

马琳,王观送,姜林,等.电镀工业污染土壤中PFASs的污染特征及健康风险[J].中国环境科学,2025,45(2):925-934.

Ma L, Wang G S, Jiang L, et al. Occurrence and probabilistic health risk assessment of PFASs in electroplating contaminated soil [J]. China Environmental Science, 2025,45(2):925-934.

## 电镀工业污染土壤中PFASs的污染特征及健康风险

马琳<sup>1</sup>,王观送<sup>1,2</sup>,姜林<sup>1</sup>,夏天翔<sup>1</sup>,张文毓<sup>1\*</sup>,钟茂生<sup>1</sup>,梁竞<sup>1</sup>,李吉鸿<sup>1</sup>,杨硕<sup>1</sup> (1.北京市生态环境保护科学研究院,国家城市环境污染控制工程技术研究中心,污染场地风险模拟与修复北京市重点实验室,北京 100037; 2.首都师范大学资源环境与旅游学院,北京 100048)

**摘要:** 电镀工业是环境中全氟和多氟烷基物质(PFASs)的重要来源之一,因此,本文选择华北某搬迁电镀企业检测土壤样品中PFASs,采用蒙特卡罗(Monte Carlo)模拟方法评估土壤PFASs对人群的概率健康风险,并进行筛选值的分析.结果表明,共有8种PFASs检出,检出率范围为0~89%,浓度范围为n.d.~388ng/g,全氟辛烷磺酸(PFOS)为浓度和检出率最高的PFASs.厂区土壤PFASs的空间分布与生产单元的分布具有一定相关性,镀铬车间土壤样品检出PFASs种类数量高于其他采样点,PFASs的总浓度显著高于其他样品( $P<0.05$ ),除PFOS浓度(388ng/g)高于其他采样点之外,全氟己烷磺酸(PFHxS)的浓度也相对较高(7.07ng/g).不同暴露途径摄入量分析结果表明,PFASs经口暴露量占总暴露量的75.2%~77.6%.全氟辛酸(PFOA)的致癌风险水平为 $6.22 \times 10^{-11}$ ,致癌风险较低.土壤中PFOS的风险商大于1,对人体具有不可忽视的非致癌风险,其他检出的PFASs非致癌风险较低.对PFASs非致癌风险水平进行概率分析,PFOS风险商的范围为0.731~5.38,95%分位数为3.85,其他PFASs风险商的95%分位数的范围为 $8.77 \times 10^{-6}$ ~0.0137.PFASs的土壤筛选值范围为78~38826ng/g,其中PFOS筛选值最低,为78ng/g.

**关键词:** 全氟和多氟烷基物质; 土壤; 赋存; 概率健康风险; 筛选值

中图分类号: X53 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2025)02-0925-10

**Occurrence and probabilistic health risk assessment of PFASs in electroplating contaminated soil.** MA Lin<sup>1</sup>, WANG Guan-song<sup>1,2</sup>, JIANG Lin<sup>1</sup>, XIA Tian-xiang<sup>1</sup>, ZHANG Wen-yu<sup>1\*</sup>, ZHONG Mao-sheng<sup>1</sup>, LIANG Jing<sup>1</sup>, LI Ji-hong<sup>1</sup>, YANG Shuo<sup>1</sup> (1.Beijing Key Laboratory for Risk Modeling and Remediation of Contaminated Sites, National Engineering Research Centre for Urban Environmental Pollution Control, Beijing Municipal Research Institute of Eco-Environmental Protection, Beijing 100037, China; 2.College of Resource Environment and Tourism, Capital Normal University, Beijing 100048, China). *China Environmental Science*, 2025,45(2): 925-934

**Abstract:** Electroplating is one of the most significant sources of perfluorinated and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in the environment. In this study, the occurrence of PFASs in soil of a relocated electroplating plant was analyzed. The probabilistic health risk was evaluated using Monte Carlo simulation, and the soil screening levels of PFASs were suggested. The soil samples were detected with 8PFASs, and perfluorooctane sulfonate (PFOS) was detected with the highest detection frequency of 89% and concentration of 388ng/g among the targeted PFASs. The distribution of PFASs in soil was impacted by the locations of production units. The total concentration and concentrations of single PFAS such as PFOS, perfluorohexane sulfonate (PFHxS) were significantly higher in soil at chromium plating department ( $P<0.05$ ). Intake through human oral exposure of soil PFASs accounted for 75.2%~77.6%. Carcinogenic risk of perfluorooctanoic acid (PFOA) was  $6.22 \times 10^{-11}$ , showing no carcinogenic risk in soil. Non carcinogenic risk quotient of PFOS was larger than 1 based on the deterministic values of the exposure factors, while other PFASs showed no non carcinogenic risk. Monte Carlo simulation showed that the risk quotient of PFOS ranged from 0.731 to 5.38, with 95% quantile being 3.85. The 95% quantile values of risk quotient of other PFASs were between  $8.77 \times 10^{-6}$  and 0.0137. The soil screening levels of targeted PFASs ranged from 78 to 38826ng/g, and PFOS was found to have the most strict level of 78ng/g.

**Key words:** PFASs; soil; occurrence; probabilistic health risk; screening level

全氟和多氟烷基化合物(PFASs)是一种受到广泛关注的持久性新污染物,主要包含全氟烷基磺酸及其盐、全氟烷基羧酸及其盐以及各种前体物等,是一类重要的工业和商品原料<sup>[1-2]</sup>.PFASs热稳定性、化学稳定性高,疏水疏油,被广泛用于农药、表

面活性剂、润滑剂、食品包装等<sup>[1]</sup>.据估计,1951~2004

收稿日期: 2024-07-30

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(412177404);北京市生态环境保护科学研究院基金资助项目(Y2022-006)

\* 责任作者, 研究员, zhangwenyu@cce.cn

年,全氟烷基羧酸类全行业直接(制造、使用、消费品)和间接(杂质和/或前体)来源的总排放量为 3200~7300t<sup>[2]</sup>. PFASs 可以通过污水厂出水和污泥施用、水成膜泡沫灭火剂的使用、氟化工业及相关产品的生产、垃圾填埋等多种途径进入环境<sup>[3-4]</sup>. 截至目前,已在饮用水<sup>[5]</sup>、地表水<sup>[6]</sup>、地下水<sup>[7]</sup>、沉积物<sup>[8]</sup>、土壤<sup>[6]</sup>等多种环境介质,以及人体体液<sup>[9]</sup>中检出 PFASs. 在欧洲 23 个国家的普查发现地下水中 PFASs 的检出率超过 50%,全氟辛烷磺酸(PFOS)浓度高达 133ng/L<sup>[1]</sup>. 在澳大利亚和瑞典的消防训练场土壤中,检出了浓度高达 10<sup>3</sup>~10<sup>4</sup>ng/g 的 PFASs<sup>[10-11]</sup>.

已有研究表明,PFASs 可以通过食物链、饮用水、呼吸等方式进入人体<sup>[12]</sup>. 根据美国疾控中心有毒物质和疾病登记处、世卫组织国际癌症研究机构等组织的报告,人体暴露于全氟辛酸(PFOA)会导致患肾癌、生殖系统癌症概率增加,且有明确证据表明 PFOS、全氟己烷磺酸(PFHxS)、PFOA 会造成肝损伤、胆固醇水平紊乱等代谢性疾病<sup>[12]</sup>. 由于 PFASs 所具有的持久性和毒性,截至 2022 年底,《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》已将 PFOS、PFOA、PFHxS 列入管控,采取不同的消除或限制措施<sup>[13]</sup>. PFOS 被列入 OSPAR 公约(东北大西洋环境保护委员会)的优先控制化合物名单中<sup>[14]</sup>. 我国也于 2022 年发布了《新污染物治理行动方案》,其中 PFOS 类、PFOA 类及 PFHxS 类为重点管控的新污染物<sup>[15]</sup>.

金属电镀行业采用含 PFASs 的抑雾剂来控制镀铬过程中六价铬的排放,是环境中 PFASs 的重要来源之一. 因管控等原因,PFOS 逐渐被其他 PFASs 代替(如 6:2 氯代多氟醚基磺酸盐),但长达几十年的使用依然会造成其残留于环境中<sup>[16]</sup>. 已有研究表明,电镀工业园区污水中的 PFASs 对周边水体造成了不可忽视的影响<sup>[17]</sup>. 而目前搬迁电镀企业遗留污染土壤中 PFASs 的污染特征及其健康风险尚未得到广泛关注. 本文选择华北地区某已搬迁电镀厂,厂区在产时间为 1985~2000 年,停产后生产设施已移走,保留部分建筑,并保持封存状态. 基于土壤中 PFASs 的赋存水平及组成特征分析,厘清了 PFASs 土壤污染与生产单元分布的关系;采用蒙特卡罗(Monte Carlo)模拟方法,选取本地特征模型参数进行概率风险评估,阐明了产生风险的 PFAS 种类及主要暴露途径;并提出了土壤筛选值. 通过本研究,为我国电镀类

工业企业 PFASs 的环境管理提供理论依据和数据支持,同时为我国新污染物的筛选值制定提供参考.

## 1 材料与方法

### 1.1 样品采集

厂区总面积约 8200m<sup>2</sup>,内共布设 9 个采样点;其中生产区面积约 5000m<sup>2</sup>,在生产区共布设 8 个采样点,主要关注镀铬车间、镀锌车间、抛光车间、污水处理池等(如图 1 所示). 于 2020 年 10 月进行土壤样品的采集,采样深度为 0.2m,采样点位置见图 1. 土壤样品使用木勺采集后用锡纸包裹,然后装入聚丙烯(PP)密封袋,放入保温箱中保存,运回实验室后保存于 4℃冰箱中. 设置运输空白来实现对采样过程的质控,同时每个土壤样品采集 2 个平行样.

### 1.2 试剂与仪器

17 种全氟化合物(见表 1)、12 种同位素内标(<sup>13</sup>C<sub>4</sub>-PFBA, <sup>13</sup>C<sub>5</sub>-PFPeA, <sup>13</sup>C<sub>2</sub>-PFHxA, <sup>13</sup>C<sub>4</sub>-PFHpA, <sup>13</sup>C<sub>4</sub>-PFOA, <sup>13</sup>C<sub>5</sub>-PFNA, <sup>13</sup>C<sub>2</sub>-PFDA, <sup>13</sup>C<sub>2</sub>-PFUnDA, <sup>13</sup>C<sub>2</sub>-PFDoA, <sup>13</sup>O<sub>2</sub>-PFHxS, <sup>13</sup>C<sub>4</sub>-PFOS, <sup>13</sup>C<sub>8</sub>-FOA)均购于 Wellington 公司(加拿大). 实验所用乙酸铵、甲醇均为色谱纯,购置于 Thermo Fisher 公司,高纯水取自 Milli-Q 超纯水机(Millipore, USA).

土壤样品分析采用超高效液相色谱串联质谱联用仪 Aquity UPLC-Quattro Premier XE(Waters, 美国)对目标物质进行定量分析,色谱柱为 UPLC BEH C18 液相色谱柱. 样品前处理采用超声仪(新芝, 中国)、固相萃取仪(Thermo, 美国)进行,其他仪器、耗材包括采用 WAX 固相萃取柱(6mL, 150mg, Waters, 美国)、水浴恒温氮吹仪(峥嵘, 中国)、玻璃纤维滤膜(GF/F, 47mm, Whatman, 英国)等.

### 1.3 样品处理及分析方法

**1.3.1 前处理方法** 将土样真空冷冻干燥 48h, 去除杂草、小石块后研磨过 100 目筛, 土壤样品中的全氟化合物提取净化主要依据 EPA 1633<sup>[18]</sup>, 以及 Gan 等<sup>[19]</sup>的研究进行. 称取土壤加入内标物后, 混匀避光恒温老化过夜, 采用甲醇超声萃取, 离心后收集上清液, 重复 3 次. 用超纯水将上清液稀释后过固相萃取柱净化富集, 洗脱液使用柔和高纯氮气浓缩至 0.5mL 并过 0.22μm PP 材质的微孔滤膜, 于进样小瓶中密封冷藏, 待仪器分析.

**1.3.2 仪器分析方法** 仪器分析方法参考 EPA

1633<sup>[18]</sup>,以及 Gan 等<sup>[19]</sup>、Ma 等<sup>[20]</sup>的研究.超高效液相色谱流动相为 2mmol/L 醋酸铵水溶液和甲醇.柱温为 30℃,流速为 0.3mL/min,进样量 10μL.高效液相色谱的洗脱梯度为:从 0~7min,甲醇由 40%线性升高至 100%,保持 3.5min 后,立刻恢复到初始进样比例,平衡 3min.质谱条件为电喷雾离子化源(ESI),负离子电离模式,多反应检测方式(MRM).离子喷雾电压 -4500V,温度 450℃.

1.3.3 质量保证与质量控制 在整个采样、分析过程中需遵循质量保证/质量控制(QA/QC)程序,

相对于其他微量有机化合物,PFASs 的分析流程有其特殊性.为避免长链 PFASs 在玻璃容器上的吸附,实验整个流程中采用 PP 材质容器,此外仪器内部的 PTFE 管道部件均更换为不锈钢.样品分析采用内标定量法.同时设置基质空白样品,空白样品中均未检出 PFASs.以目标 PFASs 色谱峰信噪比(S/N)为 3/1 的浓度作为仪器检出限(LOD),以色谱峰信噪比(S/N)为 10/1 的浓度作为方法定量限(LOQ),目标 PFASs 的 LOD、LOQ、基本信息及分析结果见表 1.

表 1 目标 PFASs 的质控参数、检出率、样品浓度以及致癌斜率因子(SF)、参考剂量(RfD)

Table 1 Abbreviations, detection and quantification limits (LOD and LOQ), detection frequencies, concentrations, and cancer slope factor (SF) and reference dose (RfD) of targeting PFASs

目标物	简称	LOD (ng/g)	LOQ (ng/g)	检出率(%)	最高浓度 (ng/g)	平均浓度 (ng/g)	中位浓度 (ng/g)	SF [(kg·d)/mg]	RfD [mg/(kg·d)]
全氟丁酸	PFBA	1	2.5	0	-	-	-	-	0.001 <sup>1)</sup>
全氟戊酸	PFPeA	0.5	1.5	11	2.61	2.61	2.61	-	0.000038 <sup>2)</sup>
全氟己酸	PFHxA	0.5	1	0	-	-	-	-	0.0005 <sup>1)</sup>
全氟庚酸	PFHpA	0.25	0.5	0	-	-	-	-	0.000005 <sup>3)</sup>
全氟辛酸	PFOA	0.1	0.25	11	0.55	0.55	0.55	0.07 <sup>1)</sup>	0.000003 <sup>1)</sup>
全氟壬酸	PFNA	0.05	0.1	0	-	-	-	-	0.000003 <sup>1)</sup>
全氟癸酸	PFDA	0.05	0.1	0	-	-	-	-	0.000005 <sup>3)</sup>
全氟十一烷酸	PFUnDA	0.025	0.05	11	0.132	0.132	0.132	-	0.0003 <sup>1)</sup>
全氟十二烷酸	PFDoDA	0.025	0.05	0	-	-	-	-	0.00005 <sup>1)</sup>
全氟丁烷磺酸	PFBS	0.01	0.02	56	0.506	0.496	0.494	-	0.0003 <sup>1)</sup>
全氟己烷磺酸	PFHxS	0.01	0.02	56	7.07	1.75	0.421	-	0.00002 <sup>1)</sup>
全氟辛烷磺酸	PFOS	0.01	0.02	89	388	56.0	6.53	-	0.000002 <sup>1)</sup>
全氟癸烷磺酸	PFDS	0.01	0.02	33	1.94	0.708	0.157	-	0.000012 <sup>2)</sup>
全氟烷基磺酰胺	FOSA	0.0025	0.005	56	5.93	3.57	3.57	-	-
全氟十四烷酸	PFTeDA	0.01	0.02	0	-	-	-	-	0.001 <sup>1)</sup>
全氟十三烷酸	PFTTrDA	0.01	0.02	0	-	-	-	-	0.000012 <sup>2)</sup>
全氟庚烷磺酸	PFHpS	0.01	0.02	0	-	-	-	-	-

注:1)污染物毒性数据来自USEPA“区域筛选值(Regional Screening Levels)”<sup>[21]</sup>;2) 污染物毒性数据来自德克萨斯州环境质量委员会<sup>[22]</sup>;3) 污染物毒性数据来自美国马萨诸塞州环境保护署<sup>[23]</sup>.

## 1.4 概率健康风险评估方法

1.4.1 评估方法 因本文关注的 PFASs 挥发性较低<sup>[21]</sup>,其主要暴露途径为不慎摄入土壤颗粒、吸入土壤颗粒和皮肤接触土壤.假设土壤中 PFASs 的人体生物可给性为 1,按照北京市地方标准《建设用地土壤污染状况调查与风险评估技术导则》(DB11/T 656-2019)<sup>[24]</sup>推荐方法,对不同暴露途径的污染物摄入量进行计算,如式(1)~(3):

$$EDI_{\text{经口}} = \frac{C \cdot IR_s \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \cdot 10^{-6} \quad (1)$$

$$EDI_{\text{皮肤接触}} = \frac{C \cdot SA \cdot AF \cdot ABS \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \cdot 10^{-6} \quad (2)$$

$$EDI_{\text{吸入土壤颗粒}} = \frac{C \cdot PM_{10} \cdot IR_a \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \cdot 10^{-9} \quad (3)$$

式中:EDI 为不同暴露途径的污染物摄入量,mg/(kg·d);C 为土壤中污染物浓度,mg/kg.污染物总暴露量为各暴露途径暴露量之和,其余参数含义见表 2,各参数儿童及成人暴露期取值以角标 c 和 a 区分.考虑污染物的致癌风险,将污染物平均到整个生命周期内平均每天的摄入量乘以经口、皮肤接触、呼吸土壤颗粒致癌斜率系数计算得出,见式(4):

$$HR_i = EDI_i \cdot SF \quad (4)$$

式中:HR<sub>i</sub>为某种污染物不同摄入途径的致癌风险水平,无量纲;SF 为各种暴露方式下的致癌斜率因子,

$(\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d}))^{-1}$ ,取值见表 1.非致癌风险水平通过将污染物平均到整个暴露周期的每天摄入量除以每一种暴露方式的慢性参考剂量得出,见式(5):

$$\text{HI}_i = \frac{\text{EDI}_i}{\text{RfD} \cdot \text{SAF}} \quad (5)$$

式中: $\text{HI}_i$  为某种污染物不同摄入途径的非致癌风险水平,即风险商,无量纲; $\text{RfD}$  为各暴露方式下的慢性参考剂量, $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ ,取值见表 1; $\text{SAF}$  为暴露于土壤的参考剂量分配系数,无量纲,取值为 0.5<sup>[25]</sup>.

**1.4.2 筛选值计算** 根据相关导则<sup>[24-25]</sup>,基于人体健康风险的土壤污染筛选值,是指当土壤中污染物含量等于或低于该值时,对人体健康的风险可以忽略;超过该值时,对人体健康可能存在风险,应当开展进一步的详细调查和风险评估,确定具体污染范围和风险水平,本研究可接受致癌风险水平取值  $10^{-6}$ ,可接受非致癌风险水平取值为 1.将可接受风险水平代入式(4)和(5),PFASs 的毒理学参数取值和数据来源见表 2,同时结合式(1)~(3),可得污染物筛选值.

表 2 概率风险评估参数含义及取值

Table 2 Exposure parameters and values in deterministic and probabilistic methods

暴露参数	含义	单位	确定值	分布类型	参数取值
$\text{EF}_c$ <sup>[26]</sup>	儿童暴露频率	d/a	350	三角分布	min=180,mode=345,max=365
$\text{EF}_a$ <sup>[26]</sup>	成人暴露频率	d/a	350	三角分布	min=180,mode=345,max=365
$\text{ED}_c$ <sup>[27]</sup>	儿童暴露期	a	6	对数正态分布	$m=3.16,s=2.84$
$\text{ED}_a$ <sup>[27]</sup>	成人暴露期	a	24	对数正态分布	$m=11.7,s=7$
$\text{AT}_{ca}$ <sup>[27]</sup>	致癌效应平均时间	d	27740	最小极值分布	$a=28089,b=404$
$\text{AT}_c$	非致癌作用时间	d	2190	-	-
$\text{BW}_c$ <sup>[27]</sup>	儿童体重	kg	19.2	对数正态分布	$m=16.68,s=1.48$
$\text{BW}_a$ <sup>[27]</sup>	成人体重	kg	61.8	对数正态分布	$m=59.78,s=1.07$
$\text{IR}_{sc}$ <sup>[28]</sup>	儿童土壤摄入量	mg/d	200	三角分布	min=66,mode=103,max=161
$\text{IR}_{sa}$ <sup>[28]</sup>	成人土壤摄入量	mg/d	100	三角分布	min=4,mode=30,max=52
$\text{PM}_{10}$ <sup>[29]</sup>	可吸入颗粒物含量	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	119	对数正态分布	$m=145.3,s=4.535$
$\text{SA}_c$ <sup>[25,30]</sup>	儿童皮肤暴露面积	$\text{cm}^2$	2848	均匀分布	min=1300,max=3100
$\text{SA}_a$ <sup>[25,30]</sup>	成人皮肤暴露面积	$\text{cm}^2$	5374	均匀分布	min=3600,max=5760
$\text{IR}_{ac}$ <sup>[27]</sup>	儿童空气摄入量	$\text{m}^3/\text{d}$	7.5	均匀分布	min=4.7,max=6.4
$\text{IR}_{aa}$ <sup>[27]</sup>	成人空气摄入量	$\text{m}^3/\text{d}$	14.5	均匀分布	min=11.8,max=16.7
$\text{ABS}_d$	皮肤吸收效率	-	0.1	-	-
$\text{AF}_c$	儿童皮肤黏附土壤系数	$\text{mg}/\text{cm}^2$	0.2	-	-
$\text{AF}_a$	成人皮肤黏附土壤系数	$\text{mg}/\text{cm}^2$	0.07	-	-

注:min为最小值;mode为众数,max为最大值; $m$ 为平均值; $S$ 为标准差; $a$ 为极小值分布的定位参数; $b$ 为极小值分布的尺度参数.

**1.4.3 概率分析** 基于健康的风险评估过程中,推荐的模型参数确定性取值往往无法体现人群个体对毒性反应的差异性,这种暴露参数的变异性会使评估结果产生偏差,造成健康风险的高估或低估<sup>[27,31]</sup>.将 Monte-Carlo 模拟方法应用于风险评估,可以量化不确定性,提供更加完整的污染物风险信息.具体步骤为首先将参数的概率分布引入评估模型,并通过随机抽样的方式进行多次迭代模拟,获取预测值来表征风险评估结果.

采用 Crystal Ball 11.1.45(Oracle Co.,USA)进行 Monte-Carlo 模拟,首先确定风险评估模型的随机变量,根据暴露途径分析(式(1)~(3)),暴露频率、暴露期、作用时间、体重、土壤和空气摄入量、皮肤暴露面积为不确定参数,此外,可吸入颗粒物含量( $\text{PM}_{10}$ )用于计算吸入土壤颗粒途径的暴露量<sup>[25]</sup>,其

不确定性会导致吸入土壤颗粒途径风险的不确定性,因此本研究将  $\text{PM}_{10}$  作为不确定参数.根据我国土壤污染风险相关研究及我国居民特征暴露参数分布相关研究,构建不确定参数的分布模型<sup>[27,30]</sup>,如表 2 所示.根据 Wang 等<sup>[29]</sup>的研究可知,北京及周边地区空气  $\text{PM}_{10}$  含量符合对数正态分布,以此代表本文所选择的华北地区的采样点空气  $\text{PM}_{10}$  含量分布.

本研究设定的抽样次数为 10000 次,置信水平确定为 95%.在蒙特卡罗模拟的分析过程中,可以同时进行敏感性分析,可确定对健康风险评估结果影响最大的因素并量化其贡献.

## 2 结果与分析

### 2.1 电镀厂土壤 PFASs 的分布特征

本研究采集已搬迁电镀厂地表土壤样品,并进

行 PFASs 的分析,样品分析结果(表 1、图 1)显示,17 种目标 PFASs 中,有 8 种物质检出,其中,检出率最高的物质 PFOS 在 8 个生产区样品中均有检出,另 PFBS、PFHxS 和 FOSA 检出率超过 50%,而 PFOA、PFPeA、PFUnDA 仅有一个样品检出.PFASs 单体的浓度范围为 ND~388ng/g,其中浓度最高的为 PFOS,中位值浓度为 6.53ng/g,平均值达到了 56ng/g;其次为 FOSA,中位值浓度为 3.57ng/g;PFPeA 仅在一个样品中检出,浓度为 2.61ng/g,其他物质浓度较低,中位值均低于 1ng/g.本研究土壤中 PFOS 浓度最高,可能是电镀厂在产期间(2000 年前)PFOS 作为铬雾抑制剂并未限制使用,造成了土壤中 PFOS 浓度显著高于其他 PFASs.本研究中土壤 PFOS 最大浓度已经超过美国 EPA 的居住用地筛选值,未来若开发用于居住用地,将危害到居民健康<sup>[21]</sup>.

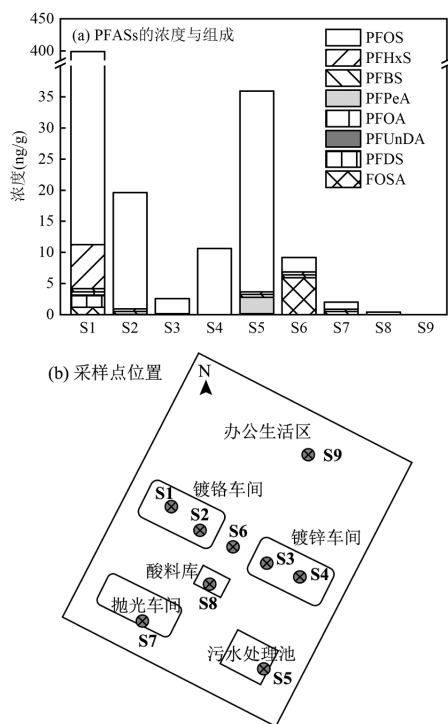


图 1 土壤样品中 PFASs 的组成与采样点分布

Fig.1 Composition ratio of PFASs in soil and the sketch map of sampling locations

厂区土壤 PFASs 的空间分布与生产单元的分布具有一定相关性.由图 1 可知,镀铬车间土壤样品检出 PFASs 种类多于其他采样点,共有 6 种物质检出,其中 PFOA 仅在镀铬车间样品中检出,其次为污水处理池处土壤样品,共检出 5 种物质,且 PFPeA 仅在此样品中检出.其他采样点基本仅检出 1~3 种物

质,包括镀锌车间、酸料库等,说明镀铬工艺及镀铬废水是厂区土壤中 PFASs 的重要来源,而位于非生产区的 S9 检出了 4 种 PFAS,可能是由于在产期间灭火装置的使用造成的.因电镀过程中约 20%的 PFOS 通过空气排放<sup>[32]</sup>,非生产区土壤 PFASs 的检出也可能来自大气沉降.土壤中 PFASs 的浓度也有类似规律,位于镀铬车间的土壤样品,PFASs 的总浓度显著高于其他样品( $P<0.05$ ),除 PFOS 浓度(388ng/g)高于其他采样点之外,PFHxS 的浓度也相对较高(7.07ng/g).

本研究中 PFASs 浓度,尤其是 PFOS 显著高于其他研究中非污染地区土壤.如在韩国西部沿海地区,土壤中 PFOS 浓度范围为 n.d.~1.7ng/g<sup>[33]</sup>;在挪威的天然林区,检出了浓度为 0.0813~0.637ng/g 的 PFOS<sup>[34]</sup>;上海的农业用地土壤中,PFOS 检出的浓度范围为 n.d.~0.7ng/g<sup>[35]</sup>;而在尼泊尔 Koshi 流域土壤,PFOS 检出的浓度仅为 n.d.~0.1ng/g<sup>[36]</sup>.从 Washington 等<sup>[37]</sup>的研究可知,全球范围土壤 PFASs 的背景浓度为 ng/kg 级别,本研究所选择的已搬迁电镀厂土壤 PFASs 浓度远超背景值,尤其是 PFOS 浓度的显著增加,说明本场地已受到 PFASs 的污染,特别是受到 PFOS 的污染.

与其他电镀工业园区土壤相关研究比较,本研究土壤中 PFOS 浓度水平相当,如浙江地区相关土壤 PFOS 浓度为 17.1~309ng/g<sup>[16]</sup>,上海地区为 0.08~4.56ng/g<sup>[35]</sup>,Li 等<sup>[38]</sup>在电镀工业园区检出 0.4~53.8ng/g 的 PFOS.其他用地类型 PFASs 污染场地相关研究表明,PFOS 是污染土壤中检出率和浓度最高的 PFASs 之一,在不同用地类型土壤中的平均浓度范围为从 ng/g~ $\mu$ g/g 级别不等<sup>[4]</sup>.其次 PFOA 浓度较高,在不同用地类型土壤中的平均浓度范围为 2.9~24.4ng/g<sup>[30]</sup>,主要在消防训练场、垃圾填埋场检出,如 Mattias 等在瑞典的污染土壤样品中发现 PFOA 的检出率为 100%,最高浓度达到了 287ng/g<sup>[10]</sup>.与这些场地相比,本研究土壤样品中 PFOA 浓度相对偏低,这与电镀企业的工艺密切相关.

## 2.2 电镀厂土壤 PFASs 的概率风险

2.2.1 不同暴露途径摄入量 根据 EPA 相关文件<sup>[21]</sup>以及 PFASs 人体健康影响相关研究<sup>[39]</sup>可知,PFOA 对人体具有潜在的致癌风险.经计算(表 3),PFOA 经口、经皮肤接触和吸入土壤颗粒 3 个途径

的全生命周期摄入量分别为  $7.032 \times 10^{-10}$ ,  $2.249 \times 10^{-10}$  和  $6.586 \times 10^{-12}$  mg/(kg·d), 总摄入量达到  $9.347 \times 10^{-10}$  mg/(kg·d). 其中经口暴露量占总摄入量的 75.2%, 经皮肤接触和呼吸土壤颗粒途径的摄入量分别占 24.1% 和 0.7%, 本研究中, PFOA 的致癌效应主要是通过经口暴露途径产生的. 对 PFOA 不同途径摄入量进行 Monte-Carlo 模拟, 3 种途径摄入量以及总摄入量的 95% 分位数分别为  $2.157 \times 10^{-10}$ ,  $1.199 \times 10^{-10}$ ,  $5.078 \times 10^{-12}$  和  $3.286 \times 10^{-10}$  mg/(kg·d).

多种 PFAS 会对人体产生非致癌风险, 对于单一污染物的非致癌效应, 考虑人群在儿童期暴露受到

的危害. 基于物质的最高检出浓度进行计算, 摄入量最高的物质为 PFOS, 为  $4.997 \times 10^{-6}$  mg/(kg·d), 比 PFHxS、PFPeA、PFDS、FOSA 的摄入量高 2 个数量级, 比 PFOA、PFUnDA、PFBS 高 3 个数量级. 各物质不同途径摄入量由大到小依次为经口、皮肤接触、呼吸土壤颗粒. 其中, 经口暴露量所占比例为 77.6%, 经皮肤接触摄入量占 22.1%, 而经呼吸土壤颗粒途径的摄入量占比为 0.3%, 即 PFASs 的非致癌效应也是主要通过经口暴露途径产生的. 对儿童时期不同途径 PFASs 的摄入量进行 Monte Carlo 模拟, PFOA 和 PFOS 的模拟结果如表 3.

表 3 PFOA 和 PFOS 的不同途径摄入量及 Monte Carlo 模拟结果

Table 3 Intake through different exposure routes and the result of Monte Carlo simulation

途径	全生命周期摄入量[mg/(kg·d)]				儿童期摄入量[mg/(kg·d)]				
	PFOA		PFOA		PFOA		PFOS		
	定值	蒙特卡洛模拟结果	定值	蒙特卡洛模拟结果	定值	蒙特卡洛模拟结果	定值	蒙特卡洛模拟结果	
经口暴露	$7.032 \times 10^{-10}$	25%	$6.014 \times 10^{-11}$	$5.494 \times 10^{-9}$	25%	$1.745 \times 10^{-9}$	$3.876 \times 10^{-6}$	25%	$1.233 \times 10^{-6}$
		50%	$8.978 \times 10^{-11}$		50%	$2.333 \times 10^{-9}$		50%	$1.650 \times 10^{-6}$
		75%	$1.313 \times 10^{-10}$		75%	$3.019 \times 10^{-9}$		75%	$2.133 \times 10^{-6}$
		95%	$2.157 \times 10^{-10}$		95%	$4.010 \times 10^{-9}$		95%	$2.821 \times 10^{-6}$
皮肤接触暴露	$2.249 \times 10^{-10}$	25%	$3.868 \times 10^{-11}$	$1.565 \times 10^{-9}$	25%	$6.852 \times 10^{-10}$	$1.104 \times 10^{-6}$	25%	$4.834 \times 10^{-7}$
		50%	$5.448 \times 10^{-11}$		50%	$9.135 \times 10^{-10}$		50%	$6.445 \times 10^{-7}$
		75%	$7.623 \times 10^{-11}$		75%	$1.213 \times 10^{-9}$		75%	$8.555 \times 10^{-7}$
		95%	$1.199 \times 10^{-10}$		95%	$1.596 \times 10^{-9}$		95%	$1.177 \times 10^{-6}$
呼吸土壤颗粒暴露	$6.586 \times 10^{-12}$	25%	$1.540 \times 10^{-12}$	$2.452 \times 10^{-11}$	25%	$1.309 \times 10^{-11}$	$1.730 \times 10^{-8}$	25%	$9.235 \times 10^{-9}$
		50%	$2.165 \times 10^{-12}$		50%	$1.751 \times 10^{-11}$		50%	$1.235 \times 10^{-8}$
		75%	$3.079 \times 10^{-12}$		75%	$2.212 \times 10^{-11}$		75%	$1.560 \times 10^{-8}$
		95%	$5.078 \times 10^{-12}$		95%	$3.929 \times 10^{-11}$		95%	$1.942 \times 10^{-8}$

2.2.2 健康风险 美国 EPA 给出了 PFOA 的致癌斜率因子为  $0.07(\text{kg}\cdot\text{d})/\text{mg}$ , 基于其最大浓度 ( $0.55\text{ng/g}$ ) 进行计算, 致癌风险均水平为  $6.543 \times 10^{-11}$ , 未超过  $10^{-6}$ , 说明选择的搬迁电镀厂土壤中的 PFOA 对人体的致癌风险较低. 通过 Monte Carlo 模拟进行概率分析, PFOA 经口、皮肤接触、吸入土壤颗粒暴露途径, 以及所有途径产生的 HR 的 95% 分位值分别为  $1.541 \times 10^{-11}$ 、 $8.50 \times 10^{-12}$ 、 $3.61 \times 10^{-13}$  以及  $2.37 \times 10^{-11}$ .

根据相关标准<sup>[25]</sup>, 对于非挥发性有机污染物, 暴露于土壤的参考剂量分配比例取值为 0.5, 基于导则推荐的参数定值(表 2), 利用最大浓度计算各检出的 PFASs 非致癌健康风险, HI 由大到小顺序为 PFOS、PFPeA、PFHxS、PFOA、PFDS、PFUnDA、PFBS,

其中 PFOS 的 HI 达到了 5.00, PFPeA 的 HI 为 0.018, 其他污染物的风险商均小于 0.01, 对人体非致癌健康风险较小. 因此本研究镀铬车间污染土壤中的 PFOS 对人体具有不可忽视的健康风险. 与不同途径污染物摄入量的规律类似, 各物质经口暴露途径的 HI 最高, 高于其他两种途径 1~2 个数量级. 其中, PFOS 基于经口暴露途径产生的 HI 为 3.88, 其他两种摄入途径产生的 HI 小于 1. 从采样点位置来看, 镀铬车间土壤样品 PFOS 的 HI 大于 1, 其他采样点均小于 1. 将各检出的 PFASs 的 HI 进行 Monte Carlo 模拟, 结果如图 2 所示. PFOS 的 HI 范围为 0.731~5.38, 95% 分位数为 3.85, HI 大于 1 的概率为 99.18%. 其他 6 种 PFASs 的 HI 的 95% 分位数的范围为  $8.77 \times 10^{-6}$ ~0.0137, 均低于可接受的非致癌风险水平.

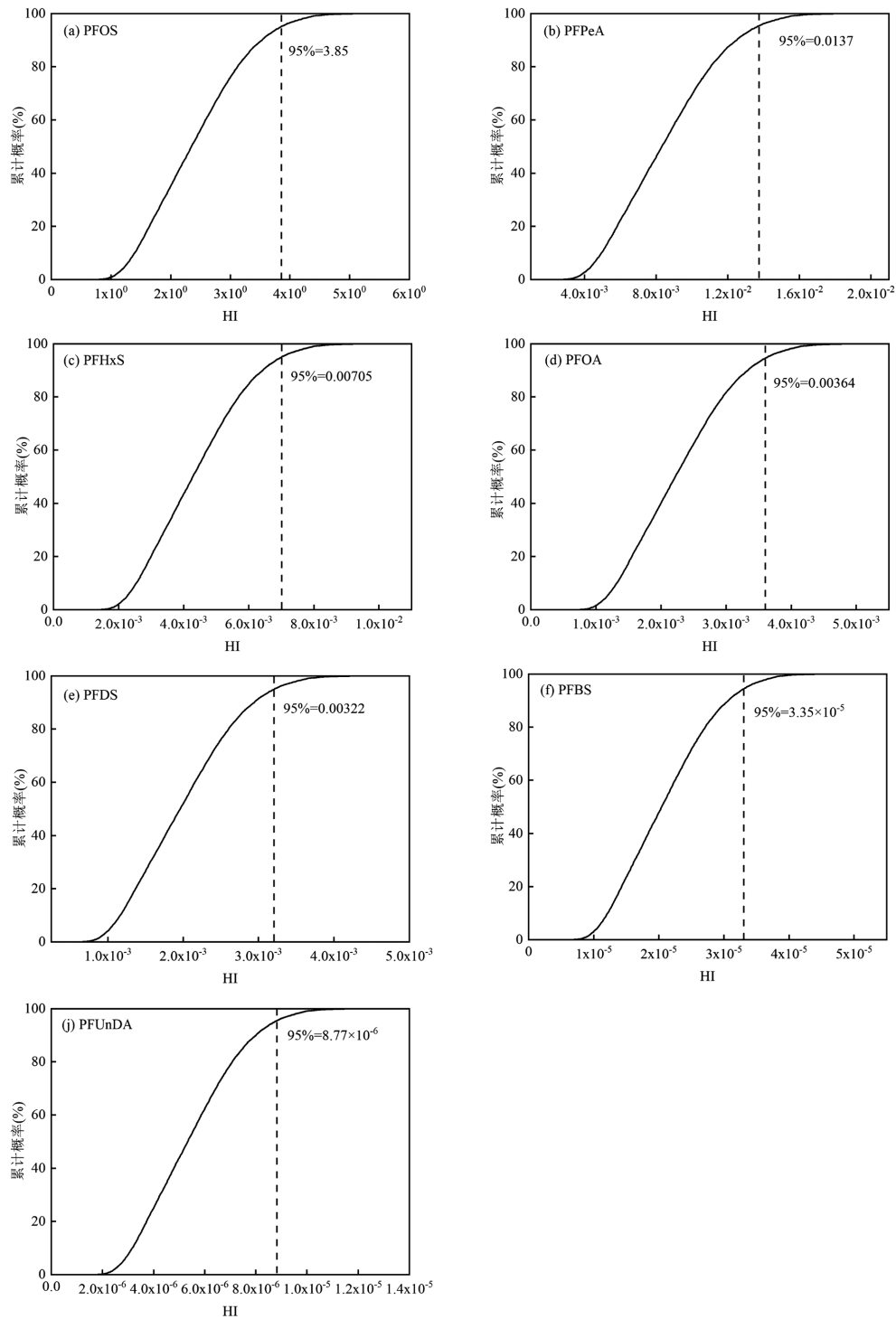


图2 PFASs 对人体非致癌风险的累计概率曲线

Fig.2 Cumulative probability curves of non-carcinogenic risk of soil PFASs

综上,此搬迁电镀厂土壤中的 PFASs 对人体主要产生非致癌风险,产生风险的 PFASs 种类为 PFOS,原镀铬车间区域土壤中 PFOS 的非致癌风险水平超过 1 的概率为 99.18%,其他 PFASs 对人体健康风险较低。

利用 Monte Carlo 模拟方法,对人体暴露参数进

行了敏感性分析,可以反映各参数对风险结果的影响程度,结果如图 3 所示。儿童暴露期(EDc)对人群的致癌风险敏感性最强,解释了 57.6%的不确定性,其次,成人暴露期(EDa)、儿童暴露频率(EFc)分别解释了 15.1%和 13%的不确定性,其他参数对致癌风险的敏感性低于 5%。而对于非致癌风险,EFc 的敏感性最

强,解释了 74.2%的不确定性,其次为儿童土壤摄入量(IRs-c),方差贡献为 18.9%.

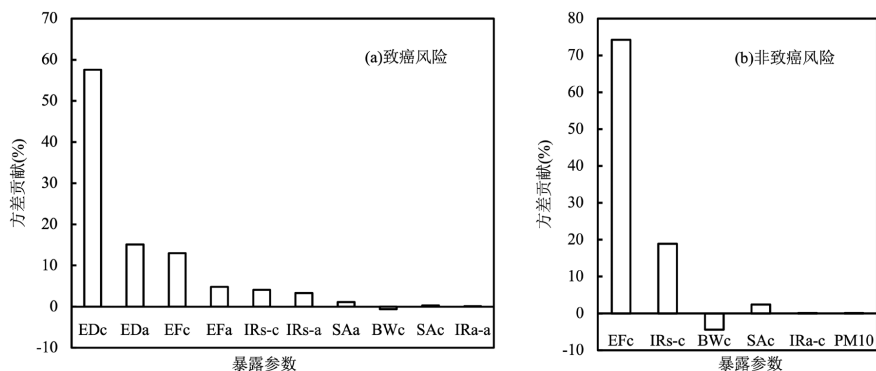


图 3 PFOS 健康风险的敏感性分析

Fig. 3 Sensitivity analysis of human health risk of PFOS

### 2.3 基于人体健康风险的土壤筛选值

对目标 PFASs 中已有毒性参考剂量的物质的土壤筛选值进行计算,如表 4 所示.PFASs 的筛选值范围为 78~38826ng/g,其中,PFOS 筛选值最低,为 78ng/g,四碳的 PFBA、PFBS,六碳的 PFHxA,和长链的 PFTeDA、PFUnDA 由于 RfD 值较高,毒性较低,筛选值在  $10^5$ ng/g 水平.其他 PFASs 的筛选值均在  $10^2$ ~ $10^3$ ng/g 水平.与 EPA“区域筛选值(Regional Screening Levels)”给出的居住用地土壤筛选值相比<sup>[21]</sup>,其高于本研究 1.6~2 倍,此差异是由于选取的人体暴露参数取值不同,主要是体重取值不同所造成的(EPA 的儿童体重为 15kg,而我国取 19.2kg<sup>[25]</sup>).由表 4 可知,加拿大居住用地土壤筛选值比本研究中大部分 PFASs 的筛选值更高,如 PFOS、PFBA、PFHxS 比本研究筛选值高 1~2 个数量级,PFPeA、PFHpA、PFOA、PFBS 比本研究高 4~6 倍,这主要是由于加拿大标准中采用了相对更高的毒理学参考值导致的(以 PFOS 和 PFOA 为例,加拿大选择 0.00006 和 0.000021mg/(kg·d)作为参考剂量<sup>[40]</sup>,本研究选择 USEPA 给出的参考剂量 0.000002 和 0.000003mg/(kg·d).

随着生物学研究的不断发展,PFASs 的土壤筛选值也在不断更新.如美国 EPA 在 2009 年依据 PFOS 和 PFOA 相关毒理学数据(RfD 分别为  $8 \times 10^{-5}$  和  $2 \times 10^{-4}$ mg/(kg·d)),提出了土壤筛选值分别为  $6 \times 10^3$  和  $1.6 \times 10^4$ ng/g<sup>[41]</sup>.至 2022 年,EPA“区域筛选值”提供的 RfD 已更新为  $2 \times 10^{-6}$  和  $3 \times 10^{-6}$ mg/(kg·d),相应居住用地筛选值已更新为 130 和 190ng/g<sup>[21]</sup>.以上的土壤

筛选值都是基于非致癌性来制定的,而从最新研究来看,PFOA 和 PFOS 的致癌作用比已有认知更强<sup>[42-45]</sup>,两种物质均被 EPA 归类为“可能致癌的物质”(Likely to Be Carcinogenic to Humans),EPA 提出了草拟的 PFOS 和 PFOA 的致癌斜率因子,分别为  $39.5(\text{kg} \cdot \text{d})/\text{mg}$ <sup>[46]</sup>和  $29300(\text{kg} \cdot \text{d})/\text{mg}$ <sup>[47]</sup>.美国国际环境技术和规则委员会(ITRC)建议,可以使用这两个值进行 PFOS 和 PFOA 的致癌风险评估<sup>[48]</sup>,此时计算出的两种物质的筛选值分别为 15.67 和 0.0211ng/g.目前,美国根据 PFOS 和 PFOA 新的致癌效应相关研究,提出了更加严格的饮用水标准建议,PFOA 和 PFOS 可接受的最高污染水平均为 4ng/L<sup>[49]</sup>.

表 4 筛选值计算结果(ng/g)

Table 4 Results of soil screening levels

PFASs	本研究	美国 <sup>[21]</sup>	加拿大 <sup>[40]</sup>
PFBA	38826	78000	114000
PFPeA	148		800
PFHxA	19413	32000	800
PFHpA	194		800
PFOA	116	190	700
PFNA	116	190	80
PFDA	194		
PFUnDA	11648	19000	
PFDoDA	1941	3200	
PFBS	11648	19000	61000
PFHxS	777	1300	2300
PFOS	78	130	2100
PFDS	466		
PFTeDA	38826	63000	
PFTrDA	466		

新的饮用水标准限制已经在全世界引起了广泛

的讨论。Arrieta-Cortes 等指出,PFOS 职业暴露和一般人群暴露研究中未观察到与癌症的相关性,认为基于人类数据,没有足够证据表明 PFOS 的致癌性<sup>[50]</sup>。Chang 等认为目前的流行病学证据不能够支持 PFOS 和 PFOA 与人类癌症之间的因果关系<sup>[51]</sup>。因此,急需补充 PFASs 更充分和可靠的致癌毒理学研究,不断完善其在土壤中的筛选值制定。尽管 PFASs 的毒性研究仍然存在较大的不确定性,但从近几年不断发现的新证据,以及从水质标准和土壤筛选值的变化来看,未来土壤 PFASs 的筛选值可能将趋向更加保守。

### 3 结论

3.1 搬迁电镀厂区内土壤中 17 种目标 PFASs 中共有 8 种检出,其中 PFOS 检出率为 89%,PFBS、PFHxS 和 FOSA 的检出率为 56%,其余物质低于 50%。PFASs 单体浓度范围为 ND~388ng/g,其中 PFOS 浓度最高,最高浓度为 388ng/g,平均浓度为 56ng/g。厂区土壤 PFASs 的空间分布与生产单元的分布具有一定相关性。

3.2 经口暴露是该场地土壤 PFASs 的主要摄入途径以及风险来源,占总摄入量和总风险的 75.2%~77.6%。土壤中的 PFASs 对人体主要产生非致癌风险,产生风险的物质为 PFOS。概率分析结果表明,PFOS 的 HI 范围为 0.731~5.38,95%分位数为 3.85,其他 6 种 PFASs 的 HI 的 95%分位数的范围为  $8.77 \times 10^{-6}$ ~0.0137。儿童暴露频率对人群非致癌风险的敏感性最强。

3.3 对 PFASs 的筛选值进行了计算,其范围为 78~38826ng/g,其中 PFOS 筛选值最为严格。

#### 参考文献:

- [1] Loos R, Locoro G, Comero S, et al. Pan-European survey on the occurrence of selected polar organic persistent pollutants in ground water [J]. *Water Research*, 2010,44(14):4115-4126.
- [2] Prevedouros K, Cousins I T, Buck R C, et al. Sources, fate and transport of perfluorocarboxylates [J]. *Environmental Science & Technology*, 2006,40(1):32-44.
- [3] 张悦清,赵娅新,余佳,等.城市水环境 PFAAs 前驱体污染特征及健康风险 [J]. *中国环境科学*, 2022,42(12):5896-5904.  
Yue Q Z, Zhao Y X, Yu J, et al. Contamination and health risk of precursors of PFAAs in urban aquatic environment [J]. *China Environmental Science*, 2022,42(12):5896-5904.
- [4] Wang Y, Munir U, Huang Q. Occurrence of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in soil: Sources, fate, and remediation [J]. *Soil & Environmental Health*, 2023,1(1):100004.
- [5] Domingo J L, Nadal M. Human exposure to per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) through drinking water: A review of the recent scientific literature [J]. *Environmental Research*, 2019,177:108648.
- [6] 方淑红,李成,卞玉霞,等.岷江流域全氟化合物的污染特征及排放通量 [J]. *中国环境科学*, 2019,39(7):2983-2989.  
Fang S H, Li C, Bian Y X, et al. Pollution characteristics and flux of perfluorinated substances in Minjiang River [J]. *China Environmental Science*, 2019,39(7):2983-2989.
- [7] Liu Y, Ma L, Yang Q, et al. Occurrence and spatial distribution of perfluorinated compounds in groundwater receiving reclaimed water through river bank infiltration [J]. *Chemosphere*, 2018,211:1203-1211.
- [8] 曾士宜,杨鸿波,彭洁,等.贵州草海湖泊表层水与沉积物中全氟化合物的污染特征及风险评估 [J]. *环境化学*, 2021,40(4):1193-1205.  
Zeng S Y, Yang H B, Peng J, et al. Pollution characteristics and risk assessment of perfluorinated compounds in surface water and sediments of Caohai Lake of Guizhou Province [J]. *Environmental Chemistry*, 2021,40(4):1193-1205.
- [9] 张露露,刘婧,贺颖倩,等.血清全氟化合物与代谢相关脂肪性肝病患病风险的关系 [J]. *中国环境科学*, 2023,43(2):964-972.  
Zhang L L, Liu J, He Y Q, et al. Relationship of serum perfluoroalkyl substances with the risk of metabolic associated fatty liver disease [J]. *China Environmental Science*, 2023,43(2):964-972.
- [10] Söregård M, Kikuchi J, Wiberg K, et al. Spatial distribution and load of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in background soils in Sweden [J]. *Chemosphere*, 2022,295:133944.
- [11] Bräunig J, Baduel C, Barnes C M, et al. Leaching and bioavailability of selected perfluoroalkyl acids (PFAAs) from soil contaminated by firefighting activities [J]. *Science of The Total Environment*, 2019, 646:471-479.
- [12] National Science and Technology Council. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) report [R]. Washington DC: Joint Subcommittee on Environment, Innovation, and Public Health, 2023.
- [13] Singh K, Kumar N, Kumar Yadav A, et al. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) as a health hazard: Current state of knowledge and strategies in environmental settings across Asia and future perspectives [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2023,475:145064.
- [14] 梁秀娟,谢润楠,罗艺丰,等.典型电镀城周边土壤重金属的污染特征研究 [J]. *广州化工*, 2020,48(16):107-110.  
Liang X J, Xie R N, Luo Y F, et al. Study on pollution characteristics of heavy metals in soils surrounding the typical electroplating cities [J]. *Guangzhou Chemical Industry*, 2020,48(16):107-110.
- [15] 国务院办公厅.新污染物治理行动方案 [EB/OL]. (2022-05-04). [https://www.gov.cn/zhengce/content/2022-05/24/content\\_5692059.htm](https://www.gov.cn/zhengce/content/2022-05/24/content_5692059.htm).  
General Office of the State Council. Action plan for controlling emerging pollutants [EB/OL]. (2022-05-04). [https://www.gov.cn/zhengce/content/2022-05/24/content\\_5692059.htm](https://www.gov.cn/zhengce/content/2022-05/24/content_5692059.htm).
- [16] Liu J, Cui Y, Lu M, et al. 6:2Chlorinated polyfluoroalkyl ether sulfonate as perfluorooctanesulfonate alternative in the electroplating industry and the receiving environment [J]. *Chemosphere*, 2022, 302: 134719.
- [17] Qu Y, Huang J, Willand W, et al. Occurrence, removal and emission of per- and polyfluorinated alkyl substances (PFASs) from chrome plating industry: A case study in Southeast China [J]. *Emerging Contaminants*, 2020,6:376-384.
- [18] US Environmental Protection Agency. Analysis of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in aqueous, solid, biosolids, and tissue samples by LC-MS/MS [R]. Cincinnati OH: Office of water, 2022.
- [19] Gan C, Peng M, Liu H, et al. Concentration and distribution of metals, total fluorine, per- and poly-fluoroalkyl substances (PFAS) in vertical soil profiles in industrialized areas [J]. *Chemosphere*, 2022,302: 134855.
- [20] Ma D, Zhong H, Lv J, et al. Levels, distributions, and sources of

- legacy and novel per- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in the topsoil of Tianjin, China [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2022, 112:71-81.
- [21] US Environmental Protection Agency. Regional screening levels (RSLs) - generic tables [EB/OL]. (2024-02-20). <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables>.
- [22] Texas Commission on Environmental Quality. TCEQ perfluoro compounds (PFCs): Toxicity evaluation document [EB/OL]. (2024-02-20). <https://www.tceq.texas.gov/assets/public/implementation/tox/evaluations/pfcs.pdf>.
- [23] Massachusetts Dept of Environmental Protection. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): An updated subgroup approach to groundwater and drinking water values [EB/OL]. (2024-02-20). <https://www.mass.gov/doc/per-and-polyfluoroalkyl-substances-pfas-a-n-updated-subgroup-approach-to-groundwater-and/download>.
- [24] DB11/T 656-2019 建设用地土壤污染状况调查与风险评估技术导则 [S].  
DB11/T 656-2019 Site Investigation and Risk Assessment Guideline of Development Land [S].
- [25] HJ 25.3-2019 建设用地土壤污染风险评估技术导则 [S].  
HJ 25.3-2019 Technical guidelines for risk assessment of soil contamination of land for construction [S].
- [26] Smith R L. Use of Monte Carlo simulation for human exposure assessment at a superfund site [J]. *Risk Analysis*, 1994,14(4):433-439.
- [27] Li X, Wang Y, Yang M, et al. New insight into human health risk from polycyclic aromatic hydrocarbons on surfaces of buildings and facilities for industrial legacy regeneration [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022,436:129158.
- [28] US Environmental Protection Agency. Exposure factors handbook 2011 edition (final report) [R]. Washington DC: National Center for Environmental Assessment Office of Research and Development, 2011.
- [29] Wang X, Chen R J, Chen B H, et al. Application of statistical distribution of PM10 concentration in air quality management in 5 representative cities of China [J]. *Biomedical and Environmental Sciences*, 2013,26(8):638-646.
- [30] 王宗爽,段小丽,刘平,等.环境健康风险评价中我国居民暴露参数探讨 [J]. *环境科学研究*, 2009,22(10):1164-1170.  
Wang Z S, Duan X L, Liu P, et al. Human exposure factors of Chinese People in environmental health risk assessment [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2009,22(10):1164-1170.
- [31] 陈卓,张丹,吴志远,等.基于形态及生物可给性的汞污染场地概率风险 [J]. *环境科学研究*, 2021,34(11):2748-2756.  
Chen Z, Zhang D, Wu Z Y, et al. Probability risk of mercury contaminated site based on species and bioaccessibility [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2021,34(11):2748-2756.
- [32] 林安,李训生.持久性有机污染物在电镀行业减量化与替代 [J]. *新技术新工艺*, 2008,12:10-13.  
Lin A, Li X. Reduction and replacement of persistent organic pollutants in electroplating industry [J]. *New Technology & New Process*, 2008,12:10-13.
- [33] Naile J E, Khim J S, Hong S, et al. Distributions and bioconcentration characteristics of perfluorinated compounds in environmental samples collected from the west coast of Korea [J]. *Chemosphere*, 2013,90(2):387-394.
- [34] Grønnestad R, Vázquez B P, Arukwe A, et al. Levels, patterns, and biomagnification potential of perfluoroalkyl substances in a terrestrial food chain in a Nordic Skiing Area [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019,53(22):13390-13397.
- [35] Zhu Q, Qian J, Huang S, et al. Occurrence, distribution, and input pathways of per- and polyfluoroalkyl substances in soils near different sources in Shanghai [J]. *Environmental Pollution*, 2022,308:119620.
- [36] Tan B, Wang T, Wang P, et al. Perfluoroalkyl substances in soils around the Nepali Koshi River: levels, distribution, and mass balance [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2014,21(15):9201-9211.
- [37] Washington J W, Rankin K, Libelo E L, et al. Determining global background soil PFAS loads and the fluorotelomer-based polymer degradation rates that can account for these loads [J]. *Science of The Total Environment*, 2019,651:2444-2449.
- [38] Li B, Bao Y, Xu Y, et al. Vertical distribution of microbial communities in soils contaminated by chromium and perfluoroalkyl substances [J]. *Science of The Total Environment*, 2017,599-600:156-164.
- [39] Perez A, Lumpkin M, Kornberg T, et al. Critical endpoints of PFOA and PFOS exposure for regulatory risk assessment in drinking water: Parameter choices impacting estimates of safe exposure levels [J]. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 2023,138:105323.
- [40] Longpré D, Lorusso L, Levicki C, et al. PFOS, PFOA, LC-PFCAS, and certain other PFAS: A focus on Canadian guidelines and guidance for contaminated sites management [J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2020,18:100752.
- [41] US Environmental Protection Agency. Soil screening levels for perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctyl sulfonate (PFOS) [R]. Washington DC: Office of Solid Waste and Emergency Response, 2009.
- [42] Butenhoff J L, Chang S-C, Olsen G W, et al. Chronic dietary toxicity and carcinogenicity study with potassium perfluorooctanesulfonate in Sprague Dawley rats [J]. *Toxicology*, 2012,293(1):1-15.
- [43] Barry V, Winquist A, Steenland K. Perfluorooctanoic acid (PFOA) exposures and incident cancers among adults living near a chemical plant [J]. *Environmental Health Perspectives*, 2013,121(11/12):1313-1318.
- [44] Biegel L B, Hurr T M E, Frame S R, et al. Mechanisms of extrahepatic tumor induction by peroxisome proliferators in male CD rats [J]. *Toxicological Sciences*, 2001,60(1):44-55.
- [45] Shearer J J, Callahan C L, Calafat A M, et al. Serum concentrations of per- and polyfluoroalkyl substances and risk of renal cell carcinoma [J]. *JNCI: Journal of the National Cancer Institute*, 2021, 113(5):580-587.
- [46] US Environmental Protection Agency. Toxicity assessment and proposed maximum contaminant level goal for perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) in Drinking Water [R]. Washington DC: Office of Water, 2023.
- [47] US Environmental Protection Agency. Toxicity assessment and proposed maximum contaminant level goal for perfluorooctanoic acid (PFOA) in Drinking Water [R]. Washington DC: Office of Water, 2023.
- [48] The Interstate Technology and Regulatory Council. PFAS technical and regulatory guidance document [EB/OL]. (2024-02-20). <https://pfas-1.itrcweb.org/9-site-risk-assessment/>.
- [49] US Environmental Protection Agency. Final PFAS national primary drinking water regulation [EB/OL]. (2024-04-10). <https://www.epa.gov/sdwa/and-polyfluoroalkyl-substances-pfas>.
- [50] Arrieta-Cortes R, Farias P, Hoyo-Vadillo C, et al. Carcinogenic risk of emerging persistent organic pollutant perfluorooctane sulfonate (PFOS): A proposal of classification [J]. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 2017,83:66-80.
- [51] Chang E T, Adami H, Boffetta P, et al. A critical review of perfluorooctanoate and perfluorooctanesulfonate exposure and cancer risk in humans [J]. *Critical Reviews in Toxicology*, 2014,44(S1):1-81.

作者简介: 马琳(1989-),女,辽宁大连人,助理研究员,博士,主要从事新污染物环境行为及风险研究.发表文章 13 篇.malin\_0322@126.com.