(DOI): 10.22092/ISFJ.2025.134221 34(3) 59-73 Iranian Scientific Fisheries Journal

# Study of the abundant and biomass of macroinvertebrates in Anzali Wetland and estimation of the potential production of benthophagous fish

Mirzajani A.R.[1*]; Bagheri S.[1]; Zahmatkesh Y.[1]; Ghane A.[1]

*armirzajani@gmail.com

1-Inland Water Aquaculture Research Center, Iranian Fisheries Science Research Institute (IFSRI), Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Bandar Anzali, Iran

Received: March 2025 Accepted: July 2025 Published: September 2025

Copyright: © 2025 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

## Introduction

Wetlands occupy only about 6% of the land on Earth, yet they provide habitat for 40% of all species and offer countless benefits (Mitsch *et al*., 2015; Kingsford *et al*., 2016; Khatun *et al*., 2021). In Iran, large wetlands cover approximately 1.7% of the country's surface area; however, their destruction is occurring rapidly, with a loss of about 14% of this area between 2011 and 2021 (Mahdian *et al*., 2024). Anzali Wetland, located southwest of the Caspian Sea, is notable for its unique characteristics and was one of the first wetlands registered on the Ramsar Convention list in June 1975 (RIS, 2023). Like other aquatic ecosystems in Iran, Anzali Wetland has undergone rapid destruction. Despite being geologically young (Leroy *et al*., 2011), it has aged quickly and is approaching its final stage of succession. Long-term monitoring shows that the wetland's water surface area decreased by approximately 80%, from about 258 km² in 1930 to about 52 km² in 1989. This trend continued from 1989 to 2020, with a decrease of approximately 0.75 km² per year, resulting in a shrinkage of the wetland to 25.9 km². This pattern of degradation raises concerns about the wetland's potential complete disappearance in the near future (Aghsaei *et al*., 2020; Mahdian *et al*., 2023). Currently, the Caspian Sea level is decreasing by 8 cm per year (Chen *et al*., 2017; Prange *et al*., 2020; Lahijani *et al*., 2023), contributing to the wetland's shrinkage, as it is hydraulically connected to the sea. Finally, the Anzali Wetland will be desiccated between 2058 and 2062 in non-conservative approach (Mahdian *et al*., 2024). Due to these factors and other anthropogenic influences, Anzali Wetland was included in the Montreux Record, highlighting the urgent need for conservation and restoration efforts (JICA *et al*., 2005; RIS, 2023). The connection between the Caspian Sea and Anzali Wetland enhances its role as a habitat for spawning and as a nursery ground for anadromous fish. Historically, more than 80% of the total fishing along the Iranian coast of the Caspian Sea occurred in Anzali Wetland (Holčík and Oláh, 1992). Historical data indicate that total fish catches in the wetland between 1932 and 1940 ranged from 4,000 to 7,500 tons (~218 kg/ha), primarily consisting of

[ Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29 ]

Caspian Sea fish such as kutum, bream, and pike-perch. The fishery value of Anzali Wetland has declined due to reductions in water depth and surface area, reaching only 17 kg/ha by 1990 (Hydropriject, 1965; Kimbal and Kimbal, 1974; Nezami, 1994). The severe decline in fish stocks prompted a limnological investigation of Anzali Wetland in collaboration with Iranian and World Fisheries Organization experts in 1980 (Holčík and Oláh, 1992). This investigation yielded a report on the status of fishing and proposed solutions for stock rehabilitation. Subsequent studies have periodically explored various topics, including the determination of fisheries potential, hydrology, hydrobiology, and the ecology of Anzali Wetland (Nezami, 1994; Khodaparast, 2003; Mirzajani, 2009; Fallahi, 2018). Aquatic macroinvertebrates are crucial organisms in all aquatic ecosystems. Their abundance and distribution respond significantly to nutrient levels and pollution, making them valuable indicators for ecological assessments ( Hilsenhoff, 1988; Barbour *et al*., 1996; Lenat, 1998; Overton, 2001; Bode *et al.,* 2002). They also serve as food resources and contribute to energy transfer for fish and other aquatic organisms (López–López *et al*., 2015). Additionally, macroinvertebrates act as a link between primary producers, decomposers, and higher trophic levels, playing a major role in the detritus food chain (Neogi *et al*., 2016) and enhancing the productivity of aquatic environments (Sarkar *et al*., 2020; Karmakar *et al*., 2022). Their biomass positively affects fish density and growth rates (Richardson, 1993). Macroinvertebrates are among the most important organisms in Anzali Wetland, and they play a crucial role in fisheries production, yet only a few studies have been conducted on them. Notable research from the last two decades includes assessments of the inlet rivers to Anzali Wetland based on benthic communities (Mirzajani *et al.,* 2008), surveys of macro-benthic organisms in the southwestern region of the wetland (Jalili *et al*., 2011), identification of Oligochaetes (Annelida, Clitellata) in Anzali Wetland (Nazarhaghighi *et al*., 2014), identification of Limnodrilus species in the wetland (Naeemi *et al*., 2015), studies on benthic macroinvertebrates during 2014 (Ghane *et al*., 2017), and health assessments of the Shanbeh-Bazar River using macroinvertebrates and water quality parameters (Foomani *et al*., 2020). None of the previous studies examined the relationship between fish production and macroinvertebrates. This study aims to investigate the abundance and biomass of benthic and epiphytic macroinvertebrates to assess the potential for benthophage fish production in Anzali Wetland.

**Methodology**

Anzali Wetland is located at a latitude of 37°28' North and a longitude of 49°25' East, with an average elevation of -23 meters below sea level. In the recent past, Anzali Wetland was comprised of four main sections: the eastern part (Shijan), the central part (Sorkhankul), the western part (Abkenar), and the southern part (Siah Keshim) (Mirzajani *et al.,* 2020). Today, the water bodies in most areas, including Shijan, Sorkhankul, and much of Siah Keshim, have dried up or become very shallow or limited in extent. Benthic and epiphytic macroinvertebrates were sampled from various locations within the wetland, and their biomass was measured. For benthic sampling, a Van Veen grab with a surface area of 225 cm² was used at 11 stations, with three replicates taken at each location. The sampling periods occurred approximately every 45 days in March, April, June, August, October, November 2023, and December

[ Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29 ]

2024. Epiphytic macroinvertebrates were seasonally sampled from submerged plants at 10 stations, specifically in the western part of the wetland in April, July and October 2023 and February 2024. Aquatic plants were collected with three replicates using a rake with a 30 cm diameter, rotated in a circular motion. The plants were washed several times, and the organisms were carefully separated. In the laboratory, the collected specimens were classified into taxonomic groups at the family or genus level, using established references (Macan, 1968; Merritt *et al*., 2008; Thorp and Covich, 2009). The biomass of the organisms was measured with a balance accurate to 0.0001 g. The prediction of benthophage fish productivity was based on macroinvertebrate biomass, calculated using the following equation (Li and Mathias, 1994):

$$\text{Fish productivity}=\frac{B\times\frac{P}{B}\times Uf}{FCR}$$

where B is the biomass of macroinvertebrates, P/B is the ratio of production to standing biomass of food organisms, which was considered to be 4 according to Li and Mathias (1994). The food utilization coefficient (Uf) and the feed conversion ratio (FCR), were set at 25% and 5, respectively (Li and Mathias, 1994).

**Results**

Benthic macroinvertebrates were classified into 12 families across 8 orders, including insects, worms, mollusks, and crustaceans. Diversity and abundance were higher at stations located in the open water bodies, particularly in the Siah Keshim and western parts, as well as at stations 4 and 8. The families Naididae and Chironomidae were the most abundant among the benthic organisms, with densities of 128 and 61 individuals/m², respectively. The highest occurrence percentages were also observed in these families, while Coenagrionidae and Simuliidae had the lowest percentages. The epiphytic macroinvertebrates were identified across 18 families belonging to 11 orders. The highest occurrence percentages were found in the orders Amphipoda and Gastropoda. Chironomidae were the most abundant epiphytic macroinvertebrates, with 82 individuals/m², followed by Planorbidae, with 58 individuals/m². The total abundance of benthic organisms was higher at stations 9, 10, and 11 compared to other stations, ranging from 400 to 625 individuals/m², primarily due to the dominance of the Naididae, Chironomidae, and Lumbriculidae families. Benthic biomass was highest at station 4, followed by stations 11, 10, and 8, varying between 6.4 and 11.1 g/m², linked to the dominance of the Sphaeriidae and Lumbriculidae families. Total biomass of epiphytic macroinvertebrates varied from 1.9 to 6.4 g/m², dominated by the Gammaridae and Lymnaeidae families. The mean (±SE) total biomass of benthic and epiphytic macroinvertebrates was 4.4 ± 0.9 g/m² and 3.1 ± 0.6 g/m², respectively. Temporal changes in macroinvertebrate biomass showed that the biomass of organisms was greater in winter-spring compared to summer-autumn, decreasing to less than 1 g/m² in summer and early autumn. Overall, benthophage fish production was estimated at 15.1 kg/ha.

[ Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29 ]

**Discussion and conclusion**

In this study, the greatest diversity of macroinvertebrates was observed at the Bahmbar station, which has been reported to have good water quality, with total nitrogen and phosphorus levels lower than in many other sites (Abedini *et al*., 2018). The least diversity and abundance of organisms were found in most regions such as Siahdarvishan, the Sorkhankul outlet, and the eastern stations. This decline is attributed to the degradation of these areas to a riverine state, minimal water availability, and high exposure to nutrients or pollutants for most of the year. Nutrient levels were also greater in the eastern and Sorkhankul areas compared to Siah Keshim and the western areas (Abedini *et al*., 2018). In this study, the diversity of epiphytic macroinvertebrates was greater than that of benthic macroinvertebrates (Table 2). Annual investigations on benthic organisms from 1992 to 2002 (Mirzajani, 2009) and in 2014 (Ghane *et al*., 2017) observed a similar number of macroinvertebrate groups, with Chironomidae and Tubificidae having the highest percentages in terms of occurrence, abundance, and biomass among benthic organisms. The total biomass of benthic organisms was reported to range from 1.15 to 7.76 g/m² during different years from 1992 to 2002 (Mirzajani, 2009) and with a maximum biomass of 5.4 g/m² in 2014 (Ghane *et al*., 2017). Temporal changes in organism abundance can be interpreted through their biological cycles; for instance, the low abundance of Chironomidae in summer has been attributed to their departure from substrates and water for the final metamorphosis stage (Valipour, 1997). The decline of Anzali Wetland, coupled with the drying of large areas, excessive growth of invasive species like water hyacinth, and increasing pollutant concentrations, has severely impacted the diversity and abundance of macroinvertebrates. Even non-native species, such as *Macrobrachium nipponense*, which previously exhibited high abundance and biomass (Ghane *et al*., 2021), have seen a sharp decline in density and were not observed in the current survey's sampling units. On the other hand, high concentrations of pollutants in some regions have led to a notable decline in benthic communities. The Naididae family was the most abundant benthic group in this study (Table 2). This family can tolerate low oxygen levels (Aston, 1973; Nijboer *et al*., 2004); however, a mass mortality of Naididae was observed during field surveys in May 2024 in the eastern region, where there is significant discharge from the highly polluted city of Rasht. Field observations also indicated a lack of benthic organisms beneath the cover of water hyacinth, which has become extensively distributed in Anzali Wetland recently (Mirzajani, 2024). The recent negative degradation in Anzali Wetland has decreased its fisheries potential, estimated at 15.1 kg/ha for benthophage fish in this study. The highest average fish catch recorded was 218 kg/ha in 1941, followed by sharp decreases to 105 kg/ha in 1951 and 19 kg/ha in 1962 (Hydropriject, 1965). There was an increase to 75 kg/ha in 1993 due to rising Caspian Sea levels (Holčík and Oláh, 1992). Currently, fish production potential is lower than in many Iranian inland waters, such as Shovir, Taham, and Todebin, which average around 30 kg/ha (Mirzajani *et al*., 2020), and in various wetlands worldwide, including those in Italy (30–300 kg/ha) and countries in West Africa (~80 kg/ha) (Nezami, 1994). Considering the current water body area of 3,700 ha (Mirzajani, 2024), the total benthophage fish production is predicted to be 55.9 tons. In 2023, fish harvests in Anzali Wetland reached 93.1 tons, with cyprinid species comprising 56.6% of the total catch; common carp

[ Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29 ]

accounted for 24.8%, and Prussian carp for 22.1% (Daghigh Roohi *et al*., 2025). Anzali Wetland has undergone significant environmental changes and cannot revert to its previous status. Furthermore, predictions indicate a continued decline in Caspian Sea levels at a rate of 8 cm per year (Chen *et al*., 2017; Lahijani *et al*., 2023; Mahdian *et al*., 2024). Habitat rehabilitation could effectively enhance the growth and survival of many aquatic organisms, particularly macroinvertebrates and fish. Expanding water body areas, creating depth in various regions, controlling sediment in the watershed area, managing water hyacinth, and optimally harvesting aquatic plants could help restore some of the wetland's lost capacity.

**Conflict of Interest**

The authors have no conflicts of interest to declare that are relevant to the content of this article.

**Acknowledgment**

The authors would like to thank the Department of Environment of Guilan Province for financially supporting this project, registered in AREEO under the code number 14-73-12-037-01051-011055. We also appreciate the help of our colleagues in Inland Waters Aquaculture Research Center.

[ Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29 ]

مجله علمی شیلات ایران
(DOI): 10.22092/ISFJ.2025.134221 ۳٤ (۳) ۵۹-۷۳ مجله علمی شیلات ایران

**مقاله علمی - پژوهشی:**

# مطالعه فراوانی و زی‌توده درشت بی‌مهرگان تالاب انزلی و تخمین پتانسیل تولید ماهیان کفزی‌خوار

علیرضا میرزاجانی*[۱]، سیامک باقری[۱]، یعقوبعلی زحمتکش[۱]، احمد قانع[۱]

*armirzajani@gmail.com

۱-پژوهشکده آبزی‌پروری آبهای داخلی، مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، بندرانزلی، ایران

تاریخ دریافت: فروردین ۱٤۰٤ تاریخ پذیرش: تیر ۱٤۰٤ تاریخ چاپ: شهریور ۱٤۰٤

## چکیده

تالاب انزلی در جنوب غربی دریای کاسپین دارای ارزش‌های شیلاتی و اقتصادی بالایی است، اما امروزه برداشت ماهی از آن در حد ناچیزی قرار دارد. درشت بی‌مهرگان آبزی نقش ویژه‌ای در تولیدات شیلاتی به‌عهده دارند که در این بررسی مورد مطالعه قرار گرفتند. درشت بی‌مهرگان کفزی و موجودات مستقر در گیاهان غوطه‌ور (اپی‌فیت) از بخش‌های مختلف تالاب انزلی طی ۷ مرحله از اسفند ۱۴۰۱ لغایت دی ۱۴۰۲ نمونه برداری شدند. زی‌توده این موجودات با هدف برآورد توان تولید ماهی اندازه‌گیری شد. در این بررسی ۲۱ خانواده متعلق به ۱۲ راسته از درشت بی‌مهرگان شناسایی گردید. تنوع و تراکم گروه‌های جانوری در ایستگاه‌های واقع در پهنه‌های آبی و ایستگاه‌های رودخانه‌ای دارای پوشش گیاهی بیشتر بود. خانواده‌های Naididae و Chironomidae در بین موجودات کفزی و خانواده‌های Gammaridae، Lymnaeidae و Physidae در بین درشت بی‌مهرگان اپی‌فیتی دارای بالاترین درصد مشاهده بودند. زی‌توده موجودات طی زمستان و بهار بیشتر از تابستان و پائیز بود. میانگین زی‌توده درشت بی‌مهرگان کفزی ۴/۹±۴/۰ و اپی‌فیتی ۳/۱±۰/۶ گرم در مترمربع بود. تولید طبیعی ماهی کفزی خوار براساس زی‌توده درشت بی‌مهرگان ۱۵/۱ کیلوگرم در هکتار در سال برآورد گردید. با توجه به گستره آبی تالاب که ۳۷۰۰ هکتار گزارش شده است، این میزان زی‌توده از درشت بی‌مهرگان، تولیدی معادل ۵۵/۹ تن از ماهیان را در سطح تالاب انزلی سبب خواهد شد. بررسی میزان برداشت ماهی از تالاب انزلی در سال ۱۴۰۳ تا حد زیادی با تخمین مذکور همخوانی دارد. کاهش توان شیلاتی تالاب انزلی نسبت به سالیان گذشته محسوس بوده که با خشک شدن اکثر بخش‌ها و تغییر سیمای اکولوژی آن در ارتباط است. بهبود عرصه‌های زیستگاهی شامل گسترش پهنه‌های آبی، ایجاد عمق مناسب و اجرای برنامه‌های احیاء تالاب انزلی کمک خواهد نمود تا وضعیت این زیست بوم و صید ماهی در آن بهبود یابد.

**لغات کلیدی:** تالاب انزلی، ماکروبنتوز، اپی‌فیتی، توان تولید ماهی

*نویسنده مسئول

Copyright: © 2025 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).



[ Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29 ]

## مقدمه

تالاب‌ها ۶ درصد سطح کره زمین را تشکیل می‌دهند، اما ۴۰ درصد گونه‌های گیاهی و جانوری را در خود جای داده‌اند و دارای ارزش‌ها و فواید بی‌شماری هستند. تالاب‌های بزرگ ایران حدود ۱/۷ درصد مساحت کشور را در بر گرفته، اما متاسفانه روند نابودی آنها بسیار سریع بوده و طی سال‌های ۱۴۰۰-۱۳۹۰ حدود ۱۴ درصد عرصه‌های تالابی ایران از دست رفته است (Mahdian *et al.*, 2024).

تالاب انزلی در حاشیه جنوبی دریای کاسپین با ویژگی‌های منحصربه‌فرد خود جزو اولین تالاب‌هایی است که در فهرست تالاب‌های بین‌المللی کنوانسیون رامسر ثبت شد (JICA *et al.*, 2005; RIS, 2023). از نظر زمین شناسی، بسیار جوان بوده اما بسیار سریع به درجه پیری رسیده است. بالاترین سطح آب در تالاب انزلی از اواخر دوره یخبندان پیشین (۱۸۰۰-۱۶۲۰ میلادی) گزارش گردیده است که پس از آن با کاهش سطح آب دریای کاسپین، زبانه‌های خشکی و جزایر تشکیل‌دهنده تالاب انزلی، آشکار شد (Leroy *et al.*, 2011). تالاب انزلی از سال ۱۳۱۰ (۲۵۸ کیلومتر مربع) لغایت سال ۱۳۶۸ (۵۲ کیلومتر مربع) حدود ۸۰ درصد سطح آبی خود را از دست داد و بعد از آن کاهش مشابهی در حد ۰/۷۵− کیلومتر مربع در سال اتفاق افتاد به‌طوری‌که در سال ۱۴۰۰ وسعت عرصه آبی آن در حد ۲۵/۹ کیلومتر (نصف سال ۱۳۶۸)، گزارش شده و پیش بینی شده است که تالاب انزلی در خوش‌بینانه‌ترین وضعیت در سال ۱۴۸۰ کاملاً خشک شده و تبدیل به یک تالاب فصلی شود (Mahdian *et al.*, 2024). تغییر کاربری اراضی در حوزه آبخیز تالاب انزلی نیز بسیار سریع بوده به‌طوری‌که افزایش ۷ درصدی اراضی کشاورزی و کاهش ۶/۸ درصدی اراضی جنگلی طی ۲۴ سال (۹۳-۱۳۶۹) مشاهده شده است. این تغییر در وضعیت هیدرولوژی و از دست رفتن خاک این حوزه تأثیر به‌سزایی داشته به‌طوری‌که حدود ۷/۶ میلیون تن رسوب را وارد تالاب انزلی نموده است (Aghsaei *et al.*, 2020).

در شرایط کنونی کاهش تراز آبی دریای کاسپین با شیب کاهشی ۸ سانتی‌متر در سال (Chen *et al.*, 2017; Lahijani *et al.*, 2023; Mahdian *et al.*, 2024) همچنان ادامه دارد و افزایش شدت یوتروفی (Mirzajani *et al.*, 2010; Abedini *et al.*, 2018)، روند سریع نابودی تالاب را به‌دنبال داشته که در فهرست مونترو با اولویت حفاظت و احیاء قرار گرفته است (JICA *et al.*, 2005; RIS, 2023).

ارتباط دریای کاسپین با این اکوسیستم بر نقش حمایتی آن به عنوان زیستگاه و مکان تخم‌ریزی و گذران دوران نوزادی ماهیان مهاجر دریای کاسپین افزوده است، به‌طوری‌که در گذشته‌ای نه چندان دور بیش از ۸۰ درصد صید کل سواحل ایرانی دریای کاسپین در تالاب انزلی صورت می‌گرفت. میزان صید از تالاب انزلی طی سال‌های ۱۳۲۰-۱۳۱۱ حدود ۷/۵-۴ هزار تن (حدود ۲۱۸ کیلو گرم در هکتار) متغیر بوده که بیشتر مربوط به ماهیان دریای کاسپین (ماهی سفید، سیم و سوف سفید)، بود. با کاهش سطح و عمق تالاب، ارزش شیلاتی تالاب به‌شدت کاهش یافت به‌طوری‌که در سال ۱۳۶۹ در حد ناچیز ۱۷ کیلوگرم در هکتار رسید (Hydropriject, 1965; Kimbal and Kimbal, 1974). کاهش ذخایر شیلاتی تالاب سبب شد تا در سال ۱۳۶۹ کارشناسان سازمان خواربار جهانی با همکاری سازمان تحقیقات شیلات گیلان، توان تولید تالاب انزلی و ارزیابی ذخائر آن را مورد بررسی قرار دهند که گزارش کاملی از وضعیت صید و صیادی و راه‌کارهایی برای احیاء وضعیت شیلاتی تالاب انزلی ارائه کردند (Holčík and Oláh, 1992). مطالعات مذکور اساس و پایه بررسی‌های لیمنولوژیک شد که با عنوان توان باروری تالاب و هیدرولوژی و هیدروبیولوژی تالاب انزلی (Nezami, 1994; Khodaparast, 2003; Mirzajani, 2009; Fallahi Kapourchali and Abedini, 2018) صورت پذیرفت.

درشت بی‌مهرگان آبزی از مهم‌ترین گروه‌های زیستی همه اکوسیستم‌های آبی به‌شمار می‌روند. فراوانی و پراکنش آنها به عنوان شاخص زیستی و سلامت اکوسیستم‌های آبی مورد استفاده قرار می‌گیرد (Hilsenhoff, 1988; Lenat, 1988; Bode *et al.*, 2002; Hynes, 1998; Barbour, 1999; Overton, 2001) و در تولید شیلاتی و جریان انرژی چرخه اکولوژی محیط آبی مشارکت دارند (López-López and Sedeño-Díaz, 2015). این موجودات به عنوان تولید



[ Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29 ]

کنندگان ثانویه، نقش مهمی در اکوسیستم‌های آبی مناطق مختلف ایفاء می‌کنند (Frauendorf *et al.*, 2013; Johnson *et al.*, 2013; Neogi *et al.*, 2016). درشت بی‌مهرگان آبزی در افزایش تولیدات پیکره‌های آبی نقش دارند (Sarkar *et al.*, 2020; Karmakar *et al.*, 2022) و زی‌توده آنها بر رشد و فراوانی ماهیان تأثیرگذار است (Richardson, 1993).

درشت بی‌مهرگان آبزی در تالاب انزلی یکی از مهم‌ترین گروه‌های زیستی تالاب به‌شمار می‌روند که وابسته به سطح آب، چسبیده به گیاهان، بسترهای سنگی، وابسته به کف یا دارای زندگی آزاد در توده آب هستند. کفزیان تالاب از جنبه‌های مختلف مورد بررسی قرار گرفته‌اند. اما از مطالعات انجام شده در دو دهه اخیر می‌توان به بررسی بی‌مهرگان آبزی مستقر در پوشش‌های گیاهی (Yosufzad *et al.*, 2006)، ارزیابی کیفی رودخانه‌های منتهی به تالاب انزلی بر اساس جوامع کفزیان (Mirzajani *et al.*, 2008)، بررسی ماکروبنتیک در بخش جنوب غربی تالاب انزلی (Jalili *et al.*, 2011)، شناسایی و تفکیک گونه‌های جنس *Limnodrilus* در تالاب انزلی (Naeemi *et al.*, 2015)، بررسی فون بی‌مهرگان کفزی تالاب انزلی (Ghane *et al.*, 2017) و ارزیابی سلامت رودخانه شنبه بازار با استفاده از ماکروبنتوزها و شاخص‌های کیفی آب (Foomani *et al.*, 2020) اشاره نمود. در هیچ‌یک از مطالعات پیشین ارتباط تولیدات طبیعی با درشت بی مهرگان تالاب بررسی نشده و کمبود مطالعات در این زمینه کاملاً مشهود است. با توجه به ارتباط تراکم ماهیان با تولیدات طبیعی تالاب‌ها، اندازه‌گیری مقادیر تراکم و زی‌توده درشت بی‌مهرگان کفزی و اپی‌فیتی برای تخمین میزان تولید ماهیان بنتوز خوار ضروری است. بنابراین، در این بررسی تلاش گردید تا در ابتدا مقادیر زی‌توده درشت بی‌مهرگان اندازه‌گیری شده و میزان تولید ماهیان بنتوز خوار محاسبه گردد و در نهایت مقادیر مذکور با آخرین داده‌های صید از تالاب مورد مقایسه قرار گیرد.

## منطقه مورد مطالعه

تالاب انزلی در امتداد شمال غربی-جنوب شرقی با طول ۲۲ کیلومتر و عرض ۴-۲ کیلومتر گسترده شده است. در گذشته‌ای نه چندان دور، به چهار بخش نسبتاً متمایز از یکدیگر شامل بخش شرقی (حوضچه شرقی یا شیجان)، بخش مرکزی (سرخانکول و هندخاله)، بخش غربی (تالاب آبکنار) و بخش جنوبی (سیاه کشیم) قابل تفکیک بود که امروزه پیکره‌های آبی اکثر بخش‌ها از جمله شیجان، سرخانکول و بخش اعظم سیاه کشیم از بین رفته یا بسیار محدود و کم عمق شده‌اند و تردد در آنها در اکثر ایام غیر ممکن یا به سختی انجام می‌گیرد.

بررسی درشت بی‌مهرگان کفزی و اپی‌فیتی ساکن در گیاهان غوطه‌ور در مناطق قابل دسترس انجام گرفت. نمونه‌برداری از درشت بی‌مهرگان کفزی در کل پیکره تالاب انزلی در قالب ۱۱ ایستگاه شامل: بخش غربی تالاب (ایستگاه‌های سپاه آبکنار، درنا، خروجی)، سیاه کشیم (ایستگاه‌های واقع در پهنه سیاه کشیم، خروجی منطقه سیاه‌کشیم، خروجی بهمبر)، بخش مرکزی تالاب (ایستگاه‌های سیاه درویشان، خروجی سرخانکل)، بخش شرقی تالاب (ایستگاه‌های واقع در دوراهی چوکام-شیجان و نوخاله- پیربازار) انجام گردید (جدول ۱، شکل ۱).

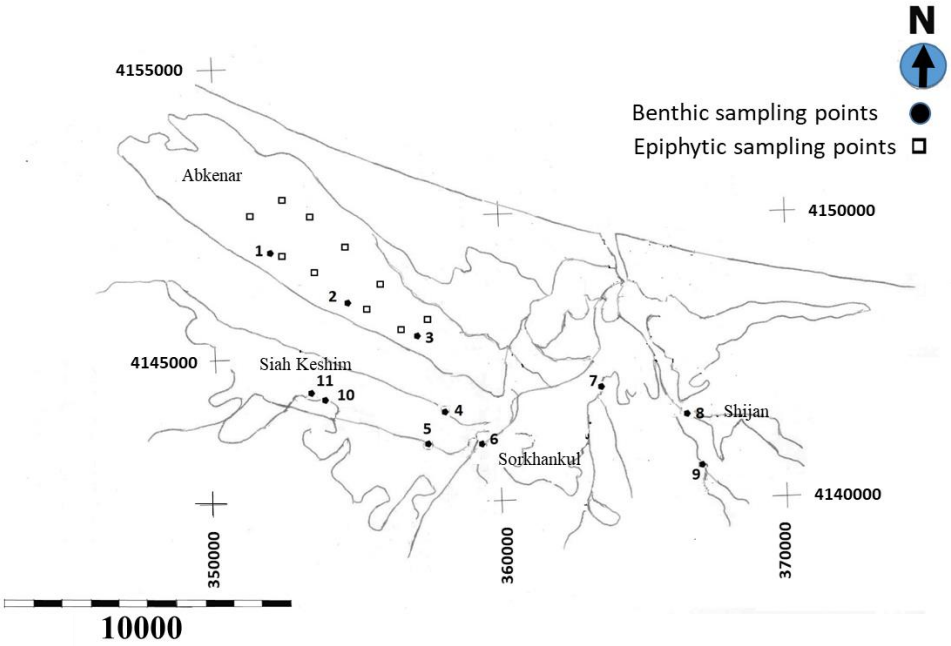
**جدول ۱: ایستگاه‌های نمونه‌برداری در بخش‌های مختلف تالاب انزلی**

**Table 1: Sampling stations in different reigns of the Anzali Wetland**

| Station | Region | Status of station |
|---|---|---|
| 1 | Abkenar | Water body with aquatic plants |
| 2 | ″ | ″ |
| 3 | ″ | ″ |
| 4 | Abkenar- Siah Keshim | Riverine with aquatic plants |
| 5 | Siah Keshim | Riverine |
| 6 | Sorkhankul | ″ |
| 7 | ″ | ″ |
| 8 | Shijan | Riverine with aquatic plants |
| 9 | ″ | Riverine |
| 10 | Siah Keshim | Water body with aquatic plants |
| 11 | ″ | ″ |



[ Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29 ]




**شکل ۱: نقاط نمونه برداری درشت بی‌مهرگان کفزی (دایره‌های سیاه) و اپی‌فیتی (مربع‌های توخالی) در تالاب انزلی**
**Figure 1: Sampling areas for benthic (black circles) and epiphytic (blank squares) macro-invertebrates in the Anzali Wetland**

امروزه بسیاری از بخش‌های تالاب انزلی خشک شده و از حداقل حجم آب در اکثر زمان‌ها برخوردار است. به همین دلیل برای بررسی درشت بی‌مهرگان لابه‌لای پوشش‌های گیاهی تنها بخش غربی تالاب به عنوان تنها پهنه آبی دائمی و واجد پوشش گیاهی در نظر گرفته شد. بر این اساس نمونه‌برداری از درشت بی‌مهرگان اپی‌فیتی در قالب ۱۰ ایستگاه در پهنه مذکور انجام گرفت (شکل ۲).

## روش بررسی

نمونه‌برداری از درشت بی‌مهرگان کفزی به‌وسیله گرب با سطح مقطع ۲۲۵ سانتی‌متر مربع (APHA, 2005) طی ۷ مرحله در دوره‌های زمانی تقریباً ۴۵ روزه و طی ماه‌های اسفند ۱۴۰۱، اردیبهشت، خرداد، مرداد، مهر، آبان و دی ۱۴۰۲ انجام گرفت. شناورهای مورد استفاده دارای قدرت موتور ۸۵ و ۲۵ اسب بخار بودند و نمونه برداری در هر دوره به مدت ۳ روز به اتمام رسید. نمونه‌برداری در هر ایستگاه با ۳ تکرار انجام گرفت. نمونه‌ها پس از شستشو با الک ۱۲۵ میکرون در دبه‌های پلاستیکی جمع‌آوری شدند. نمونه‌برداری از درشت بی‌مهرگان اپی‌فیتی به صورت فصلی و تقریباً در میانه هر فصل طی اردیبهشت، مرداد، آبان و دی ۱۴۰۲ انجام گرفت. حجم مشخصی ازگیاهان برداشته شد و برای این منظور از چنگگ فلزی با طول برداشت ۳۰ سانتی‌متر استفاده گردید (Parsons, 2001; Madsen and Wersal, 2017). با چرخش دایره‌ای چنگگ، گیاهان آبزی جمع‌آوری شده و وارد تشتک گردید. با شتشوی چندین باره گیاهان و بررسی دقیق چشمی، موجودات روی آن جدا شده و محتویات تشتک از الک ۲۵۰ میکرون عبور داده شده و در دبه‌های پلاستیکی قرار داده شدند. نمونه‌های جمع‌آوری شده در دبه‌ها با فرمالین ۴ درصد تثبیت شده و به آزمایشگاه منتقل شدند. در آزمایشگاه نمونه‌ها جداسازی شده و در گروههای تاکسونومیک تاحد خانواده یاجنس طبقه بندی شده و با منابع (Macan, 1968; Merritt *et al.*, 2008; Thorp and Covich, 2009) شناسایی شدند. تعداد این موجودات نیز شمارش شده و زی‌توده آنها با ترازوی ۰/۰۰۱ گرم سنجش گردید.



[ Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29 ]

تفاوت معنی‌دار تراکم و زی‌توده کفزیان در ایستگاه‌ها و ماه‌ها به‌وسیله آزمون ناپارامتری کروسکال والیس در سطح ۰/۰۵ مورد بررسی قرار گرفتند. هر یک از زوج میانگین‌ها نیز با آزمون دانکن با یکدیگر مقایسه شدند. آزمون‌های آماری با نرم افزار SPSS 18 انجام گرفت.

برای برآورد تولید ماهی کفزی خوار از رابطه ذیل استفاده شد (Li and Mathias, 1994):

$$\text{تولید ماهی کفزی خوار} = \frac{B \times \frac{P}{B} \times Uf}{FCR}$$

B: زی‌توده غذا (درشت بی‌مهره‌گان)، نسبت P به B: نرخ تولید غذا به زی‌توده ثابت موجودات (میانگین آن بر اساس کفزیان دریاچه‌ها و آبگیرهای منطقه روسیه ۴ در نظر گرفته شد)، Uf: ضریب مصرف غذا (برای بنتوزها ۲۵-۲۰ درصد لحاظ شد)، FCR: نرخ تبدیل غذا (برای موجودات کفزی مختلف متفاوت بود که در این بررسی به طور متوسط ۵ درنظر گرفته شد)

از ماهیان بومی تالاب همچون کپور، لای ماهی، سیم پرک و سرخ باله و ماهی غیر بومی مثل کاراس و ماهیان مهاجر به تالاب همچون سیم، سفید و کلمه از بی‌مهرگان آبزی تغذیه می‌کنند. مجموع صید آنها از تالاب با مقدار تولید طبیعی اندازه گیری شده، مقایسه گردید.

## نتایج

در بررسی درشت بی‌مهرگان کفزی ایستگاه‌های مورد بررسی، ۱۲ خانواده متعلق به ۸ گروه جانوری شناسایی گردید که در برگیرنده حشرات، کرم‌ها، نرمتنان و سخت پوستان بودند. تنوع گروه‌های مذکور در ایستگاه‌های واقع در پهنه آبی سیاه کشیم بیشتر بود و پس از آن ایستگاه رودخانه بهمبر (ایستگاه ۴) و پهنه آبی تالاب غرب (ایستگاه‌های ۱ الی ۳) قرار داشتند. کرم‌های کم تار خانواده Naididae و لارو خانواده Chironomidae در همه ایستگاهها حضور داشتند. بالاترین درصد مشاهده و تراکم را نیز همین دو خانواده به‌ترتیب حدود ۱۲۸ و ۶۱ عدد در مترمربع داشتند. کمترین درصد حضور مربوط به خانواده‌های Coenagrionidae و Simulidae بود (جدول ۲).

همچنین گروه کرم‌های کم تار خانواده Naididae و لارو خانواده Chironomidae در همه زمان‌های مورد بررسی حضور داشتند. تراکم Chironomidae در ماه‌های دی لغایت خرداد بیشترین و در ماه‌های مرداد لغایت آبان کمترین بوده است. خانواده Naididae از نیمه تابستان تا نیمه پائیز کاهش محسوس یافته و در سایر ماه‌ها فراوان بودند. از بررسی درشت بی‌مهرگان اپی‌فیتی مستقر در لابه‌لای گیاهان غوطه‌ور ۱۸ خانواده متعلق به ۱۱ راسته شناسایی گردید. Amphipoda و Gastorpoda دارای بیشترین درصد حضور بودند و بیشترین میانگین تراکم (± انحراف معیار) مربوط به خانواده Chironomidae با ۸۲ عدد در مترمربع و خانواده Planorbidae با ۵۸ عدد در مترمربع بود. الگوی اپی‌فیتی تراکم خانواده Chironomidae مشابه فرم کفزی آن بوده و در زمستان و بهار فراوان‌تر از تابستان و پائیز بودند. همچنین خانواده‌های مربوط به Amphipoda، Gastorpoda و Odonata در اکثر زمان‌های مورد بررسی در لابه لای گیاهان حضور داشته اما تراکم آنها در بهار فراوانتر بوده است (جدول ۳).

میانگین تراکم و زی‌توده کفزیان (± خطای معیار) در ایستگاه‌های مورد بررسی در شکل۲ نشان داده شده است. تراکم کلی کفزیان در ایستگاه‌های ۹، ۱۰ و ۱۱ به‌ترتیب با مقادیر میانگین ۶۲۵، ۴۰۰ و ۵۵۰ عدد در متر مربع از سایر ایستگاه‌ها بیشتر بود. تراکم بالای کفزیان در این ایستگاه‌ها مربوط به غالبیت خانواده‌های Naididae، Chironomidae و Lumbriculidae است. زی‌توده درشت بی‌مهرگان کفزی به‌ترتیب در ایستگاه‌های ۴، ۱۱، ۱۰ و ۸ بالاترین بوده که در دامنه ۱۱/۱-۶/۴ گرم در مترمربع متغیر بودند. زی‌توده بالای کفزیان مربوط به نرم تن خانواده Sphaeriidae و کرم‌های کم تار Lumbriculidae بودند. زی‌توده درشت بی‌مهرگان اپی‌فیتی در ایستگاه‌های مختلف ۶/۴-۱/۹ گرم در مترمربع متغیر بوده و خانواده‌های Gammaridae و Lymnaeidae از بالاترین زی‌توده برخوردار بودند. خانواده Cordulegastridae تنها با یک عدد نمونه و یک‌بار رویت دارای میانگین زی‌توده بالایی بوده است (جدول ۲).



[ Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29 ]

**جدول ۲: درصد مشاهده، تراکم و زی‌توده درشت بی‌مهرگان کفزی و اپی‌فیتی تالاب انزلی**

**Table 2: Occurrence percentage, abundance and biomass of benthic and epiphytic macro-invertebrates in the Anzali Wetland**

| Order | Family | Benthic | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Occurrence% | Abundant | SD | SE | Biomass | SD | SE |
| Amphipoda | Gammaridae | 18.18 | 5.1 | 6.5 | 2.0 | 0.14 | 0.18 | 0.05 |
| Arachnida | Hygrobatidae | | | | | | | |
| | Ceratopogonidae | 9.09 | 3.4 | 7.8 | 2.3 | 0.03 | 0.06 | 0.02 |
| | Chaoboridae | 6.49 | 1.3 | 2.1 | 0.6 | 0.01 | 0.01 | 0.00 |
| Diptera | Chironomidae | 57.14 | 60.8 | 55.3 | 16.7 | 0.43 | 0.39 | 0.12 |
| | Culicidae | 3.90 | 1.5 | 4.3 | 1.3 | 0.03 | 0.10 | 0.03 |
| | Simuliidae | 1.30 | 0.6 | 2.2 | 0.6 | 0.00 | 0.01 | 0.00 |
| | Lymnaeidae | 2.60 | 0.2 | 0.5 | 0.1 | 0.01 | 0.03 | 0.01 |
| Gastorpoda | Physidae | | | | | | | |
| | Planorbidae | | | | | | | |
| Heterodonta | Sphaeriidae | 3.90 | 0.5 | 1.4 | 0.4 | 0.77 | 2.06 | 0.62 |
| Hemiptera | Corixidae | | | | | | | |
| | Naucoridae | | | | | | | |
| Hirudinea | Psicalidae | | | | | | | |
| Lepidoptera | Pyralidae | | | | | | | |
| Lumbriculida | Lumbriculidae | 42.86 | 42.9 | 47.9 | 14.4 | 1.33 | 1.48 | 0.45 |
| | Coenagrionidae | 1.30 | 0.1 | 0.4 | 0.1 | 0.00 | 0.01 | 0.00 |
| Odonata | Cordulegastridae | | | | | | | |
| | Gomphidae | | | | | | | |
| Rhychobdellida | Piscicolidae | 6.49 | 1.5 | 2.6 | 0.8 | 0.66 | 1.11 | 0.34 |
| Tubificida | Naididae | 72.73 | 127.7 | 86.1 | 26.0 | 0.38 | 0.26 | 0.08 |
| **Order** | **Family** | **Epiphytic** | | | | | | |
| Amphipoda | Gammaridae | 69.2 | 47.9 | 48.0 | 15.2 | 1.89 | 1.90 | 0.60 |
| Arachnida | Hygrobatidae | 2.6 | 0.5 | 1.5 | 0.5 | 0.01 | 0.03 | 0.01 |
| | Ceratopogonidae | 20.5 | 9.4 | 11.6 | 3.7 | 0.04 | 0.05 | 0.02 |
| | Chaoboridae | 5.1 | 1.9 | 4.6 | 1.4 | 0.00 | 0.01 | 0.00 |
| Diptera | Chironomidae | 48.7 | 81.8 | 53.4 | 16.9 | 1.02 | 0.67 | 0.21 |
| | Culicidae | | | | | | | |
| | Simuliidae | | | | | | | |
| | Lymnaeidae | 59.0 | 36.3 | 45.0 | 14.2 | 1.43 | 1.78 | 0.56 |
| Gastorpoda | Physidae | 64.1 | 25.9 | 18.2 | 5.8 | 0.80 | 0.56 | 0.18 |
| | Planorbidae | 30.8 | 57.4 | 59.6 | 18.8 | 0.59 | 0.61 | 0.19 |
| Heterodonta | Sphaeriidae | | | | | | | |
| Hemiptera | Corixidae | 7.7 | 1.9 | 3.3 | 1.0 | 0.01 | 0.03 | 0.01 |
| | Naucoridae | 2.6 | 0.5 | 1.5 | 0.5 | 0.01 | 0.04 | 0.01 |
| Hirudinea | Psicalidae | 2.6 | 0.5 | 1.5 | 0.5 | 0.01 | 0.04 | 0.01 |
| Lepidoptera | Pyralidae | 25.6 | 6.4 | 8.3 | 2.6 | 0.15 | 0.19 | 0.06 |
| Lumbriculida | Lumbriculidae | 5.1 | 1.9 | 4.0 | 1.3 | 0.08 | 0.18 | 0.06 |
| | Coenagrionidae | 48.7 | 30.7 | 27.5 | 8.7 | 0.55 | 0.50 | 0.16 |
| Odonata | Cordulegastridae | 2.6 | 0.5 | 1.5 | 0.5 | 0.95 | 3.02 | 0.95 |
| | Gomphidae | 17.9 | 6.1 | 6.3 | 2.0 | 0.89 | 0.92 | 0.29 |
| Rhychobdellida | Piscicolidae | 2.6 | 0.5 | 1.5 | 0.5 | 0.02 | 0.05 | 0.02 |
| Tubificida | Naididae | 10.3 | 3.8 | 6.2 | 2.0 | 0.09 | 0.15 | 0.05 |

[ Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29 ]

**جدول ۳: میانگین تراکم (±SE) درشت بی‌مهرگان کفزی و اپی‌فیتی تالاب انزلی در ماه‌های مورد بررسی**

**Table 3: Average abundance of benthic and epiphytic macro-invertebrates in the Anzali Wetland during the study**

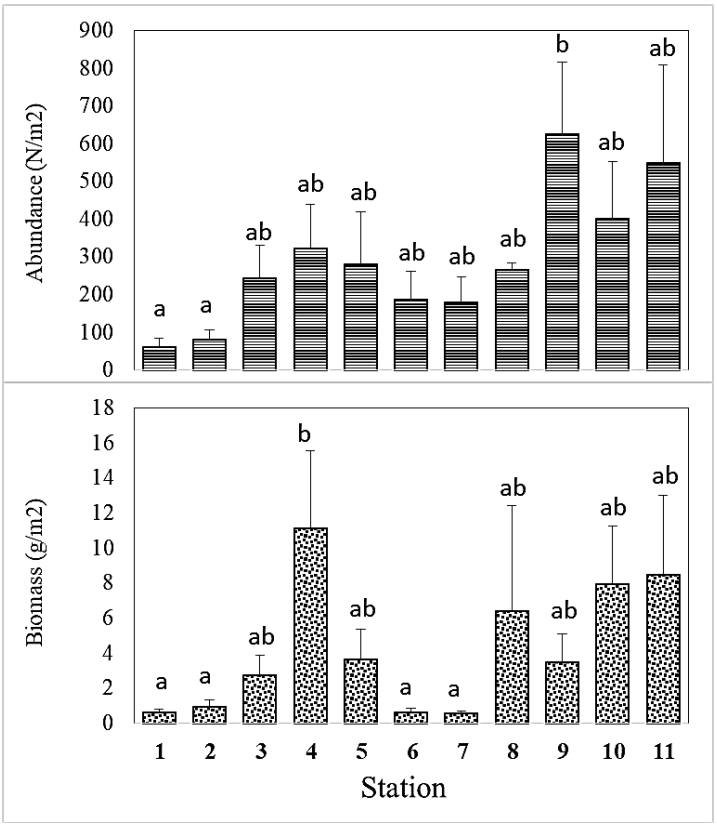
| Order | Family | Benthic | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Mar. 2023 | | Apr. 2023 | | Jun-23 | | Aug. 2023 | | Oct. 2023 | | Nov. 2023 | | Dec. 2024 | |
| | | Mean | SE | Mean | SE | Mean | SE | Mean | SE | Mean | SE | Mean | SE | Mean | SE |
| Amphipoda | Gammaridae | 7.69 | 4.47 | 8.33 | 5.81 | 14.74 | 7.90 | | | | | | | 3.84 | 2.77 |
| Arachnida | Hygrobatidae | | | | | | | | | | | | | | |
| | Ceratopogonidae | 1.92 | 1.01 | | | 1.92 | 1.38 | | | | | | | 16.02 | 13.49 |
| | Chaoboridae | | | 0.64 | 0.64 | 1.28 | 1.28 | 5.77 | 3.58 | | | | | | |
| Diptera | Chironomidae | 72.41 | 32.10 | 112.13 | 33.84 | 77.53 | 47.50 | 12.82 | 6.78 | 2.56 | 2.56 | 8.33 | 4.11 | 90.99 | 44.00 |
| | Culicidae | | | 8.97 | 7.63 | | | | | | | | | | |
| | Simuliidae | 3.84 | 3.84 | | | | | | | | | | | | |
| | Lymnaeidae | | | | | 0.64 | 0.64 | | | | | 0.64 | 0.64 | | |
| Gastorpoda | Physidae | | | | | | | | | | | | | | |
| | Planorbidae | | | | | | | | | | | | | | |
| Heterodonta | Sphaeriidae | | | 0.64 | 0.64 | 3.20 | 2.22 | | | 0.64 | 0.64 | 0.64 | 0.64 | | |
| Hemiptera | Corixidae | | | | | | | | | | | | | | |
| | Naucoridae | | | | | | | | | | | | | | |
| Hirudinea | Psicalidae | | | | | | | | | | | | | | |
| Lepidoptera | Pyralidae | | | | | | | | | | | | | | |
| Lumbriculida | Lumbriculidae | 15.38 | 8.48 | 21.15 | 13.85 | 16.66 | 8.85 | 3.20 | 2.59 | 14.74 | 5.67 | 16.66 | 8.22 | 176.21 | 63.64 |
| | Coenagrionidae | | | | | 0.64 | 0.64 | | | | | | | | |
| Odonata | Cordulegastridae | | | | | | | | | | | | | | |
| | Gomphidae | | | | | | | | | | | | | | |
| Rhychobdellida | Piscicolidae | 1.92 | 1.38 | 5.13 | 4.48 | | | | | 1.92 | 1.92 | | | | |
| Tubificida | Naididae | 111.49 | 53.48 | 172.37 | 67.93 | 213.38 | 54.11 | 106.37 | 56.00 | 21.79 | 11.38 | 41.01 | 15.45 | 232.60 | 63.15 |

| Order | Family | Epiphytic | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Apr. 2023 | | Jul. 2023 | | Oct. 2023 | | Feb. 2024 | |
| | | Mean | SE | Mean | SE | Mean | SE | Mean | SE |
| Amphipoda | Gammaridae | 76.0 | 23.4 | 14.2 | 2.9 | 6.3 | 1.6 | 14.2 | 1.8 |
| Arachnida | Hygrobatidae | 4.7 | . | | | | | | |
| | Ceratopogonidae | | | 12.8 | 4.7 | 4.7 | . | | |
| | Chaoboridae | 4.7 | . | 14.2 | . | | | | |
| Diptera | Chironomidae | 72.0 | 24.9 | | | | | 131.2 | 24.5 |
| | Culicidae | | | | | | | | |
| | Simuliidae | | | | | | | | |
| | Lymnaeidae | | | 4.7 | . | 6.3 | 1.6 | 26.7 | 6.7 |
| Gastorpoda | Physidae | 83.1 | 24.3 | 14.2 | 4.0 | 18.1 | 4.5 | 12.6 | 3.4 |
| | Planorbidae | | | 6.3 | 1.6 | 11.8 | 2.4 | 111.9 | 32.5 |
| Heterodonta | Sphaeriidae | | | | | | | | |
| Hemiptera | Corixidae | 4.7 | . | 7.1 | 2.4 | | | | |
| | Naucoridae | | | 4.7 | . | | | | |
| Hirudinea | Psicalidae | | | | | | | | |
| Lepidoptera | Pyralidae | 9.4 | 3.9 | | | | | 7.1 | 2.4 |
| Lumbriculida | Lumbriculidae | 73.2 | 29.8 | | | | | 9.4 | 0.0 |
| | Coenagrionidae | 53.0 | 19.9 | 7.1 | 1.6 | | | 9.4 | 2.7 |
| Odonata | Cordulegastridae | | | | | | | 4.7 | . |
| | Gomphidae | 9.4 | . | | | 7.9 | 3.1 | | |
| Rhychobdellida | Piscicolidae | 4.7 | . | 4.7 | | | | | |
| Tubificida | Naididae | | | | | | | 9.4 | 3.3 |

در شمای کلی آزمون کروسکال والیس عدم تفاوت معنی‌دار تراکم (مقدار آزمون ۱۲/۷۶، $p>۰/۰۵$) و زی‌توده (مقدار آزمون ۱۲/۲۵، $p>۰/۰۵$) درشت بی‌مهرگان کفزی را در ایستگاه‌های مختلف نشان داده، اما آزمون زوج میانگین دانکن تفاوت معنی‌دار بعضی ایستگاه‌ها را با یکدیگر نشان داده است (شکل ۲).



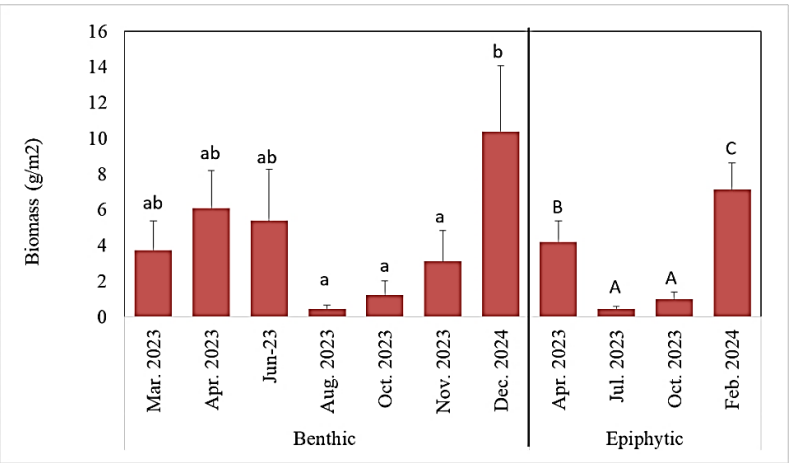
[ Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29 ]




**شکل ۲: میانگین تراکم و زی‌توده درشت بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه‌های مختلف (حروف بیانگر گروه‌های همگن است.)**

**Figure 2: Average abundance and biomass of benthic macro-invertebrates at different stations**

زی‌توده موجودات برحسب زمان‌های مورد بررسی در شکل ۳ ارائه شده است. در شمای کلی طی زمستان و بهار زی‌توده درشت بی‌مهرگان کفزی و اپی‌فیتی بیشتر از تابستان و پائیز بود. میانگین زی‌توده کفزیان در تابستان و اوایل پائیز به کمتر از ۱ گرم در مترمربع کاهش یافته است. تفاوت معنی‌دار زی‌توده درشت بی‌مهرگان کفزی (مقدار آزمون ۱۷/۷۵، $p<۰/۰۵$) و اپی‌فیت (مقدار آزمون ۲۳/۴۱، $p<۰/۰۵$) در ماه‌های مختلف مشاهده شده است.




**شکل ۳: میانگین زی‌توده درشت بی‌مهرگان کفزی و اپی‌فیتی در زمان‌های مورد بررسی (حروف بیانگر گروه‌های همگن است.)**

**Figure 3: Average biomass of benthic and epiphytic macro-invertebrates at the different times**



[ Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29 ]

به طور کلی، میانگین (± خطای معیار) زی‌توده درشت بی‌مهرگان کفزی ۰/۹± ۴/۴ و اپی‌فیتی ۰/۶±۳/۱ گرم در مترمربع بوده و برآورد تولید طبیعی ماهی کفزی خوار براساس مجموع زی‌توده درشت بی‌مهرگان معادل ۱۵/۱ کیلوگرم در هکتار در سال است.

## بحث

در این بررسی، بیشترین تنوع گروه‌های زیستی در ایستگاه بهمبر و سپس در ایستگاه‌های تالاب غرب و مناطق داخل سیاه کشیم دیده شد. رودخانه بهمبر عموماً از کیفیت آب مطلوبی برخوردار بوده و دارای پوشش گیاهی غوطه‌ور بوده و میزان نیتروژن و فسفر کل در آن از بسیاری از ایستگاه‌های مورد بررسی کمتر است (Abedini *et al.*, 2018). ایستگاه‌های تالاب غرب و داخل سیاه کشیم تنها پهنه‌های آبی باقیمانده از تالاب انزلی به‌شمار می‌رود و به‌همین دلیل از تنوع بیشتری برخوردار هستند. سایر مناطق تالاب همچون منطقه سیاه درویشان، خروجی سرخانکول و ایستگاه‌های ناحیه شرقی حالت رودخانه‌ای پیدا کرده‌اند و در بسیاری از ایام سال از حداقل میزان آب و حداکثر میزان مواد مغذی یا میزان آلاینده‌ها برخوردارند و به‌همین دلیل دارای کمترین تنوع موجودات بودند. در بررسی Abedini و همکاران (۲۰۱۸) میزان مواد مغذی فسفر و نیتروژن در مناطق مرکزی و شرقی تالاب بیشتر از مناطق غربی تالاب و سیاه کشیم گزارش شده است. تغییر پیکره‌های باز آبی با تنوع زیستگاهی مشتمل بر گیاهان آبزی متنوع به زیستگاه رودخانه‌ای از دلایل اصلی کاهش تنوع درشت بی‌مهرگان کفزی بوده که در این مطالعه و مطالعات قبلی مشاهد شده است.

در این بررسی ۱۲ خانواده جانوری از بررسی موجودات کفزی و ۱۸ خانواده در قالب بررسی اپی‌فیتی مشاهده گردید (جدول ۲) که بیانگر تنوع بالاتر موجودات در زیستگاه‌های متنوع است. مطالعه بی‌مهرگان آبزی مستقر در پوشش‌های گیاهی (Yosufzad *et al.*, 2006) نشان داد که همانند نتایج بررسی حاضر طیف وسیعی از موجودات شامل نرم‌تنان، سخت پوستان، گروه‌های مختلف حشرات، بر گیاهان حضور داشته و دو گروه شیرونومیده و توبیفسیده درصد اندکی از زی‌توده کل (۱/۱۴ درصد زی‌توده کل) را به‌خود اختصاص داده‌اند. در بررسی کفزیان طی سال‌های ۱۳۸۱–۱۳۷۱ نیز ۱۸ گروه زیستی شناسایی شد که گروه‌های Culicidae، Gammaridae، Ephemeroptera، Chironomidae، Tubificidae بیشتر از سایر گروههای زیستی بودند. گروه‌های Chironomidae و Tubificidae بیشترین درصد حضور و تراکم را در بین کفزیان داشتند به‌طوری‌که در سال ۱۳۸۱، ۹۲/۳ درصد فراوانی و ۵۷/۴ درصد زی‌توده کفزیان را به‌خود اختصاص دادند. همچنین زی‌توده کلی کفزیان طی سال‌های ۱۳۸۱–۱۳۷۱ از ۷/۷۶ گرم در مترمربع سال در ۱۳۷۱ تا ۱/۱۵ گرم در متر مربع در سال ۱۳۸۱ متغیر بود و کمترین زی‌توده در سال ۱۳۷۶ به میزان ۰/۸۳ گرم در مترمربع سنجش گردید (Mirzajani, 2009). در بررسی Ghane و همکاران (۲۰۱۷)، ۱۴ گروه از بی‌مهرگان در تالاب انزلی و خروجی آن شناسایی گردید که ۹ گروه از این موجودات در پیکره تالاب شناسایی شدند و همچنان دو گروه شیرونومیده و توبیفسیده دارای بیشترین تراکم و پراکنش و غالب بودند و گروه‌هایی همچون Palaemonidae، Gammaridae و Mysidae به عنوان موجودات اپی‌فیتی فراوان‌تر بودند (Ghane *et al.*, 2017). در این بررسی، تراکم و زی‌توده درشت بی‌مهرگان در زمان‌های مختلف متفاوت بود (جدول ۳، شکل ۳) که در مورد بسیاری از خانواده‌ها با مطالعات پیشین همخوانی داشته است. برای مثال، تراکم و زی‌توده شیرونومیده یا لارو سنجاقک‌ها در بستر تالاب در شهریور ماه کمترین و در بهمن تا خرداد بیشتر بوده و کاهش حضور آنها در بستر یا روی گیاهان در ارتباط با ویژگی‌های زیستی و مهاجرت آنها برای دگردیسی و خروج از آب تشریح شده است (Valipour, 1997; Yosufzad *et al.*, 2006).

با تغییرات زیستگاهی مذکور و نوسانات فصلی شدید آب و کاهش قابل‌توجه آب به‌واسطه کاهش بارندگی‌ها و مصارف کشاورزی (از اوایل اردیبهشت لغایت اواخر مرداد)، تراکم بسیاری از موجودات حتی گونه‌های غیر بومی نیز به‌شدت کاهش یافته است. در بررسی سال ۱۳۹۳رودخانه نوخاله (پسیخان) و سیاه درویشان، عمدتاً به‌واسطه حضور میگوی رودخانه‌ای *Macrobrachium nipponense* از تراکم و



[ Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29 ]

زی‌توده بالاتری نسبت به سایر مناطق برخوردار بود (Ghane *et al.*, 2021) درحالی‌که در بررسی کنونی تراکم آن به‌شدت کاهش یافته است و در واحدهای نمونه‌برداری این بررسی مشاهده نگردید. بسیاری از زیستگاه‌های گذشته این موجود، شامل گیاهان حاشیه‌ای و ریشه درختان، واقع در آب بودند درحالی‌که این مناطق در مطالعه فعلی و در تمام زمان‌های مورد بررسی، خارج از آب قرار داشتند.

اگرچه اعداد و ارقام تفاوت بارز زی‌توده گروه‌های کفزی را نسبت به گذشته نشان نمی‌دهد، ولی تغییر وضعیت زیستگاهی تالاب انزلی، رشد زیاد گیاهان به‌شدت مهاجم نظیر سنبل آبی و افزایش غلظت آلاینده‌ها توان تولید شیلاتی منتج از درشت بی‌مهرگان را به‌شدت کاهش داده است. در گذشته بسیاری از ایستگاه‌ها و مناطق در پهنه‌های آبی قرار داشتند و شاخصی از آن گستره‌ها بودند درحالی‌که در نمونه‌برداری اخیر با خشک شدن پهنه‌های شیجان و سرخانکل و کوچک شدن شدید سیاه‌کشیم و تالاب غرب، تعداد زیادی از ایستگاه‌ها در مسیر رودخانه قرار گرفته و فقط شاخصی از باریکه‌های آبی محسوب می‌گردند. مشاهدات میدانی در محل‌های پراکنش سنبل آبی نشان داد که زی‌توده زیستمندان کفزی و اپی‌فیتی در حد صفر بوده است. همچنین بالا رفتن غلظت آلاینده‌ها در برخی مناطق موجب کاهش شدید جوامع زیستی شده است. برای مثال، طی اردیبهشت ۱۴۰۳ مرگ‌ومیر انبوه کرم‌های کم تار خانواده Naididae که در این بررسی فراوان‌ترین گروه کفزیان بودند، مشاهده گردید. این کرم‌ها در محیط‌های طبیعی نقش بسیار زیادی در تجزیه و معدنی کردن مواد گیاهی و دتریت‌های بستر دارند و قادرند در آبهای با مقایر اندک اکسیژن زیست کنند (Nijboer *et al.*, 2004)، ولی کاهش شدید آب و تداوم ورود فاضلاب‌ها و افزایش غلظت آلاینده‌های آلی و سمی، موجب تلفات گروهی آنها شده است. اندازه‌گیری برخی عوامل در همان لحظه، میزان اکسیژن محلول آب را در حد صفر، pH را در حد ۷/۲۵، شفافیت را در حد ۷ سانتی‌متر نشان داد. همچنین هیچ‌یک از گروه‌های مفید فیتوپلانکتونی در آب مذکور شناسایی نشد و تنها جنس‌های شاخص آبهای بسیار آلوده همراه با مواد مغذی زیاد شامل Euglena، Phacus و Oscillatoria مشاهده شدند (Mirzajani, 2024).

در این بررسی، برآورد تولید طبیعی ماهی کفزی خوار در حد ۱۵/۱ کیلوگرم در هکتار در سال به‌دست آمد که گویای کاهش شدید پتانسیل شیلاتی تالاب است. بالاترین میانگین صید ماهی از تالاب در حد ۲۱۸ کیلو گرم در هکتار در سال ۱۳۲۰ گزارش شد که پس از آن با کاهش شدید همراه بود به‌طوری‌که در سال‌های ۱۳۳۰ و ۱۳۴۰ و ۱۳۶۹ به‌ترتیب ۱۰۵، ۱۹ و ۱۷ کیلوگرم در هکتار بود (Hydropriject, 1965). با افزایش تراز آب دریای کاسپین و افزایش وسعت آبی تالاب، توان اکولوژیک تالاب اندکی افزایش یافت و در سال ۱۳۷۲ در ۷۵ کیلوگرم در هکتار برآورد گردید (Nezami, 1994). برآورد توان طبیعی تالاب انزلی در مقایسه با دریاچه‌های داخلی ایران در حد متوسطی قرار دارد، زیرا این برآورد در دریاچه‌های ارسباران، اردلان، خندقلو در حد ۳ کیلوگرم در هکتار و در دریاچه‌های شویر، تهم و توده‌بین در حد ۳۰ کیلوگرم در هکتار بوده است (Mirzajani *et al.*, 2020). میزان برداشت در واحد هکتار در تالاب‌های ایتالیا که سطحی به‌مراتب کوچکتر از تالاب انزلی دارند، ۲۰۰-۳۰ کیلوگرم در هکتار، در چین حدود ۶۰، در توگو ۸۲ و در بنین ۷۶ کیلوگرم در هکتار در سال گزارش شده است (Nezami, 1994).

برداشت ماهیان تغذیه کننده از درشت بی‌مهرگان با توجه به برآورد تولید کنونی (۱۵/۱ کیلوگرم در هکتار) و با داشتن گستره آبی ۳۷۰۰ هکتاری کنونی (Mirzajani, 2024)، در حد ۵۵/۹ تن پیش بینی می‌شود. بررسی میزان برداشت ماهی از تالاب انزلی در سال ۱۴۰۳ تا حد زیادی منطبق با برآورد توان تولید شیلاتی حاضر است. میزان برداشت ماهی در سال ۱۴۰۳ در حد ۹۳/۱ تن در عرصه تالاب بوده که ۴۲/۵ درصد مربوط به اردک ماهی و ۵۶/۶ درصد مربوط به انواع کپور ماهیان تغذیه‌کننده از درشت بی‌مهرگان (عمدتاً کپور و کاراس به‌ترتیب با ۲۴/۸ و ۲۲/۱ درصد) بوده است (Daghigh Roohi *et al.*, 2025). بررسی آمار صید سال‌های ۷۵-۱۳۷۱ نیز نشان داده بود که ۵۵/۳ درصد ماهیان صید شده مربوط به دو گونه کفزی خوار کاراس (۱۸۹ تن) و کپور (۷۰ تن) بوده و ۱۷ درصد صید (۸۰ تن)



[ Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29 ]

مربوط به اردک ماهی بوده است (Haghighi and Valipour, 1999).

تالاب انزلی تغییرات محیطی عمیقی را تجربه نموده است و نمی‌تواند به حالت قبل از آن رجعت نماید و در سالیان اخیر با برهم خوردن تعادل اکوسیستم تالاب، ماهی غیر بومی کاراس و اردک ماهی چیره شده و جایگزین گونه‌های بومی و اقتصادی شده‌اند. بیشترین تنوع و فراوانی گروه‌های زیستی در ایستگاه‌های واقع در پهنه‌های آبی و مناطقی که از کیفیت آب مطلوب برخوردار بودند، مشاهده گردید. تغییر سیمای تالاب انزلی و کاهش گستره و عمق آب یکی از شاخص‌های اصلی در کاهش زی‌توده نهایی درشت بی‌مهرگان محسوب شده که کاهش توان شیلاتی تالاب انزلی را به‌دنبال داشته است. در گذشته افزایش سطح آب دریای کاسپین تغییرات مثبتی را در اکوسیستم تالاب، بر تنوع زیستمندان آن و بر ارزش‌های شیلاتی آن ایجاد می‌کرد، اما با کاهش مداوم تراز آبی دریای کاسپین، چشم‌انداز روشنی از بهبود وضعیت تالاب مشاهده نمی‌شود. بنابراین، بهبود عرصه‌های زیستگاهی در بخش‌های مختلف تالاب، برای بهبود نسبی گونه‌های زیستی بومی اعم از درشت بی‌مهرگان و ماهیان کار آمد خواهد بود. لایروبی و گسترش پهنه‌های آبی و ایجاد عمق در هر یک از حوضچه‌ها، مدیریت رسوب و حفظ و نگهداشت آب در حوضه آبخیز و پیکره تالاب انزلی از موارد ضروری در مدیریت تالاب انزلی به‌شمار می‌روند. مبارزه جامع با گونه‌های گیاهی مهاجم و بومی به ایجاد فضای باز آبی کمک می‌کند و سبب احیاء تمامی حلقه‌های شبکه غذایی خواهد شد. تکمیل پروژه‌های تصفیه فاضلاب شهری و صنعتی در حوزه تالاب، غلظت آلودگی‌های وارده را کاهش می‌دهد و بهبود کیفیت آب و توسعه جوامع درشت بی‌مهرگان را به‌دنبال خواهد داشت.

## تشکر و قدردانی

مقالهٔ حاضر در قالب طرح جامع بررسی زیستمندان تالاب انزلی و پروژه شناسایی و بررسی فراوانی درشت بی مهرگان کفزی و اپی‌فیتیک و تعیین خصوصیات بستر تالاب انزلی با شماره مصوب ۰۱۱۰۵۵-۰۱۰۵۱-۰۳۷-۱۲-۷۳-۱۴ سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی و با اعتبار مالی ادارهٔ کل حفاظت محیط‌زیست استان گیلان انجام شده است. بدین‌وسیله از مسئولین و همکاران سازمان حفاظت محیط زیست استان گیلان و پژوهشکده آبزی‌پروری آبهای داخلی صمیمانه تشکر و قدردانی می‌گردد.

## منابع

**Abedini, A., Mirzajani, A.R. and Fallahi, M., 2018**. Physicochemical conditions and trophic levels of the Anzali Wetland. *Iranian Scientific Fisheries Journal*, 26:113-123. (In Persian)

**Aghsaei, H., Dinan, N.M., Moridi, A., Asadolahi, Z., Delavar, M., Fohrer, N. and Wagner, P.D., 2020**. Effects of dynamic land use/land cover change on water resources and sediment yield in the Anzali wetland catchment, Gilan, Iran. *Science of the Total Environment*, 712:136449. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.136449

**APHA, 2005**. Standard Methods for Examining of Water and Waste Water. Washington D.C. 531 P

**Barbour, M.T., 1999**. Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. US Environmental Protection Agency, Office of Water, USA. 337 P.

**Bode, R.W., Novak, M.A., Abele, L.E., Heitzman, D.L. and Smith, A.J., 2002**. Quality assurance work plan for biological stream monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY. 115.P.



[ Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29 ]

**Chen, J., Pekker, T., Wilson, C.R., Tapley, B.D., Kostianoy, A., Cretaux, J.F. and Safarov, E., 2017**. Long-term Caspian Sea level change. *Geophysical Research Letters*, 44:6993-7001. DOI:10.1002/2017GL073958.

**Daghigh Roohi, J ,.Mirzajani, A. and Moradi Chafi, M., 2025**. Species composition and amount of commercial fish caught from Anzali Wetland. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, in press.

**Fallahi Kapourchali, M. and Abedini, A., 2018**. The trend of aquatic communities changes in Anzali Wetland. Iranian Fisheries Science Research Institute, Tehran. 152 P. (In Persian).

**Foomani, A., Gholizadeh, M., Harsij, M. and Salavatian, M., 2020**. River health assessment using macroinvertebrates and water quality parameters: A case of the Shanbeh-Bazar River, Anzali Wetland, Iran. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 19: 2274-2292. DOI:10.22092/ijfs.2020.122380

**Frauendorf, T.C., Colón-Gaud, C., Whiles, M.R., Barnum, T.R., Lips, K.R., Pringle, C.M. and Kilham, S.S., 2013**. Energy flow and the trophic basis of macroinvertebrate and amphibian production in a neotropical stream food web. *Freshwater Biology*, 58:1340-1352. DOI:10.1111/fwb.12131

**Ghane, A., Fallahi, M., Mirzajani, A., Bagheri, S. and Yousefzad E., 2017**. Studying the benthic macroinvertebrates fauna of Anzali Wetland during year 2014. *Studies of Biological Sciences and Biotechnology*, 3(3):1-12. (In Persian)

**Ghane, A., Mirzajani, A., Zahmatkesh, Y. and Sayyadrahim, M., 2021**. Some reproductive characteristics of the Oriental River Prawn *Macrobrachium nipponense* in Anzali Wetland. *Journal of Animal Environment*, 13:259-266. (In Persian)

**Haghighi, D. and Valipour, A., 1999**. Fish catch fluctuation in Anzali Wetland in 1992–1996. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 8(4):73-88. (In Persian)

**Hilsenhoff, W.L., 1988**. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7:65-68. DOI:10.2307/1467832

**Holčík, J. and Oláh, J., 1992**. Fish, fisheries and water quality in Anzali Lagoon and its watershed. Report prepared for the project-Anzali Lagoon productivity and fish stock investigations. Food and Agriculture Organization. Rome. 109 P.

**Hydropriject., 1965.** Fish-culture reclamation of the pahlevi (Mordab) bay. Moscow. 60 P.

**Hynes, K., 1998**. Benthic macroinvertebrate diversity and biotic indices for monitoring of 5 Urban and Urbanizing Lakes Within the Halifax Regional Municipality (HRM), Nova Scotia, Canada: Lakes Kearney [Halifax], McGrath [Brookside], Morris [Dartmouth], Springfield [Sackville] and Wrights [Hubley]. Soil and Water Conservation Society of Metro Halifax.115 P.

**Jalili, M., Negarestan, H. and Safaeiyan, S., 2011**. An investigation on macro benthic fauna of Southwestern of Anzali Lagoon and the relation of organic material to macro



[ Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29 ]

invertebrates. *Journal of Oceanography*, 1:11-19. (In Persian)

**JIC, DOE and MOJA** (Japan International Cooperation Agency, Department of Environment and Ministry of Jihad-e-Agriculture), **2005**. The Study on Integrated Management for Ecosystem Conservation of the Anzali Wetland in the Islamic Republic of Iran. Department of Environment Islamic Republic of Iran (Guilan). Rasht. 161 P.

**Johnson, R.C., JIN, H.S., Carreiro, M.M. and Jack, J.D., 2013**. Macroinvertebrate community structure, secondary production and trophic-level dynamics in urban streams affected by non-point-source pollution. *Freshwater Biology*, 58:843-857. DOI:10.1111/fwb.12090

**Karmakar, A.R., Ullah, M.A., Hasan, M.M., Akter, L., Sarker, M.M., Arai, T., Sikder, M.N.A., Albeshr, M.F. and Hossain, M.B., 2022**. Sedimentary nutrient dynamics in homestead fishpond systems from a subtropical coastal area. *Agriculture*, 12 (12):2077. DOI:10.3390/agriculture12122077

**Khodaparast, H., 2003**. Comprehensive fisheries studies of Anzali lagoon. Inland Water Aquaculture Research Center, Bandar Anzali, 104 P.

**Kimbal, K. and Kimbal, S., 1974**. Limnology studies of Anzali wetland. Inland Water Aquaculture Research Center, Bandar Anzali. 114 P.

**Lahijani, H., Leroy, S., Arpe, K. and Cretaux, J.F., 2023**. Caspian Sea level changes during instrumental period, its impact and forecast: A review. *Earth-Science Reviews*, 241:104428. DOI:10.1016/j.earscirev.2023.104428.

**Lenat, D.R., 1988**. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 7:222-233. DOI:10.2307/1467422.

**Leroy, S., Lahijani, H., Djamali, M., Naqinezhad, A., Moghadam, M., Arpe, K., Shah-Hosseini, M., Hosseindoust, M., Miller, C.S. and Tavakoli, V., 2011**. Late Little ice age palaeoenvironmental records from the Anzali and Amirkola Lagoons (south Caspian Sea): Vegetation and sea level changes. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 302:415-434. DOI:10.1016/j.palaeo.2011.02.002.

**Li, S.f. and Mathias, J., 1994**. Freshwater fish culture in China. Elsevier science B.V., Netherland, Amsterdam, 445 P.

**López-López, E. and Sedeño-Díaz, J.E., 2015**. Biological indicators of water quality: The role of fish and macroinvertebrates as indicators of water quality. *Environmental Indicators*, pp. 643-661.

**Macan, T., 1968**. A guide to freshwater invertebrate animal. Longman, London,Great Britain, 118 P.

**Madsen, J.D. and Wersal, R., 2017**. A review of aquatic plant monitoring and assessment methods. *Journal of Aquatic Plant Managment*, 55:1-12.

**Mahdian, M., Noori, R., Salamattalab, M.M., Heggy, E., Bateni, S.M., Nohegar, A., Hosseinzadeh, M., Siadatmousavi, S.M., Fadaei, M.R. and Abolfathi, S., 2024**.



[ Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29 ]

Anzali wetland crisis: Unraveling the decline of Iran's ecological gem. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 129(4):e2023JD039538. DOI:10.1029/2023JD039538

**Merritt, R., Cummins, K. and Berg, M., 2008**. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt Publication Company. 1003 P.

**Mirzajani, A., Ghane, A. and Khodaparast, H., 2008**. Qualifying the inlet rivers of the Anzali lagoon based on macro invertebrates communities. *Journal of Environmental Studies*, 34: 31-38. (In Persian)

**Mirzajani, A., 2009**. Limnological survey of Anzali wetland based on ten years data 1990-2003 by use of GIS system. Iranian Fisheries Science Research Institute, Tehran. 103 P .(In Persian)

**Mirzajani, A.R., Khodaparast, S.H., Babaei, H., Abedini, A. and Ghandi, A.D., 2010**. Eutrophication trend of Anzali Wetland based on 1992-2002 data. *Journal of Environmental Studies*, 3(52):65-74. (In Persian)

**Mirzajani, A., Abdolmalaki, S., Dagigh Roohi, J., Babaei, H., Abedini, A. and SayadBorani, M., 2020**. Trophic status index and natural fisheries potential of some Iranian reservoirs. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*,19:2753-2769. DOI:10.22092/ijfs.2020.122660

**Mirzajani, A., 2024**. Report on the project of monitoring creatures (benthos, plants and animals) of Anzali Wetland. Inland Water Aquaculture Research Center, Bandar Anzali 120 P.

**Naeemi, A.S., Nazarhaghighi, F. and Salehzadeh, A., 2015**. Identification and differentiation of species in Limnodrilus ((Claparede, 1862) Oligochaeta, Tubificidae) in Anzali wetland. *Aquatic Physiologyand Biotechnology*, 3(1):15-28. (In Persian)

**Neogi, S.B., Dey, M., Lutful Kabir, S., Masum, S.J.H., Kopprio, G.A., Yamasaki, S. and Lara, R.J., 2016.** Sundarban mangroves: Diversity, ecosystem services and climate change impacts; Bangladesh Agricultural University. *Asian Journal of Medical and Biological Research*, 2(4):488-507. DOI:10.3329/ajmbr.v2i4.30988.

**Nezami, S., 1994**. Limnological and ecological investigations of Anzali Lagoon. Inland Water Aquaculture Research Center, Bandar Anzali 214 P. (In Persian)

**Nijboer, R.C., Wetzel, M.J. and Verdonschot, P.F., 2004**. Diversity and distribution of Tubificidae, Naididae, and Lumbriculidae (Annelida: Oligochaeta) in the Netherlands: an evaluation of twenty years of monitoring data. *Hydrobiologia*, 520:127-141.

**Overton, J., 2001**. Standard procedures for benthic macroinvertebrates biological assessment. North Carolina Department of Environment and Natural Resources, 50 P.

**Parsons, J.K., 2001**. Aquatic plant sampling protocols. Publication Number 01-03-017, Washington Department of Ecology, Olympia,Washington, USA, 42 P.

**Richardson, J.S., 1993**. Limits to productivity in streams: evidence from studies of



[ Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29 ]

macroinvertebrates. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, pp. 9-15.

**RIS (Ramsar Information Sheet), 2023**. Anzali Wetland. Information sheet on Ramsar for Site no. 40, Anzali Wetland, Iran (Islamic Republic of). Gland, Switzerland. 24 P.

**Sarkar, U.K., Mishal, P ,.Borah, S., Karnatak, G., Chandra, G., Kumari, S., Meena, D., Debnath, D., Yengkokpam, S. and Das, P., 2020**. Status, potential, prospects, and issues of floodplain wetland fisheries in India: synthesis and review for sustainable management. *Reviews in Fisheries Science and Aquaculture*, 29:1-32. DOI:10.1080/23308249.2020.1779650.

**Thorp, J.H. and Covich, A.P., 2009**. Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Academic press, USA, 1021 P.

**Valipour, A.R., 1997**. Distribution and abundance of Chironomid larvae in Anzali Wetland .*Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 6(2):75-92. (In Persian)

**Yosufzad, E., Sayadrahim, M. and Zahmatkesh, Y., 2006**. Study of aquatic invertebrates in the vegetation of the western part of Anzali Wetland. Inland Water Aquaculture Research Center, Bandar Anzali. 12 P. (In Persian)



[ Downloaded from isfj.ir on 2026-01-29 ]