Journal of Natural Environment Hazards
University of Sistan and Baluchestan
Print ISSN: 2676 - 4377 Online ISSN: 2676 - 4385
Homepage: https://jneh.usb.ac.ir

Journal of Natural Environmental Hazards, Vol 15, Iss 47, March 2026

Evaluation of heavy metal concentrations in Otolithes ruber in Tis Pier and Bandar Abbas, and health risk assessment for the consumers

Morteza Samadanifar[1], Malihe Mohammadi[*2], Mehdi Ghanbarifardi[3], Sadegh Mosazadeh[4]

1. MSc student of Biochemistry, Department of Biology, Faculty of Science, University of Sistan and Baluchestan, Zahedan, Iran

2. Corresponding Author, Assistant Professor, Department of Biology, Faculty of Science, University of Sistan and Baluchestan, Zahedan, Iran

Email: *mmohammadi@science.usb.ac.ir* ***ORCID:*** *https://orcid.org/0000-0002-4818-4510*

3. Associate Professor, Department of Biology, Faculty of Science, University of Sistan and Baluchestan, Zahedan, Iran

4. MSc. Central Laboratory Expert, General Directorate of Veterinary Medicine, Hormozgan Province, Bandar Abbas, Iran

Article Info

Article type:
Research Article

Article history:
Received: 06 August 2025
Revised: 23 November 2025
Accepted: 03 December 2025
Published: 21 March 2026

Keywords:
Heavy metals, Pollution, Health risk assessment, Otolithes ruber, Sistan and Baluchestan, Hormozgan.

ABSTRACT

Heavy metal pollution in aquatic ecosystems is a major environmental concern due to the potential for bioaccumulation in aquatic organisms and subsequent human exposure through seafood consumption. This study evaluated the concentrations of cadmium (Cd), mercury (Hg), lead (Pb), and zinc (Zn) in liver and muscle tissues of Otolithes ruber collected from Chabahar (Tis Pier) and Bandar Abbas. Sixty fish samples (30 from each location) were analyzed using Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry (ICP-OES). Metal concentrations were higher in Chabahar samples, with liver tissues showing greater accumulation than muscle. Mean Hg concentrations in Chabahar liver and muscle were 0.098 ± 0.026 and 0.097 ± 0.019 µg/g, respectively, compared to 0.045 ± 0.019 and 0.034 ± 0.012 µg/g in Bandar Abbas ($p > 0.05$). Pb levels in Chabahar liver and muscle (0.56 ± 0.27 and 0.48 ± 0.10 µg/g) were significantly higher than those in Bandar Abbas (0.041 ± 0.02 and 0.030 ± 0.01 µg/g; $p < 0.05$). Cd concentrations in Chabahar liver and muscle (0.80 ± 0.35 and 0.63 ± 0.12 µg/g) also exceeded those in Bandar Abbas (0.07 ± 0.03 and 0.05 ± 0.02 µg/g; $p < 0.05$). Zn concentrations in Chabahar liver and muscle were 97.90 ± 10.17 and 24.22 ± 7.04 µg/g, respectively. Estimated Daily Intake (EDI) values for all metals were below the Tolerable Daily Intake (TDI) thresholds. However, the mean Cd concentration in Chabahar muscle exceeded permissible limits set by FAO, WHO, and MAFF. Target Hazard Quotient (THQ) and Total THQ (TTHQ) values for all metals were below 1, indicating low non-carcinogenic risk. In contrast, the Cancer Risk (CR) value for Hg in Chabahar exceeded the acceptable threshold ($>10^{-4}$), suggesting a potential carcinogenic risk from long-term consumption. Continuous environmental monitoring of aquatic organisms in Chabahar is recommended to mitigate health risks associated with heavy metal exposure through seafood consumption.

How to Cite: Samadanifar, M. , Mohammadi, M. , Ghanbarifardi, M. and Mosazadeh, S. (2026). Evaluation of heavy metal concentrations in Otolithes ruber in Tis Pier and Bandar Abbas, and health risk assessment for the consumers. *Journal of Natural Environmental Hazards*, 15(47), 155-180.

© The Author/Authors

DOI: 10.22111/jneh.2025.52858.2129

Publisher: University of Sistan and Baluchestan

EXTENDED ABSTRACT

INTRODUCTION

Heavy metals are among the most important pollutants in aquatic ecosystems. Due to their high toxicity and non-biodegradable nature, the accumulation of heavy metals has negative ecological effects on marine organisms and human health through the food chain. Fish are an important source of protein for humans. Heavy metals can accumulate in fish tissues and eventually be transferred to humans. The accumulation of heavy metals in fish depends on various factors, and the level of accumulation also varies among different fish tissues. Fish muscle tissue plays a key role in human nutrition and health, while the liver has a special role in metabolism. Metals such as Fe and Zn are essential for proper cellular function in physiological amounts, but metals such as Pb, Hg, and Cd are toxic even at low concentrations and negatively affect the survival of aquatic organisms and human health. The tigertooth croaker fish (*Otolithes ruber*) is a commercially important species in the Oman Sea and the Persian Gulf, playing a significant role in the diet of local populations. Despite the global distribution of *O. ruber*, few studies have assessed the risks of its consumption in terms of heavy metal contamination in the Persian Gulf and the Oman Sea. Considering the above, the present study aimed to investigate the bioaccumulation of heavy metals Pb, Cd, Hg, and Zn in the liver and muscle of *Otolithes ruber* from Chabahar and Bandar Abbas, and to assess the health risk of this fish for consumers by calculating the non-carcinogenic and carcinogenic risk.

DATA AND METHODOLOGY

In this study, 30 croaker fish samples were collected from Chabahar and 30 from Bandar Abbas. The samples were transported to the laboratory in sterile bags, thoroughly washed, and cleaned. Their length and weight were then measured. Muscle and liver tissues were separated from the skeleton using sterilized blades, transferred into coded sterile plastic bags, and stored at –20°C until the analyses were performed. For sample preparation before heavy metal concentration measurement, acid digestion was carried out. The concentrations of heavy metals in the samples were determined using inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES), while mercury concentrations were measured using the atomic absorption method. Trace element concentrations were expressed in micrograms per gram of dry weight (Table 1).

Health Risk Assessment

The non-carcinogenic risk associated with fish consumption was calculated using the THQ formula. THQ represents the ratio between the estimated exposure dose of a contaminant and the reference dose (RfD), as shown in the following equation:

$$THQ = \frac{EF \times ED \times FIR \times C}{BW \times AT \times RFD} \times 10^{-3}$$

The oral reference dose (RfD) values for Pb, Cd, Hg, and Zn are 0.004, 0.001, 0.0001, and 0.3 μg g^{-1}/day, respectively. Since humans are often exposed to more than one contaminant and may be affected by combined effects, the total Target Hazard Quotient (TTHQ) was also calculated using the following equation:

$$TTHQ = THQ\ (Pb) + THQ\ (Hg) + THQ\ (Cd) + THQ\ (Zn)$$

Table 1. Mean concentrations of heavy metals in the liver and muscle tissues of *Otolithes ruber* (µg g^{-1})

Station	Tissues		Hg	Cd	Pb	Zn
Chabahar	Muscle	Mean±S.D	0.097±0.019	0.63±0.12	0.48 ±0.10	24.22 ±7.04
		Maximum	0.35	1.40	0.83	37.20
		Minimum	0.00	0.10	0.00	4.05
	Liver	Mean±S.D	0.098 ±0.026	0.80 ±0.35	0.56 ±0.27	97.90 ±10.17
		Maximum	0.383	1.52	1.20	118.12
		Minimum	0.01	0.15	0.09	12.53
Bandar Abbas	Muscle	Mean±S.D	0.034 ±0.012	0.05 ±0.02	0.030 ±0.01	NS
		Maximum	0.262	0.74	0.22	NS
		Minimum	0.002	0.00	0.01	NS
	Liver	Mean±S.D	0.045±0.019	0.07±0.03	0.041 ±0.02	NS
		Maximum	0.290	0.81	0.31	NS
		Minimum	0.002	0.00	0.01	NS
FAO (2000)			0.5	0.5	2	30
WHO (2000)			0.5	0.5	0.5	40
MAFF (2000)			0.3	0.5	2	50
FDA (2001)			0.5-1	4	1.7	NS

For carcinogenic compounds, the risks were estimated as the incremental probability of individuals developing cancer over a lifetime due to exposure to a potentially carcinogenic substance. The carcinogenic risk (CR) resulting from the oral intake of heavy metals was calculated using the following equation:

$$CR = \frac{EF \times ED \times FIR \times CSF \times C}{BW \times AT} \times 10^{-3}$$

Where CSF is the cancer slope factor for each heavy metal, with values of 0.0085, 0.38, and 6.177 µg g^{-1}/day for Pb, Cd, and Hg, respectively. The results of the non-carcinogenic and carcinogenic health risk assessments are presented in Table 2.

Table 2. Target hazard quotient (THQ), total THQ (TTHQ), and Target Cancer Risk (TR) for Cd, Hg, Pb, and Zn in *Otolithes ruber*.

Station	THQ				TTHQ	CR		
	Cd	Hg	Pb	Zn		Cd	Hg	Pb
Chabahar	0.22	0.34	0.04	0.03	0.63	8.6×10^{-5}	2.1×10^{-4}	1.4×10^{-6}
Bandar Abbas	0.02	0.12	0.003	-	0.14	6.8×10^{-6}	7.5×10^{-5}	9.1×10^{-8}

Data analysis was performed using SPSS software (version 26), and a p-value of < 0.05 was considered statistically significant.

RESULTS AND DISCUSSION

The mean and range of heavy metal concentrations in the liver and muscle tissues of the samples were compared with the maximum permissible international limits. The concentrations of heavy metals in the Chabahar samples were higher than those in the Bandar Abbas samples. Furthermore, in both sampling sites, the concentrations of these elements in liver tissue were higher than in muscle tissue. The order of heavy metal concentrations in the liver and muscle tissues of the Chabahar samples was: Zn> Cd > Pb > Hg, whereas in the Bandar Abbas samples, the order was: Cd > Hg > Pb. Among the measured concentrations, only the mean Cd concentration in the muscle tissue of the Chabahar

samples exceeded the permissible limits recommended by FAO, WHO, and MAFF, but was still below the limit set by FAD.

Risk Assessment

The results showed that the THQ values for the heavy metals studied in the muscle tissue of both Chabahar and Bandar Abbas samples were less than 1. The TTHQ for the metals examined at both stations was also found to be less than 1. The CR from the oral intake of Pb, Cd, and Hg accumulated in fish muscle tissue revealed that: For Pb in the Bandar Abbas samples, CR was less than 1×10^{-6} (no risk). For Hg in the Bandar Abbas samples, Cd in both Chabahar and Bandar Abbas samples, and Pb in the Chabahar samples, CR values ranged between 1×10^{-6} and 1×10^{-4} (acceptable risk), and for Hg in the Chabahar samples, CR values exceeded 1×10^{-4} (above the acceptable limit).

CONCLUSION

Findings indicated that heavy metal concentrations were higher in the liver tissue of *Otolithes ruber* compared to the muscle tissue. Notably, the average concentration of Cd in the muscle tissue of *O. ruber* from Tis Pier at Chababar exceeded the safety thresholds established by FAO, WHO, and MAFF. Despite this, the non-carcinogenic risk assessment revealed that the Target Hazard Quotient (THQ) values for individual metals, as well as the Total THQ (TTHQ), remained below 1. This suggests that consumption of this species is unlikely to pose non-carcinogenic health risks under current exposure levels. In contrast, the carcinogenic risk assessment for Hg in the edible tissue of *O. ruber* from Chabahar exceeded the acceptable threshold (greater than 4×10^{-4}). This finding highlights potential health concerns for individuals who consume this fish regularly. Overall, samples collected from Chabahar port exhibited higher levels of heavy metal contamination than those from Bandar Abbas, particularly for Hg and Cd. These elevated concentrations may present increased risks to consumers.

The higher contamination levels observed in Tis Pier may be attributed to intensified maritime activity, aging and leaking vessels, and, to a lesser extent, industrial effluents and anthropogenic pollution. Over time, the bioaccumulation of heavy metals poses a significant threat to aquatic ecosystems. Therefore, consistent monitoring by environmental and public health authorities is essential to protect aquatic life and mitigate risks to human health.

ETHICAL CONSIDERATIONS

Conflict of Interest Statement: The authors declare no conflict of interest.

Ethical Statement: This article does not contain any studies with human participants performed by any of the authors. Fish samples were purchased from the fish market, where fishermen brought their daily catch for sale.

ACKNOWLEDGMENTS

This research was financially supported by the University of Sistan and Baluchestan. I sincerely thank the esteemed head of the Central Laboratory of the University of Sistan and Baluchestan, the respected laboratory experts, and the staff of the Central Laboratory, as well as the General Directorate of Veterinary Medicine of Hormozgan Province, for providing laboratory facilities and necessary guidelines.

REFERENCES

References (in Persian)

Pourkhabbaz, A., Khoshbin, A., & Abdollahi, M. (2023). Evaluation of concentrations of heavy metals (copper, mercury, and arsenic) in the muscle tissue, liver, and skin of *Otolithes ruber* and *Sphyraena forsteri* of the Oman Sea. Journal of Research in Environmental Health, 8(4), 419-430. [In Persian]

References (in English)

Costa, F., Coelho, J.P., Baptista, J., Martinho, F., Pereira. M.E., & Pardal. M.A. (2020). Mercury accumulation in fish species along the Portuguese coast: are there potential risks to human health? *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110740.

Hashempour-baltork, F., Jannat, B., Tajdar-Oranj, B., Aminzare, M., Sahebi, H., Mirza Alizadeh, A., & Hosseini, H. A comprehensive systematic review and health risk assessment of potentially toxic element intakes via fish consumption in Iran. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 249, 114349.

Keshavarzi, B., Hassanaghaei, M., Moore, F., Rastegari Mehr, M., Soltanian, S., Lahijanzadeh, A.R., & Sorooshian, A. (2018). Heavy metal contamination and health risk assessment in three commercial fish species in the Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin* 129(1), 245-252.

Miri, M., Akbari, E., Amrane, A., Jafari, S.J., Eslami, H., Hoseinzadeh, E., Zarrabi, M., Salimi, J., Sayyad-Arbabi, M., & Taghavi, M. (2017). Health risk assessment of heavy metal intake due to fish consumption in the Sistan region, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(11), 583.

Niri, A.S., Sharifian, S., & Ahmadi, R. (2015). Assessment of metal accumulation in two fish species (*Tenualosa ilisha* and *Otolithes ruber*), captured from the north of the Persian Gulf. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 94(1), 71-76.

Sadeghi, P., Loghmani, M., & Afsa, E. (2019). Trace element concentrations, ecological and health risk assessment in sediment and marine fish *Otolithes ruber* in the Oman Sea, Iran. *Marine Pollution Bulletin*, 140, 248-254.

مخاطرات محیط طبیعی
شاپا چاپی: ۴۳۷۷-۲۶۷۶ شاپا الکترونیکی: ۴۳۸۵-۲۶۷۶
Homepage: https://jneh.usb.ac.ir

مجله علمی پژوهشی مخاطرات محیط طبیعی، دوره ۱۵، شماره ۴۷، شماره پیاپی ۱، فروردین ۱۴۰۵

بررسی غلظت فلزات سنگین در ماهی شوریده (Otolithes ruber) در اسکله تیس و بندر عباس و ارزیابی ریسک خطر سلامتی برای مصرف کنندگان

مرتضی صمدانی فر[۱]، ملیحه محمدی[۲*]، مهدی قنبری فردی[۳]، صادق موسی زاده[۴]

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد بیوشیمی، گروه زیست شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه سیستان و بلوچستان، زاهدان، ایران
۲. استادیار گروه زیست شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه سیستان و بلوچستان، زاهدان، ایران (**نویسنده مسئول**)
ایمیل: mmohammadi@science.usb.ac.ir **ORCID:** https://orcid.org/0000-0002-4818-4510
۳. دانشیار گروه زیست شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه سیستان و بلوچستان، زاهدان، ایران
۴. کارشناس آزمایشگاه مرکزی، اداره کل دامپزشکی، استان هرمزگان، بندرعباس، ایران

اطلاعات مقاله

نوع مقاله:
مقاله پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۵/۱۵
تاریخ ویرایش: ۱۴۰۴/۰۹/۰۲
تاریخ پذیرش : ۱۴۰۴/۰۹/۱۲
تاریخ انتشار : ۱۴۰۵/۰۱/۰۱

واژه‌های کلیدی:
فلزات سنگین، آلودگی، ارزیابی ریسک خطر، ماهی شوریده، سیستان و بلوچستان، هرمزگان.

چکیده

آلودگی اکوسیستم‌های آبی با فلزات سنگین یکی از مهم‌ترین نگرانی‌های زیست‌محیطی است، زیرا این عناصر از طریق تجمع‌زیستی در بافت آبزیان می‌توانند وارد بدن انسان شوند. این مطالعه غلظت کادمیوم، جیوه، سرب و روی را در بافت‌های کبد و عضله ماهی شوریده (*Otolithes ruber*) جمع‌آوری‌شده از چابهار (اسکله تیس) و بندرعباس ارزیابی کرد. شصت نمونه ماهی (۳۰ نمونه در هر محل) با استفاده از روش جذب اتمی (ICP-OES) مورد بررسی قرار گرفتند. غلظت فلزات در نمونه‌های چابهار بالاتر بود و بافت‌های کبد تجمع بیشتری نسبت به عضله نشان دادند. میانگین غلظت جیوه در کبد و عضله نمونه‌های چابهار به ترتیب ۰/۰۲۶±۰/۰۹۸ و ۰/۰۱۹±۰/۰۹۷ و در نمونه‌های بندرعباس ۰/۰۱۹±۰/۰۴۵ و ۰/۰۱۲±۰/۰۳۴ میکروگرم بر گرم بود ($p>0.05$). غلظت سرب در کبد و عضله نمونه‌های چابهار (۰,۲۷±۰,۵۶ و ۰,۱۰±۰,۴۸) به طور معنی‌داری بالاتر از غلظت آن در نمونه‌های بندرعباس ۰,۰۲±۰,۰۴۱ و ۰,۰۱±۰,۰۳۰ میکروگرم بر گرم بود ($p<0.05$). غلظت کادمیوم در کبد و عضله نمونه‌های چابهار (۰,۳۵±۰,۸۰ و ۰,۱۲±۰,۶۳) نیز از غلظت آن در نمونه‌های بندرعباس (۰,۰۳±۰,۰۷ و ۰,۰۵±۰,۰۲) میکروگرم بر گرم بیشتر بود ($p<0.05$). غلظت روی در کبد و عضله چابهار به ترتیب ۹۷,۹۰±۱۰,۱۷ و ۲۴,۲۲±۷,۰۴ میکروگرم بر گرم بود. مقادیر تخمینی مصرف روزانه (EDI) برای همه فلزات کمتر از آستانه مصرف روزانه قابل تحمل (TDI) بود. ولی میانگین غلظت کادمیوم در عضله نمونه‌های چابهار از حد مجاز تعیین شده توسط FAO، WHOو MAFF فراتر رفت. مقادیر THQ (نسبت خطر هدف) و THQ کل برای همه فلزات کمتر از ۱ بود که نشان دهنده خطر غیر سرطان‌زایی پایین است. مقدار خطر سرطان (CR) برای جیوه در چابهار از آستانه قابل قبول ($>10^{-4}$) فراتر رفت که نشان‌دهنده خطر بالقوه سرطان‌زایی ناشی از مصرف طولانی مدت است. نظارت مداوم بر محیط زیست موجودات آبزی در چابهار برای کاهش خطرات سلامتی مرتبط با قرار گرفتن در معرض فلزات سنگین از طریق مصرف غذاهای دریایی توصیه می‌شود.

استناد: صمدانی فر, مرتضی , محمدی, ملیحه , قنبری فردی, مهدی و موسی زاده, صادق . (۱۴۰۵). بررسی غلظت فلزات سنگین در ماهی شوریده (Otolithes ruber) در اسکله تیس و بندر عباس و ارزیابی ریسک خطر سلامتی برای مصرف کنندگان. *مخاطرات محیط طبیعی*, ۱۵(۴۷), ۱۵۵-۱۸۰

© نویسنده/ نویسندگان
DOI: 10.22111/jneh.2025.52858.2129
ناشر: دانشگاه سیستان و بلوچستان

مقدمه

فلزات سنگین از مهمترین آلاینده‌ها در اکوسیستم‌های آبی هستند که از منابع طبیعی و انسانی مانند فعالیت‌های خانگی، صنعتی و کشاورزی آزاد می‌شوند (مجلسی و همکاران، ۲۰۱۸). تجمع فلزات سنگین در اکوسیستم‌های آبی اثرات اکولوژیکی منفی بر موجودات دریایی و سلامت انسان از طریق زنجیره غذایی دارد. فلزاتی مانند آهن (Fe)، روی (Zn)، مس (Cu) و منگنز (Mn) در مقادیر فیزیولوژیک برای فعالیت‌های متابولیکی و بیوشیمیایی طبیعی سلول‌ها ضروری هستند، ولی برخی دیگر مانند سرب (Pb)، کادمیوم (Cd)، جیوه (Hg) و آرسنیک (As) غیر ضروری بوده و در مقادیر اندک هم اثرات سمی دارند (علیزاده و همکاران، ۲۰۲۴). ماهی یک منبع مهم پروتئین برای انسان است. مطالعات مختلف نشان می‌دهند که فلزات سنگین می‌توانند در بافت‌های ماهی تجمع یافته و در نهایت به بدن انسان منتقل شوند (میری و همکاران، ۲۰۱۷). عوامل متعددی مانند شوری، pH، سختی آب، محل و فصل نمونه برداری، ویژگی‌های اکولوژیکی و فیزیولوژیک گونه‌ها مانند جنسیت، عادات غذایی و پوست‌اندازی بر تجمع فلزات در بافت‌های حیوانات دریایی تأثیر می‌گذارند (مشعوفی و همکاران، ۲۰۲۳). همچنین به خوبی شناخته شده است که اندازه حیوانات دریایی نقش مهمی در محتوای فلزی بافت‌ها ایفا می‌کند (نیری و همکاران، ۲۰۱۵). بافت عضله ماهی برای سلامت انسان و نقش آن در غذای انسان مهم است و بافت کبد آن نیز نقش ویژه‌ای در متابولیسم دارد. بنابراین غلظت آلاینده‌ها برای تعیین وضعیت سلامت ماهی برای مصرف انسان بررسی می‌شود (صادقی و همکاران، ۲۰۱۹). کادمیوم یکی از سمی‌ترین فلزات سنگین است که می‌توان آن را در آب‌های سطحی به عنوان یون دو ظرفیتی یافت. این فلز برای رشد ماهی غیر ضروری بوده و پس از ورود به بدن، در بافت‌هایی مانند کبد، کلیه، آبشش و عضله تجمع می‌یابد (پاتیل[1]، ۲۰۲۰). قرار گرفتن طولانی مدت در معرض کادمیوم ممکن است باعث اختلال در عملکرد کلیه و کبد، کاهش ظرفیت تولید مثل، شکستگی استخوان، رشد پروستات، فشار خون بالا و افزایش خطر ابتلا به سرطان شود (جادجی بگویچ[2] و همکاران، ۲۰۲۰؛ حسین[3] و همکاران، ۲۰۲۲). سرب به عنوان یکی از فلزات سمی شناخته شده می‌تواند باعث ضایعات در سیستم تولید مثل، سیستم عصبی و کلیه‌ها شود (منصوری و همکاران، ۲۰۱۰). تقریباً ۹۰٪ از خطرات سلامتی انسان مربوط به مصرف ماهی مربوط به ماهی‌های آلوده به جیوه است (رضایی و همکاران، ۲۰۱۱). تجمع جیوه در پستانداران می تواند سبب بروز عوارضی همچون کاهش بینایی، اختلال در حرکت، تغییرات در سیستم عصبی و در نهایت منجر به مرگ شود (کاستا[4] و همکاران، ۲۰۲۰). با توجه به اثر نوروتوکسیک جیوه، این ماده توسط برنامه بین‌المللی ایمنی مواد شیمیایی[5] (IPSC) به عنوان یکی از شش ماده شیمیایی خطرناک ذکر شده است (رضایی و همکاران، ۲۰۱۱). روی یکی از ریز مغذی‌های ضروری است که برای عملکرد فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی طبیعی سلول‌ها مورد نیاز است ولی در مقادیر بالامی‌تواند سبب تهوع، استفراغ، اسهال و آسیب کبدی و کلیوی شود (محمودا[6] و همکاران، ۲۰۲۰؛ نیارکو[7] و همکاران، ۲۰۲۳). بر اساس آخرین دستورالعمل های WHO[8] و

[1] Patil
[2] Djedjibegovic
[3] Hossain
[4] Costa
[5] International Program of Chemical Safety
[6] Mahmuda
[7] Nyarko
[8] World Health Organization

FAO[1]، حداکثر مقادیر مجاز سرب، کادمیوم و جیوه در ماهی به ترتیب برابر با ۳۰۰، ۵۰ و ۵۰۰ میکروگرم بر کیلوگرم است (بنا[2]، ۲۰۲۵).

ماهی شوریده (*Otolithes ruber*) یک ماهی دریایی از خانواده Sciaenidae بوده و یکی از گونه‌های مهم اقتصادی و تجاری در خلیج فارس و دریای عمان است. این گونه بیشتر در آب‌های ساحلی تا عمق ۴۰ متر، در مناطقی با بسترهای گلی و مصب رودخانه‌ها زندگی می‌کند (اسکندری و همکاران، ۲۰۱۲). ماهی شوریده عمدتا از بی مهرگان از جمله لارو ماهی، سخت پوستان (میگو، پاروپایان[3]، جورپایان[4]) و نرم‌تنان کف آب تغذیه می‌کند. دریای عمان در خاورمیانه و جنوب ایران واقع شده است و دارای ویژگی‌های اکولوژیکی و جغرافیایی منحصر به فردی است. این منطقه دائماً تحت تأثیر آلاینده‌های مختلف، به ویژه عناصر کمیاب، قرار دارد. منابع اصلی ورود عناصر کمیاب به دریای عمان، آبزی‌پروری، رواناب سطحی و رسوب (ایجاد شده توسط فرسایش)، نشت نفت به دلیل حمل و نقل دریایی، مراکز دفع زباله و روستاهای مناطق ساحلی است. علاوه بر این، کارخانه‌های کشتی‌سازی و نمک‌زدایی در حاشیه دریای عمان نیز از عوامل مهم ورود آلاینده‌ها به آب هستند. این گونه به طور گسترده در رژیم غذایی مردم محلی استان هرمزگان و سیستان و بلوچستان مورد استفاده قرار می‌گیرد. (صادقی و همکاران، ۲۰۱۹، پورخباز و همکاران، ۲۰۲۳). اگرچه به دلیل فراوانی زیاد و گسترش جهانی ماهی شوریده مطالعات متعددی در مورد زیست‌شناسی آن انجام گرفته است (چراغی و الماسیه، ۲۰۲۴)، ولی مطالعات کمی برای ارزیابی خطر مصرف این ماهی پرمصرف، از نظر فلزات سنگین در خلیج فارس و دریای عمان انجام شده است و اکثر آنها فقط به بررسی فلزات سنگین در بافت‌های مختلف ماهی و همچنین رابطه تجمع فلزات با شاخص‌های بیومتریک پرداخته‌اند (نیری و همکاران، ۲۰۱۵؛ بلوچ و همکاران، ۲۰۱۸؛ خوش بین و پورخباز، ۲۰۲۱). با توجه به مطالب فوق، هدف از مطالعه حاضر بررسی تجمع زیستی فلزات سنگین سرب، کادمیوم، جیوه و روی در کبد و عضله ماهی شوریده چابهار و بندرعباس و ارزیابی ریسک خطر سلامتی این ماهی برای مصرف کنندگان، از طریق محاسبه ریسک خطر غیر سرطانزا و سرطانزا بود. این مطالعه می‌تواند به‌عنوان مبنایی برای سیاست‌گذاری‌های بهداشتی، مدیریت منابع دریایی و آگاهی‌بخشی عمومی در مناطق ساحلی ایران مورد استفاده قرار گیرد.

داده‌ها و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه و نمونه‌گیری

در این مطالعه ۳۰ نمونه ماهی شوریده در فصل پاییز سال ۱۳۹۹ (میانگین وزن ۱۰۲,۵۷ ± ۶۲۳,۰۲ گرم، میانگین طول۴,۲۳ ± ۳۹,۷۶ سانتی‌متر) بطور تصادفی از بازار ماهی فروشان که صید روزانه خود را روانه بازار میکردند از اسکله تیس، در شهرستان چابهار، استان سیستان و بلوچستان و ۳۰ نمونه ماهی شوریده (میانگین وزن ۸۸,۳۷ ± ۲۳۸,۰۱ گرم، طول ۳,۱۲ ± ۳۳,۰۳ سانتی‌متر) از بازار ماهی فروشان شهرستان بندرعباس در استان هرمزگان تهیه شد. ماهی‌ها با استفاده از تور گوشگیر استاندارد که سبب کاهش آسیب فیزیکی به ماهی می‌شود صید شدند. حجم

[1] Food and Drug Administration
[2] Banna
[3] copepods
[4] isopods

نمونه با استناد به پژوهش‌های معتبر گذشته انتخاب شد (تاهیتی[1] و همکاران، ۲۰۲۰؛ نیری و همکاران، ۲۰۱۵). نمونه‌ها بصورت جداگانه در کیسه‌های پلاستیکی استریل قرار داده شدند و سپس در جعبه‌های یونولیت حاوی یخ خورد شده بلافاصله به آزمایشگاه منتقل شدند تا از تغییرات شیمیایی و فساد جلوگیری شود. بعد از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه، سطح خارجی نمونه‌ها با آب دو بار تقطیر شستشو داده شد تا آلودگی‌های احتمالی حذف شوند. بعد از خروج کامل آب اضافی، طول ماهی با دقت ۱ میلی‌متر و وزن ماهی‌ها با ترازوی دیجیتال با دقت ۰,۰۱ گرم به دقت اندازه‌گیری شد. بافت عضله و کبد ماهیان بوسیله تیغه استیل استریلیزه از اسکلت جدا شد و سپس نمونه‌های بافت جدا شده به کیسه های پلاستیکی استریل کد گذاری شده منتقل شده و تا زمان شروع آزمایش‌ها در فریزر منفی ۲۰ درجه سانتیگراد نگهداری شدند (کشاورزی و همکاران، ۲۰۱۸).

معرف ها

کلیه مواد شیمیایی مورد استفاده گرید آزمایشگاهی داشته و نیازی به تخلیص بیشتر نداشتند. اسید نیتریک (HNO_3, 65% w/v) و پراکسید هیدروژن (H_2O_2) از شرکت مرک آلمان تهیه شدند. برای تهیه محلول‌ها از آب دو بار تقطیر (با کیفیت ۱۸,۲ MΩ.cm) استفاده شد. برای تهیه استاندارد فلز سنگین از نمک کلرید فلزات سنگین سرب، کادمیوم، جیوه و روی با درجه خلوص تجزیه‌ای (مرک) استفاده شد. برای پیشگیری از آلودگی، ظروف شیشه‌ای و ظروف هضم با مواد شوینده آغشته شده، در محلول ۱۰٪ (v/v) HNO_3 به مدت یک شب غوطه ور شدند، بعد از آبکشی کامل، دوباره به مدت ۲۴ ساعت در آب دو بار تقطیر غوطه ور شده و سپس خشک شدند و در ظروف پلی پروپیلن دربسته نگهداری شدند. تست‌های بازیابی برای بررسی صحت داده‌ها به روش استاندارد انجام شد (حسین و همکاران، ۲۰۲۲). نرخ بازیابی نمونه ها بین ۹۴ تا ۱۰۳ درصد بود.

آماده‌سازی نمونه‌ها و تعیین عناصر کمیاب در بافت

نمونه‌های خشک شده با استفاده از هاون چینی به طور کامل آسیاب شدند. سپس برای آماده‌سازی نمونه‌ها برای خوانش غلظت فلزات توسط دستگاه جذب اتمی، ۰/۵ گرم از بافت کبد و ۰/۵ گرم عضله از هر نمونه جدا شد و پس از توزین توسط ترازوی دیجیتال به ارلن مایر ۵۰ میلی‌لیتری منتقل شد. سپس در زیر هود لامینار با استفاده از پیپت، مقدار ۷ میلی‌لیتر HNO_3 ٪۶۵ و ۱ میلی‌لیتر H_2O_2 ٪۳۰ به هر نمونه اضافه شد. سپس، درب ظروف محکم بسته شد و نمونه‌های موردنظر برای هضم اسیدی به دستگاه ماکروویو(Mileston, Model: ETHOS 1000 W) با دمای ۱۴۰ درجه سانتیگراد به مدت ۱ ساعت منتقل شدند تا هضم اسیدی تکمیل شود و محلول شفافی حاصل شود. پس از اتمام هضم، نمونه‌ها زیر هود در دمای محیط قرار داده شدند تا سرد شوند. پس از سرد شدن، نمونه‌ها با استفاده از کاغذ صافی واتمن شماره ۴۲ فیلتر شده و با آب دو بار تقطیر به حجم ۵۰ میلی‌لیتر رسانده شدند (میری و همکاران، ۲۰۱۷). نمونه‌های آماده شده تا زمان اندازه‌گیری با دستگاه در یخچال نگهداری شدند. اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین در نمونه‌ها با اسپکتروفتومتر جذب اتمی ICP-OES (Perkin Elmer , Model; Optima DV 2000) و غلظت فلز جیوه با روش جذب اتمی (novAA 400P, analytikjena) انجام شد. خوانش غلظت فلزات سنگین سه بار توسط دستگاه انجام شد. اعتبارسنجی روش هضم و خوانش جذب اتمی با آنالیز مواد مرجع تایید شده (NRCC-DORM-2 Dogfish Muscle) انجام شد. برای نمونه‌های ماهی، حدود تشخیص (LOD) [2] ۰,۰۰۱ برای کامیوم، سرب ۰,۰۰۵،

[1] Tahity
[2] limits of detection

جیوه ۰،۰۰۱ و برای روی ۰،۰۵ میکروگرم بر گرم گزارش شد. غلظت عناصر کمیاب بر حسب میکروگرم بر گرم وزن خشک بیان شد. تمامی مراحل فوق در آزمایشگاه مرکزی دانشگاه سیستان وبلوچستان و آزمایشگاه مرکزی اداره کل دامپزشکی هرمزگان-بندرعباس انجام شده است.

ارزیابی ریسک خطر سلامتی[1]

بر اساس USEPA [2] (۱۹۸۹)، میزان دریافت روزانه تخمینی[3] (EDI) و میزان دریافت هفتگی تخمینی[4] (EWI) فلزات سنگین (Pb, Cd, Hg, Zn) بر اساس معادلات زیر تعیین شد (وارول[5] و همکاران، ۲۰۱۷):

$$EDI\ (\mu g/\ kg\ bw/day) = MC \times FDC/BW \quad (۱)$$

$$EWI\ (\mu g/\ kg\ bw/Week) = EDI \times 7 \quad (۲)$$

که MC[6] میانگین غلظت فلزات سنگین ($mg\ kg^{-1}$) در بافت عضله ماهی است. FDC[7]، میانگین مصرف روزانه ماهی توسط انسان (g/person/day) که در ایران ۲۵/۲ g/person/day است (سازمان شیلات ایران (IFO)[8]، ۲۰۱۵؛ صادقی و همکاران، ۲۰۱۹) BW[9]، وزن بدن که برای بزرگسالان برابر ۷۰ کیلوگرم در نظر گرفته می‌شود. مقادیر EDI فلزات با مقادیر دریافت روزانه قابل تحمل (TDI)[10] پیشنهاد شده توسط کمیته مشترک FAO/WHO در مورد افزودنی‌های غذایی مقایسه شد (وارول و همکاران، ۲۰۱۷).

روش توصیه شده توسط USEPA، (۲۰۰۰) برای تعیین حد مجاز مصرف ماهی اتخاذ شد. در این روش، سطوح فلزات در بافت‌های خوراکی ماهی و دوزهای مرجع (RfD) را می‌توان در معادله ۳ پیاده‌سازی کرد تا میزان مجاز مصرف ماهی در یک دوره زمانی مشخص محاسبه شود. RFD دوز مرجع خوراکی برای هر فلز سنگین است که مقدار آن برای Pb، Cd، Hg و Zn به ترتیب برابر با ۰،۰۰۴، ۰،۰۰۱، ۰،۰۰۰۱ و ۰،۳ ($\mu g\ g^{-1}/day$) است. دوز مرجع خوراکی تخمینی از قرار گرفتن در معرض روزانه را نشان می‌دهد که جمعیت انسانی ممکن است به طور مداوم در طول عمر در معرض آن قرار گیرند بدون اینکه خطر قابل ملاحظه‌ای از اثرات مضر وجود داشته باشد (وارول و همکاران، ۲۰۱۷؛ نوروزی، ۲۰۲۰؛ هاشم‌پور بلتورک[11] و همکاران، ۲۰۲۳). از معادلات ۳ و ۴ به ترتیب برای محاسبه فراوانی حد مجاز مصرف ماهی در روز و در ماه استفاده شد. (مجلسی و همکاران، ۲۰۱۸)

$$CR(Lim)\ (\ kg/day) = RfD \times BW/C \quad (۳)$$

که CR_{Lim} حد مجاز مصرف ماهی (کیلوگرم در روز)، RFD دوز مرجع خوراکی، BW، وزن بدن انسان (۷۰ کیلوگرم) و C میانگین غلظت فلزات سنگین ($mg\ kg^{-1}$) در بافت عضله ماهی است.

$$CR(mm) = CR(Lim) \times Tap/MS \quad (۴)$$

[1] Health risk assessment
[2] United States Environmental Protection Agency
[3] Estimated daily intake
[4] Estimated weekly intake
[5] Varol
[6] mean concentration
[7] food daily consumption
[8] Iran Fisheries Organization
[9] body weight
[10] Tolerable daily intakes
[11] Hashempour-baltork

که CR_{mm} میزان مجاز مصرف ماهی (بار در ماه)، Tap میانگین دوره زمانی (۴,۳ هفته معادل ۳۰,۱ روز)، و MS مقدار هر وعده غذایی است که در این مطالعه برابر ۱۷۶,۴ گرم ماهی در هفته در نظر گرفته شده است.

تعیین ضریب خطر هدف (THQ)[1]

خطر غیر سرطان‌زایی مرتبط با مصرف ماهی با استفاده از فرمول (THQ) معادله (۵) محاسبه می‌شود که نسبت بین دوز تخمینی آلاینده و دوز مرجع[2] (RFD) است.

$$THQ = \frac{EF \times ED \times FIR \times C}{BW \times AT \times RFD} \times 10^{-3} \quad (۵)$$

EF[3] فرکانس مواجهه با فلز سنگین است (۳۶۵ روز در هر سال)، ED[4] مدت زمان در معرض قرار گرفتن است (۷۰ سال)، FIR[5] میزان مصرف ماهی (روزانه ۲۵,۲ گرم برای هر نفر درجمعیت ایران است). C غلظت فلز سنگین در ماهی ($\mu g\ g^{-1}$)، BW، وزن بدن (۷۰ کیلوگرم)، AT[6] میانگین مدت زمان قرار گرفتن در معرض اثرات غیر سرطان‌زا است (ED ×365) و RFD دوز مرجع خوراکی برای هر فلز سنگین است. اگر مقدار THQ کمتر از ۱ باشد، بعید است که جمعیت در معرض اثرات نامطلوب آشکاری را تجربه کنند. اگر $THQ \geq 1$ باشد، ریسک خطر سلامتی بالقوه وجود دارد و مداخلات و اقدامات حفاظتی مربوطه باید انجام شود (وارول و همکاران، ۲۰۱۷). از آنجاکه غالبا انسان در معرض بیش از یک آلاینده قرار دارد و تحت تاثیر اثرات ترکیبی یا تعاملی قرار می‌گیرد، مقدار THQ کل[7] (همچنین شاخص خطر[8] HI نامیده می‌شود) نیز با استفاده از معادله (۶) محاسبه شد.

$$TTHQ = THQ\ (Pb) + THQ\ (Hg) + THQ\ (Cd) + THQ\ (Zn) \quad (۶)$$

ریسک خطر سرطانزایی (CR)[9]

برای ترکیبات سرطان‌زا، خطرات به عنوان احتمال افزایشی ابتلای افراد به سرطان در طول زندگی به دلیل قرار گرفتن در معرض یک ترکیب سرطان‌زای بالقوه برآورد شد (وارول و همکاران، ۲۰۱۷؛ نیارکو و همکاران، ۲۰۲۳). ریسک خطر سرطانزایی ناشی از ورود خوراکی فلزات سنگین از معادله (۷) محاسبه شد:

$$CR = \frac{EF \times ED \times FIR \times CSF \times C}{BW \times AT} \times 10^{-3} \quad (۷)$$

که CSF[10] فاکتور شیب سرطانزایی برای هر فلز سنگین است که مقدار آن برای Pb، Cd و Hg به ترتیب برابر ۰,۳۸، ۰,۰۰۸۵ (گابیائی و بائیسا[11]، ۲۰۲۰) و ۶,۱۷۷ $\mu g\ g^{-1}/day$ است (هاشم پور بلتورک و همکاران، ۲۰۲۳). اگر میزان CR کمتر از 10^{-6} باشد، یعنی مصرف ماهی با ریسک خطر سرطانزا همراه نیست. سطوح قابل قبول خطر ابتلا به سرطان در طول زندگی از 10^{-4} تا 10^{-6} است. ولی اگر ریسک خطر سرطانزایی بیش از 10^{-4} ($CR>10^{-4}$) بود، نشان دهنده ریسک خطرناک بروز سرطان در طول زندگی است (وارول و همکاران، ۲۰۱۷).

[1] Target Hazard Quotients
[2] Oral reference dose
[3] exposure frequency
[4] exposure duration
[5] food ingestion rate
[6] average exposure time
[7] Total target hazard quotient
[8] Hazard index
[9] carcinogenic risk
[10] Human cancer slope factor
[11] Gebeyehu & Bayissa

آنالیز آماری

تجزیه و تحلیل داده‌ها با استفاده از نرم افزار SPSS نسخه ۲۶ انجام شد. برای بررسی نرمال بودن داده‌ها، از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف[1] استفاده شد. در صورت توزیع نرمال داده‌ها، تفاوت آماری بین گروه‌ها با استفاده از آزمون t وابسته نمونه تعیین می‌شود. در بررسی همبستگی بین دو متغیر کمی، برای داده‌های با توزیع نرمال از آزمون پارامتری پیرسون[2] و برای داده‌های غیر نرمال از آزمون همبستگی اسپیرمن[3] استفاده شد. سطح معنی‌داری آماری $p < 0.05$ در نظر گرفته شد.

یافته‌های تحقیق

غلظت فلزات سنگین در نمونه‌ها

میانگین و دامنه‌ی غلظت فلزات سنگین Cd، Pb، Hg و Zn در کبد و عضله *Otolithes ruber* در جدول ۱ ارائه شده است. همچنین میانگین غلظت‌های اندازه‌گیری شده در نمونه‌ها با حداکثر غلظت مجاز توصیه شده توسط FAO، WHO، FAD[4] و MAFF[5] مقایسه شده است. نتایج نشان می‌دهند که غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های اسکله تیس چابهار به طور معنی‌داری بیشتر از نمونه‌های بندر عباس در استان هرمزگان است ($p<0.05$) و همچنین غلظت این عناصر در بافت کبد بیش از بافت عضله نمونه‌های هر دو ایستگاه است که این اختلاف از نظر آماری معنی‌دار نمی‌باشد ($p>0.05$). بیشترین غلظت مربوط به فلز Zn در بافت کبد ماهی چابهار (۹۷/۹۰ ± ۱۰/۱۷ µg g^{-1}) و کمترین غلظت مربوط به Pb در بافت عضله نمونه‌های بندرعباس (۰/۰۳۰ ± ۰/۰۱ µg g^{-1}) بود. به طور کلی غلظت فلزات سنگین در بافت کبد و عضله نمونه‌های چابهار از این رابطه تبعیت می‌کنند: Zn>Cd>Pb>Hg در حالیکه در مورد نمونه‌های بندرعباس غلظت فلزات مورد بررسی بصورت Cd>Hg>Pb بود. میانگین غلظت کادمیوم و سرب در نمونه‌های چابهار بطور معنی‌داری بالاتر از نمونه‌های بندرعباس بود ($p<0.05$) ولی این اختلاف در مورد جیوه معنی‌دار نبود ($p=0.06$). نتایج نشان می‌دهند که میانگین غلظت Cd در نمونه‌های چابهار (۰/۱۲ ± ۰/۶۳ میکروگرم بر گرم) بیشتر از حد مجاز توصیه شده توسط FAO (۰,۵ µg g^{-1})، WHO (۰,۵ µg g^{-1}) و MAFF (۰,۲ µg g^{-1}) است ولی از حد مجاز توصیه شده FAD (۴ µg g^{-1}) پایین‌تر می‌باشد. ولی میانگین غلظت Cd در نمونه‌های بندرعباس (۰/۰۲ ± ۰/۰۵ میکروگرم بر گرم) کمتر از ماکزیمم توصیه شده استانداردهای بین المللی است. میانگین غلظت Hg در بافت عضله نمونه‌های مورد مطالعه کمتر از حد مجاز توصیه شده توسط FAO (۰,۵ µg g^{-1})، WHO (۰,۵µg g^{-1}) و FAD (۰,۵ µg g^{-1}-۱) است. همچنین میانگین غلظت Pb و Zn نیز در نمونه‌های مورد مطالعه، کمتر از حد مجاز توصیه شده توسط نهادهای بین المللی می‌باشد (جدول ۱).

[1] Kolmogorov-Smirnov
[2] Pearson Test
[3] spearman correlation test
[4] Food and Drug Administration
[5] Ministry of Agriculture, Fisheries and Food

جدول ۱: میانگین غلظت فلزات سنگین در بافت کبد و عضله ماهی شوریده (میکروگرم بر گرم)

محل نمونه برداری	نوع بافت		کادمیوم	جیوه	سرب	روی
اسکله تیس (چابهار)	عضله	میانگین ± انحراف معیار	۰/۱۲ ± ۰/۶۳*	۰/۰۱۹ ± ۰/۰۹۷	۰/۱۰ ± ۰/۴۸*	۷/۰۴ ± ۲۴/۲۲
		حداکثر	۱,۴۰	۰,۳۵	۰,۸۳	۳۷,۲۰
		حداقل	۰,۱۰	۰,۰۰	۰,۰۰	۴,۰۵
	کبد	میانگین ± انحراف معیار	۰/۳۵ ± ۰/۸۰	۰/۰۲۶ ± ۰/۰۹۸	۰/۲۷ ± ۰/۵۶	۱۰/۱۷ ± ۹۷/۹۰
		حداکثر	۱,۵۲	۰,۳۸	۱,۲۰	۱۱۸,۱۲
		حداقل	۰,۱۵	۰,۰۱	۰,۰۹	۱۲,۵۳
بندرعباس	عضله	میانگین ± انحراف معیار	۰/۰۲ ± ۰/۰۵*	۰/۰۱۲ ± ۰/۰۳۴	۰/۰۱ ± ۰/۰۳۰*	شناسایی نشده
		حداکثر	۰,۷۴	۰,۲۶۲	۰,۲۲	شناسایی نشده
		حداقل	۰,۰۰	۰,۰۰۲	۰,۰۱	شناسایی نشده
	کبد	میانگین ± انحراف معیار	۰/۰۳ ± ۰/۰۷	۰/۰۱۹ ± ۰/۰۴۵	۰/۰۲ ± ۰/۰۴۱	شناسایی نشده
		حداکثر	۰,۸۱	۰,۲۹۰	۰,۳۱	شناسایی نشده
		حداقل	۰,۰۰	۰,۰۰۲	۰,۰۱	شناسایی نشده
FAO¥ (2000)			۰,۵	۰,۵	۲	۳۰ǂ
WHO¥ (2000)			۰,۵	۰,۵	۰,۵	۴۰**
MAFF# (2000)			۰,۵	۰,۳	۲	۵۰
FDA¥ (2001)			۴	۱-۰,۵	۱,۷	شناسایی نشده

* اختلاف بین میانگین غلظت کادمیوم و سرب بین نمونه های چابهار و هرمزگان از نظر آماری معنی دار است ($p<0.05$).

¥حسینی و همکاران، ۲۰۱۵؛ عسکری ساری و همکاران، ۲۰۱۲

تاهیتی و همکاران، ۲۰۲۰

ǂ FAO، ۱۹۸۳

** WHO، ۱۹۸۹

بررسی همبستگی بین غلظت فلزات سنگین با وزن ماهی شوریده

به منظور بررسی همبستگی بین غلظت فلزات سنگین با وزن ماهی شوریده، نرمال بودن داده‌ها با آزمون کولموگروف-اسمیرنوف بررسی شد. با بررسی آزمون کولموگروف-اسمیرنوف مشخص شد که وزن نمونه‌های ماهی شوریده چابهار و فلزات مورد بررسی دارای توزیع نرمال بوده ولی داده‌های نمونه های بندرعباس توزیع نرمال ندارند. نتایج حاصل از همبستگی فلزات سنگین مورد مطالعه با وزن ماهی نشان داد که بین میانگین غلظت فلزات Cd، Pb، Hg و Zn همبستگی معنی‌داری با وزن ماهی شوریده در دو منطقه مورد مطالعه مشاهده نمی‌شود (جدول ۲ و جدول ۳).

جدول ۲: ارتباط غلظت فلزات سنگین با وزن ماهی شوریده اسکله تیس در چابهار

فلز سنگین	عضله		کبد	
	ضریب همبستگی	ارزش p	ضریب همبستگی	ارزش p
کادمیوم	۰,۰۹۸	۰,۶۰۷	۰,۰۹۸	۰,۶۰۷
جیوه	۰,۱۱۳	۰,۵۵۳	۰,۰۹۳	۰,۶۲۶
سرب	-۰,۰۶۰	۰,۷۵۲	-۰,۰۷۲	۰,۷۰۴
روی	۰,۰۳۱	۰,۸۰۷	-۰,۱۴۶	۰,۴۴۱

جدول ۳: ارتباط غلظت فلزات سنگین با وزن ماهی شوریده بندرعباس

فلز سنگین	عضله		کبد	
	ضریب همبستگی	ارزش p	ضریب همبستگی	ارزش p
کادمیوم	---	---	-۰,۱۷۷	۰,۳۵۰
جیوه	-۰,۰۰۲	۰,۹۹۳	---	---
سرب	---	---	---	---

ارزیابی ریسک خطر

میزان مصرف روزانه و هفتگی تخمینی فلزات سنگین در جدول ۴ گزارش شده است. نتایج نشان می‌دهند که در مقایسه با میزان مصرف روزانه قابل تحمل (TDI)، میزان مصرف روزانه تخمینی همه فلزات بررسی شده کمتر از میزان مصرف روزانه قابل تحمل است.

جدول ۴: میزان مصرف روزانه تخمینی (EDI) و هفتگی تخمینی (EWI) کادمیوم، جیوه، سرب و روی

محل نمونه برداری		کادمیوم	جیوه	سرب	روی
اسکله تیس (چابهار)	EDI	۰,۲۳	۰,۰۳	۰,۱۷	۸,۷۱
	EWI	۱,۶۱	۰,۲۱	۱,۱۹	۶۰,۹۷
بندرعباس	EDI	۰,۰۲	۰,۰۱	۰,۰۱	شناسایی نشده
	EWI	۰,۱۴	۰,۰۷	۰,۰۷	شناسایی نشده
میزان مصرف روزانه قابل تحمل*		۰,۸	۰,۵۷	۱,۵	۳۰۰

*(TDI) وارول و همکاران، ۲۰۱۷، صادقی و همکاران، ۲۰۱۹

نتایج مربوط به حد مجاز مصرف ماهی در روز (CR_{Lim}) و در ماه (CR_{mm}) برای فلزات کادمیوم، جیوه، سرب و روی در ماهی شوریده در جدول ۵ نشان داده شده اند.

جدول ۵: حد مجاز مصرف ماهی در روز (CR_{Lim}) (کیلوگرم در روز) و در ماه (CR_{mm}) (بار در ماه) برای فلزات کادمیوم، جیوه، سرب و روی در ماهی شوریده

محل نمونه برداری	کادمیوم		جیوه		سرب		روی	
	CR_{Lim}	CR_{mm}	CR_{Lim}	CR_{mm}	CR_{Lim}	CR_{mm}	CR_{Lim}	CR_{mm}
اسکله تیس (چابهار)	۰,۱۱	۱۹	۰,۰۷۲	۱۲	۰,۵۸	۹۹	۰,۸۷	۱۴۹
بندرعباس	۱,۴	۲۳۹	۰,۲۰	۳۴	۹,۳۳	۱۵۹۶	شناسایی نشده	شناسایی نشده

با توجه به بالاتر بودن غلظت کادمیوم نسبت به برخی از استانداردهای جهانی در عضله ماهی شوریده چابهار، خطر سرطان‌زایی (CR) و همچنین خطر غیر سرطان‌زایی مرتبط با مصرف ماهی با محاسبه تعیین ضریب خطر هدف (THQ) و ضریب خطر هدف کل (TTHQ) محاسبه شد. نتایج نشان داد که میزان THQ برای فلزات سرب، کادمیوم، جیوه و روی در بافت عضله نمونه‌های چابهار و بندرعباس کمتر از ۱ است. همچنین میزان TTHQ نیز برای فلزات مورد مطالعه در نمونه‌های ایستگاه‌های تحت مطالعه، کمتر از ۱ بدست آمد (جدول ۶).

جدول ۶: ضریب خطر هدف (THQ)، ضریب خطر هدف کل (TTHQ) و خطر سرطان هدف (CR) برای کادمیوم، جیوه، سرب و روی در ماهی شوریده

محل نمونه برداری	ضریب خطر هدف (THQ)				ضریب خطر هدف کل (TTHQ)	خطر سرطان هدف (CR)		
	کادمیوم	جیوه	سرب	روی		کادمیوم	جیوه	سرب
اسکله تیس (چابهار)	۰,۲۲	۰,۳۴	۰,۰۴	۰,۰۳	۰,۶۳	$۸,۶ \times ۱۰^{-۵}$	$۲,۱ \times ۱۰^{-۴}$	$۱,۴ \times ۱۰^{-۶}$
بندرعباس	۰,۰۲	۰,۱۲	۰,۰۰۳	-	۰,۱۴	$۶,۸ \times ۱۰^{-۶}$	$۷,۵ \times ۱۰^{-۵}$	$۹,۱ \times ۱۰^{-۸}$

برای محاسبه احتمال بروز خطر سرطانزای ناشی از مصرف طولانی مدت ماهی‌های آلوده به فلزات سنگین در مصرف‌کنندگان، ریسک خطر سرطانزایی ناشی از ورود خوراکی فلزات سرب، کادمیوم و جیوه تجمع یافته در بافت عضله ماهی محاسبه شد (جدول ۶). نتایج نشان دادند که مقدار CR برای فلز Pb موجود در بافت عضله ماهی بندرعباس ($۹,۱ \times ۱۰^{-۸}$) است. مقدار این پارامتر برای Pb در نمونه‌های چابهار برابر ($۱,۴ \times ۱۰^{-۶}$)، برای Cd در نمونه‌های بندرعباس و چابهار به ترتیب برابر ($۶,۸ \times ۱۰^{-۶}$) و ($۸,۶ \times ۱۰^{-۵}$) و برای Hg در نمونه‌های بندرعباس برابر با ($۷,۵ \times ۱۰^{-۵}$) محاسبه شد. از طرفی میزان CR برای Hg در نمونه‌های چابهار بیش از $۱۰^{-۴}$ ($۲,۱ \times ۱۰^{-۴}$) بدست آمد. ریسک بروز خطر سرطانزایی ناشی از تجمع فلزات سنگین در ماهی شوریده از رابطه Hg > Cd > Pb تبعیت می‌کند.

بحث

همزمان با بالا رفتن مصرف ماهی در دنیا، به علت ارزش تغذیه‌ای بالا و نقش مهم آن در تامین پروتئین‌ها، اسیدهای چرب غیر اشباع مانند امگا ۳ و سایر ریزمغزی‌ها، نگرانی‌های جهانی در مورد احتمال و مخاطرات آلوده شدن آن با مواد شیمیایی خطرناک پایدار مانند فلزات سنگین نیز افزایش یافته است (کاستا و همکاران، ۲۰۲۰؛ پورخباز و همکاران، ۲۰۲۳). فلزات سنگین به علت سمیت بالا، پایداری و خاصیت تجزیه ناپذیری آنها در زنجیره غذایی، به چالشی مهم در محیط‌های آبی تبدیل شده‌اند (نیارکو و همکاران، ۲۰۲۳). موجودات دریایی، به ویژه ماهی‌ها، آلاینده‌ها را از محیط آبی جمع می‌کنند و بنابراین ماهی‌ها شاخص خوبی برای پایش فلزات سنگین در سیستم‌های آبی محسوب می‌شوند (هاشم‌پور بلتورک و همکاران، ۲۰۲۳). بطور کلی تجمع فلزات سنگین در آبزیان سبب کاهش رشد، تغییرات رفتاری و ژنتیکی شده که می‌تواند در نهایت منجر به مرگ آنها گردد (زینب[1] و همکاران، ۲۰۲۲). منطقه چابهار و هرمزگان به‌دلیل موقعیت استراتژیک ساحلی و نزدیکی به آب‌های آزاد، میزبان طیف وسیعی از فعالیت‌های صنعتی، تجاری و دریایی است که می‌توانند منجر به ورود فلزات سنگین به محیط زیست دریایی شوند. از مهم‌ترین منابع بالقوه آلودگی فلزات سنگین در این مناطق می‌توان به فعالیت‌های بندری و کشتیرانی، صنایع

[1] Zaynab

پتروشیمی و پالایشگاه‌ها، فعالیت‌های کشاورزی و زهکشی، شرایط زمین‌شناسی و رسوبات طبیعی و توسعه شهری و تخلیه فاضلاب‌های خانگی و صنعتی اشاره کرد. با توجه به ماهیت تجمع‌پذیر فلزات سنگین در بافت‌های زیستی، ماهی شوریده نیز در معرض خطر بالایی برای جذب این فلزات قرار دارد. تجمع فلزات سنگین در ماهی‌ها نتیجه فرآیندهای پیچیده‌ای است که شامل جذب، انتقال، و ذخیره‌سازی این عناصر در بافت‌های مختلف بدن می‌شود. مکانیسم های اصلی عبارتند از: جذب از طریق آبشش‌ها و دستگاه گوارش،که فلزات سنگین موجود در آب یا رسوبات از طریق آبشش‌ها یا مصرف طعمه آلوده وارد بدن ماهی می‌شوند. پس از جذب، فلزات سنگین از طریق جریان خون به اندام‌های مختلف مانند کبد، کلیه، و عضلات منتقل می‌شوند. کبد به‌عنوان اندام اصلی سم‌زدایی، نقش مهمی در تجمع و متابولیسم فلزات دارد. فلزات سنگین به‌دلیل خاصیت لیپوفیلیک یا تمایل به اتصال به پروتئین‌ها، در بافت‌های خاصی مانند عضله و کبد تجمع می‌یابند. این تجمع می‌تواند تحت تأثیر عواملی مانند سن، اندازه، گونه، و موقعیت تغذیه‌ای ماهی باشد (سینک و شارما[1]، ۲۰۲۴).

جیوه (Hg)

جیوه یکی از خطرناکترین آلاینده‌ها به شمار می‌آید که می‌تواند از طریق فرسایش یا آتشفشان به اکوسیستم‌ها برسد. فعالیت‌های انسانی مانند ذوب فلزات، تولید ذغال سنگ، دفع زباله و سنتز شیمیایی نیز می‌تواند سبب آلودگی محیط زیست با جیوه شود (کاستا و همکاران، ۲۰۲۰). یکی از مهمترین دلایل آلودگی آب‌ها با جیوه، گسترش صنایع مربوط به نفت است (رضایی و همکاران، ۲۰۱۱). آلودگی ماهیان با جیوه و مشتقات آن نظیر متیل جیوه (MeHg) سبب نقص در اندام‌های مهم ماهی مانند سر، تشکیل باله‌های غیر طبیعی و نامنظم، تغییر شکل یا تشکیل نشدن دم، بروز مشکل در شکل‌گیری عدسی، از بین رفتن سلول‌های خاکستری در چشم جنین و در نهایت موجب مرگ ماهی می‌شود (پورخباز و همکاران، ۲۰۲۳). جیوه حتی در غلظت‌های پایین نیز برای سلامت انسان بسیار سمی تلقی می‌شود. متیل جیوه (MeHg) مضرترین شکل جیوه است و می‌توان آن را در قسمت‌های خوراکی ماهی یافت. متیل جیوه مشتق شده از خوردن ماهی به راحتی در دستگاه گوارش جذب می‌شود و به دلیل حلالیت در چربی، می‌تواند به راحتی از هر دو سد جفتی و خونی-مغزی عبور کند. جیوه میل ترکیبی بالایی با گروه‌های سولفیدریل در پروتئین‌ها داشته و تمایل به تجمع در موجودات زنده دارد و میزان دفع آن بسیار کم است. بخش عمده‌ای از آنچه جذب می‌شود در کلیه‌ها، بافت عصبی و کبد تجمع می‌یابد (تچونوو[2] و همکاران، ۲۰۱۲). در پستانداران، آلودگی جیوه مغز را هدف قرار می‌دهد و باعث مشکل در حرکت، کاهش بینایی، لامسه، لرزش، از دست دادن هوشیاری و در نهایت مرگ می‌شود. در زنان باردار، متیل جیوه به محض ورود به خون، به راحتی از طریق جفت به جنین منتقل می‌شود و منجر به مجموعه‌ای از مشکلات عصبی - حرکتی، گفتاری و عقب‌ماندگی ذهنی می‌شود. با این وجود، خطر مرتبط با مصرف ماهی، به میزان ماهی مصرف شده، شرایط فرد مصرف کننده و گونه ماهی بستگی دارد (کاستا و همکاران، ۲۰۲۰؛ زینب و همکاران، ۲۰۲۲)

در مطالعه حاضر میانگین غلظت جیوه در کبد و عضله ماهی شوریده اسکله تیس در چابهار برابر با ۰/۰۲۶ ± ۰/۰۹۸ و ۰/۰۱۹ ± ۰/۰۹۷ و در کبد و عضله ماهی شوریده بندرعباس برابر با ۰/۰۱۹ ± ۰/۰۴۵ و ۰/۰۱۲ ± ۰/۰۳۴ $\mu g\ g^{-1}$ بود. ارتباط بین اندازه جانوران دریایی با محتوای فلزات در بافت ها بخوبی شناخته شده است. به خصوص، این شواهد

[1] Singh & Sharma
[2] Tchounwou

به طور کلی برای جیوه در حیوانات دریایی سازگار است (نیری و همکاران، ۲۰۱۵). در این مطالعه اندازه و وزن نمونه‌های چابهار بیشتر از نمونه‌های بندرعباس بود که می‌تواند دلیل بالاتر بودن میانگین غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های چابهار نسبت به نمونه‌های بندرعباس باشد. اکثر بافت‌های ماهی به سمیت ناشی از افزایش غلظت فلزات سنگین حساس هستند. از آنجا که بافت کبد نقش کلیدی در متابولیسم و سم زدایی ایفاء می‌کند، به عنوان یک شاخص مناسب برای مواجهه طولانی مدت با فلزات سنگین در نظر گرفته می‌شود. تفاوت در میانگین غلظت تجمع فلزات سنگین در بافت‌های مختلف ممکن است به دلیل تفاوت در عملکرد فیزیولوژیکی و متابولیسم سلولی هر بافت باشد. مطالعات مختلف نشان داده‌اند که تجمع فلزات سنگین در بافت عضله کمتر از سایر بافت‌ها است (عسکری ساری و همکاران، ۲۰۱۲؛ صادقی و همکاران، ۲۰۱۹) میانگین غلظت جیوه در بافت عضله نمونه‌های چابهار و بندرعباس کمتر از حد مجاز تعیین شده توسط WHO، FAO و FAD است. در مطالعه‌ی رضایی و همکاران (۲۰۱۱) میانگین غلظت جیوه در بافت کبد و بافت خوراکی ماهی شوریده خلیج فارس به ترتیب ۰/۱۷۴ ± ۰/۱۶۷ و ۰/۲۷ ± ۰/۳۴۸ $\mu g\ g^{-1}$ بود که اگرچه پایین تر از حد مجاز استانداردهای جهانی است، ولی از نتایج مطالعه ما بالاتر است. همچنین در مطالعه مذکور غلظت جیوه در بافت کبد کمتر از بافت‌های خوراکی ماهی شوریده گزارش شد. در مطالعه عسکری ساری و همکاران، ۲۰۱۲، میانگین غلظت جیوه در عضله ماهی شوریده بندرعباس و آبادان به ترتیب ۰/۰۵۸±۰/۰۰۱ و ۰/۰۵۶±۰/۰۰۷ میکروگرم بر گرم گزارش شد، که از نتایج غلظت جیوه در عضله بندرعباس کمی بالاتر بوده ولی از نتایج غلظت جیوه در عضله ماهی چابهار کمتر است. در مطالعه پورخباز و همکاران (۲۰۲۳)، میانگین غلظت جیوه در کبد و عضله ماهی شوریده بندر کنارک به ترتیب ۰/۰۴ و ۰/۰۱ $\mu g\ g^{-1}$، و میانگین غلظت جیوه در بافت کبد و عضله ماهی شوریده خلیج پزم به ترتیب ۰/۰۳ و ۰/۰۱۳ $\mu g\ g^{-1}$ گزارش شد که پایین تر از حد استانداردهای سازمان های بین المللی WHO، FAO و FAD بود که از این نظر با نتایج مطالعه ما همخوانی دارد. همچنین غلظت جیوه در کبد و عضله ماهی کوتر (*Sphyraena forsteri*) بندر کنارک به ترتیب ۰/۰۴ و ۰/۰۱ $\mu g\ g^{-1}$ و در بافت کبد و عضله ماهی کوتر خلیج پزم نیز ۰/۰۳ و ۰/۰۱۳ $\mu g\ g^{-1}$ گزارش شد. در مطالعه حسینی و همکاران (۲۰۱۵)، میانگین غلظت جیوه در کبد و عضله ماهی شوریده سواحل خوزستان به ترتیب ۰/۰۶ ± ۰/۸۲ و ۰/۰۳ ± ۰/۲۳ بدست آمد که از نتایج مطالعه حاضر فراتر رفته است. همچنین میانگین غلظت جیوه در بافت عضله ماهی شوریده عرضه شده در بازار ماهی فروشان همدان ۰/۰۲۶ ± ۰/۰۳۰ $\mu g\ g^{-1}$ گزارش شد که از حد مجاز توصیه شده توسط FAO و WHO کمتر بود که با نتایج مطالعه حاضر در بندرعباس مطابقت دارد ولی از میانگین غلظت جیوه در بافت عضله نمونه‌های چابهار کمتر است (طیبی و همکاران، ۲۰۱۱). از طرفی میانگین غلظت جیوه در عضله ماهی شوریده در مطالعه حاضر بیشتر از میانگین غلظت جیوه در بافت عضله ماهی شوریده بندر ماهشهر در استان خوزستان (۰/۰۰۰۷ $\mu g\ g^{-1}$) است (نوروزی، ۲۰۲۰). در مطالعه چراغی و الماسیه (۲۰۲۴)، میانگین غلظت جیوه در بافت کبد ماهی شوریده بندر امام خمینی (۰/۱۱۳ ± ۰/۷۱۴) بیشتر از بافت عضله (۰/۰۱۵ ± ۰/۱۱۲) بود و این اختلاف غلظت از نظر آماری معنی‌دار بود. میانگین غلظت جیوه در بافت کبد و بافت خوراکی (*Psettodes erumei*) خلیج فارس به ترتیب برابر ۰/۱۲۲ ± ۰/۱۲۷ و ۰/۰۶۲ ± ۰/۰۷۷ $\mu g\ g^{-1}$ بود (رضایی و همکاران، ۲۰۱۱). همچنین در مطالعه علیزاده و همکاران (۲۰۲۴) میانگین غلظت جیوه در بافت کبد شیرماهی (*Scomberomorus commerson*) صید شده از خلیج چابهار و هرمزگان به ترتیب ۰/۰۵۳ و ۰/۰۳۲ $\mu g\ g^{-1}$ و در بافت عضله این ماهی به ترتیب برابر ۰/۰۱۹ و ۰/۰۰۶ $\mu g\ g^{-1}$ گزارش شد. نتایج مطالعه خشنود و همکاران (۲۰۱۱) نشان داد که میانگین غلظت جیوه در عضله ماهی شوریده (۰/۰۰۲ $\mu g\ g^{-1}$) و شیر ماهی (۰/۰۰۱ $\mu g\ g^{-1}$) صید شده از خلیج فارس

(بوشهر) کمتر از نتایج مطالعه حاضر و همچنین کمتر از حد آستانه FAO/WHO می‌باشد. مقدار جیوه در بافت عضله *Capoeta fusca* تالاب لار زاهدان برابر با ۰/۰۱ ± ۰/۱۲۰ $\mu g\ g^{-1}$گزارش شد که با نتایج مطالعه ما در چابهار همخوانی دارد (مشعوفی و همکاران، ۲۰۲۳). همچنین در مطالعه حاضر بین وزن ماهی و غلظت جیوه رابطه معنی‌داری مشاهده نشد که از این نظر نیز با نتایج مطالعه مشعوفی و همکاران مطابقت دارد. تفاوت در میانگین غلظت فلزات سنگین در ماهیان مطالعه شده در مطالعات مختلف می تواند به علت تفاوت در گونه ماهی، اندازه و عمر آبزی، رفتار غذایی، فصل نمونه برداری، محل نمونه برداری و دقت دستگاه‌های اندازه‌گیری کننده فلزات سنگین باشد (مشعوفی و همکاران، ۲۰۲۳).

سرب (Pb)

سمیت ماهی با سرب مانند جیوه، منجر به نقص در اندام‌های مهم ماهی مانند سر، دم، تشکیل باله‌های غیرطبیعی و نامنظم و مشکلاتی در ستون فقرات می‌شود (تاسلیما[1] و همکاران، ۲۰۲۲). در انسان نیز، قرار گرفتن بیش از حد در معرض سرب می‌تواند منجر به طیف وسیعی از بیماری‌های عصبی، از جمله بیماری آلزایمر، بیماری پارکینسون، اثرات هماتولوژیک، نارسایی کلیه، فشار خون بالا و سرطان شود (وارول و همکاران، ۲۰۱۷). سرب همچنین به عنوان یک عامل مؤثر در مشکلات قلبی عروقی در افراد مبتلا به دیابت شناخته شده است (عبد النبی[2] و همکاران، ۲۰۲۳). علاوه بر این، مطالعات مختلفی نشان داده‌اند که قرار گرفتن در معرض سرب به دلیل تداخل با تعادل هورمون‌های جنسی و تأثیر بر عملکرد طبیعی سیستم تولید مثل، بر رشد فیزیکی کودکان، به ویژه پسران، تأثیر منفی می‌گذارد (ژو[3] و همکاران، ۲۰۲۰). منابع انتشار سرب به محیط زیست از طریق جریان‌های زباله شامل صنایع باتری‌سازی، آبکاری و پرداخت فلزات اسیدی، مهمات‌سازی، تولید تترا اتیل سرب، صنایع سرامیک و شیشه، چاپ، نقاشی، رنگرزی و سایر صنایع می‌شود (ذوالفقاری، ۲۰۱۸).

میانگین غلظت Pb در بافت کبد (۰/۲۷ ± ۰/۵۶ $\mu g\ g^{-1}$) و عضله (۰/۱۰ ± ۰/۴۸ $\mu g\ g^{-1}$) ماهی شوریده اسکله تیس چابهار در مطالعه حاضر بالاتر از میانگین اندازه‌گیری شده در بافت کبد (۰/۰۲ ± ۰/۰۴۱) و عضله (۰/۰۱ ± ۰/۰۳۰) نمونه‌های بندرعباس در استان هرمزگان بود. دلیل این امر می‌تواند بزرگتر بودن اندازه و وزن بالاتر نمونه‌های چابهار نسبت به بندرعباس و تفاوت های فیزیکوشیمیایی آب محل زندگی ماهیان باشد (نیری و همکاران، ۲۰۱۵). با این حال، میانگین غلظت‌های بدست آمده در بافت عضله نمونه‌های چابهار و بندرعباس کمتر از حد مجاز اعلام شده توسط FAO، WHO، MAFF و FAD است. در مطالعه حسینی و همکاران (۲۰۱۵)، میانگین غلظت سرب در کبد و عضله ماهی شوریده سواحل خوزستان به ترتیب برابر ۰/۰۵ ± ۲/۳۱ و ۰/۰۳ ± ۰/۴۵ میکروگرم بر گرم گزارش شد. میانگین غلظت سرب در کبد نمونه های مطالعه مذکور نسبت به مطالعه ما بیشتر است ولی نتایج بافت عضله با نتایج بدست آمده در نمونه‌های چابهار همخوانی دارد. همچنین در مطالعه بلوچ و همکاران (۲۰۱۸) میانگین غلظت سرب در بافت‌های خوراکی ماهی شوریده بلوچستان پاکستان ۰/۵۸۴ میکروگرم بر گرم بود که با نتایج نمونه‌های چابهار همخوانی دارد. در مطالعه دیگری نتایج آنالیز غلظت سرب در کبد و عضله ماهی شوریده به ترتیب برابر با ۰/۰۲۶ و ۰/۰۷۵ میکروگرم بر گرم تعیین شد که تقریبا در محدوده غلظت سرب در نمونه های بندرعباس است ولی بر خلاف نتایج مطالعه حاضر غلظت سرب در عضله بالاتر از کبد بود (سبحان اردکانی و همکاران، ۲۰۱۱). همچنین میانگین

[1] Taslima
[2] Abd Elnabi
[3] Zhou

غلظت سرب در بافت کبد و عضله ماهی شوریده صید شده از شمال خلیج فارس به ترتیب ۰/۱۷ ± ۳/۶۶ و ۰/۰۰ ± ۱/۵۵ میکروگرم بر گرم گزارش شد که از نتایج مطالعه حاضر بالاتر است (نیری و همکاران، ۲۰۱۵). در مطالعه صادقی و همکاران (۲۰۱۹)، میانگین غلظت سرب در بافت کبد (دامنه میانگین غلظت: ۳۸/۲۴-۱۰/۳ میکروگرم بر گرم) و عضله ماهی شوریده (دامنه میانگین غلظت: ۷/۱۵-۱/۸۹ میکروگرم بر گرم) در پنج سایت مختلف دریای عمان اندازه‌گیری شد که این مقادیر در همه سایت ها بطور معنی‌داری از نتایج مطالعه حاضر بالاتر بودند. همچنین غلظت سرب در بافت عضله ماهی شوریده و ماهی کوتر (*Sphyraena forsteri*) صید شده از بندر کنارک در دریای عمان، به ترتیب ۰/۱۹ ± ۰/۸۱ و ۰/۲۳ ± ۰/۶۳ میکروگرم بر گرم و در بافت عضله ماهی شوریده و ماهی کوتر خلیج پزم به ترتیب ۰/۰۶ ± ۰/۳۷ و ۰/۱۷ ± ۰/۴۸ میکروگرم بر گرم گزارش شد که به نتایج مطالعه ما در چابهار نزدیک است (خوش بین و پورخباز، ۲۰۲۱). میانگین غلظت سرب در بافت عضله ماهی شوریده بندر آبادان و هرمزگان به ترتیب برابر ۰/۰۸۷ ± ۰/۶۳۸ و ۰/۰۷۷ ± ۰/۶۶۸ میکروگرم بر گرم گزارش شد که از نتایج نمونه های بندرعباس در مطالعه حاضر بالاتر است (عسکری ساری و همکاران، ۲۰۱۲). در مطالعه خراسانی و همکاران (۲۰۱۳) میانگین غلظت سرب در بافت عضله ماهی شوریده بندر ماهشهر ۰/۴۴۷ گزارش شد که با نتایج بدست آمده از مطالعه حاضر در چابهار همخوانی دارد. در مطالعه عسکری ساری و ولایت زاده (۲۰۱۲)، میانگین غلظت سرب در بافت کبد و عضله ماهی شوریده بندر هندیجان در شمال خلیج فارس به ترتیب برابر ۰/۰۲ ± ۰/۵۵ و ۰/۰۳ ± ۰/۴۷ میکروگرم بر گرم گزارش شد. همچنین میانگین غلظت سرب در بافت کبد و عضله شیرماهی به ترتیب برابر ۰/۰۴ ± ۰/۶۴ و ۰/۰۴ ± ۰/۵۲ میکروگرم بر گرم و در کبد و عضله *Scomberomorus guttatus*، به ترتیب برابر ۰/۰۱ ± ۰/۴۳ و ۰/۰۱ ± ۰/۴۰ میکروگرم بر گرم گزارش شد که در حدود نتایج بدست آمده از مطالعه حاضر در چابهار است. میانگین غلظت سرب در بافت عضله ماهی کپور نقره ای (*Hypophthalmichthys molitrix*) در منطقه سیستان ۰/۲۳ میکروگرم بر گرم گزارش شد که کمتر از حد مجاز FAO، WHO و MAFF بود ولی کمی بالاتر از حد مجاز اتحادیه اروپا (EC) (۰/۲ میکروگرم بر گرم) بود (میری و همکاران، ۲۰۱۷). همچنین در مطالعه علیزاده و همکاران (۲۰۲۴) میانگین غلظت سرب در بافت کبد شیرماهی (*Scomberomorus commerson*) صید شده از خلیج چابهار و هرمزگان به ترتیب ۳/۶۹ و ۰/۰۱ میکروگرم بر گرم و در بافت عضله این ماهی به ترتیب برابر ۲/۳۸ و ۰/۰۱ میگروگرم بر گرم گزارش شد که مقدار سرب در بافت عضله نمونه‌های چابهار از حد مجاز استانداردهای بین المللی فراتر رفته است. همچنین مطالعه مذکور، همبستگی مثبت و معنی‌داری را بین غلظت سرب و وزن ماهی نشان داد که با نتایج مطالعه حاضر در تضاد است. به طور کلی، تجمع فلزات در بافت های جاندار دریایی، به غلظت فلز، زمان قرار گرفتن در معرض فلز، نحوه جذب فلز، شرایط محیطی مانند دمای آب، pH، سختی، شوری و عوامل ذاتی (نوع، سن و عادات غذایی جاندار) بستگی دارد (محمودا و همکاران، ۲۰۲۰).

کادمیوم (Cd)

کادمیوم به طور گسترده در زمینه‌های متنوعی از جمله آبکاری باتری‌ها، رنگدانه‌ها، منسوجات و پوشش‌های فلزی استفاده می‌شود (زینب و همکاران، ۲۰۲۲). کادمیوم برای انسان بسیار سمی است و قرار گرفتن بیش از حد در معرض آن می‌تواند سبب نرمی استخوان (استئومالاسی[1])، کاهش تراکم مواد معدنی استخوان (پوکی استخوان) و ضعیف‌تر شدن استخوان‌ها شود (محمودا و همکاران، ۲۰۲۰). همچنین مقادیر بالای کادمیوم با عوارض کلیوی، ریوی،

[1] Osteomalacia

کبدی، اسکلتی، تولید مثلی و سرطان مرتبط است (وارول و همکاران، ۲۰۱۷). در مطالعه حاضر میانگین غلظت کادمیوم در بافت کبد (۰/۳۵ ± ۰/۸۰ میکروگرم بر گرم) و عضله ماهی شوریده اسکله تیس در چابهار (۰/۱۲ ± ۰/۶۳ میکروگرم بر گرم) بیشتر از میانگین اندازه‌گیری شده در بافت کبد (۰/۰۳ ± ۰/۰۷ میکروگرم بر گرم) و عضله (۰/۰۲ ± ۰/۰۵ میکروگرم بر گرم) نمونه‌های بندرعباس بود. میانگین غلظت‌های بدست آمده در بافت عضله نمونه‌های چابهار بالاتر از حد مجاز اعلام شده توسط FAO، WHO، MAFF بوده ولی از حد مجاز FAD پایین‌تر است. غلظت کادمیوم در نمونه‌های بندرعباس از حد مجاز استانداردهای جهانی پایین‌تر است. بنابراین به نظر می‌رسد که ممکن است مصرف ماهی آلوده به کادمیوم در چابهار، به علت اثر انباشت فلزات سنگین در طول زمان برای مصرف کنندگان، بخصوص کودکان و زنان باردار با خطر سلامتی همراه باشد. در مطالعه حسینی و همکاران (۲۰۱۵)، میانگین غلظت سرب در کبد و عضله ماهی شوریده سواحل خوزستان ۰/۰۸ ± ۰/۶۴ و ۰/۰۴ ± ۰/۲۸ گزارش شد. همچنین میانگین غلظت کادمیوم در کبد و عضله (*Euryglossa orientalis*) به ترتیب ۰/۰۵ ± ۰/۸۳ و ۰/۰۶ ± ۰/۱۵ تعیین گردید. میانگین غلظت کادمیوم در بافت عضله ماهی شوریده بندر آبادان و هرمزگان به ترتیب برابر ۰/۰۳۸ ± ۰/۲۵ و ۰/۰۵۶ ± ۰/۲۷۹ میکروگرم بر گرم گزارش شد که از نتایج نمونه های بندرعباس در مطالعه حاضر بالاتر ولی از نتایج چابهار پایین‌تر است (عسکری ساری و همکاران، ۲۰۱۲). در مطالعه صادقی و همکاران (۲۰۱۹)، میانگین غلظت کادمیوم در بافت کبد (دامنه میانگین غلظت: ۳۱/۴-۳/۳۹ میکروگرم بر گرم) و عضله ماهی شوریده (دامنه میانگین غلظت: ۱۷/۹۴-۵/۲۱ میکروگرم بر گرم) در پنج سایت مختلف دریای عمان اندازه‌گیری شد که این مقادیر در همه سایت‌ها بطور معنی‌داری از نتایج مطالعه حاضر و از آستانه مجاز استانداردهای بین المللی بالاتر بودند. همچنین در مطالعه دیگری غلظت کادمیوم در بافت عضله ماهی شوریده و ماهی کوتر (*Sphyraena forsteri*) صید شده از بندر کنارک در دریای عمان، به ترتیب ۰/۱۴ و ۰/۱۹ میکروگرم بر گرم و در بافت عضله ماهی شوریده و ماهی کوتر خلیج پزم به ترتیب ۰/۰۰۲ و ۰/۰۰ میکروگرم بر گرم گزارش شد که به نتایج مطالعه ما در چابهار کمتر است (خوش بین و پورخباز، ۲۰۲۱). در مطالعه بلوچ و همکاران (۲۰۱۸) میانگین غلظت کادمیوم در بافت‌های خوراکی ماهی شوریده بلوچستان پاکستان ۰/۱۵۴ میکروگرم بر گرم بود که کمی بیشتر از نتایج بندرعباس بوده ولی از نتایج بدست آمده از نمونه های چابهار کمتر است. نتایج مطالعه خشنود و همکاران (۲۰۱۱) نشان داد که میانگین غلظت کادمیوم در عضله ماهی شوریده (۰/۰۰۳ میکروگرم بر گرم) و شیر ماهی (۰/۰۰۳ میکروگرم بر گرم) صید شده از خلیج فارس (بوشهر) بسیار کمتر نتایج مطالعه حاضر و همچنین کمتر از حد آستانه FAO/WHO می‌باشد. در مطالعه میری و همکاران (۲۰۱۷)، میانگین غلظت کادمیوم در بافت خوراکی کپور نقره‌ای (*Hypophthalmichthys molitrix*) صید شده از چاه نیمه در استان سیستان و بلوچستان ۰/۱۵ میکروگرم بر گرم بود که کمتر از حد مجاز FAO، WHO و MAFF بوده ولی بالاتر از حد مجاز اتحادیه اروپا (EC) (۰/۰۵ میکروگرم بر گرم) بود. در مطالعه خراسانی و همکاران (۲۰۱۳) میانگین غلظت کادمیوم در بافت عضله ماهی شوریده بندر ماهشهر ۰/۲۵۰ گزارش شد. همچنین در مطالعه علیزاده و همکاران (۲۰۲۴) میانگین غلظت کادمیوم در بافت کبد شیرماهی (*Scomberomorus commerson*) صید شده از خلیج چابهار و هرمزگان به ترتیب ۳/۹۱ و ۰/۱۲ میکروگرم بر گرم و در بافت عضله این ماهی به ترتیب برابر ۰/۲۶ و ۰/۰۰۸ میگروگرم بر گرم گزارش شد که مانند نتایج مطالعه حاضر، نشان دهنده آلودگی خیلی بالاتر ماهی‌های صید شده از چابهار در مقایسه با هرمزگان است.

روی (Zn)

اگر چه Zn یک عنصر مهم و حیاتی برای رشد و متابولیسم و همچنین کارکرد صحیح برخی آنزیم‌ها در موجودات زنده است، ولی مقادیر بالای Zn ممکن است باعث حالت تهوع، استفراغ، اسهال، آسیب به کلیه و معده، گرفتگی قفسه سینه، بیهوشی، کما یا حتی مرگ ناشی از ادم ریوی و آسیب کبدی شود (محمودا و همکاران، ۲۰۲۰؛ نیارکو و همکاران، ۲۰۲۳). علاوه بر این، آلودگی Zn تأثیر منفی بر موفقیت در تخم‌ریزی و بقای چندین گونه ماهی داشته و همچنین از تشکیل طبیعی و رنگدانه ای اندام‌های مختلف جلوگیری می‌کند (تاسلیما و همکاران، ۲۰۲۲).

در مطالعه حاضر میانگین غلظت Zn در بافت کبد و عضله ماهی شوریده اسکله تیس چابهار به ترتیب برابر با ۱۰/۱۷ ± ۹۷/۹۰ و ۷/۰۴ ± ۲۴/۲۲ میکروگرم بر گرم گزارش شد که از حد مجاز FAO، WHO، MAFF کمتر است. در مطالعه بلوچ و همکاران (۲۰۱۸) میانگین غلظت Zn در بافت‌های خوراکی ماهی شوریده بلوچستان پاکستان ۶۹/۹۴۱ میکروگرم بر گرم بود که از نتایج مطالعه حاضر بالاتر است. همچنین در مطالعه خراسانی و همکاران (۲۰۱۳)، میانگین غلظت Zn در بافت عضله ماهی شوریده بندر ماهشهر ۳۱/۷ میلی گرم بر گرم گزارش شد که از نتایج مطالعه حاضر بالاتر است. نتایج مطالعه خشنود و همکاران (۲۰۱۱) نشان داد که میانگین غلظت Zn در عضله ماهی شوریده (۲/۸۸ میکروگرم بر گرم) و شیر ماهی (۲/۴۷ میکروگرم بر گرم) صید شده از خلیج فارس (بوشهر) بسیار کمتر نتایج مطالعه حاضر و همچنین کمتر از حد آستانه FAO/WHO می‌باشد. در مطالعه عسکری ساری و ولایت زاده (۲۰۱۲)، میانگین غلظت Zn در بافت کبد و عضله ماهی شوریده بندر هندیجان به ترتیب برابر ۰/۲۵ ± ۵/۲۵ و ۰/۳۶ ± ۴/۶۶ میکروگرم بر گرم گزارش شد. همچنین میانگین غلظت Zn در بافت کبد و عضله شیرماهی به ترتیب برابر ۰/۲۰ ± ۸/۳۹ و ۰/۲۰ ± ۷/۸۸ میکروگرم بر گرم و در کبد و عضله *Scomberomorus guttatus*، به ترتیب برابر ۰/۲۶ ± ۷/۱۷ و ۰/۲۸ ± ۶/۵۲ میکروگرم بر گرم گزارش شد که بسیار کمتر از حد استانداردهای بین المللی و همچنین نتایج مطالعه حاضر است. همچنین در مطالعه مرتضوی (۱۹۹۹)، میانگین غلظت Zn در عضله ماهی شوریده و ماهی حلوا سفید (*Pampus argentenus*)، به ترتیب ۱۲/۷۷ و ۱۴/۴۳ میکروگرم بر گرم گزارش شد که از نتایج مطالعه حاضر کمتر است. در مطالعه مشعوفی و همکاران میانگین غلظت Zn در عضله (*Capoeta fusca*) تالاب لار زاهدان، ۴/۲۴ ± ۷۰/۱۸۳ میکروگرم بر گرم گزارش شد که از نتایج مطالعه حاضر بالاتر بوده ولی از حد استاندارد NHMRC (۱۵۰ میکروگرم بر گرم) پایین‌تر است (مشعوفی و همکاران، ۲۰۲۳). در مطالعه ای که در ترکیه انجام شد، میانگین غلظت فلز Zn در بافت خوراکی ده گونه مختلف ماهی در دریای سیاه ترکیه بین ۳۸/۸ تا ۹۳/۴ میکروگرم بر گرم متغیر بود که بیشتر از نتایج مطالعه ما می باشد (تیزن[1]، ۲۰۰۹). در مطالعه جانادله و کاردانی[2] (۲۰۱۶)، میانگین غلظت Zn در بافت کبد و عضله ماهی کپور معمولی (*Cyprinus Carpio*) صید شده از رودخانه کرخه، به ترتیب ۲۷/۱۱ و ۲۲/۸۵ میکروگرم بر گرم گزارش شد. بنابراین میانگین غلظت روی گزارش شده در مطالعات مختلف، بر حسب محل نمونه‌برداری و نوع ماهی نوسان زیادی دارد. بطور کلی غلظت Zn در عضله ماهی شوریده بیش از سرب، کادمیوم و جیوه بود. زیرا Zn یک فلز ضروری است و در بسیاری از فرآیندهای متابولیکی نقش دارد .این موضوع قبلاً توسط برخی مطالعات دیگر تأیید شده است (عسکری ساری و ولایت زاده، ۲۰۱۴؛ پاستورینو[3] و همکاران، ۲۰۲۰).

ارزیابی ریسک خطر

[1] Tuzen
[2] Janadeleh & Kardani
[3] Pastorino

محاسبه مقادیر EWI و EDI عناصر کمیاب از طریق مصرف ماهی توسط یک فرد بالغ ۷۰ کیلوگرمی و مقایسه آن با مقادیر TDI (جدول ۴)، نشان داد که EDI محاسبه شده برای مصرف ماهی شوریده از نقطه نظر میزان کادمیوم، سرب، جیوه و روی کمتر از میزان مصرف روزانه قابل تحمل است، بنابراین از این نظر احتمالا مصرف ماهی شوریده خطرات سلامتی قابل توجهی برای مصرف کنندگان ندارد. در این مطالعه THQ، TTHQ، مقدار مصرف ماهانه مجاز و خطر سرطان هدف طولانی مدت فلزات سنگین از طریق مصرف مداوم ماهی شوریده نیز محاسبه شد. نتایج نشان داد که میانگین مقادیر THQ هر عنصر در هر دو ایستگاه از ترتیب نزولی Hg > Cd > Pb > Zn پیروی می‌کند. طبق USEPA(۲۰۱۱)، دستورالعمل توصیه برای ضریب خطر هدف برابر با ۱ است. اگر THQ کمتر از ۱ باشد، نشان می‌دهد که هیچ اثر غیر سرطانزای نامطلوبی در طول عمر برای سلامت انسان وجود ندارد. همچنین، THQ بیش از ۱ می‌تواند اثرات نامطلوبی بر سلامت مصرف‌کنندگان داشته باشد (مجلسی و همکاران، ۲۰۱۸؛ صادقی و همکاران، ۲۰۲۰) مقادیر THQ برای سرب، کادمیوم، جیوه و روی کمتر از ۱ بود. سابقا در مطالعه کشاورزی و همکاران (۲۰۱۸)، THQ سرب، کادمیوم، مس، آرسنیک و جیوه برای همه گونه‌های ماهی در خلیج فارس برای مصرف انسان بی‌خطر ثبت شد (کشاورزی و همکاران، ۲۰۱۸). ولی در مطالعه صادقی و همکاران (۲۰۱۹)، THQ کادمیوم و نیکل در ماهی شوریده در پنج سایت مختلف در دریای عمان بیش از ۱ و برای سرب کمتر از ۱ گزارش شد.

CR_{Lim} برای هر فلز، حداکثر میزان مصرف روزانه ماهی در طول عمر است که انتظار نمی‌رود اثرات نامطلوب غیرسرطانی داشته باشد (مجلسی و همکاران، ۲۰۱۸). حداکثر میزان مصرف روزانه مجاز برای هر سه فلز کمتر از میانگین مصرف روزانه ماهی (۲۵,۲ گرم) بود که با نتایج مطالعه Varol و همکاران (۲۰۱۷) و مجلسی و همکاران (۲۰۱۸) مطابقت دارد. بر طبق USEPA (۲۰۰۰)، اگر میزان CRmm یک وعده غذایی بیش از ۱۶ وعده در ماه باشد، مصرف آن بی خطر است. بنابراین همانطور که در نتیجه نشان داده شده است، CR_{mm} برای جیوه در ماهی شوریده اسکله تیس کمتر از ۱۶ واحد است که می‌تواند نشان دهنده اثرات مضر غیر سرطانی بر سلامت مصرف کننده باشد.

بر اساس USEPA (۲۰۱۰)، مقادیر CR کمتر از $۱۰^{-۶}$ با ریسک بروز خطر سرطانزایی همراه نیست. مقادیر CR بین $۱۰^{-۶}$ تا $۱۰^{-۴}$، نشانه‌ی سطوح قابل قبول و مقادیر بیش از $۱۰^{-۴}$ قابل صرفنظر کردن نمی‌باشد (صادقی و همکاران، ۲۰۱۹). نتایج نشان دادند که مقدارCR برای فلز Pb موجود در بافت عضله ماهی بندرعباس کمتر از $۱۰^{-۶}$ است که نشان میدهد احتمالا مصرف ماهی با ریسک خطر سرطانزا همراه نیست. مقدار این پارامتر برای Pb در نمونه‌های چابهار، Cd در نمونه‌های بندرعباس و چابهار و برای Hg در نمونه‌های بندرعباس، نشانه‌ی سطوح قابل قبول بروز سرطان در طول زندگی ناشی از مصرف خوراکی ماهی است. از طرفی میزان CR برای Hg در نمونه‌های چابهار بیش از $۱۰^{-۴}$ بدست آمد که بالاتر از مقدار قابل قبول است. بنابراین، خطر بروز سرطان ناشی از مصرف طولانی مدت این ماهی می‌تواند نگران کننده باشد. باید به این نکته اشاره کرد که در مطالعه حاضر نسبت متیل جیوه به جیوه محاسبه نشده است، که امکان دارد که به برآورد بیش از حد خطر منجر شود. در مطالعه صادقی و همکاران (۲۰۱۹)، مقدار CR برای فلز آرسنیک و نیکل اندازه‌گیری شده در گونه *Otolithes ruber* در دریای عمان بالاتر از مقدار قابل قبول گزارش شد ولی CR برای سرب کمتر از حد خطر بود.

از جمله محدودیت‌های این مطالعه می‌توان به تعداد نسبتا کم نمونه‌ها و همچنین بررسی تعداد چهار فلز سنگین اشاره کرد. بررسی غلظت فلزات سنگین فقط در یک گونه آبزی بررسی شد و از طرفی جمع‌آوری نمونه‌ها محدود به دو ایستگاه بوده و در فصول مختلف سال نیز انجام نگرفت. همچنین بررسی غلظت فلزات محدود به بافت عضله و

کبد بود و در سایر بافت‌های مهم مانند آبشش‌ها انجام نگرفت. در نهایت به اثرات تعاملی فلزات مانند اثر تعاملی سرب و کادمیوم پرداخته نشده است. اخیرا مطالعات مختلف نشان داده‌اند که مواجهه هم‌زمان با سرب و کادمیوم می‌تواند باعث افزایش استرس اکسیداتیو و تاثیر بر میکروبیوم روده شده و اثرات سمی این فلزات را، به‌ویژه در اندام‌هایی مانند کلیه، سیستم عصبی و دستگاه گوارش تشدید کند (گلیکلیک[1] و فرش من[2]، ۲۰۲۱؛ چن[3] و همکاران، ۲۰۲۵). بررسی این تعاملات نیاز به مطالعات بیشتر و دقیق‌تر دارد. از سویی تعیین مستقیم خطر سرطان، نیاز به مطالعات اپیدمیولوژیک طولانی دارد که خارج از محدوده این مطالعه است.

نتیجه گیری

این مطالعه یک تجزیه تحلیل جامع از غلظت فلزات سنگین Cd، Pb، Hg و Zn و ارزیابی ریسک سلامت در بافت کبد و عضله *Otolithes ruber* اسکله تیس در چابهار و بندرعباس ارائه میدهد. یافته‌ها نشان داد که غلظت فلزات سنگین در بافت کبد ماهی شوریده بیشتر از بافت عضله بود. میانگین غلظت Cd در بافت عضله ماهی شوریده چابهار از آستانه تعیین شده توسط FAO، WHO و MAFF بالاتر است. ارزیابی ریسک خطر غیر سرطانزایی ناشی از مصرف ماهی آلوده به فلزات سنگین نشان داد که مقادیر THQ برای هر فلز و TTHQ برای همه فلزات کمتر از ۱ بود. با این وجود، محاسبه حد مجاز مصرف ماهانه برای جیوه در نمونه‌های چابهار می‌تواند نشان دهنده اثرات مضر غیر سرطانی بر سلامت مصرف کننده باشد. محاسبه ریسک خطر سرطانزایی (CR) نشان داد که ریسک خطر برای Hg در عضله ماهی شوریده چابهار بالاتر از مقدار قابل قبول است. بنابراین مصرف‌کنندگان ممکن است به دلیل مصرف منظم ماهی، درجاتی از اثرات نامطلوب بر سلامتی را تجربه کنند. بطور کلی میزان آلودگی با فلزات سنگین در نمونه‌های صید شده از اسکله تیس در چابهار نسبت به نمونه‌های بندرعباس بالاتر بود که بخصوص آلودگی در مورد Hg و Cd می تواند با مخاطرات بیشتری همراه باشد. بالا بودن سطح فلزات سنگین در ماهی شوریده اسکله تیس ممکن است ناشی از رشد صنعت کشتیرانی، فرسودگی و نشت کشتی‌ها و تا حد کمتری پساب‌های صنعتی و آلودگی‌های انسانی باشد. با گذشت زمان، تجمع فلزات سنگین خطری برای سلامتی آبزیان ایجاد می‌کند که نظارت منظم و مکرر نهادهای مربوطه را برای حفظ سلامت آبزیان و جلوگیری از مخاطرات احتمالی برای مصرف‌کنندگان ضروری می‌سازد.

تقدیر و تشکر (حمایت مالی یا معنوی سازمانی)

این پژوهش با حمایت مالی دانشگاه سیستان و بلوچستان انجام شده است. از ریاست محترم آزمایشگاه مرکزی دانشگاه سیستان و بلوچستان و کارشناسان محترم آزمایشگاه و همچنین از پرسنل آزمایشگاه مرکزی، اداره کل دامپزشکی استان هرمزگان بخاطر فراهم کردن امکانات آزمایشگاهی و دستورالعمل‌های لازم، صمیمانه تشکر میکنم.

[1] Glicklich
[2] Frishman
[3] Chen

منابع

پورخباز، علیرضا، خوش بین، احمد و عبدالهی، میلاد. (۱۴۰۱). ارزیابی غلظت فلزات سنگین (مس، جیوه، آرسنیک) در بافت عضله، کبد و پوست ماهی شوریده (*Otolithes ruber*) و کوتر (*Sphyraena forsteri*) دریای عمان. *فصلنامه پژوهش در بهداشت محیط*، (۴)۸، ۴۳۰-۴۱۹.

خراسانی، نعمت الله، سید مهدی، حسینی، پور باقر، هادی، سید ولی، حسینی و افلاکی، فریدون. (۱۳۹۲). اندازه گیری برخی از فلزات سنگین در ماهی شوریده *Otolithes ruber* مطالعه موردی بندر ماهشهر. *نشریه محیط زیست طبیعی*، (۲)۶۶، ۱۹۰-۱۸۱.

خوش بین، احمد و پورخباز، علیرضا. (۱۳۹۹). تجمع زیستی سرب، کادمیوم و نیکل در عضله دو گونه ماهی در بنادر صیادی کنارک و پزم. *فصلنامه پژوهش در بهداشت محیط*، (۴)۶، ۳۷۰-۳۶۰.

عسکری ساری، ابوالفضل، جواهری بابلی، مهران، محجوب، ثمین، ولایت زاده، محمد. (۱۳۹۱). میزان فلزات سنگین (جیوه، کادمیوم، سرب) در عضله ماهی شوریده در بنادر صیادی آبادان و بندرعباس. *مجله علمی شیلات ایران*، (۳)۲۱، ۱۰۶-۹۹.

Abd Elnabi, M.K., Elkaliny, N.E., Elyazied, M.M., Azab, S.H., Elkhalifa, S.A., Elmasry, S., Mouhamed, M.S., Shalamesh, E.M., Alhorieny, N.A., Abd Elaty, A.E., Elgendy, I.M., Etman, A.E., Saad, K.E., Tsigkou, K., Ali, S.S., Kornaros, M., & Mahmoud, Y.A. (2023). Toxicity of heavy metals and recent advances in their removal: A Review. *Toxics*, 11 (7), 580.

Alizadeh, A., Mohammadi, M., Ghanbarifardi, M., & Yaghfoori, S. (2024). Heavy metals in *Scomberomorus commerson* from Sistan-Baluchestan and Hormozgan Provinces: Accumulation and Consumer Health Risk Assessment. *Iranian Journal of Ichthyology*, 11(1), 1-16.

Askary Sary, A., & Velayatzadeh, M. (2012). Lead and Zinc levels in *Scomberomorus guttatus*, *Scomberomorus commerson*, and *Otolithes ruber* from Hendijan, Iran. *Advances in Environmental Biology*, 6(2), 843-848.

Baloch, A.B., Bat, L., Ali, G.M., & Ahmed, Q. (2018). Concentration of heavy metals (Fe, Zn, Mn, Cu, Pb, and Cd) in *Otolithes ruber* (Bloch and Schneider, 1801) from Damb Fish Landing Centre at Sonmiani, Makran coast, Pakistan. *Pakistan Journal of Marine Sciences*, 27(2), 111-119.

Banna, K. (2025). Heavy Metals in Fish: Who Permissible Limits, Risks, and Seafood Safety Explained. https://fishingandfish.com/who-permissible-limit-of-heavy-metals-in-fish/

Chen, J., Liu, J., Liu, S., Li, Z., Gao, C., Wang, Z., Huang, S., Jiang, Z., & Yang, H. (2025). Multiomics reveals the synergistic response of gut microbiota and spider A. ventricosus to lead and cadmium toxicity. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 114(5), 77.

Cheraghi, M., & Almasieh, K. (2024). Mercury Contamination in Tigertooth croaker, *Otolithes ruber* (Teleostei, Sciaenidae), Fish of the Northwestern Persian Gulf with an Emphasis on Human Health Risk. *ECOPERSIA*, 12(1), 81-92.

Costa, F., Coelho, J.P., Baptista, J., Martinho, F., Pereira. M.E., & Pardal. M.A. (2020). Mercury accumulation in fish species along the Portuguese coast: are there potential risks to human health? *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110740.

Djedjibegovic, J., Marjanovic, A., Tahirovic, D., Caklovica, K., Turalic, A., Lugusic, A., Omeragic, E., Sober, M., & Caklovica, F. (2020). Heavy metals in commercial fish and seafood products and risk assessment in adult population in Bosnia and Herzegovina. *Scientific Reports*, 10(1), 13238.

Eskandari, G., Savari, A., Kochanian, P., & Taghavi Motlagh, A. (2012). Age, growth, and length at first maturity of Otolithes ruber in the Northwestern part of the Persian Gulf, based on age estimation using otolith. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 11 (1),13-27.

Gebeyehu, H.R., & Bayissa, L.D. (2020). Levels of heavy metals in soil and vegetables and associated health risks in Mojo area, Ethiopia. *PLoS One*, 15 (1), e0227883.

Glicklich, D., & Frishman, W.H. (2021). The Case For Cadmium and Lead Heavy Metal Screening. *American Journal of the Medical Sciences*, 362(4),344-354.

Hashempour-baltork, F., Jannat, B., Tajdar-Oranj, B., Aminzare, M., Sahebi, H., Mirza Alizadeh, A., & Hosseini, H. A comprehensive systematic review and health risk assessment of potentially toxic element intakes via fish consumption in Iran. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 249, 114349.

Hossain, M.B., Bhuiyan, N.Z., Kasem, A., Hossain, M.K., Sultana, S., Nur, A.U., Yu, J., Albeshr, M.F., & Arai, T. (2022). Heavy metals in four marine fish and shrimp species from a subtropical coastal area: accumulation and consumer health risk assessment. *Biology (Basel)*, 11(12), 1780.

Hosseini, M., Nabavi, S.M., Nabavi, S.N., & Pour, N.A. (2015). Heavy metals (Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Fe, and Hg) content in four fish commonly consumed in Iran: risk assessment for the consumers. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(5), 237.

Iran Fisheries Organization (IFO). (2015). Annual Iranian Fisheries Statistics 2013 and 2014. 33 Fisheries Design and Program Office, Tehran, Iran.

Janadeleh, H., & Kardani, M. (2016). Heavy Metals Concentrations and Human Health Risk Assessment for Three Common Species of Fish from Karkheh River, Iran. *Iranian Journal of Toxicology*, 10(6), 31-37.

Keshavarzi, B., Hassanaghaei, M., Moore, F., Rastegari Mehr, M., Soltanian, S., Lahijanzadeh, A.R., & Sorooshian, A. (2018). Heavy metal contamination and health risk assessment in three commercial fish species in the Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin* 129(1), 245-252.

Khoshnoud, M.J., Mobini, K., Javidnia, K., Hosseinkhezri, P., & Aeen Jamshid, K. (2011). Heavy Metals (Zn, Cu, Pb, Cd, and Hg) Contents and Fatty Acids Ratios in Two Fish Species (*Scomberomorus commerson* and *Otolithes ruber*) of the Persian Gulf. *Iranian Journal of Pharmaceutical Sciences*, 7(3), 191-196.

Mahmuda, M., Rahman, M.H., Bashar, A., Rohani, M.F., & Hossain, M.S. (2020). Heavy metal contamination in tilapia, *Oreochromis niloticus*, collected from different fish markets of Mymensingh District. *Journal of Agriculture, Food and Environment*, 1(4), 1-5.

Majlesi, M., Pashangeh, S., Salehi, S.O., & Berizi, E. (2018). Human Health Risks from Heavy Metals in Fish of a Freshwater River in Iran. *International Journal of Nutrition Sciences*, 3(3), 157-163.

Mansouri, B., Ebrahimpour, M., & Babaei, H. (2010). Determination of heavy metals in different tissues of Black Fish (*Capoeta fusca*) in central part Qanats of Birjand. *Veterinary Research and Biological Products*, 23(4), 45- 52.

Mashoufi, S., Mohammadi, M., Ghanbarifardi, M., & Alimoradi, M.R. (2023). Determination of heavy metals (Cd, Zn, Pb, and Hg) content in *Capoeta fusca* from Lar wetland, Zahedan, Iran. *Iranian Journal of Ichthyology*, 10(2), 102-113.

Miri, M., Akbari, E., Amrane, A., Jafari, S.J., Eslami, H., Hoseinzadeh, E., Zarrabi, M., Salimi, J., Sayyad-Arbabi, M., & Taghavi, M. (2017). Health risk assessment of heavy metal intake due to fish consumption in the Sistan region, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(11), 583.

Mortezawi, M.S. (1999). Heavy metal concentrations in *Otolithes ruber* and *Pampus argenteus* location from the Gulf. *Qatar University Science Journal*, 19, 165-171.

Niri, A.S., Sharifian, S., & Ahmadi, R. (2015). Assessment of metal accumulation in two fish species (*Tenualosa ilisha* and *Otolithes ruber*), captured from the north of Persian Gulf. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 94(1), 71-76.

Norouzi, M. (2020). Evaluating the Accumulation and Consumption Hazard Risk of Heavy Metals in the Fish Muscles of Species Living in the Waters of the Persian Gulf, Iran. *Pollution*, 6(4), 849-862.

Nyarko, E., Boateng, C.M., Asamoah, O., Edusei, M.O., & Mahu, E. (2023). Potential human health risks associated with ingestion of heavy metals through fish consumption in the Gulf of Guinea. *Toxicology Reports*, 10, 117-123.

Pastorino, P., Prearo, M., Bertoli, M., Abete, M.C., Dondo, A., Salvi, G., Zaccaroni, A., Elia, A.C., & Pizzul, E. (2020). Accumulation of As, Cd, Pb, and Zn in sediment, chironomids, and fish from a high-mountain lake: First insights from the Carnic Alps. *Science of the Total Environment*, 729, 139007.

Patil, A.P. (2020). Effect of heavy metal-induced antioxidant mechanisms in freshwater fish *Clarias Batrachus*. *World Journal of Pharmaceutical Research*, 9(4), 1352-1361.

Rezayi, M., Esmaeli, A.S., & Valinasab, T. (2011). Mercury and Selenium Content in *Otolithes ruber* and *Psettodes erumei* from Khuzestan Shore, Iran. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 86, 511–514.

Sadeghi, P., Loghmani, M., & Afsa, E. (2019). Trace element concentrations, ecological and health risk assessment in sediment and marine fish *Otolithes ruber* in Oman Sea, Iran. *Marine Pollution Bulletin*, 140, 248-254.

Sadeghi, P., Loghmani, M., & Frokhzad, S. (2020). Human health risk assessment of heavy metals via consumption of commercial marine fish (*Thunnus albacares*, *Euthynnus affinis*, and *Katsuwonus pelamis*) in Oman Sea. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 14944–14952.

Singh, G., & Sharma, S. (2024). Heavy metal contamination in fish: sources, mechanisms and consequences. *Aquatic Sciences*, 86, 107.

Sobhanardakani, S., Tayebi, L., & Farmany, A. (2011). Toxic Metal (Pb, Hg, and As) Contamination of Muscle, Gill, and Liver Tissues of Otolithes rubber, Pampus argenteus, Parastromateus niger, Scomberomorus commerson, and Onchorynchus mykiss. *World Applied Sciences Journal*, 14(10), 1453-1456.

Tahity, T., Islam, M.R.U., Bhuiyan, N.Z., Choudhury, T.R., Yu, J., Noman, M.A., Hosen, M.M., Quraishi, S.B., Paray, B.A., Arai, T., & Hossain, M.B. (2022). Heavy metals accumulation in tissues of wild and farmed Barramundi from the northern Bay of Bengal Coast, and its estimated human health risks. *Toxics*, 10(8), 410.

Taslima, K., Al-Emran, M., Rahman, M.S., Hasan, J., Ferdous, Z., Rohani, M.F., & Shahjahan, M. (2022). Impacts of heavy metals on early development, growth, and reproduction of fish - A review. *Toxicology Reports*, 9, 858-868.

Tayebi, L., Sobhanardakani, S., Farmany, A., & Cheraghi, M. (2011). Mercury Content in Edible Part of *Otolithes Ruber* Marketed in Hamedan, Iran. *International Journal of Nutrition and Food Engineering*, 5(11), 694-696.

Tchounwou, P.B., Yedjou, C.G., Patlolla, A.K., & Sutton, D.J. (2012). Heavy metals toxicity and the environment. *EXS*, 101, 133–164.

Tuzen, M. (2009). Toxic and essential trace elemental contents in fish species from the Black Sea, Turkey. *Food and Chemical Toxicology*, 47(8), 1785-1790.

USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2010. Risk-Based Concentration Table. http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/ human/index.htm.

USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2011. USEPA Regional Screening Level (RSL) Summary Table: November 2011. Available at. http://www. epa.gov/regshwmd/risk/human/Index.htm.

Varol, M., Kaya, G.K., & Alp, A. (2017). Heavy metal and arsenic concentrations in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) farmed in a dam reservoir on the Firat (Euphrates) River: Risk-based consumption advisories. *Science of the Total Environment*, 599-600:1288-1296.

Zaynab, M., Al-Yahyai, R., Ameen, A., Sharif, Y., Ali, L., Fatima, M., Khan, K.A., & Li, S. (2022). Health and environmental effects of heavy metals. *Journal of King Saud University – Science*, 34(1), 101653.

Zolfaghari, G. (2018). Risk assessment of mercury and lead in fish species from Iranian international wetlands. *MethodsX*. 5, 438-447.

Zhou, C.C., He, Y.Q., Gao, Z.Y., Wu, M.Q., & Yan, C.H. (2020). Sex differences in the effects of lead exposure on growth and development in young children. *Chemosphere*, 250, 126294.