



Estimation of fish production potential and trophic state of the Dorudzan reservoir (Fars Province) based on empirical limnological models

Mehrdad Zamanpoore^{1✉} , Fatemeh Sedaghat² 

1. Corresponding author, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Fars Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Fars, Iran. mzamanpoore@gmail.com

2. Agricultural Research, Education and Extension Organization, Fars Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Fars, Iran. Email: fatemehsedaghat5@gmail.com

Article Info

Article type:
Research Article

Article history:
Received 22 August 2026
Revised 10 September 2026
Accepted 12 September 2026

Keywords:
Carlson Trophic State Index,
Primary production,
Fish production potential,
Total phosphorus.

ABSTRACT

Reservoirs are semi-natural ecosystems with high potential for fish production; however, sustainable exploitation requires accurate knowledge of trophic state and natural productivity. This study evaluated the trophic state, primary production, and fish production potential of Dorudzan reservoir. Seasonal sampling was conducted in 2025 to measure dissolved oxygen (O_2), temperature (Temp), Secchi depth (SD), total phosphorus (TP), and chlorophyll-a (Chl-a). Samples were collected from three transverse sections (riverine, transitional, and lacustrine zones) and three areas (littoral, surface, and subsurface zones). Trophic state was assessed using Carlson's Trophic State Index (TSI); primary production using the Braemick-Lemcke model, and fish production potential using the Braemick-Lemcke (based on primary production) and Downing (TP-based) models. Annual mean values of O_2 , SD, TP, and Chl-a were 7.55 mg/L, 2.45 m, 0.17 mg/L, and 1.60 $\mu\text{g/L}$, respectively. TP was higher in the riverine zone, indicating its key role in reservoir enrichment. The mean TSI of 53.13 indicated eutrophic conditions. Mean primary production and fish production potential were estimated at $288.59 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$ and $34.97 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{y}^{-1}$, respectively. Considering 3,000 ha of habitable area, sustainable fish yield was $\sim 105 \text{ t}$, with a permissible catch of 19–29 t. Incorporating model uncertainty (95% Monte Carlo), annual yield ranged from 80–130 t, and fish biomass point estimate ranged from 151–237 t. Adopting a conservative lower-bound approach, we recommend a permissible annual catch of 15.1–22.7 t. These findings emphasize the need to control phosphorus input from the upstream catchment, continuously monitor fish populations, and implement science-based management of aquatic resources.

Cite this article: Zamanpoore, M., & Sedaghat, F. (2026). Estimation of fish production potential and trophic state of the Dorudzan reservoir (Fars Province) based on empirical limnological models. *Journal of Aquaculture Sciences*, 14(1), 134-152.



© Author(s) retain the copyright.

Publisher: Iranian Aquaculture Society.

EXTENDED ABSTRACT

Introduction

The marked decline in marine fishery resources over recent decades, driven by overfishing and rising global demand for healthy protein, has pushed countries to develop inland aquaculture. Reservoirs, as semi-natural ecosystems with relative manageability, have considerable potential for fish production; however, this potential can be realized only through a precise understanding of their limnological conditions and natural productivity. Without this knowledge, indiscriminate stocking disrupts food-web balance and imposes multiple pressures on intermediate trophic levels. Global research shows that variables such as chlorophyll a, total phosphorus, transparency, and Carlson's Trophic State Index (TSI) correlate strongly with fish production. Despite studies conducted in Iran, no systematic investigation has yet estimated the trophic index and fish production potential of the Dorudzan reservoir in Fars Province, although this reservoir, in addition to its roles in agricultural water supply, flood control, and hydropower generation, holds considerable potential for aquaculture. This study addresses three fundamental questions: (1) What is the Carlson TSI and trophic classification of the reservoir? (2) What is the primary production potential and its relationship with key limnological variables? (3) What do internationally validated empirical models estimate maximum fish production potential? The findings will provide a fundamental understanding of ecological relationships and support sustainable fisheries management alongside water quality conservation.

Material and Methods

This study evaluated trophic status, primary production, and fishery potential of Dorudzan reservoir (volume: 960 million m³; surface area: 55 km²). Seasonal sampling was conducted along three transverse transects representing riverine, transitional, and lacustrine zones, and at three depths: littoral, surface, and subsurface layers. Physicochemical parameters—temperature, dissolved oxygen, Secchi disk, total phosphorus (acid digestion and spectrophotometry), and chlorophyll a (90% acetone extraction and spectrophotometry)—were measured. Trophic classification followed OECD criteria; Carlson's TSI index was calculated from the three components. Annual primary production was estimated using the Braemick–Lemcke empirical model based on total phosphorus. Fish production potential was estimated using two parallel models: Braemick–Lemcke based on primary production and Downing et al. based on total phosphorus; the final value was the average of the two estimates. Total fish biomass was estimated using the Downing model. Uncertainty was analyzed using Monte Carlo simulation with 10,000 iterations, assuming a normal distribution for total phosphorus; the 95% confidence interval was reported. Normality and homogeneity of variances were verified via Shapiro–Wilk and Levene's tests, respectively. Mean comparisons were performed using one-way and two-way ANOVA followed by Tukey HSD ($\alpha=0.05$) in SPSS and R.

Results

Annual mean total phosphorus (0.17 mg/L), chlorophyll a (1.6 µg/L), and Secchi disk (2.45 m) indicated hypertrophic, mesotrophic to eutrophic, and mesotrophic conditions, respectively. The TSI value of 53.13 classified the reservoir as eutrophic, with the highest value in winter (54.91) and the lowest in summer (50.77). Among the three components, TSI-TP had the highest value (77.40, hypertrophic), while TSI-Chl had the lowest (34.60, mesotrophic), indicating that total phosphorus was the primary limiting factor driving eutrophication. Annual primary production was 288.59 gC·m⁻²·y⁻¹, maximum in winter (302.01) and minimum in spring (275.95). Fish production potential estimated by two approaches—based on primary production (37.63 kg·ha⁻¹·y⁻¹) and total phosphorus (32.32 kg·ha⁻¹·y⁻¹)—averaged 34.97 kg·ha⁻¹·y⁻¹. Applied to the habitable area of 3,000 hectares, total production was 104.93

tons and total biomass was 194.40 tons. Monte Carlo simulation estimated sustainable annual production at 105 tons (95% CI: 80–130 tons).

Discussion

Annual mean dissolved oxygen (7.55 mg/L) and Secchi disk (2.45 m) exhibited natural seasonal patterns characteristic of stratified lakes, highest in winter and lowest in summer. Total phosphorus (0.17 mg/L) and chlorophyll a (1.60 µg/L) indicated hypertrophic and mesotrophic-to-eutrophic conditions, respectively, while TSI=53.13 classified the reservoir as eutrophic. The discrepancy among TSI components (TSI-TP=77.40, TSI-Chl=34.60, TSI-SD=47.39) indicates trophic-state deviation, likely due to high proportions of non-bioavailable phosphorus bound to sediment particles and suppression of algal production by non-algal turbidity or light limitation—consistent with previous studies on similar reservoirs. Annual primary production (288.59 gC·m⁻²·y⁻¹) fell within global ranges for temperate lakes. Fish production potential (average of two models: 34.97 kg·ha⁻¹·y⁻¹) was comparable to that of Salman Farsi and Velasht reservoirs. Total production (104.93 tons) and total biomass (194.40 tons) were estimated. Assuming a 10–15% harvest rate based on MSY and F_{0.1} approaches, allowable annual catch was 19–29 tons. Overall, the reservoir is eutrophic, with a production potential of ~105 tons/year, but due to model uncertainty, conservative management and direct population monitoring are recommended for sustainable exploitation.

Conclusion

This study found that Dorudzan reservoir (TSI=53.13) is eutrophic, with total phosphorus as the key parameter requiring targeted watershed management, particularly by controlling agricultural inputs in the riverine zone. Estimated sustainable fish production (105 tons/year) and biomass (194.40 tons) provide a quantitative basis for regulating fishing quotas. Considering uncertainty (95% CI: production 80–130 tons, biomass 151–237 tons), the precautionary approach recommends annual harvest based on the lower biomass bound (151 tons), equivalent to a harvest of 15.1–22.7 tons, which is more restrictive than the initial estimate (19–29 tons). Three management actions are proposed: (1) continuous population monitoring using experimental fishing; (2) updating estimation models with field data; and (3) upstream phosphorus control through inter-sectoral coordination. These actions will reduce eutrophication risk while enabling sustainable economic exploitation and preserving ecological functions.

برآورد توان تولید ماهی و وضعیت تروفی دریاچه سد درودزن (استان فارس) بر پایه مدل های تجربی لیمنولوژیک

مهرداد زمان پور^۱، فاطمه صداقت^۲

۱. نویسنده مسئول، گروه شیلات و آبزیان، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی فارس، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، فارس، ایران. رایانامه: mzamanpoore@gmail.com

۲. گروه شیلات و آبزیان، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی فارس، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، فارس، ایران. رایانامه: fatemehsedaghat5@gmail.com

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله پژوهشی،	دریاچه سدها، اکوسیستم های نیمه طبیعی با پتانسیل بالای تولید ماهی اند، اما بهره برداری پایدار از آنها نیازمند شناخت دقیق وضعیت تروفی و توان تولید طبیعی است. این پژوهش با هدف ارزیابی وضعیت تروفی، تولید اولیه و توان تولید ماهی در دریاچه سد درودزن (استان فارس) انجام شد. نمونه برداری فصلی برای سنجش اکسیژن محلول، دما، شفافیت، فسفر کل و کلروفیل-آ در سه برش عرضی (رودخانه ای، گذرنده و دریاچه ای) و سه ناحیه (ساحلی، سطحی و زیر سطحی) در سال ۱۴۰۴ انجام شد. وضعیت تروفی دریاچه با شاخص کارلسون (TSI)، تولید اولیه با مدل Braemick-Lemcke، و توان تولید ماهی با مدل های Braemick-Lemcke (بر پایه تولید اولیه) و Downing (بر پایه فسفر کل) برآورد شد. میانگین سالانه اکسیژن محلول $7/55 \text{ mg/L}$ ، شفافیت $2/45 \text{ m}$ ، فسفر کل $0/17$ و کلروفیل-آ $1/60 \mu\text{g/L}$ اندازه گیری شد. فسفر کل در بخش رودخانه ای بیش تر از بخش دریاچه ای بود و نقش مهمی در غنی شدن دریاچه داشت. میانگین شاخص تروفی کارلسون $53/13$ (یوتروفیک)، تولید اولیه $288/59 \text{ gC.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$ و توان تولید ماهی $34/97 \text{ Kg.ha}^{-1}.\text{y}^{-1}$ محاسبه شد. با در نظر گرفتن 3000 هکتار سطح زیست پذیر، تولید پایدار سالانه ماهی حدود 105 تن و برداشت مجاز 19 تا 29 تن به دست آمد. با اعمال عدم قطعیت مدل (بازه $0/95$ در شبیه سازی مونت کارلو)، تولید سالانه در بازه 80 تا 130 تن و اندازه نقطه ایی زی توده ماهیان در بازه 151 تا 237 تن برآورد شد که با گزینش محافظه کارانه کران پایینی، برداشت مجاز سالانه $15/1$ تا $22/7$ تن پیشنهاد می شود. این یافته ها بر ضرورت مهار ورود فسفر از آب خیز بالادست، پایش مستمر جمعیت ماهیان و مدیریت علمی بهره برداری از ذخیره های آبزیان تاکید دارد.
تاریخچه مقاله: تاریخ دریافت: ۱۴۰۵/۰۴/۳۱ تاریخ بازنگری: ۱۴۰۵/۰۶/۱۹ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۵/۰۶/۲۱	
کلیدواژه ها: شاخص تروفی کارلسون، تولید اولیه، توان تولید ماهی، فسفر کل.	

استاد: زمان پور، مهرداد؛ و صداقت، فاطمه (۱۴۰۵). برآورد توان تولید ماهی و وضعیت تروفی دریاچه سد درودزن (استان فارس) بر پایه مدل های تجربی لیمنولوژیک.

علوم آبی پروری، ۱۴ (۱)، ۱۵۲-۱۳۴.



© نویسندگان.

ناشر: انجمن آبی پروری ایران.

مقدمه

در دهه‌های گذشته، کاهش چشم‌گیر ذخیره آبزیان دریایی ناشی از برداشت بی‌رویه و افزایش تقاضای جهانی برای منبع پروتئینی سالم، کشورها را به‌سوی توسعه پایدار آبی‌پروری در آب‌های داخلی سوق داده است (FAO, 2018). دریاچه سدها اکوسیستم‌های نیمه‌طبیعی با توانمندی مدیریت‌پذیری نسبی‌اند، و افزون بر اهمیت اقتصادی-اجتماعی، توان بسیاری برای تولید ماهی نیز دارند. ویژگی‌هایی چون ژرفای مناسب، آرامش نسبی آب و امکان مهار تراز آبی، شرایط دل‌خواهی برای چرخه‌های زیستی و تولید طبیعی فراهم می‌آورند (Sabkara and Makaremi, 2003)؛ با این حال، به‌بارنشستن این توانمندی نیازمند شناخت دقیق وضعیت لیمنولوژیک و برآورد توان تولید طبیعی است. بهره‌برداری شیلاتی بدون شناخت، نه‌تنها به ناکارآمدی در بهره‌گیری از منابع و کاهش بازماندگی ماهیان رهاسازی‌شده می‌انجامد، که تعادل شبکه غذایی را برهم می‌زند؛ چرا که رهاسازی فراتر از توان اکولوژیک دریاچه، فشاری چندبرابر بر زئوپلانکتون‌ها و کفزیان (حلقه‌های میانی زنجیره غذایی) وارد می‌آورد و چرخه مواد و انرژی را مختل می‌کند (Henderson *et al.*, 1973; David *et al.*, 2015).

به‌دلیل اهمیت شناخت تعادل‌های اکولوژیک، در دهه‌های گذشته پژوهش‌های گسترده‌ای در جهان به بررسی ارتباط میان متغیرهای لیمنولوژیک و توان تولید ماهی (Fish Production, FP) در دریاچه سدها پرداخته‌اند. پیشینه پژوهش نشان می‌دهد که توان تولید ماهی در دریاچه‌های آب شیرین، تابعی از متغیرهای لیمنولوژیک است؛ به‌گونه‌ای که شاخص‌هایی چون کلروفیل-*a* (Chlorophyll-*a*, Chl)، فسفر کل (Total Phosphorus, TP)، نیتروژن کل، شفافیت (Secchi Disk, SD) و برخی سنجه‌های فیزیکی-شیمیایی دیگر، همبستگی معنی‌داری با تولید و برداشت ماهی دارند (Deines *et al.*, 2015). از این‌رو، ارزیابی تولید اولیه (Primary Production, PP) و برآورد بیشینه ماهی برداشتنی، گامی اساسی در برنامه‌ریزی آبی‌پروری پایدار است، که افزون بر جلوگیری از آسیب‌رساندن به اکوسیستم، به بهینه‌سازی رهاسازی بچه‌ماهیان و افزایش بهره‌وری اقتصادی نیز کمک می‌کند. یکی از شاخص‌های کلیدی در این ارزیابی‌ها، شاخص تروفي کارلسون (Carlson's Trophic State Index, TSI) است که بر پایه سه سنجه Chl، TP، و SD محاسبه می‌شود (Carlson, 1977). بررسی ارتباط میان جمعیت ماهیان آب شیرین، تولید، تروفي و شرایط اقلیمی ۷۰۰ دریاچه در جهان نشان داد که افزایش فعالیت‌های تروفي و ظرفیت تولید دریاچه با افزایش تعداد و تولید ماهیان رابطه مستقیم دارد (Deines *et al.*, 2015). Cigagna و همکاران (۲۰۱۶) با بررسی ویژگی‌های فیزیکی-شیمیایی دریاچه سد فیئا (Feena reservoir) در برزیل و محاسبه TSI، سطح تروفي دریاچه را در تمام فصل‌ها تعیین کردند. همچنین، تولید اولیه برآوردشده در دریاچه‌های ژاپن نیز در محدوده $302-40 \text{ gC.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$ بود، و به‌طور کلی در فصل مرطوب بیش‌تر از فصل خشک بود (Hiroki *et al.*, 2020). اگرچه پژوهش‌های بین‌المللی چارچوب مناسبی برای ارزیابی دریاچه‌ها فراهم می‌کنند، ویژگی‌های آب‌وهوایی، آب‌شناختی و مدیریتی هر منطقه، ضرورت پژوهش‌های بومی و ملی را گریزناپذیر می‌سازد. به‌دلیل اهمیت موضوع، در ایران نیز پژوهش‌های گوناگونی انجام شده است. از جمله، در پژوهش Rahmani و Abbasi (۲۰۱۵) ارتباط میان مواد مغذی و تولید اولیه در دریاچه زیربار کردستان با مدل‌های برآورد کلروفیل-*a* بررسی شد. Sadeghi-Nejad Masouleh و همکاران (۲۰۱۷) نیز نشان دادند که سد خاکی قارختلو (در شهرستان ایجرود استان زنجان)، توان تولید سالانه 484 Kg ماهی را دارد، درحالی‌که تولید فعلی آن به میانگین 80 Kg.ha^{-1} برآورد شده است.

با وجود این تلاش‌ها، هنوز هیچ مطالعه سیستماتیکی مبتنی بر مدل‌های تجربی معتبر جهانی، برای برآورد شاخص تروفي و توان تولید ماهی در دریاچه سد درودزن انجام نشده است. این خلأ اطلاعاتی، مدیریت پایدار شیلاتی در این پهنه آبی راهبردی استان فارس را با چالش اساسی روبه‌رو می‌کند؛ از این‌رو، ارزیابی وضعیت تغذیه‌ای و توان تولید طبیعی این دریاچه بر پایه مناسب‌ترین رویکردهای لیمنولوژیک، ضرورتی گریزناپذیر به‌نظر می‌رسد. سد درودزن افزون بر کارکردهای چندگانه‌ای چون تأمین آب کشاورزی، مهار سیل آب و تولید انرژی برق‌آبی، توان بسیار زیادی برای توسعه آبی‌پروری نیز دارد. بر این اساس، این پژوهش به سه پرسش اساسی درباره توان تولید ماهی در دریاچه سد درودزن پاسخ خواهد داد: ۱) شاخص تروفي کارلسون چه اندازه است و

دریاچه در چه رده تغذیه‌ای است؟ (۲) ظرفیت تولید اولیه چه مقدار است و چه ارتباطی با سنج‌های کلیدی لیمنولوژیک (کلروفیل-آ، فسفرکل و شفافیت) دارد؟ و (۳) بیشینه توان تولید ماهی بر پایه مدل‌های تجربی معتبر جهانی چه برآوردی خواهد داشت؟ بدیهی است که دستیابی به پاسخ این پرسش‌ها، درک بنیادین از رابطه‌های اکولوژیک و کارکرد این اکوسیستم را فراهم می‌آورد، و بستری برای مدیریت آگاهانه‌تر بهره‌برداری از منابع دریاچه، توأم با حفاظت از کیفیت آب ایجاد می‌کند.

مواد و روش‌ها

منطقه پژوهش و ایستگاه‌های نمونه‌برداری: دریاچه‌ی سد درودزن (خاکی با هسته‌ی رسی) با حجم 960 million m^3 ، در 100 کیلومتری شمال غرب شیراز بر رودخانه‌ی کُر ساخته شده است. بلندی آن از پی 58 m ، طول تاج سد 710 m و عرض آن 8 m است. حجم مرده دریاچه 133 million m^3 و حجم مفید آن 830 million m^3 میلیون مترمکعب است. در هنگام بیش‌ترین آب‌گیری، مساحت دریاچه 55 Km^2 و بیشینه ژرفای آن 42 m (در تنها بخش بسیار کوچکی از آن در زمان پر بودن کامل) است (Fars Regional Water Company, 2021). بر پایه شکل دریاچه و چگونگی ارتباط بخش‌های گوناگون دریاچه با هم، سه برش عرضی در طول دریاچه در بخش‌های رودخانه‌ای (Riverine)، گذرنده یا میانی (Transitional)، و دریاچه‌ای (Lacustrine) برگزیده شد. در هر بخش، سه ایستگاه در ناحیه‌های لیتورال (۱ نمونه: "ساحلی")، و لیمنیتیک (اپی لیمنیتیک سطحی یک نمونه: "سطحی")، و اپی لیمنیتیک زیرسطحی یک نمونه: "عمقی") انتخاب و نمونه‌برداری از هر یک از این ایستگاه‌ها با سه تکرار در فاصله‌های تقریبی 100 m از یکدیگر انجام شد (Stockner et al., 2001) (شکل ۱). در مجموع، 108 نمونه برداشته شد.

عامل‌های فیزیکی-شیمیایی: نمونه‌برداری فصلی آب با بطری‌های دو لیتری نمونه‌برداری دوسار (Dussart) در بازه زمانی $8:00-14:00$ ، در فاصله روزهای 10 تا 20 در ماه میانی هر فصل انجام شد. برخی عامل‌ها مانند اکسیژن محلول و دمای آب در محل نمونه‌برداری با دستگاه چندسنجی میدانی HACH (مدل HQ40D) سنجیده شدند. برای سنجش شفافیت آب صفحه سی‌کی به کار برده شد. این صفحه به آرامی درون آب فرو برده می‌شود تا زمانی که از دید پنهان شود. ژرفایی که صفحه در آن پنهان می‌شود، نشان‌دهنده شفافیت آب است و با اندازه‌گیری درازای ریسمان سکی تعیین می‌شود. برای اندازه‌گیری غلظت فسفرکل، نخست تمام شکل‌های فسفر، شامل فسفر ذره‌ای و محلول، با روش هضم به ارتوفسفات تبدیل، و سپس غلظت یون‌های ارتوفسفات با دستگاه طیف‌سنجی HACH اندازه‌گیری شد. براساس معیار سازمان همکاری و توسعه اقتصادی (OECD)، طبقه‌بندی وضعیت تروپی بر پایه فسفرکل به صورت زیر تعریف می‌شود: اولترا-الیگوتروفیک ($> 4 \text{ } \mu\text{g/L}$)؛ الیگوتروفیک ($1-4 \text{ } \mu\text{g/L}$)؛ مزوتروفیک ($1-35 \text{ } \mu\text{g/L}$)؛ یوتروفیک ($35-100 \text{ } \mu\text{g/L}$)؛ هایپرتروفیک ($> 100 \text{ } \mu\text{g/L}$) (Vollenweider and Kerekes, 1982; U.S. EPA, 2000). برای سنجش غلظت کلروفیل، نمونه‌های آب از لایه نورگیر (سطحی) جمع‌آوری شد. مواد درون کلروفیل نمونه‌ها با استون 90% در آزمایشگاه استخراج و جذب نور نمونه‌ها در طول موج‌های 630 ، 647 و 664 nm با دستگاه اسپکتروفتومتر اندازه‌گیری شد (Greenberg et al., 2005). برای جداسازی ذره‌های معلق و شفاف‌سازی عصاره و جلوگیری از تداخل ذره‌های معلق با کلروفیل، نمونه‌ها پس از استخراج با استون، با نیروی $500 \times \text{g}$ به مدت 20 دقیقه سانتریفیوژ شدند. وضعیت تروپی بر پایه غلظت کلروفیل-آ به گروه‌های الیگوتروفیک ($0-2 \text{ } \mu\text{g/L}$)؛ مزوتروفیک ($2-7 \text{ } \mu\text{g/L}$)؛ یوتروفیک ($7-30 \text{ } \mu\text{g/L}$)؛ و هایپرتروفیک ($> 30 \text{ } \mu\text{g/L}$) دسته‌بندی می‌شود (Brehob et al., 2024).

ارزیابی تراز تروپی دریاچه: برای سنجش تراز تروپی دریاچه، مدل تروپیک TSI به کار برده شد (Carlson, 1977). این شاخص با به کارگیری توده زنده فیتوپلانکتون، وضعیت تروپی دریاچه‌ها را ارزیابی می‌کند. زی توده جلبکی با ژرفای شفافیت (صفحه سکی) و غلظت فسفرکل برآورد می‌شود. اندازه‌های این شاخص برای هریک از متغیرهای گفته‌شده از معادله‌های زیر به دست آمد:

(۱) شاخص TSI-کلروفیل آ

$$\text{TSI (Chl)} = 9.81 \text{ Ln Chlorophyll a (Chl)} + 30.6; (\mu\text{g/L})$$

شاخص TSI = TSI (Chl) برپایه کلروفیل، Chlorophyll a = کلروفیل-آ.

(۲) شاخص TSI - ژرفای شفافیت آب

$$TSI (SD) = 60 - 14.41 \ln \text{Secchi Depth (SD): (m)}$$

TSI (SD) = شاخص TSI برپایه صفحه سکی، Secchi Depth = ژرفای صفحه سکی.

(۳) شاخص TSI - فسفر کل

$$TSI (TP) = 14.42 \ln \text{Total Phosphorous (TP)} + 4.15: (\mu\text{g/L})$$

TSI (TP) = شاخص TSI برپایه فسفر، Total Phosphorous = فسفر کل.

(۴) شاخص TSI کل

$$\text{Carlson's TSI} = [TSI (TP) + TSI (Chl) + TSI (SD)] / 3$$

دریاچه‌هایی با TSI کم‌تر از ۳۰ در دسته الیگوتروفیک، ۳۰ تا ۵۰ مزوتروفیک، ۵۰ تا ۷۰ یوتروفیک، و بیش‌تر از ۷۰ هایپروتروفیک عنوان می‌شود (Carlson, 1977).

برآورد تولید اولیه: برای برآورد تولید اولیه، مدل تجربی Braemick و Lemcke به کار برده شد (Braemick and Lemcke, 2001). این رابطه بر پایه غلظت فسفر کل به شکل زیر تعریف می‌شود:

$$PP (\text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{y}^{-1}) = 148 \times \log_{10} (TP) - 39.6$$

برآورد توان تولید ماهی: توان تولید ماهی به دو روش برآورد شد:

(۱) مدل Braemick and Lemcke, 2001، بر پایه تولید اولیه

$$FP (\text{Kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{y}^{-1}) = 6.315 \times 2.71828^{(0.0062 \times PP)}$$

FP = تولید ماهی، PP = تولید اولیه

(۲) مدل Downing et al. (2001)، بر پایه فسفر کل

$$\log_{10} FP = 0.332 + 0.531 \log_{10} TP (\mu\text{g/L})$$

FP = تولید ماهی، TP = تولید اولیه

میانگین دو مدل توان تولید نهایی در نظر گرفته شد.

برآورد زی توده‌ی ماهی (Fish Biomass, FB): زی توده کل ماهیان دریاچه برپایه مدل Downing و با رابطه زیر به دست آمد (Downing et al., 2001):

$$\log_{10} FB (\text{Kg} \cdot \text{ha}^{-1}) = (\log_{10} FP + 0.42) / 1.084$$

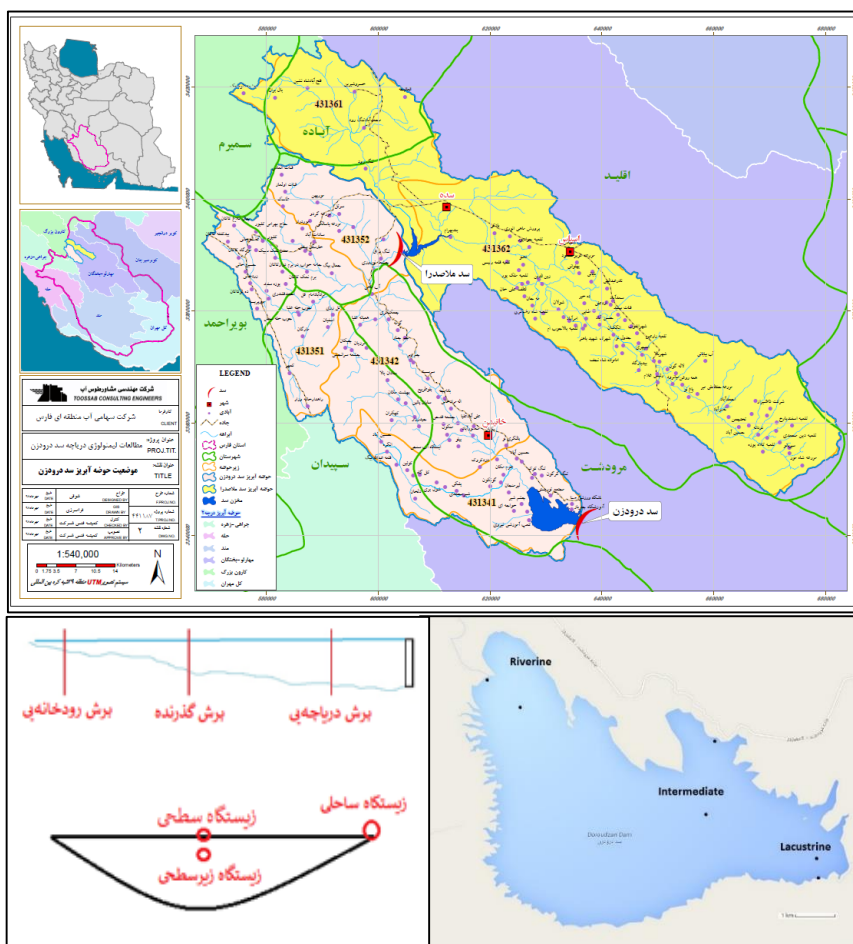
FP = تولید ماهی، FB = زی توده ماهی

برای برآوردن اندازه کل در مقیاس دریاچه، تولید ماهی و زی توده ماهی در مساحت زیست‌پذیر دریاچه ضرب شد. مساحت زیست‌پذیر برای دریاچه سد درودزن بر پایه‌ی تراز آب سالانه با ابزار اندازه‌گیری سطح در Google Earth، معادل ۳۰۰۰ هکتار در نظر گرفته شد.

تحلیل عدم قطعیت: برای محاسبه عدم قطعیت، روش استاندارد شبیه‌سازی مونت‌کارلو (Monte Carlo Simulation) در نرم‌افزار اکسل به کار برده شد (Heidari Masteali et al., 2025; Wang et al., 2025). این روش، عدم قطعیت ناشی از پراکندگی داده‌های فصلی (انحراف معیار) را وارد برآورد نهایی می‌کند. بر پایه این روش به جای به کار بردن مقداری ثابت، متغیر ورودی (فسفر کل) با توزیع نرمال و با در نظر گرفتن میانگین و انحراف معیار اندازه‌گیری شده مدل‌سازی شد. سپس با تولید ۱۰,۰۰۰ عدد تصادفی از این توزیع و اعمال مدل‌های تجربی توزیع خروجی (تولید ماهی) به دست آمد، و بازه اطمینان ۹۵٪ استخراج شد.

تجزیه و تحلیل داده‌ها: بررسی تفاوت‌های معنی‌دار میان فصل‌ها و بخش‌های گوناگون دریاچه، با آزمون تحلیل واریانس در نرم‌افزار SPSS (IBM SPSS Statistics 21) انجام شد. برای مقایسه میانگین‌ها آزمون تحلیل واریانس یک‌طرفه (One-way

(ANOVA) و دوطرفه (Two-way ANOVA) و سپس آزمون تعقیبی توکی (Tukey HSD) در تراز اطمینان ۹۵٪ به کار برده شد. محاسبه‌های آمار توصیفی و رسم نمودارهای جعبه‌ای با نرم‌افزار R نسخه ۴٫۵٫۱ (R Core Team, 2025) انجام شد. پیش از اجرای تحلیل‌های آماری، پیش فرض نرمال بودن داده‌ها با آزمون شاپیرو-ویلک (Shapiro-Wilk) و همگنی واریانس‌ها با آزمون لوین (Levene's test) بررسی شد.



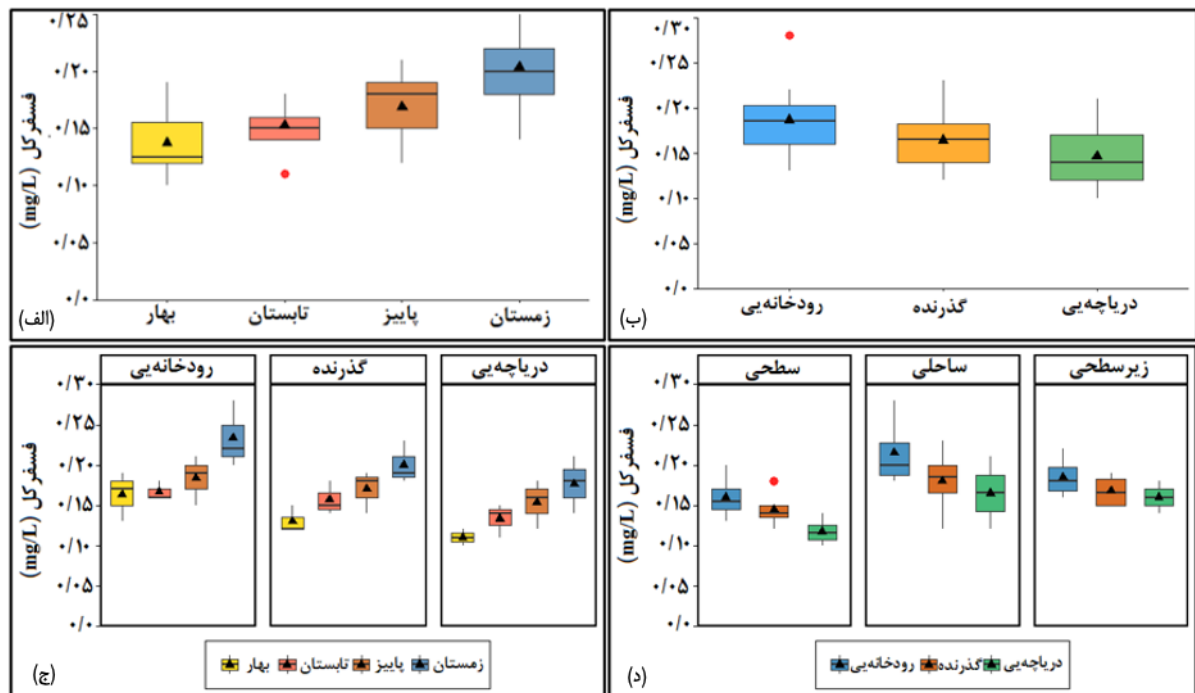
شکل ۲- جایگاه سد درودزن در آبخیز رود کر و نقاط نمونه‌برداری

نتایج

عامل‌های فیزیکی-شیمیایی

فسفرکل: نتایج تحلیل واریانس دوطرفه نشان می‌دهد که فصل و مکان نمونه‌برداری، هر کدام به‌طور جداگانه، تأثیر معنی‌داری بر غلظت فسفرکل دارند ($P < 0.05$)؛ باین‌حال، اثر متقابل این دو عامل معنی‌دار نیست ($P = 0.96$)، که حاکی از الگوی یکسان تغییر فصلی در هر سه جای برگزیده‌ی این پژوهش است (شکل ۲-ج). بیش‌ترین میانگین غلظت فسفرکل در زمستان ($0.04 \pm \text{mg/L}$) مشاهده شد که به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از بهار ($P < 0.001$) و تابستان ($P = 0.002$) است، اما با پاییز تفاوت معنی‌داری ندارد ($P = 0.053$) (شکل ۲-الف). همچنین، بررسی توصیفی محدوده‌ی میان‌چارکی (IQR) بیش‌ترین مقدار را در پاییز و زمستان (0.04) و کم‌ترین را در تابستان ($\text{IQR} = 0.02$) نشان داد. افزون بر این، مقایسه بخش‌های گوناگون دریاچه نشان داد که غلظت فسفرکل در بخش رودخانه‌ای ($0.04 \pm 0.19 \text{ mg/L}$) به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از بخش دریاچه‌ای ($0.03 \pm 0.14 \text{ mg/L}$) است

($P=0.002$)؛ اما اختلاف دیگر مکان‌ها معنی‌دار نیست ($P>0.05$) (شکل ۲-ب). همچنین، الگوی توزیع فسفر کل در لایه‌های مختلف آب در همه مکان‌ها مشابه است (شکل ۲-د).

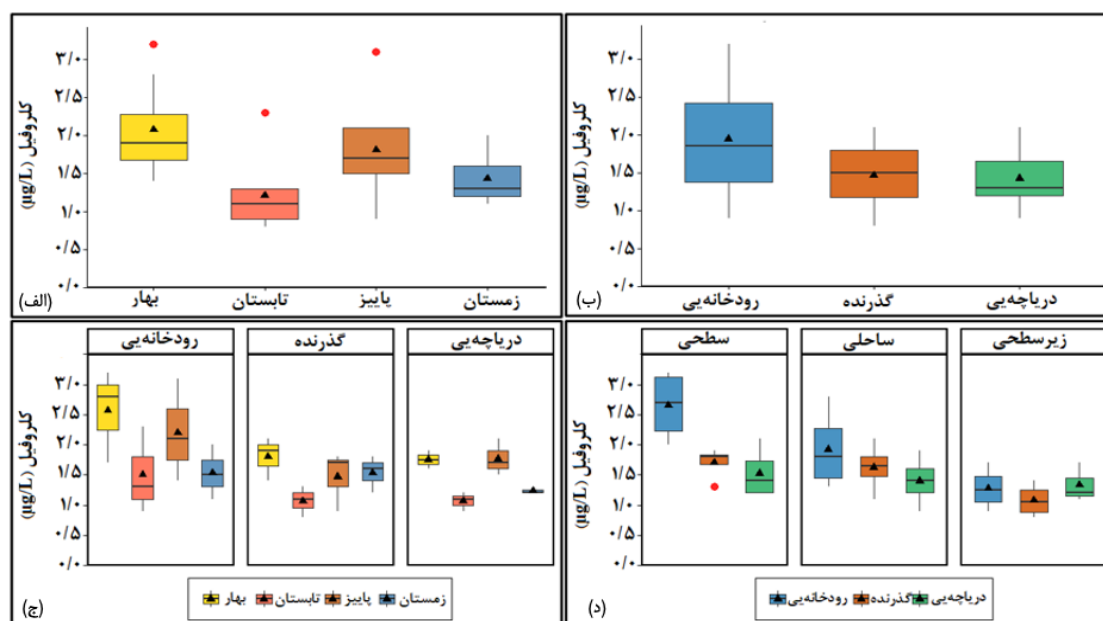


شکل ۲- توزیع فسفر کل (میلی گرم/لیتر) در دریاچه سد درودزن: (الف) فصل (بهار، تابستان، پاییز، و زمستان)، (ب) بخش (رودخانه‌یی، گذرنده، و دریاچه‌یی)، (ج) اثر متقابل فصل و بخش و (د) ناحیه (سطحی، ساحلی، زیرسطحی). در نمودارهای جعبه‌ای: خط وسط، نشان‌دهنده میانه؛ جعبه، محدوده میان چارکی (IQR) (محدوده میان چارکی = چارک سوم - چارک اول)؛ خط‌های عمودی، محدوده داده‌های نا-پرت؛ و دایره‌ها و مثلث‌ها به ترتیب نشان‌دهنده نقاط پرت و میانگین‌ها است.

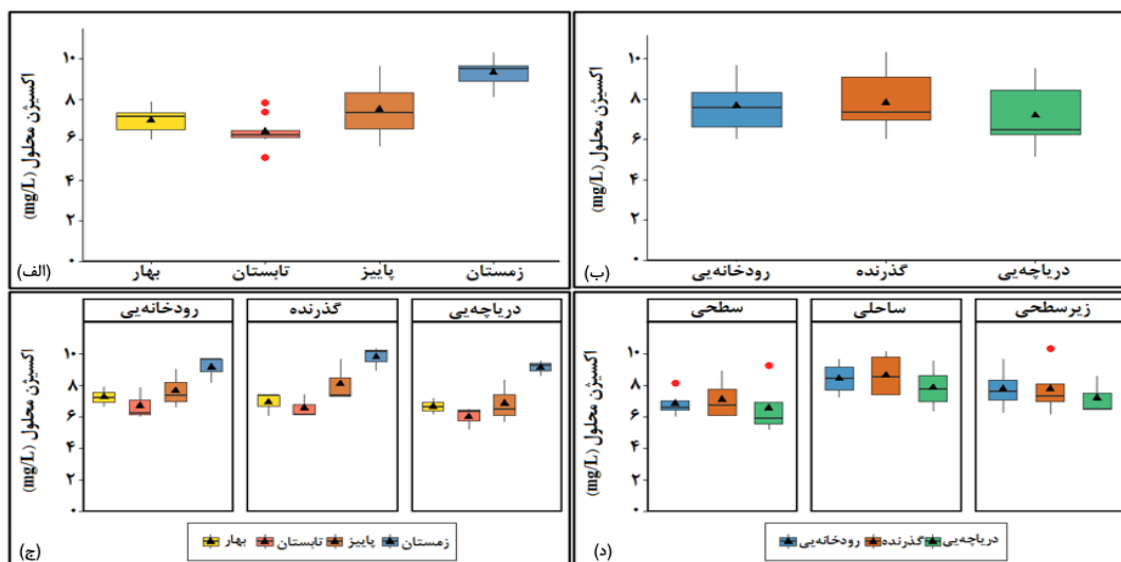
کلروفیل-آ: الگوی تغییر غلظت کلروفیل-آ (بر پایه فصل و مکان) در شکل ۳ ارائه شده است. یافته‌ها نشان می‌دهد که فصل و مکان هر دو تأثیر معنی‌داری بر غلظت کلروفیل-آ دارند (به ترتیب $P=0.017$ و $P=0.021$)، اما برهم‌کنش آنها معنی‌دار نیست ($P=0.655$)؛ که نشان‌دهنده یکسانی الگوی فصلی در هر سه جای بررسی شده است (شکل ۳-ج). بیش‌ترین میانگین غلظت کلروفیل-آ در بهار ($1.94 \pm 0.07 \mu\text{g/L}$) مشاهده شد که به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از تابستان ($1.21 \pm 0.45 \mu\text{g/L}$) بود ($P=0.022$)، هرچند تفاوت آن با پاییز و زمستان معنی‌دار نبود ($P>0.05$) (شکل ۳-الف). همچنین، غلظت کلروفیل-آ در بخش رودخانه‌ایی ($1.95 \pm 0.77 \mu\text{g/L}$) به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از بخش دریاچه‌ایی است ($P<0.05$)، اما بخش گذرنده تفاوت معنی‌داری با هیچ‌یک از دو بخش دیگر نداشت ($P>0.05$) (شکل ۳-ب). اندازه‌های توصیفی IQR نیز نشان می‌دهد که پراکندگی کلروفیل-آ در پاییز ($IQR=0.6$) بیش‌تر از فصل‌های دیگر است. در میان بخش‌ها نیز، بخش رودخانه‌ایی ($IQR=1.05$) بیش‌ترین نوسان و بخش دریاچه‌ایی ($IQR=0.46$) کم‌ترین تغییرات را نشان داد. افزون بر این، الگوی توزیع کلروفیل-آ در هر سه بخش از سطح به عمق کاهشی بود، و ناحیه ساحلی اندازه‌های میانه‌ای نشان داد (شکل ۳-د).

اکسیژن محلول: یافته‌های تحلیل واریانس دوطرفه نشان می‌دهد که عامل فصل تأثیر معنی‌داری بر غلظت اکسیژن دارد ($P<0.05$). بیش‌ترین و کم‌ترین غلظت اکسیژن به ترتیب در فصل‌های زمستان ($9.34 \pm 0.71 \text{ mg/L}$) و تابستان ($6.41 \pm 0.79 \text{ mg/L}$) مشاهده شد (شکل ۴-الف). بررسی الگوی فصلی اکسیژن نیز روند مشابه در بخش‌های گوناگون نشان داد؛ به‌طوری‌که در هر سه بخش بررسی‌شده غلظت اکسیژن در زمستان بیش‌ترین و در فصل‌های گرم (بهار و تابستان) کم‌ترین بود (شکل ۴-ج). میانگین غلظت اکسیژن در بخش‌های دریاچه‌ایی، گذرنده و رودخانه‌ایی تفاوت معنی‌داری نشان نداد ($P>0.05$)؛ که بیانگر یکنواختی شرایط اکسیژن در طول دریاچه است (شکل ۴-ب). بررسی توصیفی محدوده میان‌چارکی نیز نشان می‌دهد که

پاییز بیش‌ترین ($IQR = ۱/۷۷$) و تابستان کم‌ترین ($IQR = ۰/۳۷$) پراکندگی اکسیژن را دارد. در میان بخش‌ها نیز بیش‌ترین پراکندگی در بخش گذرنده ($IQR = ۲/۱۲$) و دریاچه‌ایی ($IQR = ۲/۱۰$)، و کم‌ترین آن در بخش رودخانه‌ایی ($IQR = ۱/۷۳$) مشاهده شد.

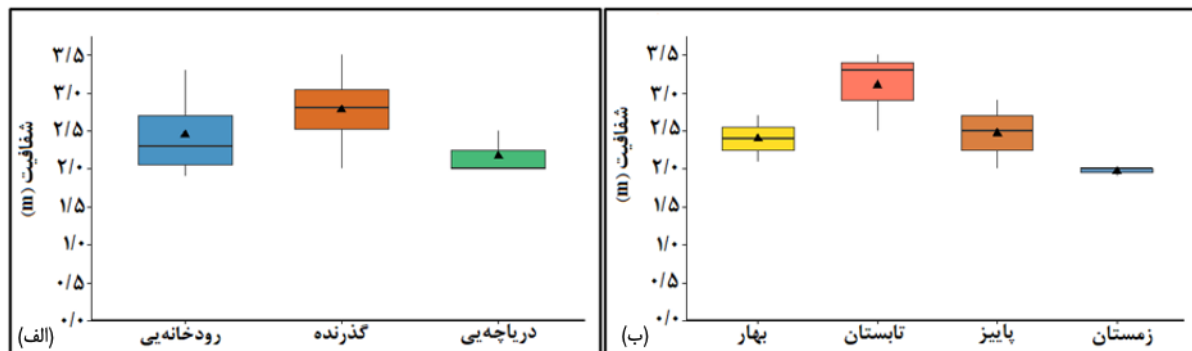


شکل ۳- تغییر غلظت کلروفیل-آ (میکروگرم/لیتر) در دریاچه سد درودزن: (الف) فصل (بهار، تابستان، پاییز، و زمستان)، (ب) بخش (رودخانه‌ایی، گذرنده، و دریاچه‌ایی)، (ج) اثر متقابل فصل و بخش و (د) ناحیه (سطحی، ساحلی، زیرسطحی). در نمودارهای جعبه‌ایی: خط وسط، نشان‌دهنده میانه؛ جعبه، محدوده میان‌چارکی (IQR) (محدوده میان‌چارکی = چارک سوم-چارک اول)؛ خط‌های عمودی، محدوده داده‌های نا-پرت؛ و دایره‌ها و مثلث‌ها به ترتیب نشان‌دهنده نقاط پرت و میانگین‌ها است.



شکل ۴- تغییر غلظت اکسیژن محلول (میلی‌گرم/لیتر) در دریاچه سد درودزن: (الف) فصل (بهار، تابستان، پاییز، و زمستان)، (ب) بخش (رودخانه‌ایی، گذرنده، و دریاچه‌ایی)، (ج) اثر متقابل فصل و بخش و (د) ناحیه (سطحی، ساحلی، زیرسطحی). در نمودارهای جعبه‌ایی: خط وسط، نشان‌دهنده میانه؛ جعبه، محدوده میان‌چارکی (IQR) (محدوده میان‌چارکی = چارک سوم-چارک اول)؛ خط‌های عمودی، محدوده داده‌های نا-پرت؛ و دایره‌ها و مثلث‌ها به ترتیب نشان‌دهنده نقاط پرت و میانگین‌ها است.

شفافیت: تحلیل واریانس نشان می‌دهد که اثر فصل بر شفافیت معنی‌دار است ($P=0/042$). آزمون تعقیبی توکی نیز نشان می‌دهد که میانگین شفافیت در تابستان ($3/1 \pm 0/53$ m) به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از زمستان ($1/97 \pm 0/06$ m) است ($P=0/033$); هرچند تفاوت دیگر فصل‌ها معنی‌دار نیست ($P>0/05$). براساس آزمون زیرمجموعه‌های همگن، تابستان در گروه بالاتر و دیگر فصل‌ها در گروه پایین‌تر جا می‌گیرند. در برابر، تفاوت معنی‌داری در میانگین شفافیت میان بخش‌های گوناگون مشاهده نمی‌شود ($P=0/268$) (شکل ۵-الف و ب). بررسی توصیفی IQR نیز نشان می‌دهد که در میان فصل‌ها، تابستان ($IQR=0/50$) بیش‌ترین و زمستان ($IQR=0/05$) کم‌ترین پراکندگی داده‌های شفافیت را دارند. در میان موقعیت‌های مکانی نیز بیش‌ترین پراکندگی شفافیت در بخش رودخانه‌ایی ($IQR=0/65$) و کم‌ترین پراکندگی شفافیت در بخش دریاچه‌ایی ($IQR=0/12$) مشاهده می‌شود.



شکل ۵- نمودار تغییر شفافیت (متر) در دریاچه‌ی سد درودزن. (الف): بخش (رودخانه‌ایی، گذرنده، و دریاچه‌ایی). (ب) فصل (بهار، تابستان، پاییز، و زمستان). در نمودارهای جعبه‌ایی خط وسط، نشان‌دهنده میانه، جعبه، محدوده میان‌چارکی (IQR) (محدوده میان‌چارکی = چارک سوم-چارک اول); خط‌های عمودی، محدوده داده‌های نا-پرت، و دایره‌ها و مثلث‌ها به‌ترتیب نشان‌دهنده نقاط پرت و میانگین‌ها است.

ارزیابی تراز تروفی دریاچه

وضعیت تروفی دریاچه بر پایه سه عامل فسفرکل، کلروفیل-آ، و شفافیت (سکی دیسک)، محاسبه شد. نتیجه در جدول‌های ۱ تا ۳ نشان داده شده است.

شاخص TSI-فسفرکل: بررسی شاخص تروفی بر پایه فسفرکل (TSI-TP) نشان می‌دهد که هر دو عامل فصل ($P<0/001$) و موقعیت ($P=0/002$) تأثیر معنی‌داری بر این شاخص دارند، اما اثر متقابل آنها معنی‌دار نیست ($P=0/964$). بیش‌ترین میانگین TSI-TP در زمستان ($80/55 \pm 2/77$) و بخش رودخانه‌ایی ($79/28 \pm 2/89$) و کم‌ترین آن در بهار ($74/67 \pm 2/91$) و بخش دریاچه‌ایی ($75/49 \pm 3/24$) مشاهده می‌شود. میانگین یک‌ساله‌ی TSI-TP در دریاچه $77/41 \pm 2/48$ به‌دست آمد (جدول ۱).

جدول ۱- شاخص وضعیت تروفی بر پایه فسفرکل در دریاچه‌ی سد درودزن، سال ۱۴۰۴

بخش	ناحیه	بهار	تابستان	پاییز	زمستان
دریاچه‌ایی (Lacustrine)	لیتورال	73/186	76/403	79/032	81/255
	لیمنیتیک سطحی	70/557	71/931	73/186	75/408
	لیمنیتیک عمقی	73/186	75/408	77/334	79/032
گذرنده (Transitional)	لیتورال	73/186	79/032	79/812	82/567
	لیمنیتیک سطحی	73/186	75/408	75/408	79/032
	لیمنیتیک عمقی	76/403	76/403	79/032	79/812
رودخانه‌ایی (Riverine)	لیتورال	79/812	79/032	81/255	85/404
	لیمنیتیک سطحی	74/340	77/334	76/403	80/552
	لیمنیتیک عمقی	78/208	77/334	79/812	81/926
میانگین (فصل) $\pm$ انحراف معیار		74/67 $\pm$ 2/91	76/48 $\pm$ 2/16	77/92 $\pm$ 2/55	80/55 $\pm$ 2/77
میانگین کل $\pm$ انحراف معیار		77/41 $\pm$ 2/48			

شاخص TSI-کلروفیل-آ: یافته‌ها نشان می‌دهد که شاخص تروفی بر پایه کلروفیل (TSI-Chl) از تغییرهای فصلی و مکانی تاثیر می‌گیرد ($P < 0.05$)، اما اثر متقابل این دو عامل معنی‌دار نیست ($P = 0.70$). مقایسه‌های چندگانه نیز نشان می‌دهد که میانگین TSI-Chl در تابستان به‌طور معنی‌داری کمتر از بهار ($P = 0.017$) و پاییز ($P = 0.043$) است؛ هرچند تفاوت آن با زمستان و نیز تفاوت پاییز با بهار معنی‌دار نیست ($P > 0.05$). براساس آزمون توکی، فصل‌ها در دو گروه همگن جای می‌گیرند: گروه اول شامل تابستان و زمستان، و گروه دوم شامل پاییز و بهار. کم‌ترین مقدار TSI-Chl در تابستان ($32/01 \pm 3/04$) و بیش‌ترین آن در بهار و پاییز (به‌ترتیب $36/53 \pm 3/66$ و $35/93 \pm 3/30$) مشاهده می‌شود. اگرچه اثر اصلی مکان بر TSI-Chl معنی‌دار است ($P = 0.047$)، با این‌حال، آزمون توکی تفاوت معنی‌داری میان هیچ‌یک از جفت مکان‌ها نشان نمی‌دهد ($P > 0.05$) و هر سه مکان در یک زیرگروه همگن جا می‌گیرند. میانگین سالانه‌ی TSI-Chl در دریاچه $34/60 \pm 2/05$ به‌دست آمد (جدول ۲).

جدول ۲- شاخص وضعیت تروفی بر پایه کلروفیل-آ در دریاچه‌ی سد درودزن، سال ۱۴۰۴

بخش	ناحیه	بهار	تابستان	پاییز	زمستان
دریاچه‌ای (Lacustrine)	لیتورال	36/890	29/57	34/57	33/17
	لیمنیتیک سطحی	35/21	32/39	37/87	32/38
	لیمنیتیک عمقی	29/56	31/53	35/80	32/38
گذرنده (Transitional)	لیتورال	37/87	31/53	35/80	35/21
	لیمنیتیک سطحی	36/89	33/17	36/36	36/36
	لیمنیتیک عمقی	33/89	28/41	29/57	32/38
رودخانه‌ای (Riverine)	لیتورال	40/69	33/17	37/87	34/57
	لیمنیتیک سطحی	41/99	38/76	41/69	37/39
	لیمنیتیک عمقی	35/80	29/57	33/89	31/53
میانگین (فصل) $\pm$ انحراف معیار		36/53 $\pm$ 3/66	32/01 $\pm$ 3/04	35/93 $\pm$ 3/30	33/93 $\pm$ 2/04
میانگین کل $\pm$ انحراف معیار		34/60 $\pm$ 2/05			

شاخص TSI-شفافیت: نتایج میانگین شاخص تروفی بر پایه شفافیت (TSI-SD) در فصل‌ها و مکان‌های گوناگون دریاچه در جدول ۳ نشان داده شده است. آزمون تحلیل واریانس نشان داد که TSI-SD در فصل‌های گوناگون تفاوت معنی‌داری دارد ($P = 0.041$). کم‌ترین و بیش‌ترین اندازه TSI-SD به‌ترتیب در تابستان ($43/85 \pm 2/59$) و زمستان ($50/26 \pm 0/43$) به‌دست آمد. در برابر، تحلیل واریانس برای عامل مکان نشان می‌دهد که میانگین این شاخص در سه مکان دریاچه‌ای، رودخانه‌ای، و گذرنده تفاوت معنی‌داری ندارد ($P = 0.269$). میانگین سالانه TSI-SD در دریاچه $47/40 \pm 2/69$ به‌دست آمد.

جدول ۳- شاخص وضعیت تروفی بر پایه شفافیت (سکی‌دیسک) در دریاچه‌ی سد درودزن، سال ۱۴۰۴

بخش	ناحیه	بهار	تابستان	پاییز	زمستان
دریاچه‌ای (Lacustrine)		50/012	46/796	50/012	50/012
گذرنده (Transitional)	لیمنیتیک سطحی	45/687	41/948	44/658	50/012
رودخانه‌ای (Riverine)		49/309	42/796	46/796	50/751
میانگین (فصل) $\pm$ انحراف معیار		48/34 $\pm$ 2/32	43/85 $\pm$ 2/59	47/16 $\pm$ 2/70	50/26 $\pm$ 0/43
میانگین کل $\pm$ انحراف معیار		47/40 $\pm$ 2/69			

شاخص TSI کل: میانگین سالانه شاخص تروفی کارلسون در دریاچه درودزن $53/13$ به‌دست آمد که نشان‌دهنده غنای بسیار با مواد مغذی است. بر پایه اندازه‌های فصلی، بیش‌ترین اندازه این شاخص در زمستان ($54/91$) و کم‌ترین آن در تابستان ($50/77$)

است. در میان مؤلفه‌های سه‌گانه شاخص کارلسون، TSI- TP با میانگین ۷۷/۴۰ بیش‌ترین برآورد، و TSI- Chl با اندازه ۳۴/۶۰ کم‌ترین برآورد را دارد (جدول ۴). به‌طور کلی، یافته‌ها نشان می‌دهد که دریاچه در شرایط یوتروفیک (پرغذایی) قرار دارد و فسفر کل عامل محدودکننده اصلی یوتروفیکاسیون در آن است.

جدول ۴- شاخص تروفي بر پایه شفافیت، فسفر کل، کلروفیل، و شاخص کارلسون در دریاچه سد درودزن، سال ۱۴۰۴

Carlson's TSI	TSI- Chl	TSI- TP	TSI- SD	
۵۳/۱۸	۳۶/۵۳	۷۴/۶۷	۴۸/۳۳	بهار
۵۰/۷۷	۳۲/۰۱	۷۶/۴۷	۴۳/۸۴	تابستان
۵۳/۶۷	۳۵/۹۳	۷۷/۹۲	۴۷/۱۵	پاییز
۵۴/۹۱	۳۳/۹۳	۸۰/۵۵	۵۰/۲۵	زمستان
۵۳/۱۳	۳۴/۶۰	۷۷/۴۰	۴۷/۳۹	میانگین

SD، شفافیت؛ TP، فسفر کل؛ Chl، کلروفیل؛ TSI، شاخص تروفي

بر پایه دسته‌بندی Carlson و Simpson (۱۹۹۶)، می‌توان چگونگی تروفي دریاچه درودزن را بر پایه عامل‌های محیطی مؤثر (کلروفیل، شفافیت، و فسفر کل)، شاخص‌های تروفي محاسبه‌شده، و شاخص تروفي کارلسون در جدول ۵ نشان داد.

جدول ۵- ارزیابی تراز تروفي دریاچه درودزن بر پایه‌ی عامل‌های محیطی و شاخص‌های تروفي محاسبه‌شده، ۱۴۰۴

شاخص‌های تروفي				عامل‌های محیطی مؤثر		
Total- TSI	TSI- Chl	TSI- SD	TSI- TP	TP	SD	Chl
۵۳/۱۳	۳۴/۶۰	۴۷/۳۹	۷۷/۴۰	۰/۱۷ mg/L	۲/۴۵ m	۱/۶ $\mu\text{g/L}$
یوتروفیک	مزتروفیک	مزتروفیک تا یوتروفیک	هایپریوتروفیک	هایپریوتروفیک	مزتروفیک	مزتروفیک تا یوتروفیک

برآورد تولید اولیه، زی‌توده ماهی و توان تولید ماهی: نتایج برآورد تولید اولیه، توان تولید ماهی و زی‌توده کل ماهیان دریاچه سد درودزن در جدول ۶ ارائه شده است. میانگین سالانه تولید اولیه $288/59 \text{ gC.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$ محاسبه شد، که کم‌ترین اندازه آن در بهار ($275/95 \text{ gC.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$) و بیش‌ترین در زمستان ($302/01 \text{ gC.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$) بود. میانگین سالانه تولید ماهی بر پایه تولید اولیه ($37/63 \text{ Kg.ha}^{-1}.\text{y}^{-1}$) بیش‌تر از اندازه آن بر پایه فسفر کل ($32/32 \text{ Kg.ha}^{-1}.\text{y}^{-1}$) به‌دست آمد. در هر دو روش تخمین، بیش‌ترین اندازه‌ی تولید ماهی در زمستان و کم‌ترین آن در بهار بود. برای به‌دست‌دادن برآوردی جامع‌تر، میانگین این دو مدل $104/93 \text{ Kg.ha}^{-1}.\text{y}^{-1}$ محاسبه شد. این عدد در مساحت زیست‌پذیر دریاچه (۳۰۰۰ هکتار) ضرب، و در نتیجه تولید ماهی در کل دریاچه ۱۰۴/۹۳ تن برآورد شد. زی‌توده کل ماهیان دریاچه نیز ۱۹۴/۴۰ تن به‌دست آمد (جدول ۶).

جدول ۶- برآورد تولید اولیه، تولید ماهی، و زی‌توده کل ماهیان در دریاچه سد درودزن، سال ۱۴۰۴

بهار	تابستان	پاییز	زمستان	میانگین	
۲۷۵/۹۵	۲۸۳/۴۱	۲۹۰/۰۹	۳۰۲/۰۱	۲۸۸/۵۹	تولید اولیه ($\text{gC.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$)
۳۴/۸۱	۳۶/۴۵	۳۷/۹۸	۴۰/۸۹	۳۷/۶۳	تولید ماهی ($\text{Kg.ha}^{-1}.\text{y}^{-1}$)
۲۹/۱۲	۳۰/۹۷	۳۲/۷۲	۳۶/۱۱	۳۲/۳۲	بر پایه فسفر کل
					تولید ماهی در مساحت زیست‌پذیر دریاچه (تن)
					۱۰۴/۹۳
					زی‌توده کل ماهیان دریاچه (تن)
					۱۹۴/۴۰

بر پایه شبیه‌سازی مونت کارلو و با در نظر گرفتن پراکندگی فصلی فسفر کل (انحراف معیار $0/04 \text{ mg/L}$)، تولید پایدار سالانه ماهی در دریاچه سد درودزن 105 تن برآورد شد. با این حال، به دلیل حساسیت بسیار مدل به تغییر فسفر، این عدد با عدم قطعیت همراه است، و بازه اطمینان 95% آن میان 80 تا 130 تن است (جدول ۷).

جدول ۱- برآورد تولید کل سالانه و زی‌توده ماهیان در دریاچه‌ی سد درودزن بر پایه شبیه‌سازی مونت کارلو، سال 1404

شاخص	تولید کل (تن)	زی‌توده کل (تن)
برآورد نقطه‌ای (میانگین)	$104/93$	$194/6$
کران پایین (صدک $2/5$)	80	$151/4$
کران بالا (صدک $97/5$)	130	$237/2$
بازه اطمینان 95%	$80-130$	$151/4-237/2$

بحث

عوامل‌های فیزیکی-شیمیایی

اکسیژن محلول: میانگین سالانه اکسیژن محلول در دریاچه سد درودزن $7/55 \pm 1/27 \text{ mg/L}$ بود که بیش‌ترین آن در زمستان ($9/34 \pm 0/71 \text{ mg/L}$)، و کم‌ترین در تابستان ($6/41 \pm 0/79 \text{ mg/L}$) ثبت شد (شکل ۴). این الگو، با الگوی فصلی طبیعی در دریاچه‌های لایه‌بندی‌شده همخوانی دارد. مقدار به‌دست‌آمده برای اکسیژن، به گزارش‌های پیشین در همین دریاچه (Zamanpoore and Ghaeid-Abdi, 2016; Zamanpoore et al., 2019) نزدیک، اما کمتر از سد سلمان فارسی (mg/L) $8/2$ ؛ (Zamanpoore et al., 2024) و سد کرخه ($9/6 \text{ mg/L}$)؛ (Khalfeh-Nilsaz, 2008) است که می‌تواند ناشی از تفاوت در بار آلی و تولید اولیه باشد. کاهش اکسیژن در تابستان نشان‌دهنده لایه‌بندی دمایی و احتمالاً شکل‌گیری لایه‌ی بی‌اکسیژن در ژرفا است (Toos Ab Consulting Engineering Company, 2023) که در مدیریت رهاسازی بچه‌ماهیان باید به آن رسیدگی شود.

شفافیت: میانگین سالانه شفافیت $2/45 \pm 0/48 \text{ m}$ برآورد شد که بیش‌ترین آن در تابستان ($3/1 \pm 0/53 \text{ m}$) و کم‌ترین در زمستان ($1/97 \pm 0/06 \text{ m}$) بود (شکل ۵)؛ این الگو با افزایش جلبک‌ها در زمستان و کاهش آنها در تابستان همخوانی دارد. شفافیت درودزن نسبت به سد گلبلاغ ($0/5 \text{ m}$)؛ (Mohammadi et al., 2017) بسیار بیش‌تر و به سد سلمان فارسی ($1/4 \text{ m}$)؛ (Zamanpoore et al., 2024) نزدیک‌تر است. الگوی کاهش شفافیت در بخش رودخانه‌ای و افزایش آن در بخش دریاچه‌ای، همسو با روندی است که در دریاچه سد سلمان فارسی (Zamanpoore et al., 2024) مشاهده شده است.

فسفر کل: میانگین سالانه فسفر کل $0/17 \pm 0/04 \text{ mg/L}$ اندازه‌گیری شد که در بخش رودخانه‌ای ($0/19 \pm 0/04 \text{ mg/L}$) به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از بخش دریاچه‌ای ($0/14 \pm 0/03 \text{ mg/L}$) بود (شکل ۲). این شیب مکانی نقش ورودی‌های کشاورزی و روستایی را در غنی‌شدن دریاچه نشان می‌دهد. این مقدار به سد سلمان فارسی ($0/17 \text{ mg/L}$)؛ (Zamanpoore et al., 2024) نزدیک و در میانه برخی گزارش‌های پیشین ($0/20 \text{ mg/L}$)؛ (Zamanpoore and Ghaeid-Abdi, 2016) و $0/13 \text{ mg/L}$ ؛ (Zamanpoore et al., 2022) است. معیار OECD محدوده $0/35 - 0/1 \text{ mg/L}$ را یوتروفیک می‌داند (Vollenweider and Kerekes, 1982; U.S. EPA, 2000). بنابراین، اگر تنها اندازه فسفر کل مقیاس گرفته شود، این یافته‌ها نشانه روند یوتروفیکاسیون دریاچه است. اندازه فسفر کل در درودزن اگرچه نسبت به سد گلبلاغ ($0/71 \text{ mg/L}$)؛ (Mohammadi et al., 2017) کم‌تر است، ولی هنوز از حد آستانه یوتروفی بیش‌تر است. براساس شاخص کارلسون، محدوده $50-60$ یوتروفیک و TP حدود

$30-24 \mu\text{g/L}$ مرز مزوتروفیک تا یوتروفیک است (Downing *et al.*, 1990). همچنین، بسیاری از سازمان‌های نظارتی (مانند EPA ایالات متحده)، $30 \mu\text{g/L}$ را آستانه یوتروفیک برای دریاچه‌ها می‌دانند (Brehob *et al.*, 2024). **کلروفیل-آ:** میانگین سالانه کلروفیل-آ $1/60 \pm 0/38 \mu\text{g/L}$ بود که بیش‌ترین آن در بهار ($1/94 \pm 0/7 \mu\text{g/L}$) و پاییز ($1/9 \mu\text{g/L}$) و کم‌ترین در تابستان ($1/21 \pm 0/45 \mu\text{g/L}$) ثبت شد (شکل ۳)؛ این الگو با شکوفایی بهاری و پاییزی فیتوپلانکتون‌ها در دریاچه سدهای منطقه‌های نیمه‌گرمسیری هم‌خوانی دارد. مقدار به‌دست‌آمده به گزارش‌های پیشین در همین دریاچه ($1/9 \mu\text{g/L}$)؛ (Zamanpoore *et al.*, 2022) و سدهای سلمان فارسی ($1/4 \mu\text{g/L}$)؛ (Zamanpoore *et al.*, 2024) و گلبلاغ ($1/9 \mu\text{g/L}$)؛ (Mohammadi *et al.*, 2017) نزدیک، اما از سد آزاد سنندج ($5/3 \mu\text{g/L}$)؛ (Rouhi *et al.*, 2019) بسیار کم‌تر است. کاهش کلروفیل در تابستان ممکن است به مهار نور در ذره‌های معلق یا چرای زئوپلانکتون‌ها مربوط باشد. بر پایه دسته‌بندی عمومی (Brehob *et al.*, 2024)، دریاچه بر پایه اندازه کلروفیل در وضعیت مزوتروفیک تا یوتروفیک مشاهده می‌شود.

ارزیابی تراز تروفي دریاچه: شاخص تروفي کارلسون در دریاچه درودزن با میانگین $53/13$ محاسبه شد (جدول ۴)؛ که براساس دسته‌بندی Carlson (۱۹۷۷)، دریاچه را در رده یوتروفیک قرار می‌دهد. بررسی مؤلفه‌های سه‌گانه نشان می‌دهد که بیش‌ترین برآورد مربوط به TSI-TP ($77/40$) است که دریاچه را در بازه‌ی هایپر یوتروفیک نشان می‌دهد؛ TSI-SD ($47/39$) در میانه و بیان گر وضعیت مزوتروفیک تا یوتروفیک است؛ و TSI-Chl با کم‌ترین مقدار ($34/60$)، دریاچه را در بازه مزوتروفیک نشان می‌دهد (جدول ۵). این ناهم‌آهنگی که در سد سلمان فارسی ($TSI-TP=78$, $TSI-Chl=33$, $TSI-SD=40$) نیز مشاهده شد (Zamanpoore *et al.*, 2024)، پدیده‌ای شناخته‌شده با عنوان انحراف شاخص تروفي (Trophic State Index Deviation) است. Carlson (۱۹۹۱) اشاره کرده است که چنین وضعیتی معمولاً در دریاچه‌هایی رخ می‌دهد که فسفر غیرجلبکی (معلق یا پیوسته به ذره‌های رسی) سهم زیادی دارد، یا عامل دیگری مانند نور (کدورت زیاد)، فراوانی زئوپلانکتون‌ها، یا محدودیت نیتروژن، تولید جلبکی را مهار می‌کند؛ به عبارتی، همه فسفر اندازه‌گیری‌شده در ستون آب در دسترس جلبک‌ها نیست و بخش بزرگی از آن به‌شکل ذره‌ای رسوب می‌کند. پژوهش‌های Lin و همکاران (2022) در دریاچه‌های تایوان نشان داد که حدود نیمی از 21 دریاچه سد آب آشامیدنی در شرایط کدورت غیرجلبکی با فسفر افزوده و در حدود 78% داده‌ها، TSI-Chl کم‌تر از TSI-SD بود، که دلیل آن چیرگی ذره‌های ریز غیرزنده بود؛ شرایطی که با پژوهش کنونی بر سد درودزن همخوانی دارد. Mamun و همکاران (2020) نیز در بررسی 60 دریاچه سد در گره نشان دادند که وضعیت تروفي در دریاچه‌های طبیعی و مصبی به‌شدت از کدورت غیرجلبکی تأثیر می‌گیرد، درحالی‌که، در آب‌گیرهای کشاورزی، فسفر عامل اصلی محدودکننده است که نقش کدورت ناشی از ذره‌های غیرزنده را در اصلاح شاخص تروفي تأیید می‌کند. با کاربرد میانگین شاخص کارلسون ($53/13$)، قضاوت نهایی این است که دریاچه درودزن در وضعیت یوتروفیک است، و فسفر کل عامل محدودکننده اصلی یوتروفیک‌شدن عنوان می‌شود.

تولید اولیه: وضعیت تغذیه‌ای دریاچه با فراهم کردن دسترسی به مواد مغذی (عمدتاً فسفر و نیتروژن)، تولید اولیه را تنظیم می‌کند. در دریاچه‌های الیگوتروفیک، تولید اولیه کم، در مزوتروفیک، میانه و در یوتروفیک بسیار زیاد است که نتیجه آن شکوفایی فیتوپلانکتون، کاهش شفافیت و شرایط کم‌اکسیژنی است. میانگین سالانه تولید اولیه در دریاچه درودزن $288/59 \text{ gC.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$ برآورد شد که بیش‌ترین آن در زمستان ($302/01 \text{ gC.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$) و کم‌ترین در بهار ($275/95 \text{ gC.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$) بود (جدول ۶). این مقدار در محدوده گزارش‌شده برای دریاچه‌های معتدل جهان (2 تا $390 \text{ gC.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$)؛ (Lieth and Whittaker, 1975) است. تولید اولیه دریاچه درودزن نسبت به دریاچه سد سلمان فارسی ($292 \text{ gC.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$)؛ (Zamanpoore *et al.*, 2024) و سد آزاد سنندج ($324 \text{ gC.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$)؛ (Rouhi *et al.*, 2019) کم‌تر، و نسبت به سدهای شهید عباس‌پور، کارون، مارون، دز ($77 \text{ gC.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$)؛ (Khalfeh-Nilsaz, 2010)، دریاچه‌ی ولشت ($241 \text{ gC.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$)؛ (Hedayatifard *et al.*, 2011) و سد کرخه ($156 \text{ gC.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$)؛ (Khalfeh-Nilsaz, 2008) بیش‌تر است. تولید اولیه در درودزن از دریاچه‌های معتدل جهان فراتر نرفته است.

توان تولید ماهی و برآورد زی‌توده‌ی ماهی: توان تولید ماهی به دو روش تولید اولیه (Braemick and Lemcke, 2001) و فسفر کل (Downing *et al.*, 1990) برآورد شد که به‌ترتیب $37/63 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{y}^{-1}$ و $32/32 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{y}^{-1}$ به‌دست‌آمد. میانگین این

دو روش $34/97 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{y}^{-1}$ محاسبه شد (جدول ۶) که به میانگین سد سلمان فارسی ($36 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{y}^{-1}$; Zamanpoore et al., 2024) و سد ولشت ($28/2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{y}^{-1}$; Hedayatifard et al., 2011) بسیار نزدیک است و نشان‌دهنده بازده تبدیل انرژی به زی‌توده ماهی یکسان در این دریاچه‌ها است. در مقایسه با دیگر سدهای ایران، تولید ماهی در سد کرخه ($103 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{y}^{-1}$; Khalfeh-Nilsaz, 2008)، سد آزاد سنندج ($218 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{y}^{-1}$; Rouhi et al., 2019) و سد گلبلاغ ($138 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{y}^{-1}$; Mohammadi et al., 2017) بیش‌تر از درودزن، و در سدهای شهید عباس‌پور، کارون ۳، مارون و دز ($20 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{y}^{-1}$; Khalfeh-Nilsaz, 2010) کم‌تر است. توان تولید کم‌تر درودزن نسبت به سد گلبلاغ احتمالاً به‌دلیل غلظت کم‌تر فسفر کل (درودزن: $170 \mu\text{g/L}$ ، گلبلاغ: $710 \mu\text{g/L}$) و کلروفیل (درودزن: $6/1 \mu\text{g/L}$ ، گلبلاغ: $9/1 \mu\text{g/L}$) و نیز تفاوت در روش‌های برآورد است. با در نظر گرفتن مساحت زیست‌پذیر (3000 هکتار)، کل تولید پایدار ماهی در سال 1404 به‌اندازه $104/93$ تن و زی‌توده ایستای کل ماهیان $194/40$ تن برآورد شد (جدول ۶).

یکی از کاربردهای مهم برآورد تولید ماهی، دستیابی به معیاری برای برداشت پایدار است. فائو مفهوم بیشینه برداشت پایدار (MSY) را معیار اصلی پایداری تعریف کرده است (Mace, 2001). فرض کلی در مدیریت ذخیره‌های آب‌های درونی، برداشت سالانه 10 تا 15 درصد از زی‌توده است (Downing et al., 1990; Mace, 2001; Sainsbury, 2008; Garcia et al., 2018) که براساس مفهوم MSY تعریف شده است. در نظریه کلاسیک، هنگامی که جمعیت در حدود 50 درصد زی‌توده اولیه خود باشد، نرخ برداشت بهینه در محدوده $10-15$ درصد است. رویکرد $F_{0.1}$ (Sainsbury, 2008) نیز برداشت در محدوده امن $10-15$ درصد را توصیه می‌کند. کاربرد نرخ‌های برداشت کم‌تر از MSY (مانند رویکرد $F_{0.1}$) رویکردی احتیاطی برای پایداری درازمدت ذخیره‌ها است، و در مدیریت حفاظتی به آن توصیه می‌شود (Garcia et al., 2018). با فرض برداشت سالانه این میزان از زی‌توده، برداشت مجاز سالانه در سد درودزن 19 تا 29 تن خواهد بود که بیش‌تر از برآورد سد سلمان فارسی (7 تا 11 تن؛ Zamanpoore et al., 2024) به‌دلیل مساحت زیست‌پذیر بزرگ‌تر درودزن (3000 در برابر 2000 هکتار) است، اگرچه تولید در واحد سطح در هر دو دریاچه تقریباً یکسان است.

تحلیل عدم قطعیت: برآوردهای داده‌شده در این گزارش برپایه مدل‌های تجربی است و با عدم قطعیت ذاتی همراه است. خطای مدل‌های تجربی Downing و Braemick-Lemcke (که در منابع اصلی آنها آورده شده است) می‌تواند برآورد نهایی را تا حدود ± 30 درصد تغییر دهد. بنابراین، عددهای داده‌شده به‌مانند برآوردهای راهنما برای مدیریت محافظه‌کارانه توصیه می‌شوند، و پایش مستقیم جمعیت برای کاهش این عدم قطعیت ضروری است.

نتیجه‌گیری

برآوردها نشان می‌دهد که دریاچه سد درودزن با شاخص تروفی کارلسون $53/13$ در وضعیت یوتروفیک است. فسفر کل ($0/17 \text{ mg/L}$) عامل اصلی مهارکننده تروفی است و مدیریت ورودی‌های کشاورزی و روستایی (به‌ویژه در بخش رودخانه‌ایی) باید در اولویت باشد. توان تولید ماهی $35 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{y}^{-1}$ برآورد شد که با مساحت زیست‌پذیر 3000 هکتار، تولید پایدار 105 تن در سال و برداشت مجاز $19-29$ تن در سال را ممکن می‌کند. عدم قطعیت موجود در مدل‌ها نشان داد که برآورد واقعی محاسبه تولید کل در بازه اطمینان 95% بر پایه شبیه‌سازی مونت کارلو (فسفر کل، $0/17 \pm 0/04 \text{ mg/L}$) میان 80 تا 130 تن، و محاسبه زی‌توده کل ماهیان میان 151 تا 237 تن است. بنابراین، مدیریت برداشت که باید با رویکرد احتیاطی و با در نظر گرفتن کران پایین این بازه (151 تن) باشد، برداشت مجاز را $15/1$ تا $22/7$ تن محاسبه می‌کند، تا از فشار بیش از حد بر اکوسیستم جلوگیری شود. فشار ماهی‌گیری در گذشته به‌دلیل نبود داده‌های دقیق احتمالاً بیش از اندازه بوده است. براساس یافته‌های این پژوهش، اجرای سه کنش مدیریتی پیش‌نهاد می‌شود: نخست، پایش سالانه جمعیت ماهیان؛ دوم، اعتبارسنجی مدل‌های برآورد نامستقیم با داده‌های مستقیم برداشت ماهی؛ و سوم، مهار ورود فسفر از حوزه بالادست در همکاری با سازمان‌های مرتبط. اجرای این پیشنهادها ضمن حفاظت از کیفیت آب، به بیشینه تولید پایدار و کمک به اقتصاد بومی منطقه می‌انجامد.

ملاحظات اخلاقی

حامی مالی

موردی توسط نویسندگان گزارش نشده است.

نویسندگان اصول اخلاقی را در انجام و انتشار این پژوهش علمی رعایت نموده‌اند و این موضوع مورد تأیید آنها است.

بیانیه دسترسی به داده‌ها

داده‌های پژوهش حاضر از طریق درخواست از نویسندگان قابل دسترسی است.

سپاسگزاری

نویسندگان از معاونت حفاظت و بهره‌برداری و دفتر محیط‌زیست و توسعه پایدار شرکت سهامی آب منطقه‌ای فارس، به‌ویژه مهندس کرم‌پور، برای صدور مجوز نمونه‌برداری و در اختیار گذاشتن داده‌های اندازه‌گیری سال‌های گذشته، سپاسگزاری می‌کنند.

References

- Braemick U., Lemcke R. 2001.** Regional application of a fish yield estimation procedure to lakes in north-east Germany. *Limnologia* 33, 205-213.
- Brehob M.M., Pennino M.J., Handler A.M., Compton J.E., Lee S.S., Sabo R.D. 2024.** Estimates of lake nitrogen, phosphorus, and chlorophyll-a concentrations to characterize harmful algal bloom risk across the United States. *Earth's Future* 12(8), e2024EF004493.
- Carlson R.E. 1977.** A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22, 361-369.
- Carlson R.E. 1991.** Expanding the trophic state concept to identify non-nutrient limited lakes and reservoirs. *Enhancing the States's Lake Management Programs* 59-71.
- Carlson R.E., Simpson J. 1996.** A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods. North American Lake Management Society.
- Cigagna C., Bonotto D.M., Monteiro A.F.C., Sturaro J.R. 2016.** Trophic state index (TSI) and physico-chemical characteristics of a shallow reservoir in southeast Brazil. *Environmental Earth Sciences* 75, 102-113.
- David G. S., Carvalho E. D., Lemos D., Silveira A. N., Dall'Aglio-Sobrinho M. 2015.** Ecological carrying capacity for intensive tilapia (*Oreochromis niloticus*) cage aquaculture in a large hydroelectrical reservoir in Southeastern Brazil. *Aquacultural Engineering* 66, 30-40.
- Deines A.M., Bunnell D.B., Rogers M.W., Beard J.T.D., Taylor W.W. 2015.** A review of the global relationship among freshwater fish, autotrophic activity and regional climate. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 25(2), 323- 336.
- Downing J. A., Watson S. B., McCauley E. 2001.** Predicting cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58(10), 1905-1908.
- Downing JA., Plante C., Lalonde S. 1990.** Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47, 1929-1936.
- FAO. 2018.** Aquaculture development in reservoirs: Guidelines for sustainable practices. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, No. 628, Rome.
- Fars Regional Water Company. 2021.** (In Persian)
- Garcia S. M., Ye Y., Rice J., Charles A. 2018.** Rebuilding of marine fisheries, Part 1: Global review. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, 630/1. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Greenberg A.E., Clesceri L.S., Eaton A.D. (ed). 2005.** Standard methods for the examination of water and wastewater. 8th edition. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, USA.

- Hedayatifard M., Mousavi-Nodoshan R., Kham- Khaji N., Vahidi F. 2011.** Changes in the density of zooplankton with chlorophyll-A concentration in the Valasht Lake. *Journal Of Aquatic Animals and Fisheries* 2(6), 65-77. (In Persian)
- Heidari -Masteali S., Bayat M., Bettinger P., Ghorbanpour M. 2025.** Uncertainty analysis of linear and non-linear regression models in the modeling of water quality in the Caspian Sea basin: Application of Monte-Carlo method. *Ecological Indicators* 170, 112979.
- Henderson H.F., Ryder R.A., Kudhoganian A.W. 1973.** Assessing fishery potentials of lakes and reservoirs. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 30(12), 2000-2009.
- Hiroki M., Tomioka N., Murata T., Imai A., Jutagate T., Preecha C., Avakul P., Phomikong P., Fukushima M. 2020.** Primary production estimated for large lakes and reservoirs in the Mekong River Basin. *Science of the Total Environment* 747, 141133.
- Khalfeh-Nilsaz M. 2008.** Estimation of primary production, trophic level, and production potential of Karkheh reservoir. Proceedings of the 3rd Iranian Conference on Water Resources Management, Tabriz. 14-16. (In Persian)
- Khalfeh-Nilsaz M. 2010.** Estimation of fish production potential in the reservoirs of Shahid Abbaspour, Masjed Soleyman, Karun 3, Marun, Dez, and Karkheh dams in Khuzestan Province. Proceedings of the 1st Iranian Conference on Applied Research in Water Resources, Iran. (In Persian)
- Lieth H., Whittaker R. H. [Eds.]. 1975.** Primary productivity of the biosphere. *Ecological Studies*, v. 14. Springer-Verlag, New York, 339 p.
- Lin J.L., Karangan A., Huang Y.M., Kang S.F. 2022.** Eutrophication factor analysis using Carlson trophic state index (CTSI) towards non-algal impact reservoirs in Taiwan. *Sustainable Environment Research* 32(1), p.25.
- Mace P.M. 2001.** A new role for MSY in single-species and ecosystem approaches to fisheries stock assessment and management. *Fish and Fisheries* 2(1), 2-32.
- Mamun M., Kwon S., Kim J.E. An K.G. 2020.** Evaluation of algal chlorophyll and nutrient relations and the N: P ratios along with trophic status and light regime in 60 Korea reservoirs. *Science of The Total Environment* 741, 140451.
- Mohammadi H., Paiyghambari S .Y., Abdolmaleki S., Fallahi M., GHorbani R., Hossaini A. 2017.** Trophic status and fish production potential of Golbolagh Lake (West of Kurdistan Province). *Journal of Aquatic Ecology*. 7 (1), 126-139. (In Persian)
- R Core Team. 2025.** R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>
- Rahmani T., Abbasi M. 2015.** Relationship between nutrients and phytoplankton biomass based on chlorophyll prediction model in Zribar Lake of Kurdistan, a case study. *Journal of Aquatic Ecology* 4(4), 18-24. (In Persian)
- Rouhi A., Daryanbard Gh., Tahami F., Vahedi Langaroudi F. 2019.** Investigation of production potential, fish harvest, and development of fishing and fishery activities in Azad Dam of Sanandaj for the development of fishery activities. Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO). FIPAAC series number: 56486. (In Persian)
- Sabkara J., Makaremi M. 2003.** Study of planktonic density and distribution in Maku Reservoir. *Iranian Scientific Fisheries Journal* 12 (2), 29-46. (In Persian)
- Sadeghi-Nejad Masouleh A., Ramin M., Mirzajani A., Yousefzad E., Abedini A., Mahdizadeh Gh., Sayyadbourani M., Saberi H., Khatib S., Sabkara J., Khoshhal J., Ostovari R. 2017.** Investigation of production potential of Gharakhtlou earth-fill reservoir in Zanjan Province. Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Tehran. (In Persian)
- Sainsbury K. 2008.** Best practice reference points for Australian fisheries. Canberra: Australian Fisheries Management Authority. p. 160.
- Stockner J.G., Langston A.R., Wilson G.A. 2001.** The Limnology of Williston Reservoir. Peace/Williston Fish and Wildlife Compensation Program, Report No. 242. 51p plus appendices.
- Toos Ab Consulting Engineering Company. 2023.** Comprehensive limnological studies of Doroodzan reservoir. Project report for Fars Regional Water Company, 385 p. (In Persian)

- U.S. EPA. 2000. Nutrient Criteria Technical Guidance Manual: Lakes and reservoirs. EPA-822-B00-001. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Vollenweider R.A., Kerekes J. 1982. Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control. Report of the Cooperative Program on Eutrophication. Organization for the Economic Development and Cooperation, Paris.
- Wang K., Zhang C., Ji Y. Xu B., Xue Y., Ren Y. 2025. Navigating life-history parameter uncertainty in data-limited fisheries: a comparative analysis of length-based stock assessment methods. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 35, 1711-1733.
- Zamanpoore M., Ebrahimi M.H., Bahrehdar P., Abbaspour F., Ahmadi N., Bordbar S.K., Foruzad M., Rezvani-Gilkolaei A. 2022. Ecology of the fish food web in the Dorudzan reservoir, Fars Province. Final project report. Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), No. 61862, 101 p. (In Persian)
- Zamanpoore M., Ghaeid-Abdi M. 2016. Investigation of the effects of drought on ecological characteristics and water quality of Dorudzan reservoir. Final project report. Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), No. 49499, 85 p. (In Persian)
- Zamanpoore M., Mokhayer Z., Ebrahimi M.H., Yaripour S., Ahmadi N., Jokar L., Ghaeid-Abdi M., Mousavi S.M. 2019. Investigation of physicochemical characteristics of water in Salman Farsi reservoir for aquaculture purposes. Final project report. Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), No. 55977, 35 p. (In Persian)
- Zamanpoore M., Pourang N., Eslahi F., Keshavarzi H. 2024. Estimation of production potential of Salman Farsi reservoir. Final research project report. Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO). FIPAAC series number: 66668. (In Persian)