DOI: 10.19812/j.cnki.jfsq11-5956/ts.20250826001
引用格式: 宇盛好, 吴祥东, 彭少杰. 2024—2025 年上海市市售水产品中酚类内分泌干扰物的污染水平和膳食暴露风险评估[J]. 食品安全质量检测学报, 2025, 17(2): 318–325.
YU SH, WU XD, PENG SJ. Pollution levels and dietary exposure risk assessment of phenolic endocrine disruptors in commercially available aquatic products in Shanghai from 2024 to 2025 [J]. Journal of Food Safety & Quality, 2025, 17(2): 318–325. (in Chinese with English abstract).

2024—2025 年上海市市售水产品中酚类内分泌干扰物的污染水平和膳食暴露风险评估

宇盛好[1], 吴祥东[2], 彭少杰[1*]

(1. 上海市市场监督管理局信息应用研究中心, 上海 200030;
2. 上海理工大学健康科学与工程学院, 上海 200093)

摘 要: 目的 了解上海市水产品中酚类内分泌干扰物的污染状况, 评估上海居民酚类内分泌干扰物的膳食暴露风险。**方法** 利用 2024—2025 年上海市市售水产品中酚类内分泌干扰物的监测数据, 结合 2024 年上海居民水产品消费量数据, 采用简单分布评估法对水产品中酚类内分泌干扰物进行膳食暴露评估。**结果** 上海市市售 340 件水产品样品中 5 种酚类内分泌干扰物的总体检出率为 98.2%。其中, 水产品中壬基酚的检出率为 77.4%, 含量均值为 20.20 μg/kg, 最大值为 380.19 μg/kg; 水产品中双酚 A 的检出率为 3.5%, 含量均值为 2.29 μg/kg, 最大值为 190.31 μg/kg; 水产品中辛基酚的检出率为 95.9%, 含量均值为 14.14 μg/kg, 最大值为 345.02 μg/kg。水产品中正壬基酚和正辛基酚均未检出。按照水产品种类分析, 淡水蟹中壬基酚的含量均值(39.13 μg/kg)最高, 其次为海水蟹(34.44 μg/kg); 淡水鱼中双酚 A 的含量均值(4.69 μg/kg)最高, 其次为贝类(3.10 μg/kg); 海水蟹中辛基酚的含量均值(22.76 μg/kg)最高, 其次为淡水虾(16.88 μg/kg)。上海市≥3 岁居民每日经水产品摄入壬基酚的平均暴露量和 P_{95} 暴露量分别为 3.25×10^{-2} μg/kg bw 和 9.15×10^{-2} μg/kg bw, 均远小于每日耐受摄入量(tolerable daily intake, TDI) (5 μg/kg bw)。上海居民每日经水产品摄入双酚 A 的平均暴露量和 P_{95} 暴露量分别为 4.11×10^{-3} μg/kg bw 和 1.45×10^{-2} μg/kg bw, 均远小于临时 TDI (4 μg/kg bw)。上海居民每日经水产品摄入辛基酚的平均暴露量和 P_{95} 暴露量分别为 2.52×10^{-2} μg/kg bw 和 7.01×10^{-2} μg/kg bw。**结论** 上海居民仅通过水产品摄入壬基酚、双酚 A 的健康风险均较低。

关键词: 水产品; 酚类内分泌干扰物; 简单分布评估法; 暴露风险评估

收稿日期: 2025-08-26
基金项目: 2025 年度上海市市场监督管理局科技项目(2025KJ63)
第一作者: 宇盛好(1990—), 男, 硕士, 工程师, 主要研究方向为食品安全风险监测与评估。E-mail: 850368049@qq.com
***通信作者:** 彭少杰(1968—), 男, 硕士, 主任医师, 主要研究方向为食品安全风险监测与评估。E-mail: pengshaojie2008@qq.com

Pollution levels and dietary exposure risk assessment of phenolic endocrine disruptors in commercially available aquatic products in Shanghai from 2024 to 2025

YU Sheng-Hao[1], WU Xiang-Dong[2], PENG Shao-Jie[1*]

(1. *Information Application Research Center of Shanghai Municipal Administration for Market Regulation*, *Shanghai* 200030, *China*; 2. *School of Health Science and Engineering*, *University of Shanghai for Science and Technology*, *Shanghai* 200093, *China*)

ABSTRACT: Objective　To understand the pollution status of phenolic endocrine disruptors in aquatic products in Shanghai and evaluate the dietary exposure risk of phenolic endocrine disruptors among Shanghai residents. **Methods** Based on the monitoring data of phenolic endocrine disruptors in aquatic products sold in Shanghai from 2024 to 2025, combined with the aquatic product consumption data of Shanghai residents in 2024, a simple distribution assessment method was used to evaluate the dietary exposure of phenolic endocrine disruptors in aquatic products. **Results**　The overall detection rate of 5 kinds of phenolic endocrine disruptors in 340 aquatic product samples sold in Shanghai was 98.2%. Among them, the detection rate of nonylphenol in aquatic products was 77.4%, the average content was 20.20 μg/kg, and the maximum value was 380.19 μg/kg. The detection rate of bisphenol A in aquatic products was 3.5%, with an average content of 2.29 μg/kg and a maximum value of 190.31 μg/kg. The detection rate of 4-tert-octylphenol in aquatic products was 95.9%, with an average content of 14.14 μg/kg and a maximum value of 345.02 μg/kg. Both 4-n-nonylphenol and 4-n-octylphenol were not detected in aquatic products. According to the analysis of aquatic product types, the average content of nonylphenol in freshwater crabs (39.13 μg/kg) was the highest, followed by marine crabs (34.44 μg/kg). The average content of bisphenol A in freshwater fish (4.69 μg/kg) was the highest, followed by shellfish (3.10 μg/kg). The average content of 4-tert-octylphenol in marine crabs (22.76 μg/kg) was the highest, followed by freshwater shrimps (16.88 μg/kg). The mean daily exposure and P_{95} exposure of nonylphenol through aquatic products for Shanghai residents aged ⩾3 years old were 3.25×10^{-2} μg/kg bw and 9.15×10^{-2} μg/kg bw, respectively, both of which were much lower than the tolerable daily intake (TDI) of 5 μg/kg bw. The mean daily exposure and P_{95} exposure of bisphenol A through aquatic products for Shanghai residents were 4.11×10^{-3} μg/kg bw and 1.45×10^{-2} μg/kg bw, respectively, which were much less than the temporary ADI (4 μg/kg bw). The mean daily exposure and P_{95} exposure of 4-tert-octylphenol through aquatic products for Shanghai residents were 2.52×10^{-2} μg/kg bw and 7.01×10^{-2} μg/kg bw, respectively. **Conclusion**　The health risks for Shanghai residents from ingesting nonylphenol and bisphenol A solely through aquatic product consumption are relatively low.

KEY WORDS: aquatic products; phenolic endocrine disruptors; simple distribution assessment method; exposure risk assessment

0　引　言

酚类内分泌干扰物是一类具有酚羟基结构的外源性化学物质, 可通过干扰机体正常内分泌物质的合成、释放、转运、代谢等, 导致生物体内分泌功能发生改变, 进而产生不良健康影响[1–2]。酚类内分泌干扰物主要包括壬基酚(nonylphenol, NP)、正壬基酚(4-n-nonylphenol, 4-n-NP)、双酚 A (bisphenol A, BPA)、辛基酚(4-tert-octylphenol, OP)、正辛基酚(4-n-octylphenol, 4-n-OP)等。NP 是壬基酚聚氧乙烯醚的降解产物, 同时也是其合成原料[3]。NP 被广泛应用于表面活性剂、洗涤剂、抗氧化剂、分散剂、乳化剂等生产领域[4–5]。BPA 是重要的化工原料, 主要用来合成聚碳酸酯、环氧树脂等材料[6–7], 可用于食品接触材料(如涂料和涂层、粘合剂)。OP 是精细化工的原料和中间体, 主要用于合成辛基酚聚氧乙烯醚, 广泛用于油品添加剂、油墨、电缆绝缘材料、涂料、洗涤剂等生产领域[8]。酚类内分泌干扰物可通过污染环境、进入食物链等途径进入机体, 对人体健康构成潜在威胁[9–10]。NP、BPA 和 OP 均具有内分泌毒性、生殖毒性、发育毒性、肝脏毒性、神经毒性、免疫毒性等[11–15]。BPA 还可能具有致癌性[16]。对于普通人群, 饮食是人类暴露 NP、BPA 和 OP 的主要来源[17–19]。

食品(包括水产品、肉类、植物油、婴幼儿配方乳粉

等)[20–24]、水[25–27]和土壤[27–28]中存在不同程度的 NP、BPA 和 OP 污染。佐鹏等[23]报道了 278 件广元市售 10 类食品(包括肉类、水果、水产类、蔬菜、乳类、谷类、蛋类、饮料、包装饮用水、罐头食品)中 BPA 的检出率为 64.7%, 其中水产类中 BPA 的含量均值为 0.63 μg/kg; 该研究还显示, 不同年龄和不同性别组人群 BPA 的每日平均膳食暴露量范围为 0.02637~0.05966 μg/kg bw。柳春红等[29]报道了 2008 年深圳居民通过膳食摄入 NP 和 OP 的暴露量分别为 0.1162 μg/kg bw 和 0.0393 μg/kg bw。

我国 GB 9685—2016《食品安全国家标准 食品接触材料及制品用添加剂使用标准》规定部分食品接触材料及制品可以使用三(壬基酚)亚磷酸酯、壬基酚聚氧乙烯醚硫酸铵盐以及聚氧乙烯壬基酚磷酸酯, 并规定 NP 的特定迁移量为不得检出; 该标准还规定涂料和涂层中 BPA 特定迁移限量为 0.6 mg/kg, 且 BPA 不得用于生产婴幼儿专用食品接触材料及制品。我国 GB 5749—2022《生活饮用水卫生标准》中规定生活饮用水中 BPA 的参考限量为 0.01 mg/L。2005 年, 美国环境保护署(Environmental Protection Agency, EPA)制定了 NP 的淡水和咸水水质标准, 淡水物种的急性和慢性水质标准分别为 28 μg/L 和 6.6 μg/L, 咸水物种的急性和慢性水质标准分别为 7 μg/L 和 1.7 μg/L[30]。目前我国还缺乏食品(如水产品)中 NP、BPA 和 OP 的限量标准。我国是水产品养殖生产大国, 不仅养殖规模庞大, 水产品种类亦极为丰富, 涵盖鱼、虾、蟹、贝等多个品类。2023 年, 我国水产品总产量达到 7116.17 万 t[31]。近几年, 针对我国市售水产品中酚类内分泌干扰物的污染特征和风险评估研究相对较少, 基于此, 本研究对 2024—2025 年上海市市售水产品中酚类内分泌干扰物的污染状况进行分析, 并采用简单分布评估法评估上海居民经水产品摄入酚类内分泌干扰物的暴露健康风险, 为水产品中酚类内分泌干扰物的科学监管和限量标准制定提供技术参考。

1 材料与方法

1.1 样品来源

2024—2025 年共抽样监测上海市市售水产品样品 340 件。其中, 2024 年抽样监测 100 件, 2025 年 4—6 月抽样监测 240 件。按照水产品类别分, 包括 75 件淡水鱼(含 10 件鳊鱼、10 件黑鱼、10 件黄颡鱼、10 件鲫鱼、10 件鲈鱼、5 件草鱼、5 件鳜鱼、5 件鳙鱼、5 件鳝鱼、5 件泥鳅), 50 件海水鱼(含 10 件带鱼、10 件多宝鱼、10 件黄鱼、5 件鲳鱼、5 件海鲈鱼、5 件秋刀鱼、5 件石斑鱼), 40 件淡水虾(含 10 件罗氏沼虾、10 件河虾、10 件小龙虾、5 件白米虾、5 件淡水南美白对虾), 35 件海水虾(含 15 件南美白对虾、10 件黑虎虾、5 件虾蛄、5 件龙虾), 30 件淡水蟹(大闸蟹), 30 件海水蟹(含 15 件梭子蟹、10 件青蟹、4 件面包蟹、1 件石头蟹), 50 件贝类(含 10 件蛤蜊、10 件蛏子、10 件鲍鱼、10 件牡蛎、5 件田螺和螺蛳、5 件扇贝)和 30 件其他水产品(含 10 件牛蛙、10 件甲鱼、5 件墨鱼和 5 件鱿鱼)。样品随机采集于上海市的 7 个区, 包括徐汇区(127 件)、闵行区(114 件)、浦东新区(31 件)、长宁区(20 件)、松江区(19 件)、宝山区(17 件)和普陀区(12 件)。采样场所包括超市、网店、菜市场、批发市场和生鲜店等。

1.2 检测方法

本研究委托中国科学院上海营养与健康研究所对水产品样品进行检测。按照国家市场监督管理总局发布的食品补充检验方法 BJS 201913《食品中辛基酚等 5 种酚类物质的测定》对样品中酚类内分泌干扰物进行检验, NP (CAS 号: 25154-52-3)、4-n-NP (CAS 号: 104-40-5)、BPA (CAS 号: 80-05-7)、OP (CAS 号: 140-66-9)、4-n-OP (CAS 号: 1806-26-4)的检出限和定量限分别均为 1.0 μg/kg 和 2.0 μg/kg。

为了确保检测数据的准确性, 针对性开展了方法验证试验。在黄鱼、南美白对虾、梭子蟹、牡蛎、鱿鱼、甲鱼、墨鱼、牛蛙 8 种水产品基质中分别添加 2、10、48 μg/kg 的 NP、4-n-NP、BPA、OP 和 4-n-OP 标准溶液, 每个水平重复 6 次, 得到本方法的平均回收率范围为 77.1%~111.1%, 相对标准偏差(relative standard deviation, RSD)范围为 1.4%~14.5%, 表明该方法具有良好的准确度和精密度。

1.3 水产品消费量数据

2024 年本单位委托上海质协用户评价中心开展了上海居民水产品消费量调查。本次调查覆盖了上海市的 16 个区, 采用食物称重法计算上海市居民 24 h 的水产品消费量。共调查 3~93 岁居民 526 人, 男性和女性的调查人数分别为 254 人和 272 人; 按照年龄段分, 包括 3~17 岁居民 113 人、18~59 岁居民 295 人和 60 岁及以上居民 118 人。

1.4 暴露评估方法

利用上海居民个体的各类水产品消费量和体质量数据, 结合水产品中酚类内分泌干扰物的含量均值, 采用简单分布评估方法计算上海居民通过水产品摄入酚类内分泌干扰物的膳食暴露量, 暴露量的计算公式如式(1)所示[32–34]。

$$E=\sum_{i=1}^{n}\frac{C_i\times F_i}{W\times 1000} \tag{1}$$

式中: E 为某个体每日经水产品摄入酚类内分泌干扰物的膳食暴露量, μg/kg bw; C_i 为第 i 种水产品中酚类内分泌干扰物的平均含量, μg/kg; F_i 为某个体每日第 i 种水产品消费量, g/d; W 为个体的体质量, kg; n 为水产品种类的数量, 本研究水产品种类包括 8 种。

2000 年, 丹麦环境保护局制定了 NP 的每日耐受摄入量(tolerable daily intake, TDI)为 5 μg/kg bw[35], 本研究采用该 TDI 值作为 NP 的健康指导值。2015 年, 欧洲食品安全

局(European Food Safety Authority, EFSA)制定了 BPA 的临时 TDI 为 4 μg/kg bw[36]。2023 年, EFSA 基于 BPA 对免疫系统的潜在有害影响重新制定了 BPA 的 TDI 为 0.2 ng/kg bw[37]。2025 年, 我国研究团队采用证据权重法制定了 BPA 的临时 TDI 为 4 μg/kg bw[38], 本研究采用该 TDI 值作为 BPA 的健康指导值。目前还缺乏 OP 的健康指导值。

1.5　数据处理

依据世界卫生组织对食品中污染物的未检出值(not detected, ND)处理原则对样品中 ND 值进行处理[39], 具体处理方式为: 水产品样品中 NP 和 OP 的检出率均大于 40%, 因此其 ND 值以检出限的一半替代; 样品中 BPA 的检出率小于 40%, 因此 BPA 的 ND 值以检出限替代。运用 WPS Office (12.1.0.21915)和 SPSS 28.0 软件对样品检测数据进行整理和统计分析。采用 Origin Pro 2023 软件作图。采用卡方检验(χ^2)或 Fisher 确切概率法比较样品中酚类内分泌干扰物的检出率差异。采用 Kruskal-Wallis H 检验比较不同种类样品中酚类内分泌干扰物的含量差异。当 P<0.05 时, 表明差异有统计学意义。

2　结果与分析

2.1　水产品中酚类内分泌干扰物的污染情况

2.1.1　总体情况

由表 1 可知, 2024—2025 年共监测上海市市售水产品样品 340 件, 样品中 5 种酚类内分泌干扰物的总体检出率为 98.2% (334/340)。有 255 件样品同时检出了 NP 和 OP, 占比 75.0%。其中, 水产品中 NP 的检出率为 77.4%, 含量均值为 20.20 μg/kg, 最大值为 380.19 μg/kg; 水产品中 BPA 的检出率为 3.5%, 含量均值为 2.29 μg/kg, 最大值为 190.31 μg/kg; 水产品中 OP 的检出率为 95.9%, 含量均值为 14.14 μg/kg, 最大值为 345.02 μg/kg。水产品中 4-n-NP 和 4-n-OP 均未检出。经 Spearman 相关性分析, 水产品中 NP 和 OP 存在显著的正相关(r=0.472, P<0.001)。

2.1.2　不同种类水产品中酚类内分泌干扰物的污染情况

由表 2 可知, 经 χ^2 检验分析, 不同种类水产品中 NP 的检出率差异有统计学意义(χ^2=27.394, P<0.05)。其中, 淡水虾中 NP 的检出率(95.0%)最高, 其次为淡水鱼(90.7%), 最低为其他水产品(56.7%)。总体上, 不同种类水产品中 NP 的含量差异显著(H=21.095, P<0.05)。其中, 淡水蟹中 NP 的含量均值(39.13 μg/kg)最高, 其次为海水蟹(34.44 μg/kg), 最低为其他水产品(5.84 μg/kg)。经 χ^2 检验分析, 不同种类水产品中 BPA 的检出率差异无统计学意义(χ^2=10.274, P>0.05)。其中, 淡水鱼、贝类、海水鱼和海水蟹中 BPA 的检出率分别为 8.0%、6.0%、4.0%和 3.3%, 淡水虾、海水虾、淡水蟹、其他水产品中 BPA 均未检出。淡水鱼中 BPA 的含量均值(4.69 μg/kg)最高, 其次为贝类(3.10 μg/kg), 最低为淡水虾、海水虾、淡水蟹和其他水产品, 但不同种类水产品中 BPA 的含量差异不显著(H=10.334, P>0.05)。经 Fisher 确切概率法分析, 8 类水产品中 OP 的检出率差异有统计学意义(P<0.05)。其中, 淡水鱼、淡水虾中 OP 的检出率(100.0%)最高, 其次为海水虾(97.1%), 最低为海水蟹(86.7%)。总体上, 不同种类水产品中 OP 的含量差异显著(H=15.256, P<0.05)。其中, 海水蟹中 OP 的含量均值(22.76 μg/kg)最高, 其次为淡水虾(16.88 μg/kg), 最低为其他水产品(7.03 μg/kg)。

2.2　水产品消费量

由表 3 可知, 上海市 526 名≥3 岁居民每日淡水鱼、海水鱼、淡水虾、海水虾、淡水蟹、海水蟹、贝类和其他水产品的消费量均值分别为 26.9、19.2、23.5、6.1、1.2、2.4、8.5 和 8.8 g/d。

2.3　水产品中酚类内分泌干扰物的暴露评估

由表 4 可知, 上海市≥3 岁居民每日经水产品摄入 NP 的平均暴露量和 P_{95} 暴露量分别为 3.25×10^{-2} μg/kg bw 和 9.15×10^{-2} μg/kg bw, 占 NP 的 TDI (5 μg/kg bw)比值分别为 0.65%和 1.83%, 健康风险较低。按照年龄段进行分析, 3 个不同年龄组居民每日通过水产品摄入 NP 的平均暴露量范围为 2.83×10^{-2}~4.77×10^{-2} μg/kg bw, P_{95} 暴露量范围为 7.60×10^{-2}~1.71×10^{-1} μg/kg bw, 均远小于 TDI, 健康风险较低。上海市≥3 岁居民每日经水产品摄入 BPA 的平均暴露量和 P_{95} 暴露量分别为 4.11×10^{-3} μg/kg bw 和 1.45×10^{-2} μg/kg bw, 占 BPA 的临时 TDI (4 μg/kg bw)的比值分别为 0.10%和 0.36%, 健康风险较低。按照年龄段进行分析, 3 个不同年

表 1　2024—2025 年上海市市售水产品中酚类内分泌干扰物的检测结果

Table 1　Detection results of phenolic endocrine disruptors in aquatic products sold in Shanghai from 2024 to 2025

项目名称	总件数/件	检出数/件	检出率/%	含量/(μg/kg)					
				平均值	标准差	中位数	P_{95}	$P_{97.5}$	最大值
NP	340	263	77.4	20.20	39.97	6.02	91.67	140.17	380.19
4-n-NP	340	0	0.0	—	—	—	—	—	ND
BPA	340	12	3.5	2.29	11.79	1.00	1.00	12.09	190.31
OP	340	326	95.9	14.14	26.52	8.52	33.91	38.78	345.02
4-n-OP	340	0	0.0	—	—	—	—	—	ND

注: —为未有此项。

表 2 不同种类水产品中酚类内分泌干扰物的检测结果

Table 2 Detection results of phenolic phenolic endocrine disruptors in different aquatic products

项目名称	水产品类别	总件数/件	检出数/件	检出率/%	含量/(μg/kg)				
					平均值	标准差	中位数	P_{95}	最大值
NP	淡水鱼	75	68	90.7	22.48	48.89	7.69	104.25	380.19
	海水鱼	50	38	76.0	17.77	26.06	6.18	80.40	107.71
	淡水虾	40	38	95.0	16.10	25.37	7.52	72.11	145.40
	海水虾	35	25	71.4	11.95	17.41	4.79	56.36	80.86
	淡水蟹	30	23	76.7	39.13	57.52	6.36	187.88	194.06
	海水蟹	30	21	70.0	34.44	65.91	4.85	232.36	245.55
	贝类	50	33	66.0	16.96	30.03	4.20	80.73	163.73
	其他水产品	30	17	56.7	5.84	9.66	3.00	37.97	44.56
BPA	淡水鱼	75	6	8.0	4.69	22.22	1.00	16.30	190.31
	海水鱼	50	2	4.0	1.13	0.62	1.00	2.32	4.32
	淡水虾	40	0	0.0	1.00	0.00	1.00	1.00	1.00
	海水虾	35	0	0.0	1.00	0.00	1.00	1.00	1.00
	淡水蟹	30	0	0.0	1.00	0.00	1.00	1.00	1.00
	海水蟹	30	1	3.3	2.71	9.35	1.00	24.04	52.19
	贝类	50	3	6.0	3.10	12.20	1.00	10.81	86.55
	其他水产品	30	0	0.0	1.00	0.00	1.00	1.00	1.00
OP	淡水鱼	75	75	100.0	15.46	40.09	7.38	29.84	345.02
	海水鱼	50	46	92.0	10.45	7.63	7.63	25.57	28.13
	淡水虾	40	40	100.0	16.88	19.61	8.39	76.87	91.84
	海水虾	35	34	97.1	12.82	9.27	9.58	31.95	33.86
	淡水蟹	30	29	96.7	15.03	10.36	12.29	39.14	42.13
	海水蟹	30	26	86.7	22.76	54.34	7.79	157.61	304.14
	贝类	50	47	94.0	13.15	9.54	10.27	32.40	36.45
	其他水产品	30	29	96.7	7.03	4.29	5.86	17.48	17.75

表 3 上海市居民每日水产品的消费量(g/d)

Table 3 Daily aquatic products consumption of Shanghai residents (g/d)

水产品类别	3~17 岁		18~59 岁		≥60 岁		合计(≥3 岁)	
	平均值	标准差	平均值	标准差	平均值	标准差	平均值	标准差
淡水鱼	26.4	53.8	29.6	58.5	20.7	47.2	26.9	55.2
海水鱼	16.1	37.7	17.0	44.2	27.8	57.9	19.2	46.6
淡水虾	18.7	30.2	24.6	42.9	25.6	38.8	23.5	39.6
海水虾	4.9	13.6	7.4	21.5	3.8	15.0	6.1	18.7
淡水蟹	0.8	4.5	1.1	6.6	1.7	7.6	1.2	6.5
海水蟹	1.8	11.3	2.1	11.3	3.5	14.5	2.4	12.1
贝类	4.6	12.7	10.9	34.0	6.1	17.4	8.5	27.5
其他水产品	5.2	22.8	9.2	34.9	11.1	34.0	8.8	32.4

龄组居民每日通过水产品摄入 BPA 的平均暴露量范围为 3.20×10^{-3}~5.99×10^{-3} μg/kg bw, P_{95} 暴露量范围为 1.12×10^{-2}~2.18×10^{-2} μg/kg bw, 均远小于临时 TDI, 健康风险较低。上海市≥3 岁居民每日经水产品摄入 OP 的平均暴露量和 P_{95} 暴露量分别为 2.52×10^{-2} μg/kg bw 和 7.01×10^{-2} μg/kg bw。按照年龄段进行分析, 3 个不同年龄组居民每日通过水产品摄入 OP 的平均暴露量范围为 2.19×10^{-2}~3.63×10^{-2} μg/kg bw, P_{95} 暴露量范围为 5.88×10^{-2}~1.26×10^{-1} μg/kg bw。

由表 5 和图 1 可知, 在 8 类水产品中, 上海市≥3 岁居民每日通过淡水鱼摄入 NP 的平均暴露量(1.12×10^{-2} μg/kg bw)最高, 暴露量贡献率(34.38%)最大, 其次为海水鱼(22.03%)和淡水虾(21.90%)。淡水鱼中 BPA 的平均暴露量(2.33×10^{-3} μg/kg bw)最高, 贡献率(56.83%)最大, 其次为贝类(11.26%)、海水鱼(11.10%)和淡水虾(10.78%)。淡水鱼中 OP 的平均暴露量(7.69×10^{-3} μg/kg bw)最高, 暴露量贡献率(30.52%)最大, 其次为淡水虾(29.64%)和海水鱼(16.72%)。

表 4　上海市不同年龄组居民每日通过水产品摄入酚类内分泌干扰物的膳食暴露量

Table 4　Daily dietary exposure of phenolic endocrine disruptors through aquatic products among residents of different age groups in Shanghai

项目名称	年龄分组/岁	调查人数	暴露量/(μg/kg bw)				暴露量占 TDI 的比值/%			
			平均值	中位数	P_{95}	最大值	平均值	中位数	P_{95}	最大值
NP	3~17	113	4.77×10^{-2}	3.41×10^{-2}	1.71×10^{-1}	3.33×10^{-1}	0.95	0.68	3.43	6.66
	18~59	295	2.83×10^{-2}	2.14×10^{-2}	8.32×10^{-2}	1.86×10^{-1}	0.57	0.43	1.66	3.72
	≥60	118	2.86×10^{-2}	2.55×10^{-2}	7.60×10^{-2}	1.15×10^{-1}	0.57	0.51	1.52	2.30
	合计(≥3)	526	3.25×10^{-2}	2.47×10^{-2}	9.15×10^{-2}	3.33×10^{-1}	0.65	0.49	1.83	6.66
BPA	3~17	113	5.99×10^{-3}	3.20×10^{-3}	2.18×10^{-2}	5.64×10^{-2}	0.15	0.08	0.54	1.41
	18~59	295	3.75×10^{-3}	1.76×10^{-3}	1.39×10^{-2}	3.15×10^{-2}	0.09	0.04	0.35	0.79
	≥60	118	3.20×10^{-3}	1.85×10^{-3}	1.12×10^{-2}	1.92×10^{-2}	0.08	0.05	0.28	0.48
	合计(≥3)	526	4.11×10^{-3}	1.86×10^{-3}	1.45×10^{-2}	5.64×10^{-2}	0.10	0.05	0.36	1.41
OP	3~17	113	3.63×10^{-2}	2.65×10^{-2}	1.26×10^{-1}	2.20×10^{-1}	—	—	—	—
	18~59	295	2.23×10^{-2}	1.83×10^{-2}	6.95×10^{-2}	1.23×10^{-1}	—	—	—	—
	≥60	118	2.19×10^{-2}	1.92×10^{-2}	5.88×10^{-2}	8.84×10^{-2}	—	—	—	—
	合计(≥3)	526	2.52×10^{-2}	2.03×10^{-2}	7.01×10^{-2}	2.20×10^{-1}	—	—	—	—

注: —表示无此项数据。下表同。

表 5　上海市≥3 岁居民通过不同种类水产品中酚类内分泌干扰物的膳食暴露量(μg/kg bw)

Table 5　Dietary exposure levels of phenolic endocrine disruptors in different types of aquatic products among residents aged 3 and above in Shanghai (μg/kg bw)

水产品类别	NP 暴露量		BPA 暴露量		OP 暴露量	
	平均值	P_{95}	平均值	P_{95}	平均值	P_{95}
淡水鱼	1.12×10^{-2}	6.16×10^{-2}	2.33×10^{-3}	1.28×10^{-2}	7.69×10^{-3}	4.23×10^{-2}
海水鱼	7.17×10^{-3}	4.43×10^{-2}	4.56×10^{-4}	1.28×10^{-3}	4.22×10^{-3}	2.61×10^{-2}
淡水虾	7.13×10^{-3}	3.33×10^{-2}	4.43×10^{-4}	2.07×10^{-3}	7.47×10^{-3}	3.49×10^{-2}
海水虾	1.35×10^{-3}	1.02×10^{-2}	1.13×10^{-4}	8.57×10^{-4}	1.45×10^{-3}	1.10×10^{-2}
淡水蟹	7.63×10^{-4}	0.00	1.95×10^{-5}	0.00	2.93×10^{-4}	0.00
海水蟹	1.45×10^{-3}	0.00	1.14×10^{-4}	0.00	9.59×10^{-4}	0.00
贝类	2.53×10^{-3}	1.89×10^{-2}	4.62×10^{-4}	3.45×10^{-3}	1.96×10^{-3}	1.46×10^{-2}
其他水产品	9.64×10^{-4}	7.19×10^{-3}	1.65×10^{-4}	1.23×10^{-3}	1.16×10^{-3}	8.65×10^{-3}
合计	3.25×10^{-2}	—	4.11×10^{-3}	—	2.52×10^{-2}	—

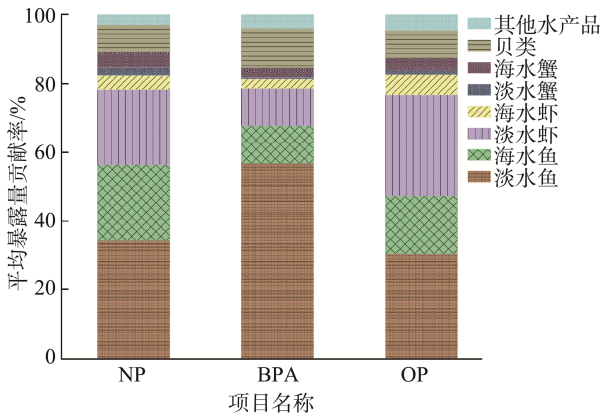


图 1　不同种类水产品对上海居民经水产品摄入酚类内分泌干扰物的平均暴露量贡献率

Fig.1　Contribution rates of different types of aquatic products to the mean exposure of Shanghai residents to phenolic endocrine disruptors through aquatic products

3　讨论和结论

2024—2025 年, 共监测上海市市售水产品 340 件, 样品中 5 种酚类内分泌干扰物的总体检出率为 98.2%。其中, 水产品中 NP 的检出率为 77.4%, 含量均值为 20.20 μg/kg; 水产品中 BPA 的检出率为 3.5%, 含量均值为 2.29 μg/kg; 水产品中 OP 的检出率为 95.9%, 含量均值为 14.14 μg/kg。样品中 4-n-NP 和 4-n-OP 均未检出。按照水产品种类分析, 淡水蟹中 NP 的含量均值(39.13 μg/kg)最高, 其次为海水蟹; 淡水鱼中 BPA 的含量均值(4.69 μg/kg)最高, 其次为贝类; 海水蟹中 OP 的含量均值(22.76 μg/kg)最高, 其次为淡水虾。本研究的淡水鱼和海水鱼中 NP、OP 的含量均值范围分别为 17.77~22.48 μg/kg、10.45~15.46 μg/kg, 均低于高源[40]报道的 2020—2021 年 96 件中国南方典型食用鱼类中 NP 的含量均值(92.6 μg/kg)和 OP 的含量均值(31.8 μg/kg), 低于杨昱等[41]

报道的湘江河鲫鱼中 NP 的含量均值(117.59 μg/kg)和 OP 的含量均值(117.12 μg/kg)。本研究的淡水鱼和海水鱼中 BPA 的含量均值范围为 1.13~4.69 μg/kg, 高于高源等[40]报道的鱼类中 BPA 的含量均值(0.71 μg/kg), 低于杨昱等[41]报道的湘江河鲫鱼中 BPA 的含量均值(127.03 μg/kg)。

上海市≥3 岁居民每日经水产品摄入 NP 的平均暴露量和 P_{95} 暴露量分别为 3.25×10^{-2} μg/kg bw 和 9.15×10^{-2} μg/kg bw, 均远小于 TDI (5 μg/kg bw), 健康风险较低。上海市≥3 岁居民每日经水产品摄入 BPA 的平均暴露量和 P_{95} 暴露量分别为 4.11×10^{-3} μg/kg bw 和 1.45×10^{-2} μg/kg bw, 均远小于临时 TDI (4 μg/kg bw), 健康风险较低。但若采用 2023 年 EFSA 制定的 BPA 的 TDI (0.2 ng/kg bw)进行风险评估, 本次 BPA 的平均暴露量大于 TDI 值, 可能存在一定的健康风险。上海市≥3 岁居民每日通过水产品摄入 OP 的平均暴露量和 P_{95} 暴露量分别为 2.52×10^{-2} μg/kg bw 和 7.01×10^{-2} μg/kg bw。在 8 类水产品中, 淡水鱼是上海居民通过水产品摄入 NP、BPA 和 OP 的最主要来源。

本评估存在一定的不确定性: (1)本次评估仅考虑水产品中酚类内分泌干扰物的暴露量, 未考虑其他食品(如谷物类、肉类、蛋类、乳类、蔬菜、水果等)中酚类内分泌干扰物的暴露量, 存在一定的低估。(2)本次上海市居民的水产品消费量调查的人数(526 人)偏少, 存在一定的不确定性。(3)本研究中 BPA 的未检出值以检出限替换, 可能导致水产品中 BPA 暴露量偏大, 存在一定的高估。(4)本次评估采用的是简单分布评估方法, 采用水产品中酚类内分泌干扰物的含量均值与上海居民个体水产品的消费量和体质量, 能够科学评估酚类内分泌干扰物的平均暴露水平和高消费人群的暴露水平, 但未采用样品中酚类内分泌干扰物的含量 P_{95} 值, 可能导致对极端暴露人群(如高消费量人群食用高酚类内分泌干扰物含量的水产品)的低估。

针对水产品中酚类内分泌干扰物的残留现状及潜在环境与健康风险, 现提出以下针对性建议, 以期为水产品中酚类内分泌干扰物污染防控提供参考: (1)加强养殖环节源头风险管控。聚焦水产品养殖环境的污染输入节点, 加大对养殖水体周边工业废水、生活污水排放的合规性监管力度, 推动相关处理工艺升级改造。通过切断酚类内分泌干扰物向养殖环境的迁移路径, 从源头降低水产品中酚类内分泌干扰物的污染水平。(2)强化水产品中酚类内分泌干扰物的风险评估和监管。建议政府监管部门联合相关科研机构协同发力, 一方面扩大水产品中酚类内分泌干扰物的风险监测覆盖范围, 针对不同品类、不同产区水产品开展系统性监测, 明确污染高风险环节与品类; 另一方面深化特定酚类物质(如 OP)的毒理学研究, 明确其剂量-效应关系, 制定 OP 的健康指导值(如 TDI)。在此基础上, 基于科学的风险评估结果, 制定酚类内分泌干扰物(如 NP、OP)在水产品(如蟹类、鱼类等)中的残留限量标准及配套控制规范, 为监管部门开展精准化监管、风险预警及养殖主体落实防控责任提供科学依据。

参考文献

[1] 李宝珠, 陈海玲, 王翠玲, 等. 酚类内分泌干扰物分析方法研究进展[J]. 环境卫生学杂志, 2022, 12(9): 680–689.
LI BZ, CHEN HL, WANG CL, *et al*. Research advances on analytical methods of phenolic endocrine disruptors [J]. Journal of Environmental Hygiene, 2022, 12(9): 680–689.

[2] 义家威. 基于 eDNA 的长江中游鱼类多样性及其与酚类内分泌干扰物的相关性研究[D]. 南昌: 南昌大学, 2024.
YI JW. Study on fish diversity in the middle reaches of the Yangtze River based on eDNA and its correlation with phenolic endocrine disrupting chemicals [D]. Nanchang: Nanchang University, 2024.

[3] HU Y, MA M, GAO L, *et al*. Uptake, translocation and health risk assessment of nonylphenol in vegetables under reclaimed water irrigation [J]. Irrigation and Drainage, 2025, 74(2): 627–640.

[4] 杨彦, 高源, 马盛韬, 等. 壬基酚异构体的组成、环境行为及毒性效应研究进展[J]. 生态毒理学报, 2023, 18(1): 206–216.
YANG Y, GAO Y, MA ST, *et al*. Composition, isomer-specific occurrences, environmental fate and toxicity of nonylphenols: A review [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2023, 18(1): 206–216.

[5] 张静, 王燕飞, 林军, 等. 广东省典型水环境壬基酚生态风险评估研究[J]. 生态毒理学报, 2022, 17(3): 180–188.
ZHANG J, WANG YF, LIN J, *et al*. Ecological risk assessment of nonylphenol in a typical water environment in Guangdong Province [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2022, 17(3): 180–188.

[6] MESLIN M, BEAUSOLEIL C, ZEMAN F A, *et al*. Human biomonitoring guidance values (HBM-GVs) for bisphenol S and assessment of the risk due to the exposure to bisphenols A and S, in Europe [J]. Toxics, 2022, 10(5): 228.

[7] 王鑫璇, 邢文山, 李超, 等. 双酚 A 在我国环境水体的污染及其潜在危害研究进展[J]. 生态毒理学报, 2024, 19(3): 208–221.
WANG XX, XING WS, LI C, *et al*. Research progress on pollution of bisphenol A in China's environmental water bodies and its potential hazards [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2024, 19(3): 208–221.

[8] 吉顺峰, 胡苹, 王志文. 气相色谱-质谱联用同时测定饮用水中辛基酚和壬基酚[J]. 延安职业技术学院学报, 2024, 38(2): 105–108.
JI SF, HU P, WANG ZW. Simultaneous determination of octylphenol and nonylphenol in drinking water by gas chromatography-mass spectrometry with internal standard [J]. Journal of Yan'an Vocational & Technical College, 2024, 38(2): 105–108.

[9] 兰天, 段国珍, 刘娜, 等. 双酚类化合物对机体影响的研究进展[J]. 食品工业科技, 2023, 44(10): 444–453.
LAN T, DUAN GZ, LIU N, *et al*. Research progress on the effects of bisphenol compounds on human beings and animals [J]. Science and Technology of Food Industry, 2023, 44(10): 444–453.

[10] 洪亚军, 冯承莲, 徐大勇, 等. 壬基酚的环境生物地球化学研究进展及对新污染物管理的建议[J]. 环境科学, 2023, 44(8): 4717–4727.
HONG YJ, FENG CL, XU DY, *et al*. Comprehensive review on environmental biogeochemistry of nonylphenol and suggestions for the management of emerging contaminants [J]. Environmental Science, 2023, 44(8): 4717–4727.

[11] PARK HJ, ZHANG MT, LEE WY, *et al*. Toxic effects of nonylphenol on neonatal testicular development in mouse organ culture [J]. International Journal of Molecular Sciences, 2020, 21(10): 3491.

[12] LI J, ZHANG H, LI J, *et al*. Assessment of nonylphenol exposure based on global urinary concentration data and its risk analysis [J]. Environmental Research, 2024, 244: 117903.

[13] PARK CG, ADNAN KM, CHO H, *et al*. A combined *in vitro-in silico*

method for assessing the androgenic activities of bisphenol A and its analogues [J]. Toxicology *in Vitro*, 2024, 98: 105838.

[14] LI SY, YOU MD, CHAI WJ, *et al*. Developmental exposure to nonylphenol induced rat axonal injury *in vivo* and *in vitro* [J]. Archives of Toxicology, 2019, 93(9): 2673–2687.

[15] 吴天伟, 孙艺, 崔蓉, 等. 内分泌干扰物壬基酚与辛基酚的污染现状与毒性的研究进展[J]. 环境化学, 2017, 36(5): 951–959.
WU TW, SUN Y, CUI R, *et al*. Environmental occurences and toxicity of endocrine disrupters nonylphenol and octylphenol [J]. Environmental Chemistry, 2017, 36(5): 951–959.

[16] KHAN NG, CORREIA J, ADIGA D, *et al*. A comprehensive review on the carcinogenic potential of bisphenol A: Clues and evidence [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2021, 28(16): 19643–19663.

[17] CHEN GW, DING WH, KU HY, *et al*. Alkylphenols in human milk and their relations to dietary habits in central Taiwan [J]. Food and Chemical Toxicology, 2010, 48(7): 1939–1944.

[18] PARK JH, HWANG MS, KO A, *et al*. Risk assessment based on urinary bisphenol A levels in the general Korean population [J]. Environmental Research, 2016, 150: 606–615.

[19] WANG X, NAG R, BRUNTON NP, *et al*. Risk assessment of bisphenol A (BPA) in Irish meat and meat products [J]. Science of The Total Environment, 2023, 881: 163496.

[20] 于连龙, 庄茂强, 王连森, 等. 2014—2015 年山东六地市居民植物油中壬基酚暴露风险评估[J]. 卫生研究, 2018, 47(5): 833–835.
YU LL, ZHUANG MQ, WANG LS, *et al*. Risk assessment of nonylphenol exposure in vegetable oil of residents in six cities of Shandong Province in 2014-2015 [J]. Journal of Hygiene Research, 2018, 47(5): 833–835.

[21] 谢明勇, 刘晓珍, 陈泱杰. 壬基酚在食品中的污染现状及其生物毒性概述[J]. 食品科学技术学报, 2014, 32(1): 1–7.
XIE MY, LIU XZ, CHEN YJ. Review on exposure level of nonylphenol in food and related biological toxicity profile [J]. Journal of Food Science and Technology, 2014, 32(1): 1–7.

[22] 李亦奇, 宇盛好, 张露菁, 等. 上海市市售婴幼儿配方乳粉中壬基酚的膳食暴露评估[J]. 上海预防医学, 2023, 35(8): 740–744.
LI YQ, YU SH, ZHANG LJ, *et al*. Assessment of dietary exposure to nonylphenol in infant formula retailed in Shanghai [J]. Shanghai Journal of Preventive Medicine, 2023, 35(8): 740–744.

[23] 佐鹏, 谭学蓉, 刘少颖, 等. 膳食中双酚类化合物的污染水平和风险评估[J]. 中国食品学报, 2023, 23(12): 219–228.
ZUO P, TAN XR, LIU SY, *et al*. Bisphenols in diets: contaminated levels and risk assessment [J]. Journal of Chinese Institute of Food Science and Technology, 2023, 23(12): 219–228.

[24] 孟伟, 曹艳秋, 王开清, 等. 塑料包装食品及饮品检测中双酚类标准物质的应用[J]. 食品安全质量检测学报, 2022, 13(6): 1791–1800.
MENG W, CAO YQ, WANG KQ, *et al*. Research progress of the application of reference materials in the detection of bisphenols in plastic packaged food and beverages [J]. Journal of Food Safety & Quality, 2022, 13(6): 1791–1800.

[25] CZARNY-KRZYMIŃSKA K, KRAWCZYK B, SZCZUKOCKI D. Bisphenol A and its substitutes in the aquatic environment: Occurrence and toxicity assessment [J]. Chemosphere, 2023, 315: 137763.

[26] HU Y, WU W, XU D, *et al*. Occurrence, uptake, and health risk assessment of nonylphenol in soil-celery system simulating long-term reclaimed water irrigation [J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 406: 124773.

[27] LIU D, LIU J, GUO M, *et al*. Occurrence, distribution, and risk assessment of alkylphenols, bisphenol A, and tetrabromobisphenol A in surface water, suspended particulate matter, and sediment in Taihu Lake and its tributaries [J]. Marine Pollution Bulletin, 2016, 112(1-2): 142–150.

[28] ZAHID BM, NURULNADIA MY. Occurrence, partitioning behavior, and ecological risk assessment of octylphenol and nonylphenol in surface waters and sediments of Terengganu Rivers, Malaysia [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2025, 197(5): 546.

[29] 柳春红, 王伟华, 褚玥, 等. 深圳居民膳食壬基酚和辛基酚暴露的风险评估[J]. 中国环境科学, 2013, 33(7): 1316–1322.
LIU CH, WANG WH, CHU Y, *et al*. Dietary exposure and risk assessment of nonylphenol and octylphenol from the Shenzhen total diet [J]. China Environmental Science, 2013, 33(7): 1316–1322.

[30] U.S. Environmental Protection Agency. Nonylphenol (NP) and nonylphenol ethoxylates (NPEs) Action Plan [EB/OL]. (2010-08-18) [2025-08-01]. https://www.epa.gov/assessing-and-managing-chemicals-under-tsca/nonylphenol-np-and-nonylphenol-ethoxylates-npes

[31] 农业农村部渔业渔政管理局, 全国水产技术推广总站. 2024 中国渔业统计年鉴[M]. 北京: 中国农业出版社, 2024.
Fisheries Administration Bureau, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, National Fisheries Technology Extension Center. China fishery statistical yearbook 2024 [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2024.

[32] LIU C, YU S, SONG W, *et al*. Investigation and risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in main aquatic products in market from Shanghai [J]. Microchemical Journal, 2024, 207: 111925.

[33] 宇盛好, 李亦奇, 彭少杰. 2023—2024 年上海市市售鱼类中喹诺酮类抗生素残留现状及膳食暴露评估[J]. 食品安全质量检测学报, 2025, 16(20): 315–321.
YU SH, LI YQ, PENG SJ. Residue status and dietary exposure assessment of quinolone antibiotics in fish sold in Shanghai from 2023 to 2024 [J]. Journal of Food Safety & Quality, 2025, 16(20): 315–321.

[34] 吴晓丽, 赵毕, 齐小娟, 等. 食品中化学污染物风险评估方法研究进展[J]. 预防医学, 2020, 32(7): 682–685.
WU XL, ZHAO B, QI XJ, *et al*. Review on the risk assessment methods for chemical pollutants in food [J]. Preventive Medicine, 2020, 32(7): 682–685.

[35] NIELSEN E, ØSTERGAARD G, THORUP I, *et al*. Toxicological evaluation and limit values for nonylphenol, nonylphenol ethoxylates, tricresyl, phosphates and benzoic acid [R/OL]. (2000) [2025-07-22]. https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/1999/87-7909-566-6/pdf/87-7909-565-8.pdf

[36] European Food Safety Authority. Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of bisphenol A (BPA) in foodstuffs: Executive summary [J]. EFSA Journal, 2015, 13(1): 3978.

[37] European Food Safety Authority. Re-evaluation of the risks to public health related to the presence of bisphenol A (BPA) in foodstuffs [J]. EFSA Journal, 2023, 21(4): 6857.

[38] LI X, LU Y, YANG D, *et al*. Derivation of a health-based guidance value for bisphenol A via the weight of evidence approach [J]. Food and Chemical Toxicology, 2025, 200: 115370.

[39] GEMS/Food-EURO. Second workshop on reliable evaluation of low-level contamination of food: Report on a workshop in the frame of GEMS/Food-EURO [R]. Kulmbach: GEMS/Food-EURO, 1995.

[40] 高源. 中国南方典型食用鱼类中酚类内分泌干扰物的浓度分布及人体暴露的初步研究[D]. 广州: 广东工业大学, 2022.
GAO Y. Phenolic endocrine disruptors in typical consumer fish of South China and human exposure via fish consumption [D]. Guangzhou: Guangdong University of Technology, 2022.

[41] 杨昱, 周杰, 罗娅, 等. 湘江河鲫鱼体内壬基酚、辛基酚和双酚 A 含量调查及健康风险评价[J]. 环境与职业医学, 2019, 36(11): 1031–1036.
YANG Y, ZHOU J, LUO Y, *et al*. Survey of nonylphenol, octylphenol, and bisphenol A levels in crucian carp in Xiangjiang River and associated health risk assessment [J]. Journal of Environmental and Occupational Medicine, 2019, 36(11): 1031–1036.

(责任编辑: 韩晓红　于梦娇)