۹۶)، ۱/۸۸ و ۱/۹ میلی‌گرم بر لیتر غلظت بیشتری داشت. در تعیین میزان یون نیترات و نیتروژن کل لایه سطحی دریاچه سد داریان مشاهده شد که بیشترین میانگین هر دو عامل در فصل زمستان و کمترین آن در فصل تابستان به‌دست آمد. اما روند تغییرات برای لایه‌های عمقی‌تر تاحدودی متفاوت از لایه سطحی بود (شکل ۵). کاهش نیتروژن کل در لایه سطحی طی فصل تابستان ممکن است با افزایش جمعیت فیتوپلانکتونی و مصرف سریع ترکیبات نیتروژنی در ارتباط باشد چراکه کاهش آن تقریباً با کاهش ترکیبات فسفری بخصوص در لایه سطحی همراه بود.

1. South African Water Quality Guidelines
2. Çamligöze
3. Seher
4. ARMCANZ and ANZECC



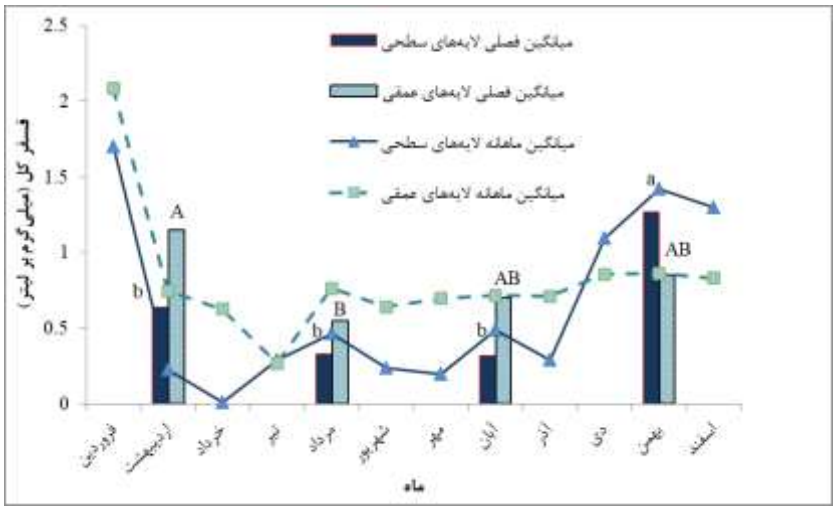
شکل ۵. تغییرات میانگین ماهانه و فصلی نیتروژن کل در لایه‌های مختلف دریاچه سد داریان، ۱۴۰۱.

*توجه: حروف کوچک غیر مشابه در میانگین فصلی لایه‌های سطحی و حروف بزرگ غیرمشابه در میانگین فصلی لایه‌های عمقی نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ است.

فسفر یک عامل اساسی محدود کننده در تولیدات طبیعی (ابسورن[1]، ۲۰۰۵) و شاخصی مهم در میزان تروفی اکوسیستم آبی است که در مقایسه با سایر عناصر عمده دارای کمترین میزان دسترسی در هیدروسفر بوده اما میزان طبیعی آن توسط فعالیت‌های انسانی (مصرف کود و سموم کشاورزی) و پساب‌های کشاورزی، صنعتی و شهری (بنت[2] و همکاران، ۲۰۰۱) و همچنین در مناطقی که تجزیه مواد آلی صورت می‌گیرد افزایش می‌یابد. در تحقیق حاضر، میزان فسفر کل دریاچه سد داریان با میانگین سالانه ۰/۷۲ میلی‌گرم بر لیتر نسبت به میانگین فسفر کل سالانه در دریاچه سد شهید کاظمی (۰/۲ میلی‌گرم بر لیتر)، سد سنگ سیاه و به‌خصوص سد گاران (۰/۰۸۲ میلی‌گرم بر لیتر) و سد آزاد سنندج (۰/۰۴۸ میلی‌گرم بر لیتر) بیشتر بود. میانگین آن طی دوره مطالعه در ماه‌های مختلف در محدوده ۲/۰۸-۰/۰۱ میلی‌گرم بر لیتر به‌دست آمد. در یک تقسیم‌بندی دیگر، طبق دستورالعمل آبزی‌پروری، اکوسیستم‌های آبی با غلظت فسفر محلول فعال ۱۰۰ میکروگرم در لیتر (۰/۱ میلی‌گرم بر لیتر) برای انجام فعالیت‌های آبزی‌پروی پیشنهاد می‌گردد و بیشتر گونه‌های ماهی به‌خوبی پرورش داده می‌شوند (فصل سوم، آنزک و آرمکانز، ۲۰۰۰). اگر غلظت‌های میزان فسفر فراتر از این باشد، اعمال مدیریتی با اصول پیشگیرانه توصیه می‌گردد تا از تخریب و آسیب‌های اکولوژیکی اجتناب گردد چراکه به‌عنوان یک غلظت آستانه برای ایجاد شکوفایی جلبکی، نشان داده شد که غلظت بالاتر از ۱۰۰ میکروگرم در لیتر برای فسفر کل در یک منطقه مشخص از یک دریاچه بزرگ نیمه‌گرمسیری، احتمال شکوفایی جلبکی را به ۹۵٪ می‌رساند (جیمز و هاونس[3]، ۱۹۹۶). به‌طورکلی، میانگین

1. Osborne
2. Bennett
3. James and Havens

فسفر کل دریاچه سد داریان با استانداردهای جهانی پرورش آبزیان و نیز استاندارد آب شرب توسط سازمان بهداشت جهانی با میزان ۲/۵ میلی‌گرم بر لیتر فسفات معدنی (آمانکوا، ۲۰۱۴) هم‌خوانی داشت. اما پیشنهاد می‌گردد که برای جلوگیری از وقوع پدیده شکوفایی جلبکی همواره باید بر منابع آب ورودی کنترل و نظارت کافی را داشت. همچنین که در بررسی میانگین فصلی فسفر کل آب لایه سطحی دریاچه سد داریان نشان داده شد که میزان آن در فصل زمستان به‌صورت معنی‌دار نسبت به سایر فصول بیشترین مقدار و در فصل تابستان و پائیز نیز دارای کمترین میزان بود (شکل ۶).



پ

شکل٦. تغییرات میانگین ماهانه و فصلی فسفر کل در لایه‌های مختلف دریاچه سد داریان، ۱۴۰۱.

*توجه: حروف کوچک غیر مشابه در میانگین فصلی لایه‌های سطحی و حروف بزرگ غیرمشابه در میانگین فصلی لایه‌های عمقی نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ است.

معمولاً با کاهش تراکم جمعیت پلانکتونی میزان فسفر محلول دریاچه افزایش می‌یابد (ملکی شمالی، ۱۳۷۴). در این مطالعه به‌نظر می‌رسد که عدم مصرف مواد مغذی به‌دلیل کاهش تراکم پلانکتونی و کاهش شدید سطح آب دریاچه (ناشی از ورودی کم و رهاسازی زیاد آب) از عواملی باشد که منجر به افزایش معنی‌دار فسفر دریاچه در فصل زمستان شد و شاید عوامل دیگری نیز در این امر نقش داشته باشند. در مطالعه اثرات عوامل محیطی رودخانه و دریاچه پشت سد ارس بر رشد و نمو خرچنگ دراز آب شیرین افزایش فسفر به‌دلیل کاهش حجم دریاچه و تراکم جمعیت پلانکتونی در فصل تابستان اتفاق افتاد (پورآذری، ۱۳۹۶). اما یکی از نکات مهم در مورد فسفر کل و فسفات محلول کاهش قابل ملاحظه آن در سایر فصول بود. در فصل بهار با وجود رواناب‌های زیادی که به دریاچه وارد شدند اما مشاهده گردید که در این فصل بیشترین تراکم فیتوپلانکتونی اتفاق افتاد که این خود می‌تواند عامل مهمی برای مصرف و کاهش فسفات معدنی به‌خصوص در لایه نورگیر حتی در فصل تابستان باشد چراکه، میزان عوامل فسفری در لایه سطحی نسبت به لایه‌های عمقی کاهش پیدا کرد (برعکس فصل زمستان).

معمولاً غلظت فسفر در لایه‌های نزدیک به بستر بیشتر از لایه سطحی است (مالری، ۲۰۱۱). در تحقیق حاضر نیز به‌جز در فصل زمستان، میانگین آن طی ماه‌های مختلف و حتی میانگین سالانه آن در لایه‌های عمقی بیشتر از لایه سطحی بود که این نتایج با نتایج فوق و مطالعات سد آزاد مطابقت داشت به‌طوری‌که، در مطالعه سد آزاد میزان ترکیبات فسفر لایه‌های عمقی به‌دلیل تجزیه مواد آلی بیشتر از لایه سطحی بود اگرچه این افزایش برای فسفر کل معنی‌دار نبود (پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، ۱۳۹۶) حتی ممکن است کاهش مصرف آن در لایه‌های عمقی‌تر نیز دلیلی بر افزایش آن باشد. مقدار فسفر در لایه نزدیک کف سدها و دریاچه‌های غنی طی لایه‌بندی تابستان افزایش می‌یابد. معمولاً این افزایش به دلیل کمپلکس فسفر با آهن است که در غیاب اکسیژن ترکیبات آهن آن احیا شده و به‌شکل غیرمحلول تشکیل شده و سپس بر اثر گردش آب در دریاچه پخش می‌گردد. از طرفی منبع دیگر این افزایش جذب فسفر در نواحی اکسیده توسط گل و رس روی ترکیبات آهن جذب می‌شود و در شرایط احیاء یون آهن احیا و فسفر آزاد می‌شود که این افزایش ترکیبات فسفر در دریاچه داریان در فصل زمستان همراه با افزایش قابل توجه میزان اکسیژن محلول مشاهده گردید. به نظر می‌رسد که میزان این اختلافات در اکوسیستم‌های مختلف به‌دلیل تفاوت در میزان اکسیژن محلول و جنس بستر باشد به‌طوری‌که طی دوره مطالعه میانگین اکسیژن محلول در دریاچه حتی در لایه‌های عمقی (۵/۸ میلی‌گرم بر لیتر) به‌خصوص در فصل زمستان نسبتاً بالا بود. در مطالعه دریاچه سد کاملیگوز میزان فسفات معدنی (اورتوفسفات) در دامنه طبیعی توصیه شده (۰/۳-۰/۰۵ میلی‌گرم بر لیتر) برای اکوسیستم‌های آبی قرار داشت (کریک و کریک[1]، ۲۰۰۸) در حالی‌که، در این مطالعه میانگین میزان فسفات محلول (۱/۴۲-۰/۰۰۴ میلی‌گرم بر لیتر) بسیار بیشتر از دامنه طبیعی فوق به‌دست آمد. در بعضی منابع آورده شده است هنگامی‌که، غلظت فسفات از ۰/۳ میلی‌گرم بر لیتر بیشتر باشد به این معنی است که پدیده یوتروفیکاسیون در دریاچه اتفاق افتاده است.

میزان COD نیز شاخصی از حضور ترکیبات آلی در آب است. معمولاً COD مقیاسی از میزان اکسیژنی است که در ترکیبات آلی و معدنی حساس به اکسیداسیون شیمیایی مصرف می‌شود. اتحادیه اروپا بر اساس غلظت COD، آب‌ها را به‌ترتیب کاهش کیفیت به پنج رده خیلی‌خوب (کم‌تر از ۳)، خوب (۱۰-۳)، متوسط (۲۰-۱۰)، بد (۳۰-۲۰) و بسیار بد (بیش‌تر از ۳۰) تقسیم کرده است (اندرلئین[2]، ۱۹۹۶). میانگین سالانه COD دریاچه سد داریان ۱۳/۱۹ میلی‌گرم بر لیتر به‌دست آمد. میانگین این عامل در مطالعه حاضر نسبت به‌میانگین آن در دریاچه سد آزاد با ۹/۲۸ میلی‌گرم بر لیتر بالاتر بود اما نسبت به‌میزان مشابه در دریاچه سد شهید کاظمی سقز و ورودی آن به‌ترتیب با ۴۲/۶۵ و ۹۷/۳ میلی‌گرم بر لیتر و همچنین سد سنگ سیاه دهگلان با ۳۷/۸ میلی‌گرم بر لیتر بسیار کم‌تر بود. در یک کلاسه‌بندی کیفی آب بر اساس میزان COD نشان داده شد که آب با میزان COD ۱۰ میلی‌گرم بر

1. Cirik and Cirik
2. Enderlein

لیتر در کلاسه کیفی I (عالی)، ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر در کلاسه II (قابل قبول)، ۴۰ میلی‌گرم بر لیتر در کلاسه III (نسبتاً آلوده)، ۸۰ میلی‌گرم بر لیتر در کلاسه IV (آلوده) و بیشتر از ۸۰ میلی‌گرم بر لیتر در کلاسه V (بسیار آلوده) قرار دارد (آیسانمی و همکاران، ۲۰۰۶). با توجه به‌میانگین سالانه COD، به‌نظر می‌رسد که کیفیت آب دریاچه سد داریان از این لحاظ و همراه با میزان BOD5 در وضعیت متوسط و نسبتاً ناسالمی قرار داشت. اگرچه به نظر می‌رسد که در شرایط فیزیک و شیمیایی کنونی دریاچه سد داریان، این میزان COD برای پرورش کپور ماهیان گرمابی مشکل‌ساز نباشد چراکه دامنه آن را در بعضی منابع ۳۰-۲۰ میلی‌گرم بر لیتر برای پرورش کپورماهیان در استخر و رودخانه‌ها بسته به‌شرایط تراکم و هوادهی گزارش نموده‌اند در حالی‌که میزان آن برای پرورش ماهی قزل‌آلا تا ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر توصیه شده است (سوبودوا و همکاران، ۱۹۹۳). تعیین میزان اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD) دریاچه سد داریان در هردو لایه سطحی و عمقی طی دوره مطالعه نشان داد که بیشترین میانگین آن در مردادماه و کمترین نیز در بهمن‌ماه اندازه‌گیری شد به‌طوری‌که، به لحاظ تغییرات فصلی نیز بیشترین میانگین آن همانند BOD5 در فصل تابستان مشاهده شد.

اگرچه BOD5[1] عامل آلودگی نیست و به‌صورت مستقیم نیز مضر تلقی نمی‌گردد (مگر باعث کاهش شدید سطح اکسیژن محلول گردد) اما عامل مهمی در برآورد وضعیت آلودگی دریاچه محسوب می‌شود و میزان زیاد آن می‌تواند نشان‌دهنده شرایط آلودگی و رابطه معکوس با غلظت اکسیژن محلول باشد. اتحادیه اروپا مقدار مناسب اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی (BOD5) را برای حفاظت از آزاد ماهیان ۳≤ میلی‌گرم بر لیتر و برای کپورماهیان ۶≤ میلی‌گرم بر لیتر (اندرلئین، ۱۹۹۶) و با توجه به استاندارد کیفیت آب آمریکا حداکثر مجاز آن را ۵ میلی‌گرم بر لیتر تعیین نموده است. براین اساس، میانگین BOD5 دریاچه سد داریان (۱۲/۷ میلی‌گرم بر لیتر) درمحدوده آب‌های ناسالم قرار دارد و براساس استاندارد آبزیان برای پرورش ماهیان سردآبی و حتی گرم آبی نیز مناسب نیست. میزان COD نیز در مقایسه با استانداردها، وضعیت نامطلوبی را نشان داد و قطعاً می‌تواند یک عامل محدود کننده در زمینه فعالیت‌های آبزی‌پروری باشد. این عوامل معمولاً با شروع فصل رشد و افزایش دما در فصول گرم افزایش می‌یابند. از دیگر دلایل افزایش مقدار این عوامل می‌توان به‌افزایش ورود منابع آلوده کننده ناشی از افزایش فعالیت‌های کشاورزی و روستایی و پساب‌های آن به دریاچه باشد. لذا توصیه می‌گردد در راستای کنترل و کاهش عوامل آلوده کننده مخزن سد به‌خصوص در ارتباط با کاهش میزان COD و BOD5، اقدامات جدی و راهبردی صورت پذیرد.

1. Biochemichal Oxygen Demand

۵- نتیجه‌گیری

به‌طور کلی، نتایج هیدروشیمی و فیزیک و شیمیایی دریاچه سد داریان طی فصول مختلف و مقایسه آن با مقادیر استانداردهای داخلی و خارجی مطلوبیت بعضی از این عوامل را (دما، اکسیژن محلول، pH، قلیائیت، شفافیت، برخی ترکیبات نیتروژنی (بجز آمونیاک) هدایت الکتریکی و جامدات محلول کل) برای آبزی‌پروری گرم‌آبی و تا حدودی سردآبی نشان داد. اما عواملی مانند دما، میزان اکسیژن محلول (در بعضی ماه‌ها) ترکیبات فسفری و همچنین BOD5 و COD به‌دلیل غلظت زیاد و خارج از استانداردهای آبزی‌پروری به‌خصوص برای گونه‌های حساس سردآبی و حتی ماهیان معتدله مانند ماهیان خاویاری می‌توانند به‌عنوان عامل محدود کننده فعالیت‌های آبزی‌پروری در این دریاچه مطرح باشند.

نهایتاً بر اساس نتایج مطالعه حاضر، دریاچه سد داریان به‌دلیل برخی محدودیت‌های کیفی آب برای انجام فعالیت‌های پرورش متراکم ماهیان سردآبی و دیگر آبزیان حساس مطلوب نیست اما با استفاده از الگوهای مدیریتی صحیح و نظارت کافی و پایش‌های بعدی، می‌توان برای این موضوع به‌صورت پایلوت، کنترل شده همراه با پایش منظم برنامه‌ریزی کرد. بر اساس نتایج به‌دست آمده رهاسازی و آبزی‌دار کردن ماهیان گرمابی بر اساس مطالعات انجام شده با اهداف مهمی مانند اشتغال‌زایی، ایجاد امنیت غذایی در منطقه و کنترل شکوفایی جلبکی در راستای بهبود کیفیت آب پیشنهاد می‌گردد. بنابراین لحاظ نمودن این عوامل در بکارگیری اصول مدیریتی منجر به‌حفظ کیفیت پایدار آب و پایداری توسعه و فعالیت‌های شیلاتی دریاچه خواهد شد. باتوجه به‌پیشنهاد نهاد متولی و کارفرمای طرح، در خصوص پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان در قفس، باید متذکر شد که بر اساس نتایج تحقیق حاضر به‌دلیل وجود عوامل محدود کننده فیزیک و شیمیایی آب دریاچه مانند دمای آب در لایه سطحی با بیش از ۲۰ درجه سانتی‌گراد (خرداد تا آبان‌ماه) و دمای کم‌تر از ۱۲ درجه سانتی‌گراد (دی و بهمن‌ماه)، میزان اکسیژن محلول با میزان نزدیک به ۷ میلی‌گرم بر لیتر و کم‌تر از آن (مهر تا آذرماه)، وجود غلظت بالای فسفر در کل دوره، آمونیوم زیاد، شفافیت نسبتاً کم و گل‌آلودگی زیاد طی برخی ماه‌ها و همچنین عدم فضای کافی و نبود بستر مناسب برای استقرار سیستم مهار قفس و از نظر زیستی نیز تعدد شکوفایی شدید جلبکی، روش پرورش ماهی در قفس در شرایط کنونی دریاچه سد داریان توجیه فنی و علمی لازم را ندارد، مگر این‌که مدیریت یکپارچه حوضه آبخیز منتهی به‌سد و کنترل شدید پساب‌های مختلف شهری، روستایی و کشاورزی اعمال گردد. لذا در صورت قبول مسئولیت پیامدهای ناشی از روش پرورش ماهی در قفس از طرف نهادهای متولی، می‌توان به‌صورت طرح پایلوت، با حجم پرورش کم و همراه با پایش‌های لازم، چندین قفس پرورشی با تراکم کم (یک‌سوم تراکم استاندارد) را در دریاچه مستقر نمود تا در صورت عدم مشاهده اثرات منفی ناشی از روش پرورشی مذکور، به‌توان در سال‌های آتی این صنعت را به‌صورت پایدار توسعه داد.

تشکر و قدردانی

این مقاله مستخرج از نتایج طرح پژوهشی اداره کل شیلات استان کرمانشاه با عنوان بررسی وضعیت تروفی و توان تولید آب دریاچه سد داریان شهرستان پاوه در راستای تولید آبزیان، اشتغالزایی و کارآفرینی در منطقه می‌باشد. بدینوسیله از کارکنان محترم اداره شیلات استان کرمانشاه و همچنین دانشجویان بوم‌شناسی گروه شیلات دانشگاه کردستان بابت همکاری در انجام نمونه‌برداری میدانی و آنالیزهای آزمایشگاهی تشکر و قدردانی بعمل می‌آید.

فهرست منابع:

پژوهشکده اکولوژی دریای خزر (۱۳۹۶). **گزارش لیمنولوژی مطالعات لیمنولوژیکی و ارزیابی ذخائر دریاچه سد آزاد سنندج.** سازمان جهاد کشاورزی استان کردستان. ۱۸۵ صفحه.

محسن پورآذری، علی (۱۳۹۶). **اثرات عوامل محیطی رودخانه و دریاچه پشت سد ارس بر رشد و نمو خرچنگ دراز آب شیرین.** مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور. ۹۰۱۳۶-۱۲-۷۹-۲. ۱۰۵ ص.

حسین‌زاده صحافی، همایون (۱۳۸۶). **برنامه راهبردی تحقیقات ماهیان گرمابی**. مؤسسه تحقیقات شیلات ایران. ۲۶۲ ص.

خانی‌پور، علی‌اصغر (۱۳۸۴). **گزارش نهایی مطالعات لیمنولوژیک دریاچه مخزنی سد حسنلو آذربایجان غربی (فاز سوم).** بررسی امکان پرورش ماهی قزل‌آلا در قفس. مرکز تحقیقات ماهیان استخوانی دریای خزر. ۴۸ ص.

عبدالملکی، شهرام.، میرزاجانی، علیرضا.، خداپرست، حجت.، صابری، ح.، بابایی، هادی.، سبک‌آرا، جلیل.، مکارمی، مرضیه.، محسن پور، حجت (۱۳۹۳). **مطالعه سد خاکی خندقلو شهرستان ماهنشان استان زنجان.** مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، تهران. ۲۰۷ ص.

کریمیان، عرفان؛ ذاکری، محمد؛ فارابی، سیدمحمد وحید؛ حقی، مهسا؛ کوچنین، پریتا (۱۳۹۵). **اثرات زیست‌محیطی پرورش در قفس قزل‌آلای رنگین کمان (Oncorhynchus mykiss) در حوضه جنوبی دریای خزر.** دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر. ۲۵۰ ص.

کریمیان، عرفان؛ محمدی، حبیب‌اله؛ قادری، ادریس؛ حسین‌پور، حمید؛ واحدی، نظیر (۱۳۹۹). **بررسی عوامل فیزیکی و شیمیایی آب دریاچه سد گاران مریوان به‌منظور فعالیت‌های آبزی‌پروری.** ۲۹ (۵)، صفحات ۴۹-۶۵.

میرزاجانی، علیرضا (۱۳۸۹). **مطالعه دریاچه سد خاکی توده بین استان زنجان به‌منظور امکان آبزی‌پروری.** پژوهشکده آبزی‌پروری آب‌های داخلی مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، ۸۹۰۵۳-۱۲-۷۳-۴.

میرزاجانی، علیرضا.، عباسی، کیوان.، سبک‌آرا، جلیل.، مکارمی، مرضیه.، و صیادبورانی، محمود (۱۳۹۱). لیمنولوژی دریاچه الیگو- مزوتروف تهم در استان زنجان. مجله زیست‌شناسی، جلد ۲۵ شماره ۱. صفحات ۸۹-۷۴.

میرزاجانی، علیرضا (۱۳۹۵). **مطالعه دریاچه سدهای خاکی شویر و میرزاخانلو استان زنجان به‌منظور امکان آبزی‌پروری.** مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور. ۶۸ ص.

مهندسین مشاور آساراب (۱۳۸۷). **گزارش لیمنولوژی مطالعات لیمنولوژیکی و ارزیابی ذخائر دریاچه سد شهید کاظمی سقز.** سازمان جهاد کشاورزی استان کردستان. ۱۲۶ ص.

مهندسین آمایش مکران (۱۳۸۹). **گزارش لیمنولوژی مطالعات لیمنولوژیکی و ارزیابی ذخائر دریاچه سد سنگ سیاه دهگلان**. سازمان جهاد کشاورزی استان کردستان. ۱۰۰ ص.

Aiyesanmi., A.F. Ipinmoroti., K.O. and Adeeyinwo., C.E., (2003). **Surface Water Quality and Environmental Health in the Okitipupa Southeast Belt of the Bituminous Sands Field of Nigeria, In: A. N. Nosike and J. A. Opara, Eds.,** Environmental Health in the Niger Delta, JCF Publising, Co., Port Harcourt. 100-107.

Aiyesanmi, A.F., Ipinmoroti, K.O. and Adeeyinwo, C.E., (2006). **Baseline Water Quality Status of Rivers Within Okitipupa Southeast Belt of the Bituminous Sands Field of Nigeria**. Nigerian. Journal of Science, Vol. 40. 62-71. DOI: 10.1080/0020723032000118993

Alabaster, J.S. and Lloyd, R., 1982. **Water Quality Criteria for Freshwater Fish.2nd Edition.** Food and Agriculture Organization of the United Nations. Butterworth's, London (UK), 361P.

Amankwaah, D., Cobbina, S.J., Tiwaa, Y.A., Bakobie, N. and Millicent, E.A.B., (2014). **Assessment of pond effluent effect on water quality of the Asuofia Stream,** Ghana. A*frican* Journal of Environmental Science and Technology.; 8(5):306-311. DOI: 10.5897/AJEST2014.1665

APHA (American Public Health Association)., (2005). S**tandard Methods for The Examination of water and wastewater, 21th ed.** American Public Health Association, Washington, DC. 1550P.Boyd, C.E. and C.S. Tucker., 1998. Pond Aquaculture Water Quality Management, Kluwer Academic Publishers, USA. 507-512.

DWAF., (1996). **South African Water Quality Guidelines (second edition).** Volume 5: Agricultural Use: Livestock Watering.

Egemen, O., (2011). **Water quality. Ege University Fisheries Faculty Publication No**. 14, Izmir, Turkey, 1-150.

Enderlein, U.S., Enderlein, R.E. and W. P. Williams., (1996). **Water Quality Requirements. In: Chapman D. (Ed.) 1996. Water Quality Assessments- A Guide to Use of Biota,** Sediments and Water in Environmental Monitoring -Second Ed., UNESCO/ WHO/ UNEP. Longhurst, A. R., 2007. Ecological Geography of the Sea. Elsevier, Amsterdam, 542P.

Jin, G.Q., Zhang, Z.T., Yang, Y.H., Hu, S.H., Tang, H.W., Barry, D.A., Li, L., (2020) a. **Mitigation of impact of a major benzene spill into a river through flow control and in-situ activated carbon absorption**. Water Res. 172. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115489.

Jin, G.Q., Xu, J., Mo, Y.M., Tang, H.W., Wei, T., Wang, Y.G., Li, L., (2020) b. **Response of sediments and phosphorus to catchment characteristics and human activities under different rainfall patterns with Bayesian Networ**ks.

FAO/WHO., (2006). **Committee on Food Additives.** Technical Report Series no. 776. Geneva. 64P.

Macdonald, D.D., (1994). **A review of environmental quality criteria and guidelines for priority substances in the Frazer River Basin: a summary of available water quality criteria and guidelines for protection of aquatic life**. http://Bordeaux.uwateloo.ca/ boil1447/waterquality/aquaticlife.htm.

Maleri, M., (2011). **Effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) cage culture on Western Cape irrigation reservoirs.** Doctor of Philosophy in the Faculty of AgriSciences at Stellenbosch University. 296P.

Nasrollahzadeh Saravi, Bin, H., Din, Z., Foong, S.Y. and Makhlough, A., (2008). **Trophic status of the Iranian Caspian Sea based on water quality parameters and phytoplankton diversity**. *Journal of Continental Shelf Research*, 28: 1153-1165. DOI: 10.1016/j.csr.2008.02.015

Polat, M., (1997). **Physical and chemical parameters monitored rivers and lakes.** Proceedings of the Water Quality Management Seminar, May 15, 1997, Ankara, Turkey, 45-57.

Seher, D., (2015). **Assessment of Water Quality Using Physico-chemical Parameters of Camligoze Dam Lake in Sivas**, Turkey. cologia 5 (1): 1-7. DOI: 10.3923/ecologia.2015.1.7

Soni, V.K., Visavadia, M., Gosai, C., Hussain, M.D., Mewada, M.S., Gor, S. and Salahuddin, K., (2013)**. Evaluation of physico-chemical and microbial parameters on water quality of armada River, India. Afr**. Journal of Environmental Science. Technol., 7: 496-503. DOI: 10.5897/AJEST12.222

South African Water Quality Guidelines., (1996). "**Agricultural Water Use: Aquaculture," 2nd Edition**, Vol. 6, Department of Water Affairs and Forestry of South Africa, Pretoria, 185P.

Svobodova, Z., Machova, R.L. and Vykusova, B., (1993). **Water Quality and Fish Health.to Salinity and Water Quality and fish health**. EIFAC technical paper no. 54. Rome: FAO.

United Nations (UN), (2016). **General Assembly Declares Access to Clean Water and Sanitation Is a Human Right**. UN News Centre.

Wang, S.H., Huggins, D.G. and deNoyelles, F., (1999). **An analysis of the Trophic State of Clinton Lake.** Journal of Lake and Reservoir Management, 15: 239-250. DOI: /10.1080/07438149909354121

Wetzel, R.G. and Likens, H., (1991). **Limnological analysis. Springer-Verlag, 391P.**
Wetzel, R.G., (2001). **Limnology of Lake and River Ecosystems. Third Edition**. Academic Press, San Diego, CA, 1006P.

WHO., (1988). Assessment of freshwater quality. **Global Environmental Monitoring Systems (GEMS) Report on the Related Environmental Monitoring,** World Health Organization (WHO), Geneva, Switzerland. 1-121.

WHO., (2008). **Guidelines for Drinking-water Quality, Third Edition, Incorporating the First and Second Addenda.** Volume 1. Recommendations. Geneva. 134P.