Original Article

# Pollution Characterization, Toxicological Evaluation, and Health Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Heavy Metals in Tiger Cuttlefish (*Sepia pharaonis*) Marketed in Bushehr, Iran

دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی و درمانی بوشهر

CrossMarck

10.61882/ismj.29.5.285

Mohammad Kazeruni [1], Tahereh Khalifeh [1], Gholamhossein Mohebbi [1*], Ammar Maryamabadi [1], Mohammd Emami [2]

[1] Persian Gulf Marine Biotechnology Research Center, Persian Gulf Biomedical Sciences Research Institute, Bushehr University of Medical Sciences, Bushehr, Iran

[2] Central Research Laboratory, Shiraz University of Medical Sciences, Shiraz, Iran

**Abstract**

**Background:** Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and heavy metals, due to their environmental persistence, bioaccumulation potential, and toxicological effects, are among the major contaminants threatening marine ecosystems and human health. This study aimed to determine the concentrations of heavy metals and PAHs in tiger cuttlefish (Sepia pharaonis) marketed in Bushehr, Iran, and to simultaneously evaluate the ecological and human health risks associated with dietary exposure to these contaminants.

**Materials and Methods:** A total of 30 samples were collected for heavy metal analysis and 12 samples for PAHs determination from cuttlefish distribution centers in Bushehr. Heavy metals were quantified using inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) after sample preparation, while PAHs were extracted using dispersive liquid–liquid microextraction (DLLME) and determined by gas chromatography–mass spectrometry (GC-MS) in selected ion monitoring (SIM) mode. Risk assessment was performed using the following indices: risk quotient (RQ), target hazard quotient (THQ), hazard index (HI), and incremental lifetime cancer risk (ILCR).

**Results:** The PAH profile was characterized predominantly by low molecular weight compounds. The calculated RQ_NCs values for naphthalene, phenanthrene, fluoranthene, and chrysene were higher than 1.0, indicating potential adverse ecological effects of these compounds. Concentrations of lead, arsenic, and mercury exceeded some international guideline limits, with lead showing the highest RQ value among the investigated metals. However, THQ and HI values for heavy metals were below 1.0, and the ILCR associated with PAHs remained within the acceptable risk threshold. Furthermore, charcoal grilling altered the PAH profile and increased the concentrations of certain higher molecular weight compounds.

**Conclusion:** Although no significant human health risk was identified under the defined exposure scenario, the presence of compounds with ecological toxicity potential, cooking-induced alterations in contaminant profiles, and the importance of cuttlefish in the marine food chain highlight the necessity of continuous contaminant monitoring. It is also essential to control pollution sources, and consider food preparation methods in Bushehr to ensure long-term ecological and public health safety.

**Keywords:**
Tiger cuttlefish
Heavy Metals
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
Risk Assessment
Persian Gulf

***Corresponding author**
Gholamhossein Mohebbi
Mohebbihsn@bpums.ac.ir

**Received:** 2026/06/09
**Accepted:** 2026/08/11

[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

## Extended Abstract

Seafood is a significant dietary component in coastal communities because of its high nutritional value. However, the introduction of chemical contaminants into marine ecosystems can compromise the safety and quality of these food resources. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and heavy metals are among the most prominent marine contaminants of considerable environmental and public health concern because of their persistence, potential for bioaccumulation, and trophic transfer. The tiger squid (Sepia pharaonis), owing to its trophic position, direct interaction with the marine environment, and capacity to accumulate certain contaminants, can serve as a robust indicator of marine pollution and a potential proxy for assessing human dietary exposure.

The Persian Gulf, particularly the Bushehr region, is subjected to diverse sources of contamination arising from oil, gas, and petrochemical activities, vessel traffic, port operations, and other anthropogenic activities. While previous studies have investigated heavy metal contamination in aquatic organisms from the region, information regarding the simultaneous occurrence of PAHs and heavy metals in squid marketed for human consumption and its potential implications remains limited. Moreover, food preparation processes, particularly charcoal grilling, may alter the profile of organic contaminants. Therefore, this study aimed to determine the concentrations of heavy metals and PAHs in tiger squid (S. pharaonis) marketed in Bushehr, assess the ecological and human health risks associated with its consumption, and investigate changes in the PAH profile following charcoal grilling.

**Materials and Methods:** This study was conducted in Bushehr, Iran, during the summer of 2025. Fifteen active seafood retail and food-service centers that offered squid as part of their food products were purposively selected. Three independent squid samples, each weighing approximately 250 g, were collected from each center. Of these samples, 30 were allocated for heavy metal analysis and 15 for PAH analysis. The samples used for PAH analysis comprised 12 samples for determining the baseline contamination levels and three samples for evaluating the effect of cooking. Following transport to the laboratory, the samples were washed, cut, homogenized, and prepared for analysis. Lead (Pb), cadmium (Cd), total arsenic (As), and mercury (Hg) were determined using inductively coupled plasma–mass spectrometry (ICP-MS). PAHs were extracted using dispersive liquid–liquid microextraction (DLLME), and 15 PAH compounds were quantified by gas chromatography–mass spectrometry (GC-MS) in selected-ion monitoring (SIM) mode. The target compounds included naphthalene, acenaphthylene, acenaphthene, fluorene, phenanthrene, anthracene, fluoranthene, pyrene, benzo[a]anthracene, chrysene, benzo[b+k]fluoranthene, benzo[a]pyrene, indeno[1,2,3-cd]pyrene, dibenzo[a,h]anthracene, and benzo[g,h,i]perylene.

Analytical methods were validated for selectivity, linearity, precision, accuracy, limit of detection, and limit of quantification. Diagnostic ratios, including the high-molecular-weight to low-molecular-weight PAH ratio (HMW/LMW), were used to investigate the possible sources of PAHs. In addition, three samples representing different levels of contamination were selected to simulate consumption conditions and evaluate the effect of charcoal grilling. Ecological risk was assessed using the risk quotient (RQ), while consumer health risk was evaluated using estimated daily intake (EDI), target hazard quotient (THQ), hazard index (HI), and incremental lifetime cancer risk (ILCR). Statistical analyses were performed using SPSS version 20, and a significance level of $P < 0.05$ was considered statistically significant.

**Results:** The results demonstrated a heterogeneous PAH contamination pattern among the squid samples, with low-molecular-weight compounds accounting for the majority of the detected contaminants. In all samples, the concentrations of fluoranthene, pyrene, indeno[1,2,3-cd]pyrene, and benzo[a]pyrene were below the limit of quantification. Among the quantifiable compounds, acenaphthylene, with a maximum concentration of 29.03 µg/kg, and fluorene, at 21.06 µg/kg, were present at relatively higher concentrations. Some high-molecular-weight compounds were also detected sporadically; chrysene and benzo[a]anthracene were detected in one sample. The mean total PAH concentrations in samples A, B, and C were 6.56, 6.13, and 5.66 µg/kg, respectively. The HMW/LMW ratio was 0.19, indicating a predominance of low-molecular-weight compounds. Diagnostic ratios suggested the possible simultaneous contribution of petrogenic and pyrogenic sources, although the overall pattern was consistent with a substantial contribution from petrogenic sources.

Assessment of charcoal grilling showed that heating reduced several LMW compounds, particularly naphthalene and acenaphthylene, in certain samples. However, total PAH concentrations increased after cooking in all three samples. This change may reflect the greater volatility of lighter compounds and the formation or redeposition of heavier PAHs through smoke exposure and combustion-related processes. Consequently, the PAH profile of cooked squid may differ from that of the raw material.

The mean concentrations of lead, cadmium, total arsenic, and mercury were approximately 8.22, 0.1, 6.29, and 1.19 mg/kg, respectively. Comparison with international reference limits showed that lead, arsenic, and mercury exceeded some standards. Cadmium also exceeded the permissible limits of some standards but remained within the acceptable range according to the U.S. Food and Drug Administration (FDA) limit. These findings indicate a considerable burden of certain elements in edible squid tissue. However, regulatory-limit

[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

comparisons alone cannot determine health risk and should be considered alongside exposure estimates and risk indices.

Ecological risk assessment showed that the RQ values for naphthalene, phenanthrene, fluoranthene, and chrysene exceeded 1.0, indicating potential adverse effects on aquatic biological communities based on the applied criteria. Among the metals, lead had the highest RQ (4.11) and was the only metal with an RQ above 1.0, whereas cadmium, arsenic, and mercury had RQ values below 1.0. Consumer health-risk assessment yielded THQ values of 0.076, 0.032, 0.0681, and 0.0129 for lead, cadmium, arsenic, and mercury, respectively. Arsenic contributed the largest relative share of non-carcinogenic risk. The total HI was 0.0918 (<1.0), indicating no significant non-carcinogenic risk under the defined exposure scenario. For PAHs, the BaP-TEQ was 2.086 μg/kg, CDI was $2.9 \times 10^{-6}$ mg/kg/day, and ILCR was $2.12 \times 10^{-5}$, remaining within the acceptable carcinogenic-risk range.

**Discussion:** The findings demonstrate that squid marketed in Bushehr are exposed to a mixture of organic and inorganic contaminants, the accumulation patterns of which are likely influenced by interactions among environmental, biological, and anthropogenic factors. The predominance of low-molecular-weight PAHs and the low HMW/LMW ratio, together with the diagnostic ratios, were consistent with a substantial contribution from petrogenic sources. Nevertheless, the presence of some high-molecular-weight compounds also suggested a potential contribution from pyrogenic sources. This pattern can be interpreted in the context of the environmental conditions of the Bushehr region and the presence of oil-related, industrial, and maritime activities. However, diagnostic ratios in biological matrices should be interpreted cautiously.

The elevated concentrations of certain metals relative to reference limits, particularly lead, underscore the importance of monitoring these contaminants. Variations in metal accumulation among cephalopods from different regions may be influenced by species-specific traits, including body size, age, dietary habits, habitat characteristics, and the magnitude of contaminant inputs. With regard to arsenic, because total arsenic rather than individual arsenic species was measured in the present study, the contribution of different arsenic species to toxicity and bioavailability cannot be determined precisely. Therefore, arsenic speciation should be considered an important priority in future studies.

From a human health perspective, THQ and HI values below 1.0 and an ILCR within the acceptable range indicated that, under the defined exposure scenario, no significant non-carcinogenic or carcinogenic risk was estimated. However, these findings are contingent upon specific exposure parameters, consumption rates, body weight, and other assumptions used in the risk calculations and should not be interpreted as evidence of a complete absence of risk associated with contamination. Conversely, RQ values greater than 1.0 for some PAHs and lead indicate that ecological risk assessment and human health risk assessment may yield divergent outcomes.

The alterations in the PAH profile following charcoal grilling further demonstrate the importance of food preparation methods. The reduction in lighter compounds may be attributable to their greater volatility, whereas the increase in certain heavier compounds may be associated with the thermal formation of PAHs and the deposition of PAHs present in charcoal smoke onto food surfaces. Therefore, dietary exposure assessments should consider not only the initial level of contamination but also the changes resulting from food processing and cooking.

**Conclusion:** The present study demonstrates that tiger squid (S. pharaonis) marketed in Bushehr contains measurable concentrations of certain PAHs and heavy metals, with contamination likely influenced by multiple environmental and anthropogenic sources. The predominance of low-molecular-weight PAHs and diagnostic ratios suggested a substantial contribution from petrogenic sources, although pyrogenic inputs were also possible. Some PAHs and lead showed potential adverse ecological effects based on RQ values. In contrast, THQ and HI values for heavy metals were below 1.0, while the ILCR associated with PAHs remained within the acceptable carcinogenic-risk range. Therefore, under the exposure scenario applied, no significant human health risk was estimated. Analysis revealed that charcoal grilling altered the PAH profile and increased total PAH concentrations, highlighting how food preparation may affect dietary exposure. Given the nutritional and economic importance of squid in the region, continuous monitoring of chemical contaminants and mitigation of pollution sources are essential. Further studies should include larger sample sizes, provide detailed speciation of arsenic and mercury, and evaluate different cooking methods to better characterize contaminant behavior and provide a more comprehensive assessment of squid safety.

.

[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

دانشگاه علوم پزشکی
و خدمات بهداشتی و درمانی بوشهر

CrossMarck

10.61882/ismj.29.5.285

مقاله پژوهشی

# مشخصه‌یابی آلودگی، ارزیابی سم‌شناختی و ارزیابی ریسک سلامت هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای و فلزات سنگین در ماهی مرکب ببری (*Sepia pharaonis*) عرضه‌شده در بوشهر، ایران

محمد کازرونی [۱]، طاهره خلیفه [۱]، غلامحسین محبی [۱*]، عمار مریم‌آبادی [۱]، محمد امامی [۲]

[۱] مرکز تحقیقات زیست فناوری دریایی خلیج‌فارس، پژوهشکده علوم زیست پزشکی خلیج‌فارس، دانشگاه علوم پزشکی بوشهر، بوشهر، ایران
[۲] آزمایشگاه مرکزی تحقیقات، دانشگاه علوم پزشکی شیراز، شیراز، ایران

## چکیده

**زمینه:** هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) و فلزات سنگین به دلیل پایداری محیطی، تجمع زیستی و سمیت بالقوه، از مهم‌ترین آلاینده‌های تهدیدکننده اکوسیستم‌های دریایی و سلامت مصرف‌کنندگان محسوب می‌شوند. هدف از این مطالعه، تعیین غلظت فلزات سنگین و PAHs در ماهی مرکب ببری (*Sepia pharaonis*) عرضه‌شده در بازار بوشهر و ارزیابی هم‌زمان ریسک اکولوژیک و سلامت ناشی از مواجهه غذایی با این آلاینده‌ها بود.

**مواد و روش‌ها:** در مجموع ۳۰ نمونه برای اندازه‌گیری فلزات سنگین و ۱۲ نمونه برای آنالیز PAHs از مراکز عرضه ماهی مرکب در بوشهر جمع‌آوری شد. فلزات سنگین پس از آماده‌سازی نمونه با استفاده از ICP-MS و ترکیبات PAHs پس از استخراج به روش میکرواستخراج مایع- مایع پخشی، با GC-MS در حالت SIM اندازه‌گیری شدند. ارزیابی ریسک با استفاده از شاخص‌های RQ، THQ، HI و ILCR انجام شد.

**یافته‌ها:** پروفایل PAHs عمدتاً تحت تأثیر ترکیبات با وزن مولکولی پایین قرار داشت. مقادیر RQ_NCs برای نفتالن، فنانترن، فلورانتن و کریزن بالاتر از یک بود که نشان‌دهنده پتانسیل اثرات نامطلوب اکولوژیک آن‌ها است. غلظت سرب، آرسنیک و جیوه از برخی حدود استانداردهای بین‌المللی فراتر بود و سرب بالاترین مقدار RQ را در میان فلزات نشان داد. با این حال، مقادیر THQ و HI برای فلزات کمتر از یک و ILCR ناشی از PAHs در محدوده قابل قبول قرار داشت. همچنین، کباب کردن موجب تغییر پروفایل PAHs و افزایش برخی ترکیبات با وزن مولکولی بالاتر شد.

**نتیجه‌گیری:** اگرچه در سناریوی مواجهه تعریف‌شده خطر قابل توجهی برای سلامت انسان مشاهده نشد، وجود ترکیبات دارای پتانسیل سمیت اکولوژیک، تغییرات ناشی از فرآیند پخت و نقش ماهی مرکب در زنجیره غذایی، ضرورت پایش مستمر آلاینده‌ها، کنترل منابع آلودگی و توجه به روش‌های آماده‌سازی غذایی را در منطقه بوشهر نشان می‌دهد.

**پیام کلیدی:** آلودگی PAHs و فلزات سنگین در ماهی مرکب بوشهر و تغییر پروفایل PAHs پس از کباب‌کردن، ضرورت پایش مستمر و کنترل آلودگی را نشان می‌دهد.

**واژگان کلیدی**
ماهی مرکب ببری
فلزات سنگین
هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای
ارزیابی ریسک
خلیج‌فارس

***نویسنده مسئول**
غلامحسین محبی
Mohebbihsn@bpums.ac.ir

دریافت: ۱۴۰۵/۰۳/۱۹
پذیرش: ۱۴۰۵/۰۵/۲۰



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]
[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

## مقدمه

افزایش آگاهی عمومی نسبت به ارزش تغذیه‌ای، ایمنی و کیفیت بهداشتی مواد غذایی، موجب افزایش تقاضا برای منابع غذایی سالم، مغذی و ایمن شده است (۱). در این میان، غذاهای دریایی به دلیل دارا بودن پروتئین با کیفیت بالا، قابلیت هضم مناسب، ویتامین‌ها، مواد معدنی و اسیدهای چرب غیراشباع، جایگاه ویژه‌ای در رژیم غذایی انسان دارند (۲). شواهد علمی نشان داده است که مصرف منظم آبزیان می‌تواند با کاهش خطر بیماری‌های قلبی-عروقی، حمایت از رشد و عملکرد سیستم عصبی و ارتقای سلامت عمومی ارتباط داشته باشد (۳ و ۴). با این حال، افزایش فعالیت‌های انسانی، توسعه صنعتی و ورود آلاینده‌های شیمیایی به اکوسیستم‌های دریایی، نگرانی‌هایی را در خصوص ایمنی مصرف این منابع ارزشمند غذایی ایجاد کرده است (۴).

سرپایان، به‌ویژه ماهی مرکب، از مهم‌ترین گروه‌های آبزیان خوراکی محسوب می‌شوند که علاوه بر ارزش اقتصادی و تغذیه‌ای بالا، نقش مهمی در ساختار شبکه‌های غذایی دریایی ایفاء می‌کنند (۴).

ماهی مرکب (*Sepia pharaonis*)، متعلق به رده سرپایان[1] و شاخه نرم‌تنان[2] و راسته سپیدا[3] است (۵). این گروه از آبزیان به دلیل جایگاه تغذیه‌ای در سطوح بالاتر زنجیره غذایی، تماس مستقیم با محیط پیرامون و توانایی تجمع برخی آلاینده‌های شیمیایی، به‌عنوان گونه‌های مناسب برای پایش آلودگی‌های دریایی و ارزیابی انتقال آلاینده‌ها به انسان مورد توجه قرار گرفته‌اند (۴). خلیج‌فارس و دریای عمان نیز به دلیل دارا بودن تنوع زیستی بالا و فعالیت‌های گسترده نفتی، صنعتی، بندری و دریایی، از مناطق حساس از نظر تجمع آلاینده‌ها در موجودات آبزی محسوب می‌شوند (۶ و ۷).

تجمع هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs)[4] در محیط‌های آبی خلیج‌فارس، نگرانی‌های جدی و قابل‌توجهی را در خصوص ایمنی مصرف غذاهای دریایی ایجاد کرده است (۷). به‌دلیل پیچیدگی و پایداری این آلاینده‌ها در زنجیره غذایی، پراکنش آن‌ها به یک معضل جهانی تبدیل شده است (۸).

هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs)، گروهی از ترکیبات آلی متشکل از حلقه‌های آروماتیکی جوش‌خورده هستند که بر اساس تعداد حلقه‌های بنزنی به دو دسته با وزن مولکولی پایین[5] (۲ تا ۳ حلقه) و وزن مولکولی بالا[6] (بیش از ۴ حلقه) تقسیم می‌شوند (۹). این ترکیبات از طریق منابع طبیعی و عمدتاً فعالیت‌های انسانی، از جمله احتراق ناقص سوخت‌های فسیلی، تردد شناورها، فعالیت‌های نفتی، تخلیه فرآورده‌های نفتی و استفاده از برخی سموم کشاورزی وارد محیط‌های دریایی می‌شوند (۱۰). به دلیل حلالیت پایین در آب، آبگریزی بالا و مقاومت نسبی در برابر تجزیه زیستی، این ترکیبات عمدتاً در رسوبات و بافت موجودات آبزی تجمع می‌یابند و می‌توانند از طریق زنجیره غذایی به انسان منتقل شوند (۱۱).

تاکنون بیش از ۲۰۰ ترکیب از این گروه شناسایی شناسایی شده است که ۱۶ مورد از آن‌ها توسط آژانس حفاظت محیط زیست ایالات متحده (USEPA)، به‌عنوان آلاینده‌های اولویت‌دار معرفی شده‌اند. برخی از این ترکیبات، به‌ویژه PAHs با وزن

[1] Cephalopoda
[2] Mollusca
[3] Sepiida
[4] Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)
[5] Low Molecular Weight (LMW)
[6] High Molecular Weight (HMW)



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

مولکولی بالا مانند بنزو (a) پایرن، دارای ویژگی‌های سرطان‌زایی، جهش‌زایی و سمیت تولیدمثلی هستند (۷ و ۱۲). از این رو، حضور PAHs در گونه‌های خوراکی دریایی می‌تواند نگرانی‌های قابل‌توجهی از نظر سلامت مصرف‌کنندگان ایجاد کند (۹).

علاوه بر آلاینده‌های آلی، فلزات سنگین و عناصر بالقوه سمی نیز از مهم‌ترین عوامل تهدیدکننده ایمنی غذاهای دریایی محسوب می‌شوند. فلزاتی مانند سرب ، کادمیوم، جیوه و آرسنیک پس از ورود به اکوسیستم‌های آبی، به دلیل پایداری شیمیایی و قابلیت تجمع زیستی، می‌توانند در بافت‌های مختلف آبزیان انباشته شوند (۱۳). این عناصر با اتصال به پروتئین‌ها و سایر ماکرومولکول‌های زیستی، فرآیندهای سلولی و بیوشیمیایی را مختل کرده و در مواجهه مزمن می‌توانند با پیامدهایی مانند سمیت عصبی، آسیب کلیوی، اختلالات رشدی و افزایش خطر سرطان همراه باشند. شدت تجمع فلزات سنگین در آبزیان به عوامل مختلفی از جمله شرایط محیطی، موقعیت جغرافیایی، ویژگی‌های زیستی گونه، رژیم غذایی و مرحله زندگی موجود وابسته است (۱۴).

با توجه به اهمیت مصرف غذاهای دریایی در مناطق ساحلی، ارزیابی هم‌زمان آلاینده‌های مختلف و تعیین خطر بالقوه آن‌ها برای سلامت انسان اهمیت ویژه‌ای دارد. علاوه بر میزان اولیه آلاینده‌ها در بافت آبزیان، فرآیندهای آماده‌سازی و پخت نیز می‌توانند بر سرنوشت این ترکیبات و میزان مواجهه مصرف‌کنندگان اثرگذار باشند. روش‌های حرارتی، به‌ویژه کباب کردن با زغال و تماس مستقیم غذا با دود و شعله، ممکن است از طریق تبخیر ترکیبات فرّار، تجزیه حرارتی مواد آلی و تشکیل آلاینده‌های ثانویه، پروفایل PAHs موجود در ماده غذایی را تغییر دهند. بنابراین، ارزیابی خطر واقعی مصرف‌کنندگان نیازمند توجه هم‌زمان به آلودگی اولیه و تغییرات ایجادشده در طی فرآوری غذایی است.

اگرچه مطالعات متعددی در ایران به پایش آلودگی فلزات سنگین در آبزیان پرداخته‌اند، اطلاعات موجود درباره وضعیت آلودگی شیمیایی ماهی مرکب ببری، همچنان محدود و پراکنده است. مطالعات انجام‌شده بر این گونه عمدتاً به بررسی غلظت برخی عناصر خاص یا ارزیابی آلودگی محیط زیست طبیعی محدود بوده و کمتر به جنبه‌های مرتبط با ایمنی غذایی و مواجهه انسانی پرداخته‌اند. در این زمینه، رومیانی (Roomiani) و همکاران، غلظت فلزات سنگین را در اندام‌های مختلف سپیا فرائونیس در سواحل استان بوشهر بررسی کرده و ارتباط آن را با ویژگی‌های زیستی نمونه‌ها مورد ارزیابی قرار دادند (۱۵). همچنین، غلامحسینی و همکاران، تجمع برخی فلزات سنگین را در نمونه‌های صیدشده از خلیج چابهار مطالعه کردند (۱۶)، در حالی که بهروز و همکاران، عمدتاً بر تعیین جیوه و سلنیوم و ارزیابی مخاطرات احتمالی ناشی از مصرف این عناصر تمرکز داشتند (۱۳).

در مقابل، داده‌های موجود درباره حضور هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای در سرپایان ایرانی بسیار محدود است و تاکنون مطالعه‌ای جامع که به‌طور هم‌زمان آلودگی فلزات سنگین و PAHs، ارزیابی ریسک سلامت مصرف‌کننده و تغییرات احتمالی آلاینده‌ها پس از فرآیند پخت را در ماهی مرکب عرضه‌شده برای مصرف انسانی بررسی کند، گزارش نشده است. علاوه بر این، بیشتر مطالعات پیشین بر نمونه‌های جمع‌آوری‌شده از زیستگاه طبیعی متمرکز بوده‌اند (۱۶-۱۳)، در حالی که بررسی نمونه‌های عرضه‌شده در بازار و مراکز توزیع مواد غذایی، تصویری واقع‌بینانه‌تر از میزان مواجهه مصرف‌کنندگان با آلاینده‌های شیمیایی ارائه می‌دهد.

شهر بوشهر با توجه به مصرف گسترده فرآورده‌های دریایی، جایگاه مهم در زنجیره عرضه و طبخ آبزیان، مجاورت با فعالیت‌های نفت، گاز و پتروشیمی، توسعه فعالیت‌های بندری و تردد گسترده شناورها،



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

از مناطق دارای اهمیت ویژه برای پایش ایمنی محصولات دریایی محسوب می‌شود. از این‌رو، بررسی وضعیت آلودگی شیمیایی گونه‌های دریایی پرمصرف در این منطقه می‌تواند نقش مؤثری در شناخت مخاطرات بالقوه و حمایت از تصمیم‌گیری‌های مرتبط با ایمنی غذایی داشته باشد. بر همین اساس، مطالعه حاضر با هدف تعیین غلظت فلزات سنگین و هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای، ارزیابی خطرات بهداشتی ناشی از مصرف ماهی مرکب ببری (*Sepia pharaonis*) عرضه‌شده در مراکز توزیع و طبخ شهر بوشهر، و بررسی تغییرات پروفایل PAHs پس از فرآیند کباب‌کردن با زغال انجام شد. نتایج این مطالعه می‌تواند اطلاعات ارزشمندی برای ارزیابی ایمنی مصرف این فرآورده دریایی، مدیریت مخاطرات مرتبط با آلاینده‌های شیمیایی و طراحی برنامه‌های پایش آلودگی در منطقه فراهم آورد.

## مواد و روش‌ها

### مواد

مواد شیمیایی، حلال‌ها و استانداردهای مورد استفاده در این مطالعه از شرکت مرک[7] و سیگمای[8] آلمان تهیه گردیدند.

### نمونه‌برداری و آماده سازی اولیه نمونه‌ها

با توجه به ماهیت پایش آلاینده‌های شیمیایی در فرآورده‌های دریایی، نیاز به انجام آنالیزهای تخصصی و همچنین ملاحظات اجرایی و اقتصادی، حجم نمونه بر اساس امکان دسترسی به نمونه‌های واقعی عرضه‌شده در سطح مصرف، ظرفیت انجام آزمایش‌ها و مطالعات مشابه تعیین گردید. نمونه‌برداری در تابستان سال ۱۴۰۴ از مراکز عرضه و طبخ غذاهای دریایی در شهر بوشهر انجام شد. در مجموع، ۱۵ مرکز فعال عرضه غذاهای دریایی که ماهی مرکب را در سبد غذایی خود ارائه می‌کردند، به‌صورت هدفمند انتخاب شدند. از هر مرکز، سه نمونه مستقل ماهی مرکب و هر یک با وزن تقریبی ۲۵۰ گرم تهیه گردید. از مجموع نمونه‌های جمع‌آوری‌شده، دو نمونه مستقل از هر مرکز (در مجموع ۳۰ نمونه) برای تعیین غلظت فلزات سنگین مورد استفاده قرار گرفت. همچنین، یک نمونه مستقل از هر مرکز (در مجموع ۱۵ نمونه) برای استخراج و اندازه‌گیری هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) اختصاص یافت. این نحوه تخصیص نمونه‌ها با توجه به تفاوت در ماهیت، پیچیدگی و هزینه روش‌های تحلیلی انجام شد؛ به‌گونه‌ای که اندازه‌گیری PAHs به دلیل نیاز به مراحل استخراج تخصصی، مصرف استانداردهای متعدد، استفاده از حلال‌های با درجه خلوص بالا و آنالیز GC-MS، نسبت به اندازه‌گیری فلزات سنگین نیازمند منابع آزمایشگاهی بیشتری بود. انتخاب مراکز مختلف در سطح شهر بوشهر با هدف پوشش مناسب تنوع موجود در بازار مصرف انجام شد. با این حال، این مطالعه با هدف پایش اولیه آلودگی‌های شیمیایی و برآورد خطر بالقوه ناشی از مصرف ماهی مرکب طراحی شده است و یافته‌های حاصل می‌تواند به‌عنوان داده پایه برای ارزیابی وضعیت آلودگی این محصول و برنامه‌ریزی مطالعات گسترده‌تر در آینده مورد استفاده قرار گیرد. پس از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه، گونه‌ها شناسایی، آماده‌سازی اولیه و همگن‌سازی شدند. نمونه‌ها جهت حذف ناخالصی‌های سطحی و نمک، با آب مقطر شستشو داده شدند. سپس بافت ماهی به قطعات کوچک‌تر تقسیم و به‌وسیله هموژنایزر، کاملاً یکنواخت (همگن) گردید. جهت جداسازی حداکثری رسوبات، نمونه‌های همگن‌شده

[7] Merck
[8] Sigma



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

در دور ۴۰۰۰ دور در دقیقه (rpm) به مدت ۱۰ دقیقه و در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد سانتریفیوژ شدند. مایع رویی (سوپرناتانت) حاصل، لیوفیلیزه (خشک‌کردن انجمادی) شده و تا زمان انجام آنالیز در ظروف تیره و سربسته در دمای ۲۰- درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند (۱۷).

## اعتباربخشی روش[9]

اعتبارسنجی روش‌های آنالیزی برای سنجش PAHs و فلزات سنگین با استفاده از مواد استاندارد صورت گرفت. پارامترهای اعتبارسنجی شامل گزینش‌پذیری (Selectivity)، خطی‌بودن (Linearity)، دقت (Precision)، صحت (Accuracy)، حد تشخیص (LOD) و حد تعیین مقدار (LOQ) تعیین گردیدند. جهت بررسی این فاکتورها، از ۱۵ ترکیب استاندارد PAHs به همراه استاندارد داخلی و استانداردهای فلزات سنگین (سرب، کادمیوم، جیوه و آرسنیک) استفاده شد (۱۸).

## گزینش‌پذیری

به‌منظور بررسی تداخل‌های احتمالی ناشی از ماتریکس نمونه در سنجش PAHs و فلزات سنگین، گزینش‌پذیری روش با مقایسه پاسخ‌های حاصل از نمونه‌های شاهد (Blank) و نمونه‌های غنی‌شده با استاندارد، مورد ارزیابی قرار گرفت.

## خطی‌بودن

برای ارزیابی خطی‌بودن روش، محلول‌های استاندارد PAHs و فلزات سنگین در غلظت‌های مختلف تهیه شدند. هر سطح غلظتی به‌صورت سه‌تکرار آنالیز شد و منحنی‌های کالیبراسیون بر اساس رابطه بین غلظت و پاسخ دستگاهی ترسیم گردیدند. سرانجام، محدوده خطی‌بودن[10] بر اساس ضریب همبستگی ($R^2$) تعیین شد.

## دقت

دقت روش در دو سطح بررسی شد:

**الف) دقت درون‌روزی (Intra-day Precision):** برای تعیین این شاخص، محلول‌های استاندارد در غلظت‌های مختلف تهیه و در طول یک روز کاری، سه‌بار به‌صورت متوالی آنالیز شدند.

**ب) دقت بین‌روزی (Inter-day Precision):** برای بررسی پایداری عملکرد روش در زمان، محلول‌های استاندارد در غلظت‌های مشابه، طی سه روز متوالی تهیه و آنالیز گردیدند. دقت نهایی بر اساس انحراف استاندارد نسبی (%RSD) میان نتایج حاصل در روزهای مختلف محاسبه شد.

## حدود تشخیص (LOD) و تعیین مقدار (LOQ)

حد تشخیص (LOD) به عنوان کمترین غلظت آنالیت که توسط روش قابل شناسایی است و حد تعیین مقدار (LOQ) به عنوان پایین‌ترین غلظت که با دقت و صحت قابل‌قبول قابل اندازه‌گیری می‌باشد، تعریف شدند. این مقادیر بر اساس روابط (i) و (ii) محاسبه گردیدند:

$$"LOD=(3.3\times S_b)/a" \quad (i)$$

$$"LOQ=(10\times S_b)/a" \quad (ii)$$

در این روابط، $S_b$ انحراف معیار عرض از مبدأ و a شیب منحنی کالیبراسیون است.

## درصد بازیابی (Recovery)

به‌منظور ارزیابی کارایی فرآیند آماده‌سازی نمونه (استخراج)، از روش افزودن استاندارد (Spiking) استفاده شد. درصد بازیابی (%R) با استفاده از رابطه (iii) محاسبه گردید:

$$"R\%=((Area_{Spike}-Area_{Sample})/(Area_{Added}))\times 100 \quad (iii)$$

[9] Method Validation
[10] Linearity range



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

که در آن $Area_{Spike}$ سطح زیر پیک نمونه غنی‌شده، $Area_{Sample}$ سطح زیر پیک نمونه اصلی و $Area_{Added}$ پاسخ معادل مقدار استاندارد افزوده‌شده به نمونه است (۱۸).

## استخراج PAHs از نمونه‌ها

به‌منظور آماده‌سازی نمونه‌ها برای تعیین غلظت PAHs، مواد و حلال‌های با درجه کروماتوگرافی شامل آب، استونیتریل، n-هگزان، دی‌کلرومتان (DCM) و استون تهیه شدند. پانزده ترکیب استاندارد PAHs شامل نفتالین، آسنفتیلن، آسنفتن، فلورن، فنانترن، آنتراسن، فلورانتن، پایرن، بنزو [a] آنتراسن، کریزن، بنزو [b+k] فلورانتن، بنزو [a] پایرن، ایندنو [cd-۱,۲,۳] پایرن، دی‌بنزو [a,h] آنتراسن و بنزو [g,h,i] پریلن به‌عنوان استاندارد مرجع به‌کار رفتند. همچنین، یک ماده مرجع گواهی‌شده (Supelco Co ،Cat. No. CRM48905) با غلظت ۲۰۰۰ میکروگرم بر میلی‌لیتر برای ارزیابی صحت روش استفاده شد. علاوه بر این، d10-فنانترن به‌عنوان استاندارد داخلی مورد استفاده قرار گرفت. پیش از استخراج، ظروف شیشه‌ای با n-هگزان شستشو داده شده و در آون در دمای 105 °Cخشک شدند (۱۹).

برای استخراج ۱۵ ترکیب PAH، از روش میکرواستخراج مایع- مایع پخشی[11] (DLLME) استفاده شد؛ در این روش، کلروفرم و DCM، به‌ترتیب به‌عنوان حلال پخش‌کننده و حلال استخراج به کار رفتند. به‌طور خلاصه، ۵۰۰ میکرولیتر از مخلوط حلال، شامل ۵۰۰ میکرولیتر کلروفرم و ۱۰۰۰ میکرولیتر دی‌کلرومتان، با سرعت و به‌وسیله سرنگ همیلتون ۵۰۰ میکرولیتر به نمونه تزریق شد. در نتیجه، امولسیون کدر حاصل گردید که در ۵°C و سرعت ۴۰۰۰ rpm به مدت ۵ دقیقه سانتریفیوژ شد. فاز آلی جمع‌آوری‌شده، تحت جریان نیتروژن خشک شد و سپس در ۱۰۰ میکرولیتر دی‌کلرومتان بازسازی شد. محلول نهایی برای تزریق به دستگاه GC-MS مورد استفاده قرار گرفت.

برای اطمینان از صحت و دقت آنالیز PAHs، منحنی‌های کالیبراسیون شش‌نقطه‌ای در بازه ۱۲/۵ تا ۱۰۰ میکروگرم بر لیتر تهیه شد. ابتدا از مخلوط اصلی PAHs، محلول استوک در دی‌کلرومتان با غلظت ۱۰۰۰ میکروگرم بر لیتر تهیه و در ویال ۲۰ میلی‌لیتری در دمای ۴ °C نگهداری شد. سپس، رقت‌های استاندارد مورد نیاز در دی‌کلرومتان تهیه گردیدند. برای تعیین حد تشخیص، استانداردی با غلظت یک میکروگرم در لیتر در آب مورد استفاده قرار گرفت. از هر استاندارد کالیبراسیون، یک میکرولیتر به همراه استاندارد داخلی تزریق و آنالیز شد. تعیین کمیت ترکیبات PAH بر اساس روش استاندارد داخلی انجام گرفت و فاکتورهای پاسخ (RFs) برای هر آنالیت نسبت به استاندارد داخلی محاسبه شدند. همچنین، انحراف استاندارد نسبی (RSD) فاکتورهای پاسخ برای هر آنالیت محاسبه شد که مطابق با معیار پذیرش، باید کمتر از ۲۰ درصد باشد (۱۹).

## تعیین میزان PAHs به‌روش کروماتوگرافی گازی- طیف‌سنجی جرمی (GC-MS)

تمام آنالیزها به‌روش کروماتوگرافی گازی- طیف سنجی جرمی (GC-MS) انجام شد. جداسازی آنالیت‌ها بر روی یک ستون فوق خنثی Agilent J&W-5MS (۳۰ متر × ۰/۲۵ میلی‌متر × ۲۵ میکرومتر) انجام گردید. برنامه دمایی دستگاه شامل یک دقیقه نگهداشت اولیه در دمای 55°C، سپس افزایش دما با نرخ ۲۵°C بر دقیقه تا رسیدن به دمای نهایی ۳۲۰°C بود که در دمای مذکور به مدت ۳ دقیقه ثابت نگه داشته شد. تزریق نمونه به حجم یک میکرولیتر و در حالت بدون تقسیم (Splitless) از طریق ورودی[12] انجام گردید. پارامترهای پالس در

[11] Dispersed liquid- liquid micro extraction
[12] Inlet



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]
[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

حالت Splitless شامل فشار ۴۰psi به مدت ۰/۲ دقیقه در دمای ۳۰۰°C تنظیم شد. بازه زمانی ماند[13]، برای آنالیت‌ها بین ۵/۹۵ تا ۱۷/۲۵ دقیقه، (از نفتالین تا دی‌بنزو [a,h] آنتراسن) متغیر بود. دمای منبع یونیزاسیون[14]، چهارقطبی[15] و خط انتقال[16]به‌ترتیب بر روی ۳۰۰، ۱۸۰ و ۲۸۰ درجه سانتی‌گراد تنظیم گردید.

جهت شناسایی و تعیین کمیت PAHs، از حالت نظارت بر یون انتخابی (SIM)[17] استفاده شد (جدول ۱)(۲۰). داده‌های حاصله با استفاده از نرم‌افزار MSD Chemstation جمع‌آوری و پردازش گردیدند.

جدول ۱. ماندگاری و یون‌های انتخابی جهت آنالیز PAHs توسط کروماتوگرافی گازی- طیف-سنجی جرمی (GC-MS)

| PAHs | زمان ماندگاری (دقیقه) | کمیت‌سنج[18] | کیفیت‌سنج[19] ۱ | کیفیت‌سنج ۲ |
|---|---|---|---|---|
| نفتالین | ۵/۹۵ | ۱۲۸ | ۱۲۹ | ۱۲۷ |
| آسنفتیلن | ۷/۴۶ | ۱۵۲ | ۱۵۱ | ۱۵۳ |
| آسنفتن | ۷/۶۴ | ۱۵۳ | ۱۵۴ | ۱۵۲ |
| فلورن | ۸/۱۲ | ۱۶۶ | ۱۶۵ | ۱۶۷ |
| فنانترن | ۹/۰۵ | ۱۷۸ | ۱۷۹ | ۱۷۶ |
| آنتراسن | ۹/۱۱ | ۱۷۸ | ۱۷۹ | ۱۷۶ |
| فلورانتن | ۱۰/۲۱ | ۲۰۲ | ۲۲۹ | ۲۲۶ |
| پایرن | ۱۰/۴۴ | ۲۰۲ | ۲۰۰ | ۲۰۳ |
| بنزو (a) آنتراسن | ۱۱/۶۸ | ۲۲۸ | ۲۲۹ | ۲۲۶ |
| کریزن | ۱۱/۷۵ | ۲۲۸ | ۲۲۶ | ۲۲۹ |
| بنزو (b+k) فلورانتن | ۱۳/۲۴ | ۲۵۲ | ۲۵۳ | ۱۲۵ |
| بنزو(a) پایرن | ۱۳/۸۳ | ۲۵۲ | ۲۵۳ | ۱۲۵ |
| بنزو(g,h,i) پریلن | ۱۶/۴۹ | ۲۷۶ | ۱۳۸ | ۲۷۷ |
| دی بنزو(a,h) آنتراسن | ۱۶/۵۶ | ۲۷۸ | ۱۳۹ | ۲۷۹ |
| ایندنو(1,2,3-CD) پایرن | ۱۷/۲۵ | ۲۷۶ | ۱۳۸ | ۲۷۷ |

## تحلیل نسبت‌های تشخیصی PAHs برای شناسایی منشاء احتمالی آلودگی

به‌منظور بررسی منشاء احتمالی ترکیبات هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای و تفکیک نسبی منابع پتروژنیک و پایروژنیک، نسبت‌های تشخیصی رایج PAHs بر اساس غلظت ترکیبات اندازه‌گیری‌شده محاسبه گردید. در این مطالعه، نسبت ترکیبات با وزن مولکولی بالا به پایین (HMW/LMW) و همچنین نسبت‌های تشخیصی شامل نسبت‌های فنانترن به انتراسن (Phe/Ant)، فلورانتن به پیرن (Flt/Pyr)، نسبت بنزو [a] انتراسن به مجموع بنزو [a] انتراسن و کریزن (BaA/(BaA+Chry) و نسبت Indeno[1,2,3-cd]pyrene به مجموع ایندنو (1,2,3-CD) پایرن و بنزو (g,h,i) پریلن دی بنزو (a,h) آنتراسن (IcdP/(IcdP+BghiP) محاسبه شدند. در این محاسبات، ترکیبات دو تا سه حلقه‌ای شامل نفتالین، آسنفتیلن، آسنفتن، فلورن، فنانترن و آنتراسن به‌عنوان PAHs با وزن مولکولی پایین (LMW-PAHs) و ترکیبات چهار تا شش حلقه‌ای شامل فلورانتن، پایرن، بنزو [a]آنتراسن، کریزن، بنزو[b+k] فلورانتن، بنزو [a] پایرن، بنزو [g,h,i] پریلن، دی‌بنزو [a,h] آنتراسن و ایندنو [1,2,3-cd] پایرن به‌عنوان PAHs با وزن مولکولی

[13] Retention time
[14] MS source
[15] Quadrupole
[16] Transfer line
[17] Selected Ion Monitoring
[18] Quantifier
[19] Qualifier



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]
[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

بالا (HMW-PAHs) در نظر گرفته شدند. تفسیر نسبت‌های تشخیصی بر اساس محدوده‌های گزارش‌شده در مطالعات پیشین انجام شد (۲۱ و ۲۲)؛ به‌گونه‌ای که مقادیر پایین‌تر نسبت HMW/LMW و غالب بودن ترکیبات سبک‌تر معمولاً با سهم بیشتر منابع پتروژنیک مرتبط بود. در حالی‌که افزایش این نسبت و غلبه ترکیبات با وزن مولکولی بالا می‌تواند نشان‌دهنده سهم بیشتر منابع پایروژنیک باشد. با توجه به حضور گسترده صنایع نفت، گاز و پتروشیمی در استان بوشهر، این شاخص‌ها به‌عنوان ابزار تکمیلی برای تفسیر منشاء احتمالی PAHs و بررسی نقش نسبی منابع انسانی و نفتی در آلودگی نمونه‌ها مورد استفاده قرار گرفتند. لازم به ذکر است که نسبت‌های تشخیصی PAHs در ماتریس‌های زیستی، برخلاف رسوبات و آب، ممکن است تحت تأثیر ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی ترکیبات، تفاوت در قابلیت جذب، تجمع زیستی، متابولیسم و فرآیندهای حذف زیستی قرار گیرند؛ بنابراین، در این مطالعه این نسبت‌ها به‌عنوان شاخص‌های حمایتی برای تفسیر منشاء احتمالی آلودگی مورد استفاده قرار گرفتند و به‌عنوان روش قطعی تعیین منبع در نظر گرفته نشدند (۲۱ و ۲۲).

### آنالیز فلزات سنگین (ICP-MS)

تعیین غلظت فلزات سنگین با استفاده از روش پلاسمای جفت‌شده القایی-طیف‌سنجی جرمی[20] (ICP-MS) انجام شد. آماده‌سازی نمونه‌ها به روش خاکسترگیری[21] صورت گرفت. بدین منظور، پس از هموژنیزاسیون نمونه، ۱ گرم از آن درون بوته‌های چینی که از پیش با اسید شستشو و خشک شده بودند، توزین گردید. نمونه‌ها ابتدا به مدت یک ساعت روی هیتر (شوف‌بالن) در دمای ۲۵۰°C قرار گرفتند تا علاوه بر تبخیر رطوبت، بخش عمده‌ای از ترکیبات آلی اکسید و حذف گردد (۲۳ و ۲۴).

سپس، بوته‌ها به کوره الکتریکی منتقل شدند. دما برای آنالیز سرب (Pb) و کادمیوم (Cd) بر روی ۴۵۰±۲°C و برای جیوه (Hg) و ارسنیک کل (tAs) بر روی ۳۵۰±۲°C تنظیم گردید. فرآیند خاکسترگیری به مدت حداقل ۸ ساعت تا دستیابی به خاکستر سفید ادامه یافت. پس از خنک شدن، باقی‌مانده نمونه در نیتریک‌اسید یک درصد (v/v) حل و به بالن ژوژه ۱۰ میلی‌لیتری منتقل شد. سپس، محلول پس از فیلتراسیون با کاغذ صافی (بدون خاکستر)، جهت تزریق به دستگاه ICP-MS آماده گردید (۱۹). شرایط دستگاهی پلاسمای جفت شده القایی طیف سنجی جرمی اجیلنت، در جدول (۲) آورده شده است.

جدول ۲. پارامترهای دستگاهی ICP-MS، جهت تعیین میزان فلزات سنگین ماهی‌های مرکب (*Sepia SP.*) سواحل خلیج فارس-بوشهر (۱۹)

| پارامتر | شرایط | پارامتر | شرایط |
|---|---|---|---|
| خلوص گاز آرگون (درصد) | ۹۹/۹۹۸ | دمای S/C (°C) | ۲ |
| توان RF (وات) | ۱۵۰۰ | حالت | No gas mode |
| فلوی گاز پلاسما (لیتر بر دقیقه) | ۱۵ | زمان اختلاط[22] (ثانیه) | ۰/۶ |
| فلوی گاز حامل (لیتر بر دقیقه) | ۰/۹ | تکثیر[23] | ۳ |
| پمپ مه‌پاش[24] (دور بر ثانیه) | ۰/۱ | تصحیح تداخل[25] | روشن |

[20] Inductivity Coupled Plasma Mass Spectroscopy
[21] Ashing
[22] Integration Time
[23] Replicate
[24] Nebulizer
[25] Interference Correction



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]
[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

## ارزیابی ریسک سلامت مصرف‌کنندگان و ریسک اکولوژیک آلاینده‌ها

به‌منظور ارزیابی جامع پیامدهای بالقوه حضور هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) و فلزات سنگین در ماهی مرکب (*S. pharaonis*)، دو رویکرد مکمل شامل ارزیابی ریسک سلامت مصرف‌کنندگان و ارزیابی ریسک اکولوژیک انجام شد. ارزیابی ریسک سلامت با هدف تعیین میزان خطر احتمالی ناشی از مصرف این فرآورده دریایی توسط انسان و ارزیابی ریسک اکولوژیک با هدف بررسی اثرات بالقوه آلاینده‌ها بر موجودات آبزی در زنجیره غذایی انجام گرفت.

## ارزیابی ریسک اکولوژیک

ارزیابی ریسک اکولوژیک برای بررسی اثرات بالقوه PAHs و فلزات سنگین بر موجودات آبزی رده بالاتر در زنجیره غذایی، بر اساس روش ضریب خطر[۲۶] (RQ) و مطابق با دهمرده بهروز و همکاران انجام شد (۲۵). در این روش، ضریب خطر از رابطه RQ=MEC/NOEC محاسبه گردید که در آن MEC نشان‌دهنده غلظت محیطی اندازه‌گیری‌شده و NOEC بیانگر غلظت بدون مشاهده اثر سمی است. غلظت بدون مشاهده اثر (NOEC)، برای مصرف‌کنندگان ثانویه، یعنی ماهی‌ها تعیین گردید. خطر بالقوه ناشی از هر یک از آلاینده‌ها با استفاده از ضریب خطر (RQ) محاسبه شده برای سناریوهای عمومی ($RQ_m$)، و بدترین حالت ($RQ_{ex}$)، مشخص گردید.

فرآیند ارزیابی در دو مرحله صورت گرفت. مرحله اول، ارزیابی بر پایه NOEC بود که در این مرحله، پتانسیل خطر برای مصرف‌کنندگان ثانویه (ماهی‌ها) در دو سناریوی زیر محاسبه شد:

**-سناریوی عمومی ($RQ_m$): با استفاده از میانگین غلظت آلاینده ($MEC_{mean}$):**

$$RQ_m=(MEC_{mean})/NOEC \quad (iv)$$

**-سناریوی بدترین حالت ($RQ_{ex}$): با استفاده از حداکثر غلظت آلاینده ($MEC_{max}$):**

$$RQ_{ex}=(MEC_{max})/NOEC \quad (v)$$

مرحله دوم، ارزیابی بر پایه PNEC بود که در این مرحله، مقادیر $RQ_m$ و $RQ_{ex}$ بر اساس غلظت بدون اثر پیش‌بینی‌شده (PNEC) محاسبه شدند (RQ=MEC/PNEC). مقدار PNEC از تقسیم کمترین مقدار سمیت (یعنی کمترین NOEC گزارش‌شده برای حساس‌ترین گونه‌های آبزی) بر یک ضریب ارزیابی[۲۷] برابر با ۱۰ (بر اساس داده‌های سمیت مزمن برای بی‌مهرگان آبزی) به دست آمد (۱۹). مقادیر حاصل از RQ بر اساس طبقه‌بندی مرجع (۲۰) در چهار سطح ریسک بالا (RQ ≥۱)، متوسط (۱> RQ ≥۰/۱)، کم (۰/۱> RQ ≥۰/۰۱) و ریسک ناچیز (۰/۰۱> RQ) دسته‌بندی شدند.

## ارزیابی ریسک سلامت مصرف‌کنندگان

ارزیابی ریسک سلامت مصرف‌کنندگان[۲۸] بر اساس روش‌های استاندارد ارزیابی مواجهه غذایی انجام شد میزان مواجهه روزانه مصرف‌کنندگان با هر آلاینده، بر اساس غلظت اندازه‌گیری‌شده آلاینده در بافت خوراکی ماهی مرکب، میزان مصرف روزانه و وزن بدن محاسبه گردید (۲۳).

دریافت روزانه برآوردشده (EDI)[۲۹] از رابطه زیر محاسبه شد:

$$EDI = (C \times IR) / BW \quad (vi)$$

که در آن، C غلظت آلاینده در نمونه ماهی مرکب میلی‌گرم بر کیلوگرم، IR میزان مصرف روزانه ماهی

[26] Risk Quotient
[27] Assessment Factor
[28] Human Health Risk Assessment
[29] Estimated Daily Intake



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

مرکب (گرم در روز) و BW وزن بدن مصرف‌کننده (kg) است.

برای ارزیابی خطرات غیرسرطان‌زایی ناشی از مواجهه با فلزات سنگین و PAHs، ضریب خطر هدف [۳۰] (THQ)، محاسبه گردید:

$$THQ = EDI / RfD \quad (vii)$$

که در آن RfD مقدار مرجع دریافت روزانه قابل قبول برای هر آلاینده (میکروگرم بر کیلوگرم در روز) است. مقدار THQ کمتر از ۱ نشان‌دهنده عدم وجود خطر قابل توجه غیرسرطان‌زایی و مقدار بالاتر از ۱ نشان‌دهنده احتمال بروز اثرات نامطلوب سلامت در اثر مواجهه مزمن با آلاینده مورد نظر است. عدم وجود CR با استفاده از HQ ارزیابی شد که به صورت نسبت EDI (میکروگرم بر کیلوگرم در روز) به دوز مرجع خوراکی (RfD، میکروگرم بر کیلوگرم در روز) برای عناصر فلزی تعریف می‌شود. مقادیر RfD برای Pb، Cd، As، Hg به‌ترتیب ۳/۵، ۱، ۰/۳ و ۰/۳ میکروگرم بر کیلوگرم در روز بنا نهاده شده است (۲۴ و ۲۵).

برای ارزیابی اثر تجمعی آلاینده‌ها، شاخص خطر [۳۱] (HI)، از مجموع THQ آلاینده‌ها محاسبه شد:

$$HI = \Sigma THQi \quad (viii)$$

که در آن $THQ_i$، ضریب خطر هدف مربوط به هر آلاینده است (۲۳).

همچنین، ریسک سرطان‌زایی ترکیبات PAHs دارای پتانسیل سرطان‌زایی با استفاده از ریسک سرطان‌زایی طول عمر [۳۲] (ILCR) و بر اساس ضریب شیب سرطان‌زایی [۳۳] (CSF) تعیین گردید:

$$ILCR=CDI \times CSF \quad (ix)$$

که در آن CSF ضریب شیب سرطان‌زایی ترکیب مورد نظر (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز)$^{-1}$ و CDI دریافت مزمن روزانه [۳۴] برای ترکیبات سرطان‌زاست. مقادیر ILCR کمتر از $10^{-6}$ به‌عنوان ریسک ناچیز، مقادیر بین $10^{-6}$ تا $10^{-4}$ به‌عنوان محدوده قابل قبول و مقادیر بالاتر از $10^{-4}$ به‌عنوان ریسک بالقوه قابل توجه در نظر گرفته شدند که در آن اقدامات درمانی قابل توجه است. سطح خطر متوسط ($10^{-3}$>ILCR) در آن ملاحظات ایمنی بهداشت عمومی اهمیت بیشتری دارد (۲۶).

## تجزیه و تحلیل آماری

تمامی آزمایش‌ها با سه تکرار انجام شد و نتایج به‌صورت میانگین ± انحراف معیار (Mean ±SD) گزارش گردید. تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SPSS ویرایش ۲۰ انجام شد. نرمال بودن داده‌ها با آزمون شاپیرو- ویلک [۳۵] بررسی گردید و بر اساس توزیع داده‌ها، آزمون‌های پارامتریک یا ناپارامتریک مناسب مورد استفاده قرار گرفتند. برای مقایسه تغییرات غلظت PAHs قبل و بعد از فرآیند پخت، از آزمون t زوجی استفاده شد. با توجه به محدود بودن تعداد نمونه‌های فرآیند پخت، نتایج این بخش به‌عنوان روند تغییرات تفسیر گردید. نمودارها با استفاده از نرم‌افزار Excel ترسیم شدند. سطح معنی‌داری آماری در آزمون‌های مورد استفاده P<۰/۰۵ در نظر گرفته شد.

## یافته‌ها

### اعتبارسنجی روش تعیین غلظت PAHs

برای اطمینان از دقت و صحت روش استخراج و آنالیز، فاکتورهای اعتبارسنجی [۳۶] تعیین گردید. نتایج مربوط به پارامترهای اعتبارسنجی برای تجزیه و تحلیل کمی PAHs در جدول (۳) ارائه شده است.

[30] Target Hazard Quotient
[31] Hazard Index
[32] Incremental Lifetime Cancer Risk
[33] Cancer Slope Factor
[34] Chronic Daily Intake
[35] Shapiro–Wilk test
[36] Validation parameters



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

جدول ۳. اعتباربخشی روش برای تجزیه و تحلیل کمی PAHs

| PAH | زمان بازداری (min) | غلظت اسپایک (µg/kg) | میانگین غلظت بدست‌آمده (µg/kg) | میانگین غلظت بلانک (µg/kg) | میانگین بازیابی اسپایک (%) | محدوده قابل قبول برای بازیابی اسپایک (%) | درصد RSD روزانه از بازیابی اسپایک | محدوده قابل قبول برای RSD روزانه (%) | درصد RSD سه روزه از بازیابی اسپایک | محدوده قابل قبول برای RSD سه روزه (%) | LOD (µg/kg) | LOQ (µg/kg) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| نفتالین | ۵/۹۵ | ۱۵ | ۱۶/۷۳±۰/۱۲ | ۲/۸۶±۰/۰۸ | ۹۲/۴۷±۰/۹۸ | ۸۰-۱۱۰ | ۳/۴۱±۰/۱۱ | ۱۵ | ۹/۸۳±۰/۱۲ | ۲۳ | ۰/۴۹ | ۱/۶۱۷ |
| آسنفتیلن | ۷/۴۶ | | ۱۵/۳۷±۰/۱۱ | ۱/۶۳±۰/۰۵ | ۹۰/۹۳±۰/۹۵ | | ۲/۸۷±۰/۰۸ | | ۱۲/۴۴±۰/۱۴ | | ۰/۵۲ | ۱/۷۱۶ |
| آسنفتن | ۷/۶۴ | | ۱۷/۸۶±۰/۱۲ | ۴/۱۲±۰/۰۹ | ۹۱/۶۰±۰/۸۹ | | ۴/۱۲±۰/۱۰ | | ۱۲/۶۲±۰/۱۱ | | ۰/۶۱ | ۲/۰۱۳ |
| فلورن | ۸/۱۲ | | ۱۷/۲۲±۰/۱۳ | ۳/۰۸±۰/۰۷ | ۹۴/۲۷±۰/۹۲ | | ۲/۹۲±۰/۰۷ | | ۸/۷۳±۰/۰۹ | | ۰/۵۳ | ۱/۷۴۹ |
| فنانترن | ۹/۰۵ | | ۱۹/۴۷±۰/۱۸ | ۵/۳۳±۰/۰۴ | ۹۴/۲۷±۰/۸۹ | | ۳/۰۶±۰/۰۸ | | ۹/۳۴±۰/۱۰ | | ۰/۵۴ | ۱/۷۸۲ |
| آنتراسن | ۹/۱۱ | | ۱۷/۵۴±۰/۱۲ | ۳/۴۸±۰/۰۵ | ۹۳/۷۳±۰/۸۷ | | ۳/۷۱±۰/۰۹ | | ۱۰/۶۲±۰/۱۱ | | ۰/۴۷ | ۱/۵۵۱ |
| فلورانتن | ۱۰/۲۱ | | ۱۴/۰۷±۰/۱۲ | ۰±۰/۰۰ | ۹۳/۸۰±۰/۸۸ | | ۲/۶۵±۰/۰۶ | | ۹/۱۸±۰/۰۹ | | ۰/۴۵ | ۱/۴۸۵ |
| پایرن | ۱۰/۴۴ | | ۱۳/۹۱±۰/۱۱ | ۰±۰/۰۰ | ۹۲/۷۳±۰/۸۵ | | ۴/۱۱±۰/۰۹ | | ۱۱/۵۷±۰/۱۰ | | ۰/۴۷ | ۱/۵۵۱ |
| بنزو (a) آنتراسن | ۱۱/۶۸ | | ۱۴/۲۱±۰/۱۳ | ۰±۰/۰۰ | ۹۴/۷۳±۰/۹۰ | | ۲/۴۹±۰/۰۷ | | ۱۲/۵۵±۰/۱۳ | | ۰/۵۶ | ۱/۸۴۸ |
| کریزن | ۱۱/۷۵ | | ۱۳/۸۴±۰/۱۱ | ۰±۰/۰۰ | ۹۲/۷۲±۰/۸۹ | | ۲/۷۶±۰/۰۵ | | ۱۱/۷۲±۰/۱۰ | | ۰/۷۱ | ۲/۳۴۳ |
| بنزو (b+k) فلورانتن | ۱۳/۲۴ | | ۱۳/۳۲±۰/۰۹ | ۰±۰/۰۰ | ۸۸/۸۰±۰/۷۵ | | ۴/۳۲±۰/۰۹ | | ۱۰/۹۳±۰/۰۹ | | ۰/۵۹ | ۱/۹۴۷ |
| بنزو (a) پایرن | ۱۳/۸۳ | | ۱۳/۸۷±۰/۱۰ | ۰±۰/۰۰ | ۹۲/۴۷±۰/۹۱ | | ۵۰۳±۰/۱۱ | | ۵۸۷±۰/۰۷ | | ۰/۶۳ | ۲/۰۷۹ |
| بنزو (g,h,i) پریلن | ۱۶/۴۹ | | ۱۴/۹۷±۰/۱۱ | ۱/۸۸±۰/۰۵ | ۸۷/۲۷±۰/۷۷ | | ۴/۹۲±۰/۱۰ | | ۹/۱۷±۰/۱۱ | | ۰/۴۶ | ۱/۵۱۸ |
| دی بنزو (a,h) آنتراسن | ۱۶/۵۶ | | ۱۵/۱۲±۰/۱۴ | ۲/۱۱±۰/۰۶ | ۸۶/۷۳±۰/۷۸ | | ۲/۹۸±۰/۰۷ | | ۱۲/۵۱±۰/۱۴ | | ۰/۵۳ | ۱/۷۴۹ |
| ایندنو (1,2,3-CD) پایرن | ۱۷/۲۵ | | ۱۴/۰۱±۰/۱۰ | ۰±۰/۰۰ | ۹۳/۴۰±۰/۹۰ | | ۴/۱۲±۰/۱۱ | | ۱۲/۰۸±۰/۱۲ | | ۰/۶۱ | ۲/۰۱۳ |

## کروماتوگرام‌های استاندارد هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقوی در غلظت‌های مختلف

کروماتوگرام‌های حاصل از آنالیز GC-MS برای استانداردهای هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقوی در محدوده غلظتی بین ۱۲/۵ تا ۵۰۰ میکروگرم بر کیلوگرم PAH در شکل (۱) آورده شده است.

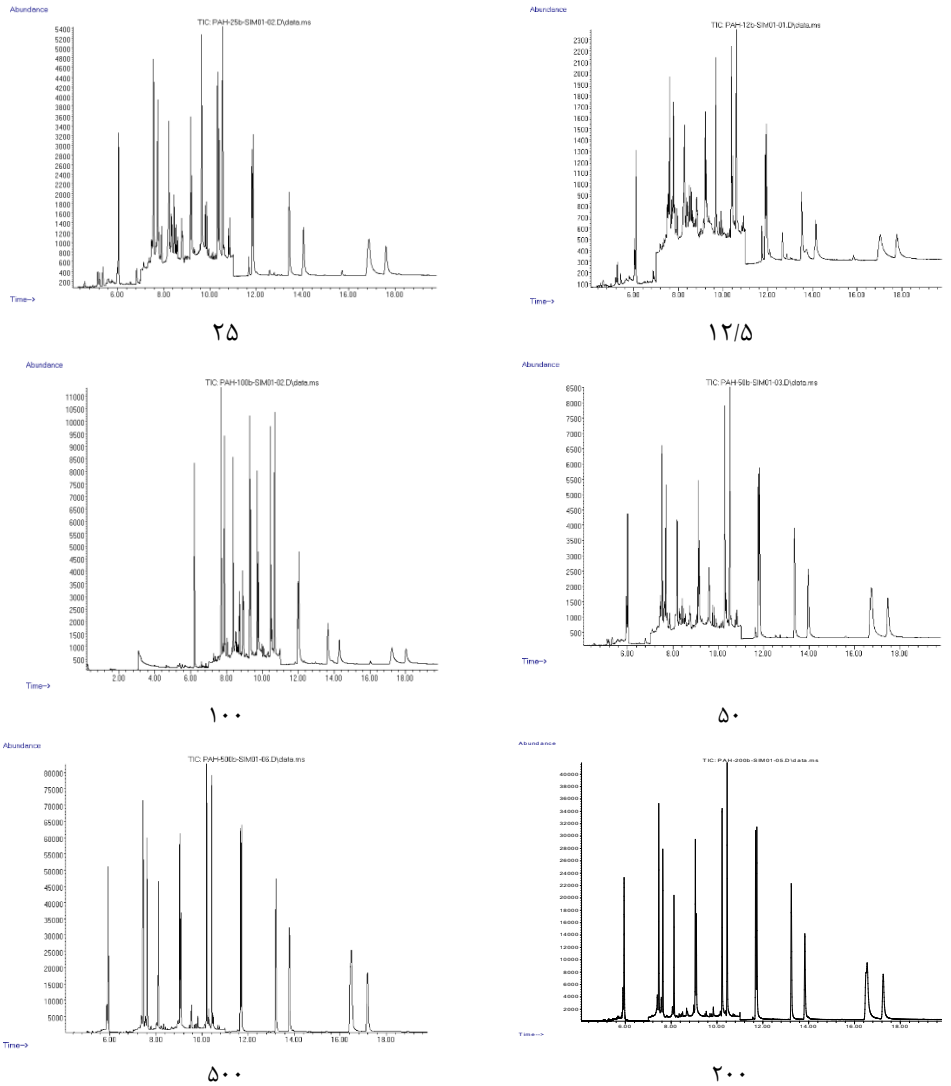
## منحنی کالیبراسیون مربوط به هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقوی مختلف

منحنی‌های کالیبراسیون مربوط به هر یک از ترکیبات PAH مورد بررسی در شکل (۲) آورده شده است که نشان‌دهنده پاسخ خطی دستگاه در محدوده غلظتی مذکور می‌باشد.



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

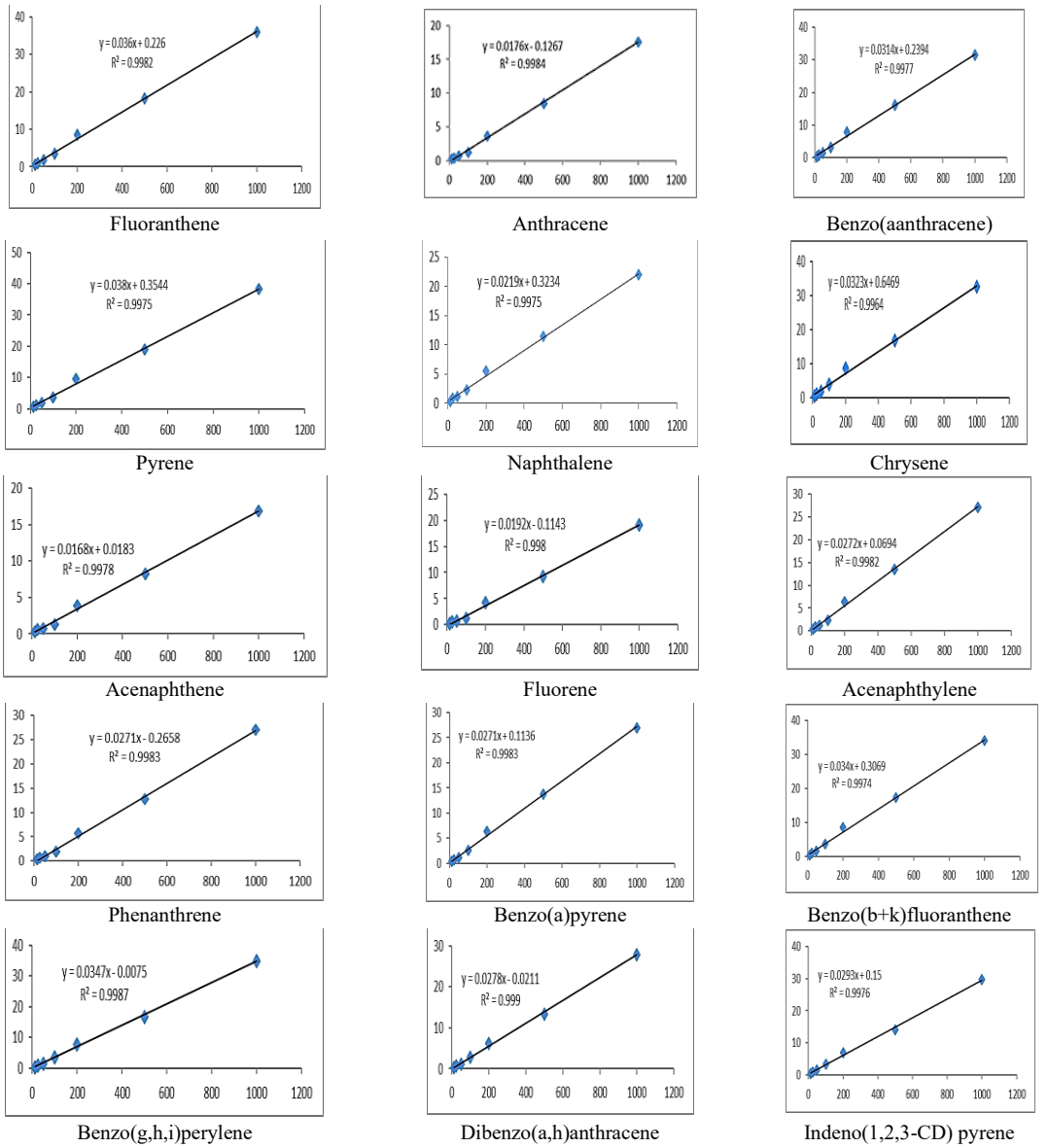



**شکل ۱.** کروماتوگرام‌های استاندارد حاصل از GC-MS، در محدوده غلظتی بین ۱۲/۵ تا ۵۰۰ میکروگرم بر کیلوگرم PAH

**Fig 1.** GC–MS chromatograms of PAH standards at concentrations ranging from 12.5 to 500 µg/kg

[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]




**شکل ۲.** منحنی‌های کالیبراسیون مربوط به هر هیدروکربن آروماتیک چندحلقوی در غلظت‌های مختلف

Fig 2. Calibration curves for each polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) at different concentrations

### اعتبارسنجی روش تعیین غلظت فلزات سنگین

پارامترهای اعتبارسنجی روش آنالیز کمی برای چهار فلز سنگین مورد مطالعه شامل کادمیوم (Cd)، سرب (Pb)، جیوه (Hg) و آرسنیک (As) در جدول (۴) آورده شده است. (پیوست)

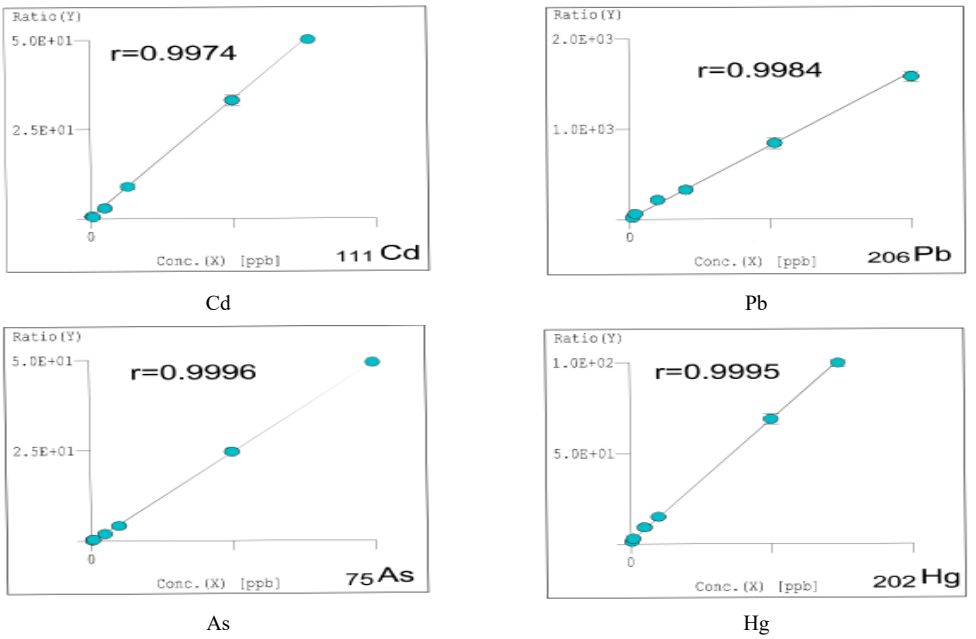
### منحنی کالیبراسیون مربوط به فلزات سنگین

منحنی کالیبراسیون مربوط به فلزات سرب، آرسنیک، کادمیوم و جیوه در غلظت‌های ۰/۵، ۱، ۲، ۵ و ۱۰ میکروگرم بر کیلوگرم، در شکل (۳)، آورده شده است.



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]




**شکل ۳.** منحنی‌های کالیبراسیون مربوط به فلزات سرب، آرسنیک، کادمیوم و جیوه در غلظت‌های ۰/۵، ۱، ۲، ۵ و ۱۰ میکروگرم بر کیلوگرم

**Fig 3.** Calibration curves for lead, arsenic, cadmium, and mercury at concentrations of 0.5, 1, 2, 5, and 10 µg/kg.

[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

### غلظت PAHs در نمونه‌های ماهی مرکب (در سطح عرضه)

نتایج مربوط به میزان غلظت ترکیبات PAHs در ۱۲ نمونه ماهی مرکب در سطح عرضه در جدول ۵ (پیوست) ارائه شده است. بر اساس یافته‌ها، پروفایل آلودگی در نمونه‌های مختلف به‌طور قابل‌توجهی با یکدیگر متفاوت بود؛ به‌گونه‌ای که الگوی تجمع آلاینده‌ها در نمونه‌ها ناهمگن گزارش شد و تنها بخش محدودی از ترکیبات PAH با غلظت‌های قابل اندازه‌گیری در بافت ماهی شناسایی گردید.

در تمامی نمونه‌ها، غلظت ترکیبات فلورانتن، پایرن، ایندنو (1,2,3-CD) پایرن و بنزو (a) پایرن کمتر از حد تعین مقدار (LOQ) بود. از میان ترکیبات مورد بررسی، اسنفتیلن با میزان (۲۹/۰۳۰۴±۰/۲۸ میکروگرم بر کیلوگرم) در نمونه B، بیشترین میزان غلظت را داشت. پس از آن، ترکیب فلورن با غلظت ۲۱/۰۵۷۴±۰/۲۳ میکروگرم بر کیلوگرم در نمونه B، در سطح دوم قرار گرفت.

علاوه بر این، حضور ترکیبات PAH با وزن مولکولی بالا (HMW) نظیر کریزن و بنزو (a) آنتراسن به‌ترتیب با غلظت‌های ۱۳/۷۶۵۶±۰/۱۲ و ۷/۸۷۸۷۰۲±۰/۱۱ میکروگرم بر کیلوگرم تنها در نمونه E مشاهده گردید که نشان‌دهنده یک الگوی آلودگی متمایز در این نمونه خاص است. همچنین، بررسی میانگین کل PAHs نشان داد که نمونه‌های A، B و C به ترتیب با مقادیر ۶/۵۶ ±۰/۱۱، ۶/۱۳۵±۰/۱۰ و ۵/۶۵۷±۰/۰۹ میکروگرم بر کیلوگرم بیشترین بار آلودگی را نشان دادند.

### شناسایی منشاء احتمالی PAHs بر اساس نسبت‌های تشخیصی

به‌منظور ارزیابی منشاء احتمالی ترکیبات PAHs، نسبت‌های تشخیصی متداول بر اساس غلظت ترکیبات اندازه‌گیری شده محاسبه گردید. بر اساس نتایج، نسبت HMW/LMW برابر با ۰/۱۹ بود که بیانگر غالب بودن ترکیبات با وزن مولکولی پایین‌تر در نمونه‌های مورد بررسی است. همچنین، مقادیر نسبت‌های Ant/(Ant+Phe) و BaA/ (BaA+Chry) به‌ترتیب برابر با ۰/۵۱ و ۰/۳۶ محاسبه شد. بر اساس معیارهای گزارش شده در مطالعات پیشین (۲۱ و ۲۲)، مقادیر به‌دست‌آمده از این شاخص‌ها نشان داد که الگوی PAHs در نمونه‌های ماهی مرکب تحت تأثیر ترکیبی از ورودی‌های پتروژنیک و پایروژنیک قرار دارد. اگرچه پایین بودن نسبت HMW/LMW نشان‌دهنده سهم قابل توجه ترکیبات نفتی و منابع پتروژنیک است، مقادیر نسبت‌های مبتنی بر آنتراسن و بنزو [a] آنتراسن نیز احتمال مشارکت منابع ناشی از فرآیندهای احتراقی را مطرح می‌کنند. با توجه به شرایط منطقه مورد مطالعه، حضور فعالیت‌های مرتبط با صنایع نفت، گاز و پتروشیمی، تردد شناورها و سایر فعالیت‌های انسان‌زاد در منطقه بوشهر می‌تواند در ایجاد الگوی مشاهده‌شده PAHs نقش داشته باشد. مقادیر کمتر از LOQبرای ترکیبات فلورانتن و پایرن موجب گردید نسبت Flu/(Flu+Pyr) قابل محاسبه نباشد. همچنین، به دلیل قرارگیری ایندنو [1,2,3-cd] پایرن در محدوده کمتر از LOQ، نسبت IcdP/(IcdP+BghiP) نیز قابل محاسبه نبود.

### اثر فرآیند پخت بر میزان PAHs

با توجه به اینکه ارزیابی اثر فرآیند پخت به‌عنوان یک بررسی تکمیلی و با هدف شبیه‌سازی شرایط واقعی مصرف انجام شد، سه نمونه A، B و C که نماینده دامنه غلظت PAHs در نمونه‌های خام بودند، برای انجام فرآیند کبابی‌کردن انتخاب شدند. نتایج حاصل از بررسی تغییرات غلظت ترکیبات PAHs در نمونه‌های ماهی مرکب قبل و بعد از فرآیند پخت (کباب زغالی) در نمونه‌های A، B و C و نمونه‌های متناظر پس از پخت ('A، 'B و 'C) در جدول (۶) ارائه شده است.



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

بررسی تغییرات غلظت ترکیبات PAHs نشان داد که فرآیند حرارت‌دهی موجب کاهش برخی ترکیبات سبک‌تر، به‌ویژه نفتالن و آسنفتیلن در برخی نمونه‌ها گردید. با این حال، مجموع غلظت PAHs پس از فرآیند پخت در هر سه نمونه روند افزایشی نشان داد.

جدول ۶. مقایسه میانگین غلظت ترکیبات PAHs (میکروگرم بر کیلوگرم) در ماهی مرکب ببری قبل و بعد از فرآیند کباب زغالی در نمونه‌های مورد مطالعه

| ردیف | PAH | قبل از کباب زغالی | | | پس از کباب زغالی | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | غلظت (میکروگرم بر کیلوگرم) | | | | | |
| | | A | B | C | A' | B' | C' |
| ۱ | نفتالین | ۶/۸۲۹۵۵۷۱±۰/۱۱ | ۴/۷۳۹۷۰۳±۰/۰۵ | ۲/۰۷۳۰۵۱±۰/۰۳ | ۱/۹۷۶۸۵±۰/۰۲ | ۳/۳۸۵۸۸±۰/۰۷ | ۲/۰۸۳۴۲۱±۰/۰۷ |
| ۲ | آسنفتیلن | ۱۷/۶۴۳۴۲۳±۰/۲۱ | ۲۹/۰۳۰۳۹±۰/۱۱ | ۱۹/۷۹۸۳۳±۰/۱۸ | ۱۲/۷۶۵۳۲±۰/۱۱ | ۲۴/۴۰۳۴۶±۰/۳۱ | ۱۴/۳۴۹۷۵±۰/۱۵ |
| ۳ | آسنفتن | ۱۴/۷۲۳۰۱۵±۰/۱۹ | ۸/۳۷۱۵۰۶±۰/۰۷ | ۱۳/۲۹۵۶۷±۰/۱۱ | ۱۵/۶۷۷۷۸±۰/۱۴ | ۸/۸۹۲۳۶۵±۰/۱۱ | ۱۴/۲۸۸±۰/۱۲ |
| ۴ | فلورن | ۱۹/۳۷۱۳۱۲±۰/۲۲ | ۲۱/۰۵۷۳۷±۰/۲۳ | ۱۸/۱۱۹۶۸±۰/۱۵ | ۲۰/۳۷۱۳۱±۰/۱۹ | ۲۲/۶۷۹۵±۰/۲۰ | ۱۸/۷۸±۰/۲۱ |
| ۵ | فنانترن | ۱۴/۶۷۷۹۸۲±۰/۱۱ | ۱۳/۴۴۶۸۶±۰/۱۲ | ۱۱/۵۹۹۵۴±۰/۱۰ | ۱۵/۲۰۳۴±۰/۱۲ | ۱۷/۸۳۸۲۱±۰/۱۱ | ۱۳/۳۴۰۹۹±۰/۱۵ |
| ۶ | آنتراسن | ۱۲/۵۳۱۷۵۴±۰/۱۴ | ۱۱/۵۲۰۰۷±۰/۱۰ | ۹/۱۹۶۵۳۹±۰/۰۹ | ۱۴/۵۳۱۷۵±۰/۱۱ | ۱۴/۱۰۱۴±۰/۱۹ | ۱۲/۳۲۳±۰/۱۳ |
| ۷ | فلورانتن | < LOQ | < LOQ | < LOQ | < LOQ | < LOQ | < LOQ |
| ۸ | پایرن | < LOQ | < LOQ | < LOQ | < LOQ | < LOQ | < LOQ |
| ۹ | بنزو (a) آنتراسن | < LOQ | < LOQ | < LOQ | ۳/۴۳۷۶۳±۰/۰۴ | ۴/۶۷۰۱۶±۰/۱۰ | < LOQ |
| ۱۰ | کریزن | < LOQ | < LOQ | < LOQ | < LOQ | < LOQ | < LOQ |
| ۱۱ | بنزو (b+k) فلورانتن | < LOQ | < LOQ | < LOQ | < LOQ | < LOQ | < LOQ |
| ۱۲ | بنزو (a) پایرن | < LOQ | < LOQ | < LOQ | ۴/۲۳۵۱±۰/۰۹ | ۴/۷۶۵۴±۰/۰۸ | < LOQ |
| ۱۳ | بنزو (g,h,i) پریلن | ۶/۰۲۰۸۳۵۶±۰/۰۸ | ۱/۶۸۱۳۸۸±۰/۰۳ | ۵/۱۵۶۹۹۹±۰/۰۸ | ۷/۹۷۸۵۶۴±۰/۰۹ | ۷/۰۹±۰/۱۰ | ۵/۹۳۳۴۰۱±۰/۰۹ |
| ۱۴ | دی بنزو (a,h) آنتراسن | ۶/۵۶۷۷۱۹۵±۰/۰۹ | ۲/۱۷۷۷±۰/۰۴ | ۵/۶۵۲۵۸۱±۰/۰۷ | ۷/۱۰۲۷۶±۰/۰۸ | ۹/۰۹۸۳۹±۰/۱۴ | ۷/۵۶۰۸±۰/۱۱ |
| ۱۵ | ایندنو (1,2,3-CD) پایرن | < LOQ | < LOQ | < LOQ | < LOQ | < LOQ | < LOQ |
| ۱۶ | میانگین $ | ۶/۵۵۷۷۰۵±۰/۱۱ | ۶/۱۳۴۹۹۹±۰/۱۰ | ۵/۶۵۶۸۵۷±۰/۰۹ | ۶/۸۸۵۳۶۴±۰/۱۲ | ۷/۷۹۴۹۸۴±۰/۱۴ | ۵/۹۱۰۶۲۴±۰/۱۰ |

LOQ: Limit of Quantitation

$: برای جلوگیری از برآورد مصنوعی غلظت آلاینده‌ها، مقادیر کمتر از LOQ در محاسبات آماری، صفر در نظر گرفته شدند.

## ارزیابی غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های ماهی مرکب

بر اساس یافته‌های حاصل از آنالیز با دستگاه ICP-MS، میانگین غلظت فلزات سنگین (سرب، کادمیوم، آرسنیک کل و جیوه) در نمونه‌های ماهی مرکب در جدول (۷) آورده شده است.

[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

جدول ۷. میانگین (±SD) غلظت فلزات سنگین (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در نمونه‌های ماهی مرکب

| فلز | Pb | Cd | As | Hg |
|---|---|---|---|---|
| | (میلی‌گرم بر کیلوگرم) | | | |
| ۱ | ۸/۱۲۱ ±۰/۱۲ | ۱/۰۸۸±۰/۰۲ | ۶/۲۵۷±۰/۰۸ | ۱/۱۱۴±۰/۰۲ |
| ۲ | ۸/۲۵۶±۰/۱۸ | ۱/۰۷۰±۰/۰۳ | ۶/۳۰۵±۰/۰۷ | ۱/۱۲۹±۰/۰۴ |
| ۳ | ۸/۳۳۴±۰/۲۲ | ۱/۰۶۳±۰/۰۱ | ۶/۳۸۹±۰/۰۵ | ۱/۱۸۵±۰/۰۳ |
| ۴ | ۸/۲۱۵±۰/۱۱ | ۱/۰۲۵±۰/۰۳ | ۶/۳۰۲±۰/۰۸ | ۱/۱۲۰±۰/۰۵ |
| ۵ | ۸/۴۵۵±۰/۰۹ | ۱/۱۲۰±۰/۰۵ | ۶/۲۲۱±۰/۰۷ | ۱/۱۳۱±۰/۰۲ |
| ۶ | ۷/۹۸۵±۰/۰۸ | ۱/۰۹۲±۰/۰۴ | ۶/۰۱۰±۰/۰۸ | ۱/۱۷۰±۰/۰۷ |
| ۷ | ۸/۳۶۶±۰/۱۹ | ۱/۰۳۳±۰/۰۵ | ۶/۲۳۰±۰/۰۴ | ۱/۲۰۶±۰/۰۹ |
| ۸ | ۷/۸۵۴±۰/۱۰ | ۱/۱۱۲±۰/۰۸ | ۶/۲۱۴±۰/۰۵ | ۱/۳۲۰±۰/۰۹ |
| ۹ | ۷/۹۶۰±۰/۰۸ | ۱/۰۵۲±۰/۰۴ | ۶/۳۷۵±۰/۰۴ | ۰/۹۹۸±۰/۰۲ |
| ۱۰ | ۸/۱۱۰±۰/۱۰ | ۱/۰۶۶±۰/۰۲ | ۶/۵۴۱±۰/۰۷ | ۱/۱۱۰±۰/۰۴ |
| ۱۱ | ۸/۲۵۷±۰/۲۳ | ۱/۱۱۶±۰/۰۴ | ۵/۹۹۸±۰/۰۸ | ۱/۱۴۵±۰/۰۳ |
| ۱۲ | ۸/۶۵۴±۰/۱۲ | ۱/۰۲۰±۰/۰۴ | ۶/۲۱۰±۰/۰۹ | ۱/۲۰۱±۰/۰۴ |
| ۱۳ | ۸/۵۲۱±۰/۲۵ | ۱/۱۰۴±۰/۰۵ | ۶/۳۳۲±۰/۰۸ | ۱/۱۹۰±۰/۰۳ |
| ۱۴ | ۷/۸۳۰±۰/۰۸ | ۱/۱۰۸±۰/۰۶ | ۵/۹۹۰±۰/۰۵ | ۱/۱۳۶±۰/۰۲ |
| ۱۵ | ۸/۲۲۵±۰/۲۱ | ۰/۰۹۹±۰/۰۲ | ۶/۲۸۵±۰/۰۷ | ۱/۱۰۴±۰/۰۱ |
| ۱۶ | ۸/۵۶۲±۰/۱۸ | ۱/۰۳۳±۰/۰۴ | ۶/۳۱۸±۰/۰۹ | ۱/۲۱۰±۰/۰۵ |
| ۱۷ | ۷/۵۲۰±۰/۱۰ | ۱/۰۵۸±۰/۰۲ | ۶/۴۵۲±۰/۰۵ | ۱/۰۳۳±۰/۰۳ |
| ۱۸ | ۷/۶۶۵±۰/۰۹ | ۱/۱۰۰±۰/۰۳ | ۶/۴۴۵±۰/۰۴ | ۱/۱۹۶±۰/۰۶ |
| ۱۹ | ۸/۱۴۱±۰/۲۰ | ۱/۰۸۵±۰/۰۵ | ۵/۹۸۹±۰/۰۷ | ۱/۲۰۰±۰/۰۸ |
| ۲۰ | ۸/۳۷۵±۰/۱۸ | ۱/۰۷۷±۰/۰۴ | ۶/۳۶۵±۰/۰۸ | ۱/۱۷۱±۰/۰۵ |
| ۲۱ | ۸/۹۶۲±۰/۲۱ | ۱/۰۲۱±۰/۰۳ | ۶/۲۵۴±۰/۰۵ | ۱/۱۸۳±۰/۰۶ |
| ۲۲ | ۸/۵۵۵±۰/۱۷ | ۰/۰۹۸±۰/۰۲ | ۶/۴۸۵±۰/۰۷ | ۱/۱۱۲±۰/۰۴ |
| ۲۳ | ۷/۹۵۱±۰/۰۸ | ۱/۰۶۲±۰/۰۴ | ۶/۶۳۳±۰/۰۶ | ۱/۱۲۹±۰/۰۵ |
| ۲۴ | ۸/۲۲۱±۰/۱۹ | ۱/۰۵۴±۰/۰۵ | ۶/۳۵۱±۰/۰۵ | ۱/۱۵۴±۰/۰۷ |
| ۲۵ | ۸/۶۳۲±۰/۲۳ | ۱/۰۷۳±۰/۰۴ | ۵/۹۷۸±۰/۰۷ | ۱/۱۶۶±۰/۰۴ |
| ۲۶ | ۷/۵۲۵±۰/۱۱ | ۱/۰۴۲±۰/۰۲ | ۶/۵۵۰±۰/۰۳ | ۱/۱۸۳±۰/۰۹ |
| ۲۷ | ۸/۴۶۲±۰/۲۰ | ۱/۰۳۹±۰/۰۸ | ۶/۲۴۹±۰/۰۷ | ۲/۰۱۱±۰/۱۱ |
| ۲۸ | ۸/۴۴۰±۰/۲۱ | ۱/۰۴۷±۰/۰۳ | ۶/۴۵۵±۰/۱ | ۱/۳۳۵±۰/۰۷ |
| ۲۹ | ۸/۶۲۹±۰/۲۵ | ۱/۰۲۳±۰/۰۶ | ۵/۹۸۰±۰/۰۹ | ۱/۳۸۶±۰/۰۹ |
| ۳۰ | ۷/۸۵۰±۰/۱۱ | ۱/۰۷۷±۰/۰۳ | ۶/۷۴۲±۰/۰۲ | ۱/۱۴۱±۰/۰۲ |
| میانگین | ۸/۲۲۱±۰/۲۴ | ۱/۰۰±۰/۰۲ | ۶/۲۹۶±۰/۰۵ | ۱/۱۹۵±۰/۰۷ |
| | حدود مجاز | | | |
| FDA | ۵ | ۲ | - | ۰/۵ |
| FAO/WHO | ۰/۵ | ۰/۲ | ۰/۰۵ | ۰/۵ |
| WHO | ۰/۵ | ۰/۲ | ۰/۲ | ۰/۵ |
| FAO | - | ۰/۳ | ۱/۴ | - |
| USEPA | ۰/۰۰۵ | ۰/۰۰۵ | ۱/۳ | - |

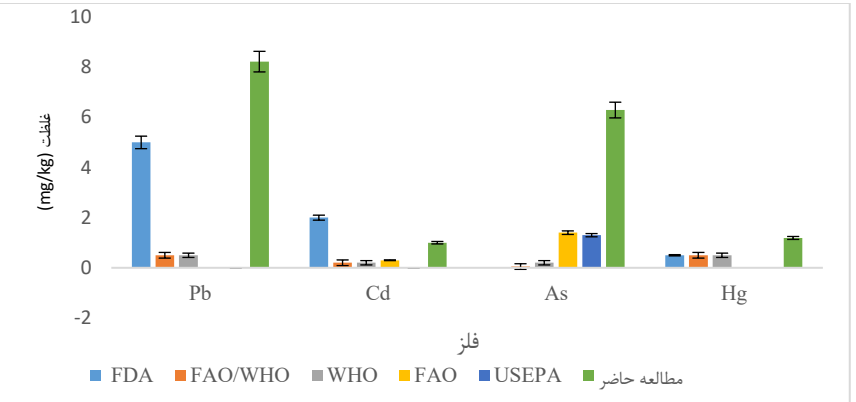
به‌منظور ارزیابی ایمنی مصرفی نمونه‌ها، غلظت فلزات سنگین اندازه‌گیری شده در بافت عضله ماهی مرکب با حدود مجاز تعیین شده در استانداردهای بین‌المللی مقایسه شد. نتایج آزمون‌های آماری (شکل ۴) نشان داد که غلظت فلزات سرب، آرسنیک و جیوه در تمامی نمونه‌های مورد بررسی به‌طور معنی‌داری بالاتر از مقادیر حد مجاز گزارش‌شده در استانداردهای بین‌المللی است (P<۰/۰۵). در مورد فلز کادمیوم، نتایج نشان داد که میانگین غلظت این فلز در بافت نمونه‌ها در مقایسه با حدود مجاز اغلب



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

استانداردهای بین‌المللی مورد مقایسه اختلاف معنی‌داری داشته و از مقادیر توصیه‌شده فراتر بوده است. با این حال، در مقایسه با حد مجاز اعلام‌شده توسط سازمان غذا و داروی ایالات متحده (FDA)، غلظت کادمیوم در محدوده قابل قبول قرار داشت. در مجموع، یافته‌های حاضر نشان‌دهنده وجود بار قابل توجه فلزات سنگین در بافت خوراکی ماهی مرکب بوده و می‌تواند بیانگر افزایش احتمال مواجهه مصرف‌کنندگان با این آلاینده‌ها باشد. بنابراین، انجام ارزیابی‌های تکمیلی خطر سلامت‌محور برای تعیین میزان واقعی ریسک ناشی از مصرف این محصول توصیه می‌شود. مقایسه غلظت‌های اندازه‌گیری‌شده با حدود مجاز استانداردهای بین‌المللی نشان داد که اختلاف مقادیر، وابسته به استاندارد مرجع مورد استفاده است؛ بنابراین، این مقایسه به‌عنوان یک شاخص اولیه وضعیت آلودگی در نظر گرفته شد و به‌تنهایی بیانگر وجود خطر سلامت برای مصرف‌کنندگان نیست.




**شکل ۴.** مقایسه غلظت‌های فلزات سنگین در بافت عضله ماهیان مرکب با استانداردهای بین المللی (میلی‌گرم بر کیلوگرم)
**Fig 4.** Comparison of Heavy Metal Concentrations in Squid Muscle Tissue with International Permissible Limits (mg/kg)

## ارزیابی خطر

سطوح ریسک اکولوژیک بر اساس مقادیر ضریب خطر (RQ) به چهار گروه شامل ریسک بالا (۰/۱≤ RQ <۱)، ریسک پایین (۰/۰۱≤ RQ <۰/۱) و ریسک ناچیز (RQ <۰/۰۱) طبقه‌بندی گردید. مقادیرRQ_NCs و RQ_MPCs محاسبه‌شده برای ترکیبات PAHs در جدول (۸) ارائه شده است.

بر اساس نتایج حاصل از محاسبه شاخص‌های ریسک، مقادیر RQ_NCs برای ترکیبات نفتالن، فنانترن، فلورانتن و کریزن بالاتر از ۱ به‌دست آمد که نشان‌دهنده وجود پتانسیل اثرات نامطلوب این ترکیبات بر جوامع زیستی آبزی و ضرورت توجه به حضور آن‌ها در پایش‌های زیست‌محیطی می‌باشد. در مقابل، سایر ترکیبات مورد بررسی دارای مقادیر RQ_NCs کمتر از ۱ بود که بیانگر احتمال پایین‌تر بروز اثرات زیستی بر اساس معیار آستانه‌ای مورد استفاده است.

همچنین، مقایسه مقادیر RQ_MPCs نشان داد که ریسک ناشی از ترکیبات PAHs در سطح غلظت‌های بیشینه مجاز [۳۷] در محدوده قابل قبول قرار داشته و احتمال بروز اثرات گسترده زیست‌محیطی کاهش می‌یابد. با این حال، حضور برخی ترکیبات با وزن مولکولی بالاتر و دارای پتانسیل سمیت بیشتر، به‌ویژه

[37] Maximum Permissible Concentrations



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]
[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

کریزن، فلورانتن و فنانترن، اهمیت پایش مستمر این آلاینده‌ها را در اکوسیستم‌های دریایی و زنجیره غذایی آبزیان مورد تأکید قرار می‌دهد.

جدول ۸. مقادیر NCs_RQ وMPCs _RQ برای PAHs اندازه‌گیری شده در بافت عضله ماهی مرکب

| ترکیبات | میانگین کل | حداکثر | NCs | MPCS | RQm | RQex |
|---|---|---|---|---|---|---|
| نفتالین | ۲/۰۲±۰/۰۸ | ۶/۸۳±۰/۱۳ | ۱۲/۰۰±۰/۱۳ | ۱۲۰۰/۰±۵/۱۳ | ۰/۱۷±۰/۰۱ | ۰/۰۰±۰/۰۰ |
| آسنفتیلن | ۶/۴۷±۰/۱۳ | ۲۹/۰۳±۰/۳۲ | ۰/۷۰±۰/۰۱ | ۷۰/۰۰±۱/۰۸ | ۹/۲۴±۰/۳۵ | ۰/۰۹±۰/۰۲ |
| آسنفتن | ۳/۰۳±۰/۰۸ | ۱۴/۷۲±۰/۰۸ | ۰/۷۰±۰/۰۲ | ۷۰/۰۰±۰/۹۹ | ۴/۳۳±۰/۱۲ | ۰/۰۴±۰/۰۴ |
| فلورن | ۶/۸۴±۰/۱۲ | ۲۱/۰۶±۰/۲۰ | ۰/۷۰±۰/۰۱ | ۷۰/۰۰±۰/۹۸ | ۹/۷۷±۰/۲۹ | ۰/۱۰±۰/۰۹ |
| فنانترن | ۶/۳۶±۰/۱۴ | ۱۴/۶۸±۰/۱۶ | ۳/۰۰±۰/۰۷ | ۳۰۰/۰۰±۲/۱۴ | ۲/۱۲±۰/۱۰ | ۰/۰۲±۰/۰۳ |
| آنتراسن | ۶/۷۱±۰/۱۵ | ۱۶/۱۲±۰/۱۸ | ۰/۷۰±۰/۰۲ | ۷۰/۰۰±۰/۹۵ | ۹/۵۹±۰/۲۸ | ۰/۱۰±۰/۰۷ |
| فلورانتن | ۰/۰۰±۰/۰۰ | ۰/۰۰±۰/۰۰ | ۳/۰۰±۰/۰۸ | ۳۰۰/۰۰±۱/۶۷ | ۰/۰۰±۰/۰۰ | ۰/۰۰±۰/۰۰ |
| پایرن | ۰/۰۰±۰/۰۰ | ۰/۰۰±۰/۰۰ | ۰/۷۰±۰/۰۳ | ۷۰/۰۰±۰/۸۷ | ۰/۰۰±۰/۰۰ | ۰/۰۰±۰/۰۰ |
| بنزو (a) آنتراسن | ۰/۶۶±۰/۰۲ | ۷/۸۸±۰/۰۸ | ۰/۱۰±۰/۰۴ | ۱۰/۰۰±۰/۵۲ | ۶/۵۷±۰/۲۳ | ۰/۰۷±۰/۰۵ |
| کریزن | ۱/۱۵±۰/۰۹ | ۱۳/۷۷±۰/۱۱ | ۳/۴۰±۰/۱۰ | ۳۴۰/۰۰±۲/۸۷ | ۰/۳۴±۰/۰۷ | ۰/۰۰±۰/۰۰ |
| بنزو (b+k) فلورانتن | ۰/۲۶±۰/۰۴ | ۳/۱۰±۰/۰۵ | ۰/۲۵±۰/۰۲ | ۲۵/۰۰±۰/۳۰ | ۱/۰۳±۰/۱۲ | ۰/۰۱±۰/۰۳ |
| بنزو (a) پایرن | ۰/۰۰±۰/۰۰ | ۰/۰۰±۰/۰۰ | ۰/۵۰±۰/۰۴ | ۵۰/۰۰±۰/۷۷ | ۰/۰۰±۰/۰۰ | ۰/۰۰±۰/۰۰ |
| بنزو (g,h,i) پریلن | ۱/۷۸±۰/۰۸ | ۶/۰۲±۰/۰۹ | ۰/۳۰±۰/۰۵ | ۳۰/۰۰±۰/۶۳ | ۵/۹۴±۰/۲ | ۰/۰۶±۰/۰۴ |
| دی بنزو (a,h) آنتراسن | ۱/۹۸±۰/۰۷ | ۶/۵۷±۰/۰۸ | ۰/۵۰±۰/۰۶ | ۵۰/۰۰±۰/۸۵ | ۳/۹۷±۰/۱۳ | ۰/۰۴±۰/۰۷ |
| ایندنو (1,2,3-CD) پایرن | ۰/۰۰±۰/۰۰ | ۰/۰۰±۰/۰۰ | ۰/۴۰±۰/۰۸ | ۴۰/۰۰±۰/۶۸ | ۰/۰۰±۰/۰۰ | ۰/۰۰±۰/۰۰ |

افزون بر این، به‌منظور برآورد ریسک بالقوه ناشی از حضور فلزات سنگین، مقادیر ضریب خطر (RQ) بر اساس غلظت‌های اندازه‌گیری شده در بافت عضله ماهی مرکب محاسبه و در جدول (۹) ارائه گردید. نتایج نشان داد که مقدار RQ برای سرب بالاتر از ۱ است؛ این امر بیانگر احتمال بروز اثرات نامطلوب زیست‌محیطی این عنصر و ضرورت توجه بیشتر به حضور آن در زنجیره غذایی آبزیان می‌باشد. در مقابل، مقادیر RQ محاسبه‌شده برای سایر فلزات مورد بررسی شامل کادمیوم، آرسنیک و جیوه کمتر از ۱ به‌دست آمد که نشان‌دهنده سطح پایین‌تر ریسک بالقوه بر اساس معیار ارزیابی مورد استفاده است. در مجموع، الگوی مقادیر RQ نشان داد که سرب در مقایسه با سایر عناصر اندازه‌گیری‌شده، مهم‌ترین عامل مؤثر بر ریسک بالقوه بوده و می‌تواند به‌عنوان یک شاخص اولویت‌دار در پایش آلودگی فلزات سنگین در نمونه‌های ماهی مرکب مورد توجه قرار گیرد.

جدول ۹. مقادیر RQs برای فلزات سنگین اندازه‌گیری شده در بافت عضله ماهی مرکب

| فلز | Pb | Cd | As | Hg |
|---|---|---|---|---|
| میانگین | ۸/۲۲۱±۰/۱۵ | ۱/۰۰±۰/۰۲ | ۶/۲۹۶±۰/۱۲ | ۱/۱۹۵±۰/۰۵ |
| NOEC | ۰/۵±۰/۱۳ | ۰/۱±۰/۰۷ | ۰/۱±۰/۰۶ | ۰/۱±۰/۰۴ |
| RQ | ۴/۱۱±۰/۲۰ | ۰/۱±۰/۰۵ | ۰/۶۳±۰/۱۲ | ۰/۱۲±۰/۰۳ |



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

### ارزیابی ریسک سلامت مصرف‌کنندگان

به‌منظور بررسی خطر احتمالی ناشی از مصرف ماهی مرکب آلوده برای انسان، شاخص‌های دریافت روزانه برآوردشده (EDI)، ضریب خطر هدف (THQ)، شاخص خطر تجمعی (HI) و ریسک سرطان‌زایی طول عمر (ILCR) محاسبه شدند.

### ارزیابی ریسک سلامت مصرف‌کنندگان ناشی از فلزات سنگین

مقادیر دریافت روزانه برآوردشده EDI برای فلزات سنگین در جدول ۱۰ ارائه شده است. مقدار THQ برای تمامی فلزات مورد بررسی کمتر از ۱ بود. در بین عناصر اندازه‌گیری‌شده، آرسنیک با مقدار THQ برابر با ۰/۰۶۸۱، بیشترین سهم نسبی را در ریسک غیرسرطان‌زایی داشت. همچنین مقدار شاخص خطر تجمعی HI کل فلزات برابر با ۰/۰۹۱۸ محاسبه شد که کمتر از مقدار آستانه ۱ است. این نتایج نشان داد که بر اساس سناریوی مواجهه تعریف‌شده در مطالعه حاضر، مصرف ماهی مرکب مورد بررسی با خطر غیرسرطان‌زایی قابل توجه ناشی از فلزات سنگین همراه نیست.

جدول ۱۰. ارزیابی ریسک سلامت ناشی از مصرف ماهی مرکب (*Sepia pharaonis*) آلوده به فلزات سنگین

| فلز | EDI (mg/kg/day) | THQ | وضعیت خطر |
|---|---|---|---|
| Pb | $۲/۶۷ \times ۱۰^{-۵}$ | ۰/۰۰۷۶ | بدون خطر قابل توجه |
| Cd | $۳/۲۴ \times ۱۰^{-۶}$ | ۰/۰۰۳۲ | بدون خطر قابل توجه |
| As | $۲/۰۴ \times ۱۰^{-۵}$ | ۰/۰۶۸۱ | بدون خطر قابل توجه |
| Hg | $۳/۸۸ \times ۱۰^{-۶}$ | ۰/۰۱۲۹ | بدون خطر قابل توجه |
| HI | | ۰/۰۹۱۸ | عدم وجود خطر غیرسرطان‌زایی قابل توجه |

### ارزیابی ریسک سرطان‌زایی PAHs

به‌منظور ارزیابی خطر سرطان‌زایی ترکیبات PAHs، مقدار معادل سمیت بنزو [a] پایرن (BaP-TEQ) بر اساس ضرایب هم‌ارزی سمیت (TEF) محاسبه شد. با در نظر گرفتن مقادیر کمتر از LOQ به‌عنوان صفر، مقدار کل BaP-TEQ برابر با ۲/۰۸۶ میکروگرم بر کیلوگرم (معادل $۲/۰۸۶ \times ۱۰^{-۳}$ میلی‌گرم بر کیلوگرم) به دست آمد. بر اساس این مقدار، دریافت مزمن روزانه (CDI) برابر با $۲/۹۰ \times ۱۰^{-۶}$ میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز، و مقدار ریسک سرطان‌زایی طول عمر (ILCR) برابر با $۲/۱۲ \times ۱۰^{-۵}$ محاسبه شد. مقدار ILCRبه‌دست‌آمده در محدوده قابل قبول ریسک سرطان‌زایی قرار گرفت و نشان داد که بر اساس شرایط مواجهه تعریف‌شده، مصرف ماهی مرکب مورد بررسی احتمالاً خطر قابل توجه سرطان‌زایی برای مصرف‌کنندگان ایجاد نمی‌کند.

### بحث

فلزات سنگین و ترکیبات آلی پایدار، از مهم‌ترین گروه‌های آلاینده در اکوسیستم‌های دریایی محسوب می‌شوند؛ زیرا به دلیل پایداری شیمیایی، قابلیت تجمع زیستی و انتقال در شبکه غذایی، می‌توانند اثرات نامطلوبی بر سلامت موجودات آبزی و انسان داشته باشند. در میان مسیرهای مختلف مواجهه انسان با این آلاینده‌ها، مصرف غذاهای دریایی یکی از مهم‌ترین مسیرهای انتقال محسوب می‌شود. ازاین‌رو، پایش میزان تجمع آلاینده‌های شیمیایی در گونه‌های خوراکی دریایی، به‌ویژه گونه‌هایی که نقش اقتصادی و تغذیه‌ای مهمی دارند، از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (۱۴). سرپایان، به‌خصوص ماهی مرکب، به دلیل جایگاه اکولوژیک، رژیم غذایی متنوع، رشد سریع و توانایی تجمع برخی آلاینده‌ها، به‌عنوان



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

گونه‌های مناسب برای ارزیابی وضعیت آلودگی محیط‌های دریایی مورد توجه قرار گرفته‌اند (۲۷). علاوه بر ارزش غذایی این موجودات، توانایی آن‌ها در بازتاب شرایط محیطی زیستگاه، اهمیت بررسی آن‌ها را در مطالعات مرتبط با ایمنی مواد غذایی افزایش داده است.

در مطالعه حاضر، وضعیت آلودگی شیمیایی ماهی مرکب عرضه‌شده در بازار بوشهر با تمرکز بر فلزات سنگین و هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) بررسی شد. نتایج نشان داد که غلظت برخی فلزات مورد بررسی، به‌ویژه سرب، آرسنیک و جیوه، در مقایسه با حدود توصیه‌شده برخی استانداردهای بین‌المللی (FDA، WHO، FAO و USEPA) بالاتر بود. همچنین، غلظت کادمیوم در مقایسه با بیشتر استانداردهای مورد استفاده، به‌جز FDA، مقادیر بالاتری نشان داد. افزون بر این، مقدار شاخص خطر (RQ) محاسبه‌شده برای سرب بالاتر از یک بود که می‌تواند بیانگر وجود نگرانی بالقوه برای مصرف‌کنندگان در شرایط مواجهه فرض‌شده باشد. بااین‌حال، تفسیر این شاخص‌ها باید با در نظر گرفتن عواملی مانند میزان واقعی مصرف، وزن بدن، سن و تفاوت‌های فردی در حساسیت به آلاینده‌ها انجام شود؛ بنابراین، یافته‌های حاضر بیشتر بر ضرورت پایش مستمر و ارزیابی دقیق‌تر خطر سلامت تأکید دارد.

تفاوت قابل توجه در میزان تجمع فلزات سنگین در سرپایان، در مطالعات مختلف گزارش شده است و این تفاوت‌ها معمولاً به تعامل پیچیده میان عوامل زیستی، اکولوژیکی و محیطی نسبت داده می‌شوند. ویژگی‌هایی مانند گونه، سن، اندازه بدن، جنسیت، رژیم غذایی، مرحله بلوغ و شرایط زیستگاه می‌توانند نقش تعیین‌کننده‌ای در جذب و تجمع فلزات داشته باشند (۲۸). احمد (Ahmed) و همکاران در بررسی سپیا افیسینالیس[۳۸] و اکتاپوس ولگاریس[۳۹]، در دریای مدیترانه، تفاوت‌هایی در الگوی تجمع فلزات میان این دو گروه گزارش کردند و نشان دادند که اختاپوس در مقایسه با ماهی مرکب شاخص آلودگی فلزی بالاتری دارد. آن‌ها این اختلاف را به تفاوت در ویژگی‌های تغذیه‌ای، چرخه زندگی، جایگاه اکولوژیک و شدت تأثیر فعالیت‌های انسانی در مناطق ساحلی مرتبط دانستند (۲۸ و ۲۹). این یافته‌ها نشان می‌دهد که مقایسه مستقیم غلظت فلزات میان مناطق جغرافیایی مختلف باید با احتیاط و با در نظر گرفتن ویژگی‌های زیستی گونه‌ها انجام شود.

در مورد سرب، یافته‌های مطالعه حاضر با برخی گزارش‌های منتشرشده در مناطق دیگر تفاوت داشت. وارا (Varrà) و همکاران در بررسی دو گونه ماهی مرکب در دریای آدریاتیک، غلظت سرب را پایین‌تر از حد مجاز ۰/۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کردند؛ در حالی که در مطالعه حاضر، سطوح بالاتری از این عنصر مشاهده شد (۲۸). تفاوت در بار آلودگی مناطق ساحلی، میزان ورود آلاینده‌های انسان‌زاد، تفاوت در ویژگی‌های زیستگاهی و همچنین تفاوت در گونه‌های مورد مطالعه می‌تواند از عوامل مؤثر در این اختلاف باشد. از نظر سم‌شناختی، اهمیت سرب به دلیل اثرات شناخته‌شده آن بر سیستم عصبی، به‌ویژه در گروه‌های حساس مانند کودکان، همچنان مورد توجه است. حتی مواجهه با مقادیر نسبتاً پایین سرب در طولانی‌مدت می‌تواند با اختلال در فرآیندهای شناختی، یادگیری و رشد عصبی همراه باشد (۲۸ و ۳۰).

کادمیوم یکی دیگر از عناصر مهم مورد ارزیابی در این مطالعه بود که به دلیل سمیت بالا و فقدان نقش فیزیولوژیک شناخته‌شده در بدن انسان، از اهمیت ویژه‌ای در ارزیابی ایمنی غذاهای دریایی برخوردار است (۳۱). مواجهه مزمن با کادمیوم با پیامدهایی

[38] *Sepia officinalis*
[39] *Octopus vulgaris*



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

نظیر آسیب کلیوی، کاهش تراکم استخوان، افزایش خطر شکستگی و افزایش احتمال بروز برخی سرطان‌ها مرتبط دانسته شده است؛ به همین دلیل، این عنصر توسط آژانس بین‌المللی تحقیقات سرطان (IARC) در گروه عوامل سرطان‌زا طبقه‌بندی شده است (۳۲). نتایج مطالعه حاضر در زمینه تجمع کادمیوم، با یافته‌های گاروفالو (Garofalo) و همکاران همخوانی دارد. مطالعه آن‌ها با بررسی بیش از ۳۳۰۰ نمونه غذای دریایی طی یک دوره ده‌ساله، نشان داد که بالاترین سطوح کادمیوم عمدتاً در سرپایان، به‌ویژه ماهی مرکب، مشاهده می‌شود (۳۳). این ویژگی احتمالاً به توانایی سرپایان در تجمع و ذخیره برخی فلزات در بافت‌های مختلف بدن مرتبط است.

در مقابل، جیائو (Jiao) و همکاران در بررسی دو گونه لولیگو پیالئی[40] و ایلکس ایلسبروس[41] غلظت کادمیوم را پایین‌تر از حدود مجاز گزارش کردند، اگرچه بر اهمیت مواجهه تجمعی ناشی از دریافت سایر منابع غذایی تأکید داشتند (۳۴). این اختلاف میان مطالعات مختلف نشان می‌دهد که تجمع کادمیوم در سرپایان می تواند دارای فرآیندی وابسته به شرایط منطقه‌ای بوده و تحت تأثیر عواملی مانند سطح آلودگی محیط، دسترسی زیستی فلز، رژیم غذایی و ویژگی‌های متابولیکی گونه قرار دارد (۲۸ و ۳۴).

آرسنیک نیز یکی از عناصر مورد توجه در مطالعه حاضر بود. اگرچه آرسنیک به‌طور کلی به‌عنوان یک عنصر بالقوه سمی شناخته می‌شود، اما میزان خطر آن تا حد زیادی به شکل شیمیایی موجود در نمونه وابسته است. گونه‌های مختلف آرسنیک، از جمله آرسنیک معدنی و ترکیبات آلی، تفاوت چشمگیری در سمیت و زیست‌فراهمی دارند. کین (Qin) و همکاران در بررسی گونه‌های مختلف آرسنیک در ماهی مرکب، آرسنوبتائین (AsB) را به‌عنوان گونه غالب معرفی کردند و نشان دادند که نمونه‌های مناطق ساحلی ممکن است سطوح بالاتری از گونه‌های مختلف آرسنیک مانند AsB، AsC، MMA و DMA داشته باشند (۳۵). در مطالعه حاضر، آرسنیک کل اندازه‌گیری شد؛ بنابراین، اگرچه نتایج می‌تواند تصویری از بار کلی آرسنیک در بافت ارائه دهد، اما برای ارزیابی دقیق‌تر خطر سلامت، انجام مطالعات آینده با تمرکز بر گونه‌زایی آرسنیک[42] ضروری خواهد بود.

جیوه و ترکیبات آن از مهم‌ترین آلاینده‌های مرتبط با مصرف آبزیان هستند؛ زیرا به دلیل تمایل بالا به اتصال با گروه‌های سولفیدریل پروتئین‌ها، قابلیت تجمع زیستی و اثرات شناخته‌شده بر سیستم عصبی، نگرانی‌های قابل توجهی در حوزه سلامت عمومی ایجاد کرده‌اند (۳۰ و ۳۶). در مطالعه حاضر، غلظت جیوه در برخی مقایسه‌ها بالاتر از حدود ایمنی گزارش‌شده بود. ژائو (Zhao) و همکاران در مطالعه‌ای بر روی ماهی مرکب جامبو در سواحل پرو، نشان دادند که تجمع جیوه می‌تواند تحت تأثیر اندازه بدن و وزن قرار گیرد؛ به‌طوری‌که نمونه‌های بزرگ‌تر و ماده‌ها غلظت بالاتری از جیوه نشان دادند (۴). تفاوت میان یافته‌های مطالعه حاضر و گزارش آن‌ها، احتمالاً ناشی از اختلاف در گونه مورد مطالعه، شرایط محیطی، منابع آلاینده و ویژگی‌های زیستی جمعیت‌های مورد بررسی است.

به‌طور کلی، نتایج مربوط به فلزات سنگین در مطالعه حاضر نشان می‌دهد که تجمع این عناصر در ماهی مرکب تابع مجموعه‌ای از عوامل محیطی و زیستی است و نمی‌توان آن را صرفاً به یک عامل منفرد نسبت داد. شرایط خاص منطقه بوشهر، شامل فعالیت‌های صنعتی و ساحلی، تردد دریایی، ویژگی‌های هیدرودینامیکی منطقه و فشارهای ناشی از فعالیت‌های انسانی، ممکن است در شکل‌گیری

[40] *Loligo pealeii*
[41] *Illex illecebrosus*
[42] As speciation



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]
[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

الگوی مشاهده‌شده نقش داشته باشد. بااین‌حال، برای تعیین دقیق سهم هر یک از منابع، انجام مطالعات طولی، نمونه‌برداری گسترده‌تر و بررسی همزمان ویژگی‌های محیطی و زیستی ضروری خواهد بود.

در کنار فلزات سنگین، هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای، به‌عنوان یکی از مهم‌ترین گروه‌های آلاینده‌های آلی پایدار در محیط‌های دریایی شناخته می‌شوند. این ترکیبات به دلیل پایداری نسبی در محیط، قابلیت تجمع زیستی، انتقال در زنجیره غذایی و وجود برخی ترکیبات با خاصیت جهش‌زایی و سرطان‌زایی، از نگرانی‌های مهم در حوزه ایمنی غذاهای دریایی محسوب می‌شوند (۳۷). در مطالعه حاضر، بررسی پروفایل PAHs در بافت خوراکی ماهی مرکب نشان داد که ترکیبات با وزن مولکولی پایین (LMW)، شامل ترکیبات دو و سه حلقه‌ای، سهم غالبی از مجموع آلاینده‌های شناسایی‌شده را به خود اختصاص داده‌اند. این الگو با برخی از مطالعات انجام‌شده بر روی موجودات دریایی همخوانی دارد و می‌تواند ناشی از تحرک بیشتر، حلالیت بالاتر و ورود آسان‌تر این ترکیبات به بافت‌های زیستی باشد. با وجود غالب بودن ترکیبات LMW، شناسایی برخی ترکیبات با وزن مولکولی بالا (HMW)، از جمله کریزن و بنزو (a) آنتراسن، در تعدادی از نمونه‌ها اهمیت ویژه‌ای دارد؛ زیرا این گروه از PAHs معمولاً پایداری محیطی بیشتری داشته و برخی از آن‌ها دارای پتانسیل بالاتر جهش‌زایی و سرطان‌زایی هستند. همچنین، مشاهده ناهمگونی در الگوی آلودگی میان نمونه‌های مختلف نشان می‌دهد که میزان مواجهه ماهی مرکب با آلاینده‌ها احتمالاً در تمام مناطق برداشت یا زنجیره تأمین یکسان نیست و ممکن است تحت تأثیر شرایط محیطی، محل زیست، میزان تماس با منابع آلاینده و ویژگی‌های زیستی نمونه‌ها قرار گیرد.

از نظر منشاء آلودگی، الگوی ترکیبات شناسایی‌شده در مطالعه حاضر احتمال نقش همزمان منابع پتروژنیک و پیروژنیک را مطرح می‌کند. غلبه ترکیبات سبک‌تر و حضور محدود ترکیبات پنج و شش‌حلقه‌ای، از جمله بنزو (a) پایرن، می‌تواند نشان‌دهنده سهم بیشتر ورودی‌های نفتی نسبت به منابع ناشی از احتراق ناقص باشد. بااین‌حال، شناسایی پراکنده برخی ترکیبات HMW مانند دی‌بنزو (a,h) آنتراسن و بنزو (b+k) فلورانتن در تعدادی از نمونه‌ها، احتمال ورود ترکیبات حاصل از فرآیندهای احتراقی ناشی از فعالیت‌های انسانی را نیز مطرح می‌کند. بنابراین، اگرچه نتایج حاضر با الگوی غالب منابع پتروژنیک سازگار است، اما نمی‌توان نقش احتمالی منابع پیروژنیک مرتبط با فعالیت‌های صنعتی، تردد شناورها، احتراق سوخت‌های فسیلی و سایر فعالیت‌های انسانی را به‌طور کامل نادیده گرفت.

در ارزیابی خطر ناشی از PAHs، مقادیر شاخص‌های RQ_NCs و RQ_MPCs نشان داده شد که برخی ترکیبات، از جمله نفتالین، فلورانتن و کریزن، در شرایط ارزیابی‌شده دارای مقادیر بالاتر از یک هستند. بر اساس این یافته، گرچه بار آلودگی کل در همه نمونه‌ها یکسان نبود، اما حضور برخی ترکیبات خاص می‌تواند در ارزیابی خطر سلامت مصرف‌کنندگان اهمیت داشته باشد. بنابراین، پایش مستمر گونه‌های خوراکی دریایی و توجه به تغییرات مکانی و زمانی آلودگی می‌تواند نقش مهمی در مدیریت خطرهای احتمالی داشته باشد (۳۷).

الگوی مشاهده‌شده در مطالعه حاضر با نتایج گومز (Gomes) و همکاران که تجمع PAHs را در گونه‌های مختلف آبزیان از اقیانوس‌های اطلس، هند و آرام بررسی کردند، همخوانی قابل توجهی دارد (۳۸). در هر دو مطالعه، ترکیبات LMW سهم غالبی از پروفایل آلودگی را تشکیل دادند. بااین‌حال، تفاوت در میزان غلظت کل PAHs میان دو مطالعه قابل



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

توجه بود؛ به‌طوری‌که مقادیر گزارش‌شده توسط گومز و همکاران در محدوده بالاتری قرار داشت. این اختلاف می‌تواند ناشی از تفاوت در شدت آلودگی مناطق مورد مطالعه، شرایط هیدرولوژیک، فشارهای انسان‌زاد، گونه مورد بررسی و تفاوت در خصوصیات فیزیولوژیک موجودات باشد. همچنین، نتایج گومز و همکاران نشان داد که ترکیبی از منابع پتروژنیک و پیرولیتیک در شکل‌گیری الگوی آلودگی نقش دارند (۳۸)، که با الگوی مشاهده‌شده در مطالعه حاضر نیز مطابقت دارد.

توانایی موجودات دریایی در تجمع PAHs، علاوه بر شرایط محیطی، به ویژگی‌های زیستی آن‌ها نیز وابسته است. زی (Xie) و همکاران در بررسی آلاینده‌های هالوژنه در ماهی مرکب، محتوای چربی بافت را یکی از عوامل اصلی تعیین‌کننده در تجمع ترکیبات آبگریز معرفی کردند (۳۹). از آنجا که بسیاری از PAHs تمایل بالایی برای تجمع در فازهای چربی دارند، تفاوت در میزان چربی، رژیم غذایی، سرعت متابولیسم و توانایی دفع می‌تواند بخشی از تفاوت‌های مشاهده‌شده میان مطالعات مختلف را توضیح دهد. همچنین، انگلند (England) و همکاران با بررسی تغییرات فصلی PAHs در اختاپوس‌های سواحل پرتغال، نشان دادند که عوامل محیطی و تغییرات زیستی فصلی می‌توانند بر میزان تجمع این ترکیبات تأثیرگذار باشند (۳۷). این موضوع اهمیت در نظر گرفتن عوامل زمانی و اکولوژیک را در برنامه‌های پایش آلاینده‌های دریایی نشان می‌دهد.

یکی از جنبه‌های نوآورانه مطالعه حاضر، بررسی تأثیر فرآیند کباب کردن با زغال بر تغییرات پروفایل PAHs در بافت ماهی مرکب بود. فرآیند حرارتی موجب تغییر قابل توجه در الگوی ترکیبات PAHs شد؛ به‌طوری‌که برخی ترکیبات سبک‌تر مانند نفتالین و اسنفتن پس از پخت کاهش یافتند، در حالی که برخی ترکیبات دیگر افزایش نشان دادند یا پس از فرآیند پخت در سطح قابل اندازه‌گیری ظاهر شدند. کاهش ترکیبات سبک‌تر احتمالاً به دلیل فراریت بالا و تبخیر آن‌ها در طی فرآیند حرارت‌دهی رخ داده است. در مقابل، افزایش برخی ترکیبات می‌تواند ناشی از تشکیل مجدد PAHs در اثر تجزیه حرارتی ترکیبات آلی موجود در بافت، به‌ویژه چربی‌ها و پروتئین‌ها، و همچنین رسوب ترکیبات موجود در دود حاصل از تماس چربی با شعله مستقیم باشد (۴۰). یافته‌های حاضر با نتایج گائو (Gao) و همکاران همسو است؛ به‌طوری‌که آن‌ها نیز افزایش بار PAHs پس از کباب کردن با زغال را گزارش کردند (۴۱). همچنین، شریفی‌عرب (Sharifiarab) و همکاران در مقایسه روش‌های مختلف پخت نشان دادند که کباب کردن روی زغال به دلیل تماس مستقیم‌تر با دود، دمای بالاتر و انتقال بیشتر محصولات احتراق، بیشترین پتانسیل را برای تشکیل PAHs دارد (۴۲). تفاوت در میزان افزایش آلودگی پس از پخت میان مطالعات مختلف می‌تواند به عواملی نظیر دمای واقعی پخت، مدت زمان حرارت‌دهی، فاصله نمونه از منبع حرارت، میزان چربی موجود در بافت و شدت تولید دود وابسته باشد. از نظر بهداشت عمومی، اهمیت این یافته در آن است که فرآیند پخت ممکن است اگرچه موجب کاهش بخشی از ترکیبات فرار شود، اما الزاماً سبب کاهش خطر کلی ناشی از PAHs نمی‌شود. افزایش احتمالی ترکیبات سنگین‌تر با پتانسیل سرطان‌زایی بالاتر پس از کباب کردن نشان می‌دهد که روش آماده‌سازی غذا می‌تواند یکی از عوامل مؤثر در میزان مواجهه نهایی مصرف‌کنندگان باشد. بنابراین، استفاده از روش‌های پختی که تماس مستقیم غذا با دود و شعله را کاهش می‌دهند، می‌تواند رویکردی مناسب برای کاهش تشکیل ترکیبات نامطلوب باشد.

ارزیابی ریسک، به‌عنوان مرحله‌ای تکمیلی در مطالعات پایش آلاینده‌های شیمیایی، امکان تفسیر زیست‌محیطی و بهداشتی داده‌های غلظتی را فراهم



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

می‌کند. اگرچه تعیین غلظت آلاینده‌ها در بافت آبزیان اطلاعات ارزشمندی درباره وضعیت آلودگی ارائه می‌دهد، اما ارزیابی پیامدهای احتمالی آن‌ها نیازمند در نظر گرفتن هم‌زمان عواملی نظیر میزان مواجهه، ویژگی‌های سم‌شناختی ترکیبات، زیست‌فراهمی و مسیر انتقال آلاینده‌ها در شبکه غذایی است. از این رو، شاخص‌هایی نظیر ضریب خطر اکولوژیک (RQ)، ضریب خطر هدف (THQ)، شاخص خطر تجمعی (HI) و ریسک سرطان‌زایی طول عمر (ILCR) به‌طور گسترده برای تبدیل داده‌های پایش شیمیایی به اطلاعات قابل تفسیر در زمینه خطرات بالقوه مورد استفاده قرار می‌گیرند (۲۸ و ۳۷).

در مطالعه حاضر، ارزیابی ریسک اکولوژیک ناشی از PAHs نشان داد که برخی ترکیبات شامل نفتالن، فنانترن، فلورانتن و کریزن دارای مقادیر RQ_NCs بالاتر از یک بودند. این یافته می‌تواند بیانگر وجود پتانسیل اثرات نامطلوب بر جوامع زیستی آبزی در شرایط مواجهه با غلظت‌های اندازه‌گیری‌شده باشد. با این حال، پایین‌تر بودن مقادیر RQ_MPCs برای ترکیبات مورد بررسی نشان داد که در سناریوی مواجهه بر اساس غلظت‌های بیشینه قابل قبول، احتمال بروز اثرات گسترده اکولوژیک کاهش می‌یابد. این موضوع، اهمیت تفسیر هم‌زمان غلظت آلاینده و معیارهای سمیت را در ارزیابی خطر PAHs نشان می‌دهد؛ زیرا حتی ترکیباتی که در غلظت‌های پایین حضور دارند، در صورت دارا بودن پایداری محیطی و ویژگی‌های سمی می‌توانند از نظر اکولوژیک حائز اهمیت باشند (۳۷ و ۳۸).

الگوی مشاهده‌شده در مطالعه حاضر، یعنی غلبه ترکیبات با وزن مولکولی پایین و مقادیر بالاتر RQ برای برخی ترکیبات دو تا چهار حلقه‌ای، با گزارش‌های پیشین در مورد سرپایان مطابقت دارد. ترکیبات LMW به دلیل تحرک بیشتر در محیط آبی، حلالیت بالاتر و تفاوت در فرآیندهای جذب و دفع زیستی، می‌توانند الگوی تجمع متفاوتی در بافت آبزیان ایجاد کنند (۳۸ و ۳۹). در مقابل، حضور ترکیباتی مانند کریزن و سایر PAHs با وزن مولکولی بالاتر، اگرچه در غلظت‌های پایین‌تر مشاهده شد، از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است؛ زیرا این گروه از ترکیبات معمولاً دارای پایداری بیشتر و پتانسیل سمیت و سرطان‌زایی بالاتری هستند (۳۷ و ۴۰).

در خصوص فلزات سنگین، نتایج ارزیابی ریسک اکولوژیک نشان داد که سرب دارای مقدار RQ بالاتر از یک بوده و در مقایسه با سایر عناصر اندازه‌گیری‌شده، بیشترین سهم را در ریسک بالقوه دارا است. این یافته با توجه به ویژگی‌های شناخته‌شده سرب به‌عنوان یک آلاینده تجمع‌پذیر و اثرات نامطلوب آن بر فرآیندهای فیزیولوژیک، رشد و عملکرد عصبی موجودات زنده قابل تفسیر است (۲۸ و ۳۰). اگرچه مقادیر RQ مربوط به کادمیوم، آرسنیک و جیوه پایین‌تر از آستانه خطر به‌دست آمد، حضور این عناصر در بافت خوراکی ماهی مرکب همچنان از منظر پایش ایمنی غذایی اهمیت دارد؛ زیرا سرپایان به دلیل جایگاه تغذیه‌ای و ویژگی‌های زیستی خود می‌توانند در انتقال آلاینده‌ها در زنجیره غذایی دریایی نقش داشته باشند (۲۸ و ۳۳).

از دیدگاه سلامت مصرف‌کنندگان، نتایج محاسبه شاخص‌های THQ و HI نشان داد که تمامی مقادیر مربوط به فلزات مورد بررسی پایین‌تر از حد آستانه یک قرار داشتند. همچنین مقدار شاخص خطر تجمعی (HI=۰/۰۹۱۸)، نشان داد که بر اساس سناریوی مواجهه تعریف‌شده در مطالعه حاضر، مصرف ماهی مرکب مورد بررسی احتمالاً با خطر غیرسرطان‌زایی قابل توجه ناشی از فلزات سنگین همراه نیست. با این وجود، سهم نسبی بالاتر آرسنیک در مقدار THQ کل، اهمیت توجه ویژه به این عنصر را در مطالعات آینده برجسته می‌کند؛ زیرا سمیت آرسنیک وابستگی زیادی به گونه شیمیایی آن دارد و اندازه‌گیری آرسنیک کل نمی‌تواند به‌تنهایی



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

میزان بخش زیست‌فراهم و سمی این عنصر را مشخص نماید (۳۵ و ۴۳).

در مورد PAHs نیز مقدار ILCR محاسبه‌شده در مطالعه حاضر در محدوده قابل قبول ریسک سرطان‌زایی قرار گرفت که نشان‌دهنده پایین بودن احتمال ایجاد خطر سرطان‌زایی قابل توجه تحت شرایط مواجهه تعریف‌شده است. با این حال، بررسی اثر فرآیند کباب کردن نشان داد که روش آماده‌سازی غذا می‌تواند نقش مهمی در تغییر پروفایل آلاینده‌ها ایفاء نماید. کاهش برخی ترکیبات سبک‌تر در اثر فراریت بالا، در کنار افزایش برخی ترکیبات سنگین‌تر، احتمالاً ناشی از فرآیندهای پیرولیز چربی‌ها و پروتئین‌ها و همچنین رسوب مجدد PAHs حاصل از دود ناشی از احتراق زغال بر سطح غذا است. مطالعات پیشین نیز نشان داده‌اند که کباب کردن مستقیم با زغال، به دلیل تماس طولانی‌تر با دود حاصل از احتراق ناقص، می‌تواند موجب افزایش تشکیل PAHs در مواد غذایی دریایی شود (۴۵-۴۱).

گرچه بر اساس سناریوی مصرف مورد بررسی، مواجهه با ماهی مرکب مطالعه حاضر، خطر قابل توجه غیرسرطان‌زایی یا سرطان‌زایی برای مصرف‌کنندگان ایجاد نمی‌کند، اما وجود برخی ترکیبات دارای پتانسیل اثرات اکولوژیک، بالا بودن RQ سرب و تغییر پروفایل PAHs پس از فرآیند پخت، ضرورت توجه مستمر به این آلاینده‌ها را نشان می‌دهد. بنابراین، پایش دوره‌ای آلاینده‌های شیمیایی در آبزیان خوراکی، کنترل منابع ورودی آلودگی و افزایش آگاهی درباره روش‌های پخت می‌تواند در کاهش مواجهه طولانی‌مدت مصرف‌کنندگان و حفاظت از سلامت اکوسیستم دریایی خلیج‌فارس نقش مؤثری داشته باشد (۲۸، ۳۷، ۳۸ و ۴۴).

## نتیجه‌گیری

مطالعه حاضر با رویکردی جامع، وضعیت آلودگی شیمیایی در بافت خوراکی ماهی مرک عرضه‌شده در بازار بوشهر را از جنبه فلزات سنگین، هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs)، تغییرات ناشی از فرآیند پخت و پیامدهای بالقوه زیست‌محیطی و بهداشتی مورد ارزیابی قرار داد. یافته‌ها نشان داد که این آبزی خوراکی، به‌عنوان بخشی از زنجیره غذایی دریایی، در معرض مجموعه‌ای از آلاینده‌های معدنی و آلی قرار دارد که الگوی تجمع آن‌ها احتمالاً تحت تأثیر تعامل پیچیده‌ای از عوامل محیطی، ویژگی‌های زیستی گونه، فعالیت‌های انسانی، منابع نفتی و شرایط اکولوژیک خلیج‌فارس شکل گرفته است.

نتایج حاصل از بررسی فلزات سنگین نشان داد که برخی عناصر اندازه‌گیری‌شده دارای غلظت‌هایی بالاتر از برخی حدود مرجع بین‌المللی بودند، در حالی که ارزیابی خطر سلامت مصرف‌کنندگان بر اساس شاخص‌های دریافت روزانه (EDI)، ضریب خطر هدف (THQ) و شاخص خطر تجمعی (HI) نشان داد که تحت سناریوی مواجهه تعریف‌شده در این مطالعه، مصرف ماهی مرکب مورد بررسی با خطر غیرسرطان‌زایی قابل توجهی همراه نیست. با این وجود، مقدار بالاتر ضریب خطر اکولوژیک سرب در مقایسه با سایر عناصر، اهمیت توجه به این فلز به‌عنوان یک آلاینده اولویت‌دار و ضرورت کنترل منابع ورودی آن به محیط‌های دریایی را نشان می‌دهد. همچنین، با توجه به وابستگی سمیت آرسنیک و جیوه به فرم شیمیایی آن‌ها، انجام مطالعات آینده مبتنی بر تعیین گونه‌های شیمیایی این عناصر می‌تواند ارزیابی دقیق‌تری از خطر واقعی مواجهه فراهم نماید. از سوی دیگر، پروفایل PAHs نشان‌دهنده غلبه ترکیبات با وزن مولکولی پایین بود که با الگوهای گزارش‌شده در بسیاری از مطالعات مربوط به سرپایان مطابقت دارد. این الگو می‌تواند بازتابی از ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی ترکیبات، مسیرهای جذب و دفع زیستی و سهم قابل توجه منابع نفتی در محیط دریایی باشد. در عین حال، شناسایی برخی ترکیبات با وزن مولکولی بالاتر، از



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

جمله ترکیبات دارای پتانسیل سمیت و سرطان‌زایی بیشتر، نشان‌دهنده ضرورت تداوم پایش این آلاینده‌ها در زیست‌بوم‌های ساحلی است. نتایج منشأیابی نیز بیانگر نقش غالب منابع پتروژنیک و احتمال مشارکت منابع پیروژنیک ناشی از فعالیت‌های انسانی و دریایی در ایجاد الگوی آلودگی مشاهده‌شده بود. ارزیابی ریسک اکولوژیک ناشی از PAHs نشان داد که برخی ترکیبات در غلظت‌های مشاهده‌شده می‌توانند دارای پتانسیل اثرات نامطلوب بر جوامع زیستی آبزی باشند، اگرچه بر اساس شاخص‌های ریسک سلامت انسانی، مقدار ILCR محاسبه‌شده برای PAHs در محدوده قابل قبول قرار داشت. همچنین، بررسی اثر فرآیند کباب کردن با زغال نشان داد که سرنوشت آلاینده‌ها تنها به بار اولیه آلودگی در ماده خام محدود نمی‌شود، بلکه روش آماده‌سازی غذا نیز می‌تواند نقش تعیین‌کننده‌ای در تغییر پروفایل شیمیایی آن داشته باشد؛ به‌گونه‌ای که کاهش برخی ترکیبات فرار در کنار افزایش برخی PAHs سنگین‌تر، اهمیت توجه به فرآیندهای حرارتی در ارزیابی مواجهه غذایی را برجسته می‌کند. در مجموع، نتایج این پژوهش نشان می‌دهد که ارزیابی ایمنی آبزیان خوراکی نیازمند رویکردی چندبعدی است که علاوه بر اندازه‌گیری غلظت آلاینده‌ها، منشأ احتمالی آن‌ها، ویژگی‌های سم‌شناختی، رفتار آلاینده‌ها در طول فرآیند آماده‌سازی غذا و الگوی واقعی مواجهه مصرف‌کنندگان را نیز در نظر گیرد. با توجه به اهمیت اقتصادی و تغذیه‌ای ماهی مرکب در منطقه، اجرای برنامه‌های پایش منظم آلاینده‌های شیمیایی، مدیریت منابع ورود آلودگی، کنترل کیفیت محصولات دریایی و ارتقای آگاهی مصرف‌کنندگان درباره روش‌های مناسب پخت، می‌تواند نقش مؤثری در کاهش مواجهه طولانی‌مدت با آلاینده‌ها، حفاظت از سلامت عمومی و حفظ پایداری اکوسیستم دریایی خلیج‌فارس داشته باشد.

این مقاله تحت حمایت مالی هیچ سازمان یا مؤسسه‌ای نیست.

## تضاد منافع

هیچ‌گونه تعارض منافع توسط نویسندگان بیان نشده است.

## References:


1. Duarte P, Teixeira M, Silva SC. Healthy eating as a trend: consumers' perceptions towards products with nutrition and health claims. Revista brasileira de gestão de negócios 2021; 23(3): 405-421. 10.7819/rbgn.v23i3.4113
2. Singh RD, Arambam K, Singh AM, et al. Health and Nutritional Benefits of Fish as Human Food. FiNDit 2025; 1: 43-59. 10.1007/978-3-031-75830-0_3
3. Taylor B, Ofori KF, Parsaeimehr A, et al. Exploring the Complexities of Seafood: From Benefits to Contaminants. Foods 2025; 14(9): 1461. 10.3390/foods14091461
4. Zhao Z, Hu G, Liu B, et al. First assessment of mercury bioaccumulation in jumbo squid (Dosidicus gigas) off Peru: The impact of sized group, sex, and feeding ecology. Ocean Coast Manag 2025; 265: 107641. 10.1016/j.ocecoaman.2025.107641
5. Himabindu K, Jyothi S, Mamatha DM. classification of squids using morphometric measurements. Gazi Univ J Sci 2017; 30(2): 61-71. https://izlik.org/JA66YX84XZ
6. Badali R, Paighambari SY, Zare P, et al. Investigation of the relative abundance of cephalopods in the neritic zone of Northeast Gulf of Oman using field data. ERR 2024; 12(1): 1-18. 10.22069/ijerr.2023.20992.1395
7. Wang H, Shu Y, Kuang Z, et al. Bioaccumulation and potential human health risks of PAHs in marine food webs: A trophic transfer perspective. J Hazard Mater 2025; 485: 136946. 10.1016/j.jhazmat.2024.136946
8. Sivasamy S, Rajangam S, Kanagasabai T, et al. Biocatalytic potential of pseudomonas species in the degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. J Basic Microbiol 2025; 65(2): e2400448. 10.1002/jobm.202400448
9. Du W, Jiang S, Lei Y, et al. Occurrence, formation mechanism, and health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons




[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

in barbecued food. Ecotoxicol Environ Saf 2025; 293: 118046. 10.1016/j.ecoenv.2025.118046
10.Shahin S, Ghassabian A, Blaauwendraad SM, et al. Prenatal polycyclic aromatic hydrocarbons exposure and child growth and adiposity: A longitudinal study. Environ Res 2025; 268: 120756. 10.1016/j.envres.2025.120756
11.Venkatraman G, Giribabu N, Mohan PS, et al. Environmental impact and human health effects of polycyclic aromatic hydrocarbons and remedial strategies: A detailed review. Chemosphere 2024; 351: 141227. 10.1016/j.chemosphere.2024.141227
12.Polcwiartek K, Stern GA, Wang F. Incorporation and Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Experimental Sea-Ice. Environ Sci Technol 2025; 59(14): 7310-7319. 10.1021/acs.est.4c13839
13.Behrooz RD, Khammar S, Asvad R, et al. Assessment of mercury and selenium concentrations in Sepia pharaonis and Uroteuthis duvauceli from the Persian Gulf, Iran: Implications for human health and seafood safety. Food Chem Toxicol 2025; 202: 115516. 10.1016/j.fct.2025.115516
14.Jeyasanta KI, Patterson J. Dietary intake of heavy metals from seafood and human health risk implications in Tuticorin, Southeast coast of India. Mar Pollut Bull 2025; 211: 117497. 10.1016/j.marpolbul.2024.117497
15.Roomiani L, Jamili S, Askary Sary A, et al. The relationships between heavy metals (As, Cd, Cu, Zn, Pb, Hg, Ni) levels and the size of pharaoh cuttlefish (Sepia pharaonis) from Persian Gulf. IJFS 2018; 17(2): 267-287. http://jifro.ir/article-1-3349-fa.html Roomiani et al., 2018
16.Gholamhosseini A, Shiri N, Soltanian S, et al. Heavy metals amount remained in the muscle and hepatopancreas of Chabahar Bay's Pharaoh Cuttlefish (Sepia pharaonis) compared to the global guidelines (WHO & FAO). Journal of Marine Biology[Internet] 2019; 11(43): 51-60. https://sid.ir/paper/367757/en.
17.Mohebbi G, Nabipour I, Vazirizadeh A, et al. Acetylcholinesterase inhibitory activity of a neurosteroidal alkaloid from the upside-down jellyfish Cassiopea andromeda venom. Rev bras farmacogn 2018; 28: 568-574. 10.1016/j.bjp.2018.06.002
18.Soleimani F, Dobaradaran S, Vazirizadeh A, et al. Chemical contents and toxicity of cigarette butts leachates in aquatic environment: A case study from the Persian Gulf region. Chemosphere 2023; 311: 137049. 10.1016/j.chemosphere.2022.137049
19.Soleimani F, Dobaradaran S, Mohebbi G, et al. Toxic effect of cigarette butts leachates on blood markers of Periophthalmus waltoni species from the Persian Gulf region. Chemosphere 2023; 319: 138036. 10.1016/j.chemosphere.2023.138036
20.Asayesh G, Mohebbi GH, Nabipour I, et al. Secondary metabolites from the marine tunicate "Phallusia nigra" and some biological activities. Biol Bull Russ Acad Sci 2021; 48(3): 263-273. 10.1134/S1062359021030031
21.Santos MM, Brehm FD, Filippe TC, et al. PAHs diagnostic ratios for the distinction of petrogenic and pirogenic sources: applicability in the Upper Iguassu Watershed-Parana, Brazil. Rbrh 2017; 22: e9. 10.1590/2318-0331.011716084
22.Lawal AT. Polycyclic aromatic hydrocarbons. A review. Cogent Environmental Science 2017; 3(1): 1339841. 10.1080/23311843.2017.1339841
23.Kim DY, Jeon H, Shin HS. Risk Assessment and Determination of Arsenic and Heavy Metals in Fishery Products in Korea. Foods 2023; 12(20): 3750. 10.3390/foods12203750
24.Luo L, Wang B, Jiang J, et al. Heavy Metal Contaminations in Herbal Medicines: Determination, Comprehensive Risk Assessments, and Solutions. Front Pharmacol 2021; 11: 595335. 10.3389/fphar.2020.595335
25.Dahmardeh Behrooz R, Esmaili-Sari A, Urbaniak M, et al. Assessing diazinon pollution in the three major rivers flowing into the Caspian Sea (Iran). Water 2021; 13(3): 335. 10.3390/w13030335
26.Sultana MS, Rana S, Yamazaki S, et al. Health risk assessment for carcinogenic and non-carcinogenic heavy metal exposures from vegetables and fruits of Bangladesh. Cogent Environmental Science 2017; 3(1): 1291107. 10.1080/23311843.2017.1291107
27.Asvad SR, Esmaili-Sari A, Behrooz RD, et al. Comparison of Cd, Cu, Se, and Zn Concentration in the Muscle and Hepatopancreas of Sepia pharaonis and Uroteuthis duvauceli in the North of Persian Gulf (Iran). Biol Trace Elem Res 2024; 202(2): 743-753. 10.1007/s12011-023-03712-1
28.Varrà MO, Husáková L, Patočka J, et al. Cadmium, lead, and mercury in two commercial squid species from the north Adriatic Sea (central Mediterranean): contamination levels and health risk assessment. Ital J Food Saf 2023; 12(2): 11037. 10.4081/ijfs.2023.11037
29.Ahmed HO, Moustafa AY, Abd El-Wakeil KF, et al. Heavy metals distribution in the body parts of the cephalopods (Sepia officinalis and Octopus vulgaris) collected from the Mediterranean Sea, Egypt. EJABF 2022; 26(2): 339 – 349. 10.21608/ejabf.2022.229841
30.Wilson M, Savoie E, Christofferson R, et al. Early developmental exposure to lead (Pb) as a risk factor for stress-related disorders investigated in larval zebrafish (Danio rerio). Toxicol Sci 2025; 205(2): 344-357. 10.1093/toxsci/kfaf048



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

31.Dehghan R, Rafiepoor A, Nejad Sajadi SH. Concentration measurement of heavy metals mercury, lead and cadmium in fish muscle Tuna, Tap and Tilapia in the city of Jiroft. JREH 2019; 5(1): 21-30. (Persian) 10.22038/jreh.2019.39940.1298

32.Genchi G, Sinicropi MS, Lauria G, et al. The Effects of Cadmium Toxicity. Int J Environ Res Public Health 2020; 17(11): 3782. 10.3390/ijerph17113782

33.Garofalo L, Sala M, Focardi C, et al. Monitoring of Cadmium, Lead, and Mercury Levels in Seafood Products: A Ten-Year Analysis. Foods 2025; 14(3): 451. 10.3390/foods14030451

34.Jiao Y, Chen J, Li W, et al. Trace elements concentrations in squids consumed in Shandong Province China and their associated risks to the human health. Mar Pollut Bull 2018; 128: 267-274. 10.1016/j.marpolbul.2018.01.038

35.Qin C, Jiao Y, Yang L, et al. Determination of arsenic speciation of arsenic in squid and its human consumption risk. Environ Sci Pollut Res Int 2025; 32(10): 5874-5883. 10.1007/s11356-024-35626-3

36.Charkiewicz AE, Omeljaniuk WJ, Garley M, et al. Mercury Exposure and Health Effects: What Do We Really Know? Int J Mol Sci 2025; 26(5): 2326. 10.3390/ijms26052326

37.England E, Morris JW, Bussy C, et al. The key characteristics of cardiotoxicity for the pervasive pollutant phenanthrene. J Hazard Mater 2024; 469: 133853. 10.1016/j.jhazmat.2024.133853

38.Gomes F, Oliveira M, Ramalhosa MJ, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in commercial squids from different geographical origins: levels and risks for human consumption. Food Chem Toxicol 2013; 59: 46-54. 10.1016/j.fct.2013.05.034

39.Xie J, Tao L, Wu Q, et al. Global squid contamination by halogenated polycyclic aromatic hydrocarbons and its trade induced risk transfer. Environ Int 2023; 179: 108163. 10.1016/j.envint.2023.108163

40.Dutta K, Shityakov S, Zhu W, et al. High-risk meat and fish cooking methods of polycyclic aromatic hydrocarbons formation and its avoidance strategies. Food Control 2022; 142: 109253. 10.1016/j.foodcont.2022.109253

41.Gao Z, Chen Z, Hui SP. Effect of charcoal grilling on polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): content, composition, and health risk in edible fish in Japan. Anal Sci 2022; 38(3): 515-523. 10.2116/analsci.21P197

42.Sharifiarab G, Ahmadi M, Shariatifar N, et al. Investigating the effect of type of fish and different cooking methods on the residual amount of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in some Iranian fish: A health risk assessment. Food Chem X 2023; 19: 100789. 10.1016/j.fochx.2023.100789

43.Prakash S, Verma AK. Arsenic: it's toxicity and impact on human health. IJBI 2021; 3(1): 38-47. 10.46505/IJBI.2021.3102

44.Emoyoma UO, Ezejiofor AN, Frazzoli C, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in fish (fresh and dried) and public health in Nigeria: a systematic review. Int J Environ Health Res 2024; 34(5): 2197-2212. 10.1080/09603123.2023.2230915

45.Gholami-Borujeni F, Sarvestani RA, Mortezazadeh F, et al. Assessing health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in cooked fish using monte carlo simulation: a global review and meta-analysis. J Environ Health Sci Eng. 2024; 22(2): 425-438. 10.1007/s40201-024-00922-0

[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

جدول ۴. اعتباربخشی برای تجزیه و تحلیل کمی فلزات سنگین

| فلز | جرم مولکولی | غلظت اسپایک (µg/kg) | روز | وزن (g) | حجم (ml) | غلظت به دست آمده (µg/kg) | غلظت بلانک (µg/kg) | ریکاوری اسپایک (%) | محدوده قابل قبول برای ریکاوری اسپایک (%) | درصد RSD روزانه از ریکاوری اسپایک | محدوده قابل قبول برای RSD روزانه (%) | درصد RSD روزانه از ریکاوری اسپایک | محدوده قابل قبول برای RSD سه روزه(%) | LOD (µg/kg) | LOQ (µg/kg) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Cd | ۱۱۱ | ۵ | روز ۱ | ۱ | ۱۰ | ۵/۵۸۹±۰/۱۱ | ۱/۰۵۱±۰/۰۸ | ۹۰/۷۶۰±۰/۹۸ | ۶۰-۱۱۵ | ۱/۳۱±۰/۱۳ | ۲۱ | ۹/۱۰±۰/۳۱ | ۳۲ | ۰/۳۳ | ۱ |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵/۶۶۴±۰/۰۹ | ۱/۰۵۱±۰/۰۷ | ۹۲/۲۶۰±۱/۱۱ | | | | | | | |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵/۷۰۸±۰/۱۰ | ۱/۰۵۱±۰/۸ | ۹۳/۱۴۰±۰/۹۵ | | | | | | | |
| | | | روز ۲ | ۱ | ۱۰ | ۵/۶۵۴±۰/۰۷ | ۱/۰۸۸±۰/۱ | ۹۱/۳۲۰±۰/۸۹ | | ۱/۱۰±۰/۰۹ | | | | | |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵/۷۴۹±۰/۱۲ | ۱/۰۸۸±۰/۱۱ | ۹۳/۲۲۰±۰/۹۱ | | | | | | | |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵/۶۷۰±۰/۰۹ | ۱/۰۸۸±۰/۱ | ۹۱/۶۴۰±۰/۹۰ | | | | | | | |
| | | | روز ۳ | ۱ | ۱۰ | ۵/۷۹۵±۰/۰۸ | ۱/۰۷۲±۰/۰۹ | ۹۴/۴۶۰±۰/۱۱ | | ۱/۱۴±۰/۰۲ | | | | | |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵/۷۶۴±۰/۰۶ | ۱/۰۷۲±۰/۰۹۸ | ۹۳/۸۴۰±۰/۹۲ | | | | | | | |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵/۶۹۱±۰/۱۱ | ۱/۰۷۲±۰/۹۷ | ۹۲/۳۸۰±۰/۸۷ | | | | | | | |
| Hg | ۲۰۲ | ۵ | روز ۱ | ۱ | ۱۰ | ۵/۸۷۴±۰/۱۳ | ۱/۲۷۵±۰/۱۲ | ۹۱/۹۸۰±۰/۸۲ | ۶۰-۱۱۵ | ۱/۴۴±۰/۰۷ | ۲۱ | ۱۵/۶۷±۰/۲۰ | ۳۲ | ۰/۳۳ | ۱ |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵/۷۷۶±۰/۱۰ | ۱/۲۷۵±۰/۱۰ | ۹۰/۰۲۰±۰/۷۵ | | | | | | | |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵/۷۵۱±۰/۱۱ | ۱/۲۷۵±۰/۰۸۹ | ۸۹/۵۲۰±۰/۷۴ | | | | | | | |
| | | | روز ۲ | ۱ | ۱۰ | ۵/۸۴۳±۰/۱۲ | ۱/۰۸۲±۰/۰۹ | ۹۵/۲۲۰±۰/۹۱ | | ۱/۰۸±۰/۱۰ | | | | | |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵/۷۵۰±۰/۰۹ | ۱/۰۸۲±۰/۰۸ | ۹۳/۳۶۰±۰/۸۸ | | | | | | | |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵/۸۳۳±۰/۱۳ | ۱/۰۸۲±۰/۰۸۷ | ۹۵/۰۲۰±۰/۹۰ | | | | | | | |
| | | | روز ۳ | ۱ | ۱۰ | ۵/۷۱۱±۰/۱۰ | ۱/۱۰۶±۰/۱۱ | ۹۲/۱۰۰±۰/۸۹ | | ۱/۴۴±۰/۰۸ | | | | | |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵/۸۲۳±۰/۱۱ | ۱/۱۰۶±۰/۱۲ | ۹۴/۳۴۰±۰/۹۶ | | | | | | | |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵/۷۰۴±۰/۰۸ | ۱/۱۰۶±۰/۱۰ | ۹۱/۹۶۰±۰/۸۲ | | | | | | | |
| Pb | ۲۰۶ | ۵۰ | روز ۱ | ۱ | ۱۰ | ۵۵/۲۰۱±۰/۸۹ | ۷/۱۱۹±۰/۲۰ | ۹۶/۱۶۴±۰/۸۵ | ۸۰-۱۱۰ | ۲/۴۲±۰/۱۹ | ۱۵ | ۱۱/۱۲±۰/۱۳ | ۲۳ | ۱/۵۷ | ۵/۲ |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵۵/۳۳۰±۰/۹۱ | ۷/۱۱۹±۰/۲۱ | ۹۶/۴۲۲±۰/۸۷ | | | | | | | |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵۷/۳۱۱±۰/۹۷ | ۷/۱۱۹±۰/۱۹ | ۱۰۰/۳۸۴±۱/۱۵ | | | | | | | |
| | | | روز ۲ | ۱ | ۱۰ | ۵۴/۳۶۰±۰/۸۵ | ۸/۱۱۲±۰/۲۱ | ۹۲/۴۹۶±۰/۹۸ | | ۳/۰۳±۰/۲۳ | | | | | |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵۶/۷۴۷±۰/۸۷ | ۸/۱۱۲±۰/۲۲ | ۹۷/۲۷۰±۱/۱۱ | | | | | | | |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵۴/۲۰۹±۰/۸۸ | ۸/۱۱۲±۰/۲۰ | ۹۲/۱۹۴±۰/۹۸ | | | | | | | |
| | | | روز ۳ | ۱ | ۱۰ | ۵۵/۶۵۲±۰/۸۴ | ۷/۰۲۵±۰/۱۹ | ۹۷/۲۵۴±۱/۰۰ | | ۲/۷۵±۰/۱۶ | | | | | |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵۳/۲۵۲±۰/۸۱ | ۷/۰۲۵±۰/۱۸ | ۹۲/۴۵۴±۰/۹۴ | | | | | | | |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵۵/۳۸۰±۰/۸۶ | ۷/۰۲۵±۰/۱۹ | ۹۶/۷۱۰±۰/۹۹ | | | | | | | |
| As | ۷۵ | ۵۰ | روز ۱ | ۱ | ۱۰ | ۵۶/۲۱۰±۰/۹۰ | ۸/۱۲۵±۰/۲۰ | ۹۶/۱۷۰±۱/۰۱ | ۸۰-۱۱۰ | ۲/۰۵±۰/۱۴ | ۱۵ | ۱۳/۷۴±۰/۱۵ | ۲۳ | ۱/۳۶ | ۴/۵ |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵۴/۳۲۰±۰/۷۹ | ۸/۱۲۵±۰/۲۲ | ۹۲/۳۹۰±۰/۹۳ | | | | | | | |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵۵/۶۲۳±۰/۸۲ | ۸/۱۲۵±۰/۱۷ | ۹۴/۹۹۶±۰/۹۵ | | | | | | | |
| | | | روز ۲ | ۱ | ۱۰ | ۵۳/۳۲۰±۰/۸۵ | ۶/۰۵۵±۰/۱۸ | ۹۴/۵۳۰±۰/۹۶ | | ۲/۳۵±۰/۲۱ | | | | | |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵۱/۵۲۶±۰/۹۰ | ۶/۰۵۵±۰/۱۶ | ۹۰/۹۴۲±۰/۹۱ | | | | | | | |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵۳/۵۲۱±۰/۷۵ | ۶/۰۵۵±۰/۱۵ | ۹۴/۹۳۲±۰/۹۲ | | | | | | | |
| | | | روز ۳ | ۱ | ۱۰ | ۵۰/۳۳۲±۰/۸۲ | ۳/۸۸۲±۰/۱۳ | ۹۲/۹۰۰±۰/۹۱ | | ۲/۷۰±۰/۱۵ | | | | | |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۴۹/۲۵۱±۰/۷۱ | ۳/۸۸۲±۰/۱۱ | ۹۰/۷۳۸±۰/۸۸ | | | | | | | |
| | | | | ۱ | ۱۰ | ۵۱/۷۵۴±۰/۸ | ۳/۸۸۲±۰/۱۵ | ۹۵/۷۴۴±۰/۹۲ | | | | | | | |



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]

**جدول ۵. نتایج میزان PAHs مربوط به 12 نمونه ماهی مرکب در سطح عرضه (میکروگرم بر کیلوگرم)**

| ردیف | PAH | غلظت (میکروگرم بر کیلوگرم) | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | A | B | C | D | E | F | G | H | I | J | K | L |
| ۱ | نفتالین | ۶/۸۲۹۵۵۷±۰/۰۹ | ۴/۷۳۹۷۰۳±۰/۰۸ | ۲/۰۷۳۰۵۱±۰/۰۴ | <LOQ | ۴/۷۶۷۸۰۲±۰/۰۵ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | ۵/۸۸۶۷۹±۰/۰۹ |
| ۲ | آسنفتیلن | ۱۷/۶۴۳۴۲±۰/۲۵ | ۲۹/۰۳۰۳۹±۰/۲۸ | ۱۹/۷۹۸۳۳±۰/۲۱ | <LOQ | ۱۱/۱۳۵۴۳±۰/۱۹ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ |
| ۳ | آسنفتن | ۱۴/۷۲۳۰۱±۰/۲۰ | ۸/۳۷۱۵۰۶±۰/۱۰ | ۱۳/۲۹۵۶۷±۰/۱۱ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ |
| ٤ | فلورن | ۱۹/۳۷۱۳۱±۰/۲۱ | ۲۱/۰۵۷۳۷±۰/۲۳ | ۱۸/۱۱۹۶۸±۰/۲۰ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | ۱۸/۹۰۴۱۱±۰/۲۱ | ۴/۶۰۵±۰/۱۰ |
| ۵ | فنانترن | ۱۴/۶۷۷۹۸±۰/۱۲ | ۱۳/۴۴۶۸۶±۰/۱۱ | ۱۱/۵۹۹۵۴±۰/۱۰ | <LOQ | ۶/۱۲±۰/۰۹ | <LOQ | ۷/۰۶۵۴۳±۰/۱۰ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | ۱۰/۳۲۳۲±۰/۱۲ | ۱۳/۰۶۷۵۸±۰/۱۴ |
| ٦ | آنتراسن | ۱۲/۵۳۱۷۵±۰/۱۰ | ۱۱/۵۲۰۰۷±۰/۰۹ | ۹/۱۵۶۹۹۹±۰/۰۸ | <LOQ | ۶/۰۹۷۷۶۵±۰/۰۵ | <LOQ | ۱۶/۱۱۵۴±۰/۱۹ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | ۱۰/۰۰۲۵۹±۰/۱۱ | ۱۵/۰۶۷۸۹±۰/۱۳ |
| ۷ | فلورانتن | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ |
| ۸ | پایرن | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ |
| ۹ | بنزو (a) آنتراسن | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | ۷/۸۷۸۷۰۲±۰/۱۱ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ |
| ۱۰ | کریزن | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | ۱۳/۷۶۵۶±۰/۱۲ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ |
| ۱۱ | بنزو (b+k) فلورانتن | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | ۳/۰۹۹۴۳۶±۰/۰۷ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ |
| ۱۲ | بنزو (a) پایرن | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ |
| ۱۳ | بنزو (g,h,i) پریلن | ۶/۰۲۰۸۳۶±۰/۰۵ | ۱/۶۸۱۳۸۸±۰/۰۲ | ۵/۱۵۶۹۹۹±۰/۰۷ | <LOQ | ۱/۶۸۱۳۸۸±۰/۰۳ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | ۵/۱۵۳۵۰۹±۰/۰۴ | ۱/۶۸۱۳۸۸±۰/۰۲ |
| ۱٤ | دی بنزو(a,h) آنتراسن | ۶/۵۶۷۷۱۹±۰/۰۶ | ۲/۱۷۷۷±۰/۰۵ | ۵/۶۵۲۵۸۱±۰/۰۶ | <LOQ | ۲/۱۷۷۷±۰/۰۲ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | ۲/۰۷۰۳۲۴±۰/۰۴ | ۵/۱۵۵۶۴۹±۰/۰۸ |
| ۱۵ | ایندنو(1,2,3-CD) پایرن | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | <LOQ |
| ۱٦ | میانگین[$] | ۶/۵۵۷۷۰۵±۰/۱۱ | ۶/۱۳۴۹۹۹±۰/۱۰ | ۵/۶۵۶۸۵۷±۰/۰۹ | <LOQ | ۳/۷۸۱۵۸۸±۰/۰۵ | <LOQ | ۱۵۴۵۳۸۹±۰/۰۲ | <LOQ | <LOQ | <LOQ | ۳/۰۹۶۹۱۶±۰/۰۷ | ۳/۰۳۰۹۵۳±۰/۰۸ |

LOQ: Limit of Quantitation

[$] برای جلوگیری از برآورد مصنوعی غلظت آلاینده‌ها، مقادیر کمتر از LOQ در محاسبات آماری صفر در نظر گرفته شدند.



[ Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-10-22 ]

[ DOI: 10.61882/ismj.29.5.285 ]