

论著·调查研究

# 塑料包装乳制品中双酚类化合物污染水平及健康风险评估\*

朱 荣<sup>1,2</sup>, 曾庆红<sup>1,2</sup>, 王琚冀<sup>1,2</sup>, 林 枫<sup>1,2</sup>, 张 茜<sup>2,3</sup>, 朱美霖<sup>1,2,3△</sup>

(1. 宁夏医科大学公共卫生管理学院, 宁夏 银川 750004; 2. 宁夏医科大学环境因素与慢性病控制重点实验室, 宁夏 银川 750004; 3. 宁夏医科大学基础医学院, 宁夏 银川 750004)

**[摘 要]** **目的** 探讨塑料包装乳制品中双酚类化合物(BPs)污染水平, 并进行健康风险评估。**方法** 调查塑料包装乳制品中 BPs 含量, 查阅国内外各种塑料包装乳制品中 BPs 污染残留相关文献, 收集其受 BPs 残留污染数据并进行分析。通过估算不同年龄[分为幼儿组(2~<8 岁)、儿童组(8~<13 岁)、青少年组(13~<20 岁)和成人组(≥20 岁)]、性别人群的 BPs 每天膳食摄入量构建 BPs 健康风险评估模型, 利用敏感性分析对各参数的不确定性进行分析。**结果** 幼儿组人群 ΣBPs 的每天膳食摄入量明显高于其他组。BPs 的非致癌风险主要由双酚 P、双酚 Z 浓度所决定。塑料包装乳制品中 ΣBPs 的风险熵远小于 1, 各组人群所摄入塑料包装乳制品中的 BPs 的非致癌风险较小。**结论** ΣBPs 暴露量与人群年龄呈反比增长趋势, 应扩大对低龄人群暴露风险的关注。由于双酚 A 类似物的生产和使用在全球范围内有所增加, 因此, 不能忽视人体接触 BPs 总暴露带来的健康风险。

**[关键词]** 塑料包装乳制品; 双酚类化合物; 污染水平; 健康风险评估

**DOI:**10.3969/j.issn.1009-5519.2025.05.029

**中图法分类号:**R181.3+7; TS252.5

**文章编号:**1009-5519(2025)05-1187-05

**文献标识码:**A

## Contamination level and health risk assessment of bisphenols in plastic packaged dairy products\*

ZHU Zhu<sup>1,2</sup>, ZENG Qinghong<sup>1,2</sup>, WANG Junji<sup>1,2</sup>, LIN Jianzai<sup>1,2</sup>,  
ZHANG Qian<sup>2,3</sup>, ZHU Meilin<sup>1,2,3△</sup>

(1. College of Public Health Management, Ningxia Medical University, Yinchuan, Ningxia 750004, China; 2. Key Laboratory of Environmental Factors and Chronic Disease Control, Ningxia Medical University, Yinchuan, Ningxia 750004, China; 3. College of Basic Medical Sciences, Ningxia Medical University, Yinchuan, Ningxia 750004, China)

**[Abstract]** **Objective** To investigate the pollution level of bisphenols (BPs) in plastic packaged dairy products and to evaluate the health risk. **Methods** The content of BPs in plastic packaging dairy products was investigated, and the related literatures on BPs pollution residues in various plastic packaging dairy products at home and abroad were reviewed. The data of BPs residual pollution were collected and analyzed. The BPs health risk assessment model was constructed by estimating the daily dietary intake of BPs in different age groups [divided into young children group (two—<eight years old), children group (eight—<13 years old), adolescent group (13—<20 years old) and adult group (≥20 years old)] and gender groups, and the uncertainty of each parameter was analyzed by sensitivity analysis. **Results** The daily dietary intake of ΣBPs in the toddler group was significantly higher than that in other groups. The non-carcinogenic risk of BPs was mainly determined by the concentration of bisphenol P and bisphenol Z. The risk entropy of ΣBPs in plastic packaged dairy products was far less than one, and the non-carcinogenic risk of BPs in plastic packaged dairy products in each group was small. **Conclusion** The exposure of ΣBPs is inversely proportional to the age of the population, and more attention should be paid to the exposure risk of young people. Due to the global increase in the production and use of bisphenol A analogues, the health risks associated with total exposure to BPs in humans cannot be ignored.

**[Key words]** Plastic packaging dairy products; Bisphenolic compounds; Pollution levels; Health risk assessment

\* 基金项目: 国家自然科学基金项目(21966025); 宁夏回族自治区重点研发项目(2019BFG02020)。

作者简介: 朱荣(2001—), 硕士研究生在读, 主要从事食品卫生研究。 △ 通信作者, E-mail: jay70281@163.com。

网络首发 [https://link.cnki.net/urlid/50.1129.R.20250331.1538.066\(2025-03-31\)](https://link.cnki.net/urlid/50.1129.R.20250331.1538.066(2025-03-31))

双酚类化合物(BPs)是一类具有 2 个羟基苯基功能的化学物质,作为塑料的改性单体如今在各个领域应用广泛,包括一些类似物,如双酚 A(BPA)、双酚 S(BPS)、双酚 F(BPF)、双酚 AF(BPAF)和双酚 B(BPB)。在商业上的几种双酚类似物中 BPA 得到了最广泛的研究,用于合成商业塑料,包括聚碳酸酯和环氧树脂被纳入各种消费品中<sup>[1-2]</sup>。欧洲食品安全局确定了每天临时耐受摄入量(t-TDI)为每天 4 μg/(kg bw)。随着欧盟、美国、中国等国家对 BPA 的生产和限制使用的规定,商业产品中的 BPA 逐渐被 BPS、BPF、BPB、BPAF 等类似物所取代<sup>[3]</sup>。在国内外开展的科研工作中发现,BPs 是一种典型的内分泌干扰物质,即使在低浓度下也能与机体细胞内雌激素受体结合并干扰生物体的内分泌系统<sup>[4-7]</sup>,产生神经、肝脏、生殖、免疫等毒性效应,这一特性在多项研究中得到了验证。这些 BPs 在投入使用后被释放到环境中并进入食物链,在一定程度上危害人体健康<sup>[5-9]</sup>。

众多学者致力于探讨 BPs 在多元化介质中的污染现状与分布特性。这些研究表明,世界上大多数地区均面临着不同程度的 BPs 污染挑战,这类污染物已被频繁检测于环境介质、食品链、饮用水源乃至人体生物样本中<sup>[10-13]</sup>,涵盖了 BPA、S、AF、AP、B、F、P、Z 等多种类型<sup>[14]</sup>。这些结构相似的 BPs 群体对人类健康构成了不容忽视的潜在风险。在食品与饮料中已识别出超过 10 种 BPs 存在,其中关于 BPA、BPS、BPF、BPAF、BPB、双酚 E(BPE)、双酚 Z(BPZ)的研究较多见。就人体 BPA 暴露而言,其主要途径有饮食摄入、空气吸入和皮肤直接接触,而通过食品接触材料向食品迁移的 BPA 被视为最具危害性的摄入方式<sup>[15]</sup>。这些发现强调了深入研究 BPs 污染及其健康影响机制的重要性。通过查阅国内外 BPs 污染的相关文献发现,关于 BPA 的研究众多而其余 BPs 风险评估的有关研究较少见。其他种类的 BPs 已被证明具有与 BPA 相似,甚至更大的雌激素和抗雄激素活性,由于缺乏毒理学数据,因此,目前 BPA 替代物的 t-TDI 参考值尚未被确定<sup>[16]</sup>。对不同 BPs 的综合暴露健康风险评估变得越来越迫切,尤其是通过饮食摄入的暴露风险。本研究收集了部分塑料包装乳制品中 10 种 BPs 的含量,并评估了不同年龄[分为幼儿组(2~<8 岁)、儿童组(8~<13 岁)、青少年组(13~<20 岁)和成人组(≥20 岁)]、性别人群 BPs 的健康风险,旨在为各组人群减少以乳制品为来源的 BPs 摄入提供参考依据。

1 资料与方法

1.1 研究对象 将 PubMed、中国知网、维普资讯中文期刊服务平台、万方医学网等数据库检索的塑料包装饮品中 BPs 的相关文献作为研究对象。

1.2 方法

1.2.1 数据来源与统计 设置检索时间为 2010 年 1

月 1 日至 2024 年 3 月 1 日,关键词为塑料包装饮品、双酚类化合物等,通过 PubMed、中国知网、维普资讯中文期刊服务平台、万方医学网等数据库检索到塑料包装饮品中 BPs 的相关文献 200 余篇,收集有效文献 70 篇。对比各类饮品中所含 BPs 种类及浓度,最终筛选出塑料包装乳制品进行统计分析。其中 BPA 样品 48 份,BPAF 样品 27 份,BPB 样品 32 份,双酚 C(BPC)样品 32 份,BPE 样品 32 份,BPF 样品 27 份,双酚 P(BPP)样品 26 份,双酚 AP(BPAP)样品 26 份,BPS 样品 27 份,BPZ 样品 26 份<sup>[17-20]</sup>。

1.2.2 观察指标 使用健康风险评估模型的研究方法通过查阅文献得到一组塑料包装乳制品的 BPs 浓度数据,并根据此数据计算出 BPA、BPAF、BPB、BPC、BPE、BPF、BPP、BPAP、BPS、BPZ 10 种 BPs 的检出范围、检出率、超标率(我国《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》<sup>[21]</sup>规定,在食品或食品模拟物中 BPA 的迁移限量不超过 0.6 mg/kg,对 BPS 欧盟法规要求食品接触材料相关制品中允许使用的特定迁移量限值为 0.05 mg/kg,对 BPF 中国、韩国规定其在食品接触材料中的特定迁移量不高于 50 μg/kg<sup>[22]</sup>)、平均浓度、每天暴露剂量,以及对人体健康风险评估。利用 BPs 浓度健康风险评估模型使用 Crystal Ball 软件中的 Monte Carlo 模拟法完成概率评估,进行 BPs 暴露健康风险的评价。

1.2.3 BPs 的健康风险评估模型 膳食暴露评估涉及 3 个参数,即塑料包装乳制品中 BPs 的含量、每天膳食摄入量,以及不同年龄、性别人群体重。每天膳食摄入量利用居民奶制品消费量,选自中国奶业协会发布的《中国奶业质量报告(2016)(摘要)》<sup>[20]</sup>,中国全年乳制品消费量 2 957.9 万吨,人均消费乳制品折合生乳量为 36 kg,人均每天消费量为 98.6 g。人群体重选自《中国人群暴露参数手册》<sup>[23]</sup>中的相关数据。不同年龄、性别人群每天摄入量和体重见表 1。根据乳制品中 BPs 浓度和居民每天膳食摄入量的关系污染物的膳食暴露量计算公式:EDI=C×F/W。式中 EDI 为个体每天每千克体重摄入量[ng/(kg bw·d)],C 为不同种类 BPs 的平均质量浓度(μg/kg),F 为人均每天乳制品消费量(g/d),W 为体重(kg)。采用风险熵(HQ)作为核心评估指标系统评估不同人群因摄入塑料包装乳制品而面临的健康风险。个体健康风险水平与 HQ 呈正相关。HQ>1 预示存在明确的非致癌性健康风险;相反 HQ<1 表明虽不能排除但可能处于相对较低的非致癌性风险水平<sup>[24]</sup>。通过量化分析为塑料包装乳制品的安全消费提供科学依据。HQ 计算公式:HQ=EDI/RfD。式中 RfD 为口服参考剂量,采用 2015 年欧洲食品安全局规定 BPA 的 RfD 为 4 μg/(kg bw·d)<sup>[25]</sup>。目前,除 BPA 外,其他 BPs 还没有官方标准的 RfD,因此,使用 BPA 的 RfD 进行估算。

| 表 1 不同年龄、性别人群每天摄入量和体重 |            |              |
|-----------------------|------------|--------------|
| 组别                    | 体重(中位, kg) | 每天摄入量(中位, g) |
| 幼儿组                   | 16. 6      | 98. 6        |
| 儿童组                   | 29. 1      | 98. 6        |
| 青少年组                  | 40. 6      | 98. 6        |
| 成人组                   |            |              |
| 男                     | 66. 2      | 98. 6        |
| 女                     | 57. 3      | 98. 6        |

## 2 结 果

**2.1 塑料包装乳制品中 BP<sub>s</sub> 的污染水平** 10 种 BP<sub>s</sub> 中位浓度由高至低依次为 BPP、BPA、BPC、BPZ、BPAP、BPF、BPAF、BPB、BPS、BPE, 检出率由高至低依次为 BPAF、BPB、BPA、BPC、BPF、BPS、BPAP、BPP、BPZ、BPE。10 种 BP<sub>s</sub> 均未超标。见表 2。

**2.2 不同年龄、性别组人群  $\Sigma$ BP<sub>s</sub> 的每天膳食摄入量** 幼儿组人群  $\Sigma$ BP<sub>s</sub> 的每天膳食摄入量明显高于其他组, 总体趋势随年龄、体重逐渐增长每天膳食摄入量反而减少。见表 3。

### 2.3 健康风险评估

**2.3.1 塑料包装乳制品中 BP<sub>s</sub> 的非致癌风险评价** 幼儿组、儿童组、青少年组、成人组的男、女 HQ 分别为 0. 016 25、0. 009 27、0. 006 64、0. 004 08、0. 004 71。 $\Sigma$ BP<sub>s</sub> 的 HQ 远小于 1, 表明各组人群所摄入塑料包

装乳制品中的 BP<sub>s</sub> 存在一定程度的非致癌风险, 但风险较小可忽略不计。

| 表 2 塑料包装乳制品中 BP <sub>s</sub> 检出情况 |                       |                     |                  |            |
|-----------------------------------|-----------------------|---------------------|------------------|------------|
| BP <sub>s</sub> 种类                | 检测范围<br>( $\mu$ g/kg) | 中位<br>( $\mu$ g/kg) | 检出率<br>[% (n/n)] | 超标率<br>(%) |
| BPA                               | 0~15. 25              | 1. 91               | 62. 50(30/48)    | 0          |
| BPAF                              | 0~3. 43               | 0. 73               | 92. 59(25/27)    | 0          |
| BPB                               | 0~1. 94               | 0. 61               | 71. 88(23/32)    | 0          |
| BPC                               | 0~7. 45               | 1. 72               | 62. 50(20/32)    | 0          |
| BPE                               | 0~0. 41               | 0. 05               | 15. 62(5/32)     | 0          |
| BPF                               | 0~2. 16               | 0. 87               | 59. 26(16/27)    | 0          |
| BPP                               | 0~19. 13              | 2. 00               | 23. 08(6/26)     | 0          |
| BPAP                              | 0~4. 18               | 1. 29               | 50. 00(13/26)    | 0          |
| BPS                               | 0~0. 52               | 0. 12               | 59. 26(16/27)    | 0          |
| BPZ                               | 0~14. 86              | 1. 65               | 23. 08(6/26)     | 0          |

**2.3.2 摄入塑料包装乳制品中 BP<sub>s</sub> 的风险评估模型验证** 选择每天膳食摄入量最高的幼儿组数据应用蒙特卡洛模拟得到因摄入塑料包装乳制品而存在非致癌性 BP<sub>s</sub> 风险。10 种 BP<sub>s</sub> 的非致癌风险评分符合对数正态分布规律, HQ 分别为 10%、50%、90% 的位点均低于 1。验证结果与上述结果非常相似, 即拟合模型具有一定的置信度。见表 4。

| 表 3 不同年龄、性别组人群 $\Sigma$ BP <sub>s</sub> 的每天膳食摄入量[中位, $\mu$ g/(kg bw · d)] |        |       |       |        |       |       |        |       |       |       |                          |
|---------------------------------------------------------------------------|--------|-------|-------|--------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|--------------------------|
| 组别                                                                        | BPA    | BPAF  | BPB   | BPC    | BPE   | BPF   | BPP    | BPAP  | BPS   | BPZ   | $\Sigma$ BP <sub>s</sub> |
| 幼儿组                                                                       | 11. 34 | 4. 33 | 3. 62 | 10. 20 | 0. 28 | 5. 16 | 11. 90 | 7. 66 | 0. 73 | 9. 78 | 65. 01                   |
| 儿童组                                                                       | 6. 47  | 2. 47 | 2. 06 | 5. 82  | 0. 16 | 2. 94 | 6. 79  | 4. 37 | 0. 42 | 5. 58 | 37. 08                   |
| 青少年组                                                                      | 4. 64  | 1. 77 | 1. 48 | 4. 17  | 0. 12 | 2. 11 | 4. 86  | 3. 13 | 0. 30 | 4. 00 | 26. 58                   |
| 成人组                                                                       |        |       |       |        |       |       |        |       |       |       |                          |
| 男                                                                         | 2. 84  | 1. 09 | 0. 91 | 2. 56  | 0. 07 | 1. 29 | 2. 98  | 1. 92 | 0. 18 | 2. 45 | 16. 30                   |
| 女                                                                         | 3. 29  | 1. 26 | 1. 05 | 2. 96  | 0. 08 | 1. 49 | 3. 45  | 2. 22 | 0. 21 | 2. 83 | 18. 83                   |

| 表 4 幼儿组摄入塑料包装乳制品中 BP <sub>s</sub> 的 HQ 评估结果 |      |                                                        |                        |                       |                       |
|---------------------------------------------|------|--------------------------------------------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|
| BP <sub>s</sub> 种类                          | 分布   | 参数( $\bar{x} \pm s$ )                                  | HQ                     |                       |                       |
|                                             |      |                                                        | 10% 的位点                | 50% 的位点               | 90% 的位点               |
| BPA                                         | 正态分布 | 位置: 0<br>$3. 0 \times 10^{-3} \pm 8. 4 \times 10^{-3}$ | $0. 3 \times 10^{-3}$  | $1. 4 \times 10^{-3}$ | $6. 7 \times 10^{-3}$ |
| BPAF                                        | 正态分布 | 位置: 0<br>$1. 1 \times 10^{-3} \pm 1. 5 \times 10^{-3}$ | $0. 2 \times 10^{-3}$  | $0. 6 \times 10^{-3}$ | $2. 5 \times 10^{-3}$ |
| BPB                                         | 正态分布 | 位置: 0<br>$0. 8 \times 10^{-3} \pm 1. 2 \times 10^{-3}$ | $-0. 7 \times 10^{-3}$ | $1. 0 \times 10^{-3}$ | $2. 1 \times 10^{-3}$ |
| BPC                                         | 正态分布 | 位置: 0<br>$2. 6 \times 10^{-3} \pm 2. 7 \times 10^{-3}$ | $-0. 8 \times 10^{-3}$ | $2. 5 \times 10^{-3}$ | $6. 0 \times 10^{-3}$ |
| BPE                                         | 正态分布 | 位置: 0<br>$3. 6 \times 10^{-5} \pm 3. 0 \times 10^{-4}$ | $-3. 5 \times 10^{-4}$ | $0. 8 \times 10^{-4}$ | $3. 6 \times 10^{-4}$ |

续表 4 幼儿组摄入塑料包装乳制品中 BP<sub>s</sub> 的 HQ 评估结果

| BP <sub>s</sub> 种类 | 分布   | 参数( $\bar{x} \pm s$ )                               | HQ                    |                      |                      |
|--------------------|------|-----------------------------------------------------|-----------------------|----------------------|----------------------|
|                    |      |                                                     | 10% 的位点               | 50% 的位点              | 90% 的位点              |
| BPF                | 正态分布 | 位置:0<br>$1.3 \times 10^{-3} \pm 1.5 \times 10^{-3}$ | $-4.5 \times 10^{-4}$ | $1.3 \times 10^{-3}$ | $3.1 \times 10^{-3}$ |
| BPP                | 正态分布 | 位置:0<br>$3.1 \times 10^{-3} \pm 5.9 \times 10^{-3}$ | $-3.9 \times 10^{-3}$ | $3.0 \times 10^{-3}$ | $1.0 \times 10^{-2}$ |
| BPAP               | 正态分布 | 位置:0<br>$1.8 \times 10^{-3} \pm 3.1 \times 10^{-3}$ | $-2.2 \times 10^{-3}$ | $2.2 \times 10^{-3}$ | $5.2 \times 10^{-3}$ |
| BPS                | 正态分布 | 位置:0<br>$1.8 \times 10^{-4} \pm 2.3 \times 10^{-4}$ | $-0.6 \times 10^{-5}$ | $0.9 \times 10^{-4}$ | $5.4 \times 10^{-4}$ |
| BPZ                | 正态分布 | 位置:0<br>$2.5 \times 10^{-3} \pm 5.1 \times 10^{-3}$ | $-3.6 \times 10^{-3}$ | $2.4 \times 10^{-3}$ | $8.5 \times 10^{-3}$ |

**2.3.3 敏感性** 塑料包装乳制品中 BP<sub>s</sub> 的非致癌风险主要由 BPP、BPZ 浓度所决定,贡献率分别为 36.90%、26.40%。其次为 BPAP、BPA、BPC 浓度,贡献率分别为 10.20%、7.90%、7.50%。日均摄入量(F)、幼儿组人群体重(W1)、BPF 浓度和其余 BP<sub>s</sub> 总浓度贡献率分别为 3.10%、2.80%、2.70%、2.50%。BP<sub>s</sub> 中 BPP、BPZ 浓度对 BP<sub>s</sub> 的非致癌风险具有决定性作用。见图 1。

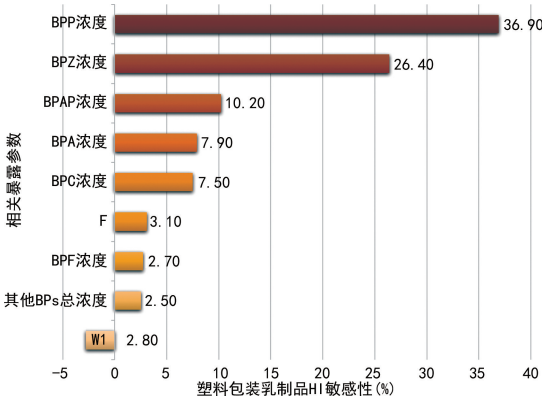


图 1 敏感性

3 讨 论

以往研究表明,牛奶是双酚类物质的重要来源。由于 BPA 及其类似物的潜在协同效应 BPA 替代品的使用对人类健康构成潜在的健康危害。消费品安全评估条例应扩展至所有 BP<sub>s</sub>,还应该对其进行风险评估,特别是考虑到最脆弱的暴露窗口,产前暴露和儿童时期<sup>[26-27]</sup>。目前,越来越多的 BP<sub>s</sub> 被检出,而除 BPA 外,其余 BP<sub>s</sub> 的 RfD 尚未被相关部门确定,随着双酚类物质在全球范围内的生产和应用呈上升趋势,BP<sub>s</sub> 共暴露所引起的健康风险需引起重视。

本研究对部分塑料包装乳制品中 10 种 BP<sub>s</sub> 的污染程度进行了调查,结果显示,被研究的塑料包装乳制品均有 BP<sub>s</sub> 被检出,BP<sub>s</sub> 对人体存在一定的健康风险,10 种 BP<sub>s</sub> 在塑料包装乳制品中 BP<sub>s</sub> 污染的主要类别不止 BPA,说明 BPA 正逐渐被其他类似物替代。

BPP 的中位浓度(2.00 μg/kg)高于其他 BP<sub>s</sub>,而 BPA (1.91 μg/kg)仅次于 BPP,中位浓度最低者为 BPE (0.05 μg/kg)。BP<sub>s</sub> 检出率最高者为 BPAF (92.59%),其次为 BPB(71.88%)、BPA(62.50%),BPE 检出率最低(15.62%)。BPP 中位浓度最高,但其检出率较低(23.08%),BPAF 检出率最高,但其中位浓度(0.73 μg/kg)较其余 BP<sub>s</sub> 偏低。本研究暴露评估结果显示,各组人群从奶制品中所受 BP<sub>s</sub> 的暴露量均较低,而非成人组人群因体重较轻暴露量远大于成人组,应引起重视,而且应更加关注 2~<20 岁人群的暴露风险,尤其是幼儿组。但总体不会严重危害人体健康。

本研究根据幼儿组人群的敏感性分析结果显示,塑料包装乳制品中 BP<sub>s</sub> 的非致癌风险主要由 BPP、BPZ 浓度所决定,BPP 贡献率高达 36.90%,BPZ 紧随其后(26.40%),但各 HQ 均远小于 1。如没有其他显著暴露源时在当前的暴露水平下针对乳制品的日常摄入量不必实施限制措施。在确保公众健康的同时也维护了乳制品消费的合理性与平衡性。

本研究在探讨过程中有以下 3 点不确定性因素:(1)样本量的局限性,当前研究中用于检测塑料包装乳制品中 BP<sub>s</sub> 含量的样本数据量偏少;(2)摄入量与营养信息缺失,缺少较为精确的人均乳制品摄入量 and 对应人群的营养状态评估数据;(3)外部暴露源考量不足,未充分纳入来自其他渠道的 BP<sub>s</sub> 在人体内的累积效应,以至在健康风险评估结果中可能引入额外偏差,进而影响了结论的准确性。

当前,国内外学界已广泛探讨了 BPA 在人们生活中的影响与危害<sup>[2-5]</sup>。然而关于 BP<sub>s</sub> 在日常环境中的暴露水平及其对公众健康的潜在效应的研究仍显匮乏,尤其是从饮食中摄入。鉴于 BP<sub>s</sub> 在人群中的普遍且难以规避的暴露现状,其已成为亟待关注的重大公共问题<sup>[15]</sup>。本研究通过估算并比较不同性别、年龄人群每天的暴露剂量构建了 BP<sub>s</sub> 人体健康风险评估

模型,揭示了 BPs 对各组人群健康所产生的影响,从而填补了现有研究领域的空白。

# 参考文献

- [1] 陈小芳,李东,固旭. 双酚类化合物的合成及应用进展研究[J]. 广州化工,2016,44(5):26-28.
- [2] 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.
- [3] ZHANG J, YAO K, YIN J, et al. Exposure to bisphenolic analogues in the sixth total Diet study - China, 2016 - 2019[J]. China CDC Wkly, 2022, 4(9):180-184.
- [4] CHEN Y C, SHU L, QIU Z, et al. Exposure to the BPA-Substitute bisphenol S causes unique alterations of germ-line function[J]. PLoS Genet, 2016, 12(7):e1006223.
- [5] TARAPORE P, YING J, OUYANG B, et al. Exposure to bisphenol A correlates with early-onset prostate cancer and promotes centrosome amplification and anchorage-independent growth in vitro[J]. PLoS One, 2014, 9(3):e90332.
- [6] 马朦朦. 典型双酚类化合物内分泌毒性作用机制研究[D]. 北京:中国农业科学院, 2023.
- [7] ROELOFS M J, VAN DEN BERG M, BOVEE T F, et al. Structural bisphenol analogues differentially target steroidogenesis in murine MA-10 Leydig cells as well as the glucocorticoid receptor[J]. Toxicology, 2015, 329:10-20.
- [8] HUANG G M, TIAN X F, FANG X D, et al. Waterborne exposure to bisphenol F causes thyroid endocrine disruption in zebrafish larvae[J]. Chemosphere, 2016, 147:188-194.
- [9] ULLAH A, PIRZADA M, JAHAN S, et al. Bisphenol a and its analogs bisphenol B, bisphenol F, and bisphenol S: comparative in vitro and in vivo studies on the sperms and testicular tissues of rats[J]. Chemosphere, 2018, 209:508-516.
- [10] LIAO C, LIU F, MOON H B, et al. Bisphenol analogues in sediments from industrialized areas in the United States, Japan, and Korea: spatial and temporal distributions[J]. Environ Sci Technol, 2012, 46(21):11558-11565.
- [11] 谭学蓉,许东海,龙洋,等. 四川省市售食品中双酚 A 和双酚 S 检测结果分析[J]. 预防医学情报杂志, 2018, 34(12):1507-1512.
- [12] ZHANG H, ZHANG Y, LI J, et al. Occurrence and exposure assessment of bisphenol analogues in source water and drinking water in China[J]. Sci Total Environ, 2019, 655:607-613.
- [13] 刘芳,孟桃子,陈练,等. 高效液相色谱-串联质谱法检测婴幼儿血清中 4 种双酚类环境激素残留[J]. 色谱, 2020, 38(12):1381-1387.
- [14] ACEVEDO N, DAVIS B, SCHAEBERLE C M, et al. Perinatally administered bisphenol a as a potential mammary gland carcinogen in rats[J]. Environ Health Per-

spect, 2013, 121(9):1040-1046.

- [15] 冯天宇,安康,赵雪桢,等. 泰安市售塑料包装奶制品双酚 A 含量检测及膳食风险评估[J]. 食品安全质量检测学报, 2017, 8(11):4476-4479.
- [16] 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.
- [17] WAN Y P, MA Q G, HAYAT W, et al. Ten bisphenol analogues in Chinese fresh dairy milk: high contribution ratios of conjugated form, importance of enzyme hydrolysis and risk evaluation[J]. Environ Sci Pollut Res Int, 2023, 30(37):88049-88059.
- [18] FASANO E, ESPOSITO F, SCOGNAMIGLIO G, et al. Bisphenol a contamination in soft drinks as a risk for children's health in Italy[J]. Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess, 2015, 32(7):1207-1214.
- [19] 张建莹,杨修斌,罗耀,等. 超高效液相色谱-串联质谱法检测牛奶中双酚 A [J]. 食品安全质量检测学报, 2014(11):3437-3443.
- [20] 中国奶业质量报告(2016)(摘要)[J]. 新疆畜牧业, 2016(10):9-13.
- [21] 中华人民共和国国家卫生健康委员会. 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[S/OL]. (2016-10-19) [2024-10-21]. [https://kns.cnki.net/kcms2/article/abstract?v=7pggX2PbfPamC-cTBAPQtmsLH5ssUs3Lcm7oCEYVn5sHsAD1Q3ANABbZ2UwNkYw6lpEIvvDSezWSszHTarMstS5mOwjG1InGXLLJNbf7l1n8DNY7fdfQVInAArvF5QJGGvUrzAlbw6jvpgVVRfvVK7ic2T1ZfyfngcTSSVmM-xUJjKSsOLy2\\_BSG=&uniplatform=NZKPT&language=CHS](https://kns.cnki.net/kcms2/article/abstract?v=7pggX2PbfPamC-cTBAPQtmsLH5ssUs3Lcm7oCEYVn5sHsAD1Q3ANABbZ2UwNkYw6lpEIvvDSezWSszHTarMstS5mOwjG1InGXLLJNbf7l1n8DNY7fdfQVInAArvF5QJGGvUrzAlbw6jvpgVVRfvVK7ic2T1ZfyfngcTSSVmM-xUJjKSsOLy2_BSG=&uniplatform=NZKPT&language=CHS).
- [22] 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.
- [23] 中华人民共和国环境保护部. 中国人群暴露参数手册[M]. 北京:中国环境出版社, 2013:750-763.
- [24] 朱美霖,杨晓莉,赵建明,等. 宁夏村镇饮用水中重金属暴露健康风险评估及不确定性分析[J]. 生态毒理学报, 2020, 15(5):372-378.
- [25] CAO P, ZHONG H N, QIU K, et al. Exposure to bisphenol A and its substitutes, bisphenol F and bisphenol S from canned foods and beverages on Chinese market[J]. Food Control, 2021, 120:107502.
- [26] DI MARCO PISCIOTTANO I, GUADAGNUOLO G, BUSICO F, et al. Determination of 20 Endocrine-Disrupting compounds in the Buffalo milk production chain and commercial bovine milk by UHPLC-MS/MS and HPLC-FLD[J]. Animals(Basel), 2022, 12(4):410.
- [27] SANTONICOLA S, ALBRIZIO S, FERRANTE M C, et al. Study on bisphenol F, a bisphenol A analogue, at a dairy company: Health hazard and risk assessment[J]. Food Chem Toxicol, 2021, 154:112334.