

持久性卤代有机污染物 (PHCs) 在食物网中的生物放大研究进展

郑晓波^{1,2}, 罗孝俊^{1*}, 麦碧娴¹

1. 中国科学院 广州地球化学研究所, 有机地球化学国家重点实验室, 广州 510640;

2. 华南农业大学 资源环境学院, 广州 510642

摘要: 持久性卤代有机污染物 (PHCs) 具有持久性、生物富集性和毒性, 是对生态环境和人类健康有严重威胁的污染物。PHCs 浓度会沿食物链在生物中逐营养级放大, 对高等生物及人体产生毒性。本文综述了 PHCs 在食物网中生物放大的特征, 总结了国内外对食物网中 PHCs 的营养级放大因子研究进展, 探讨了生态和化学因素对 PHCs 沿食物链传递过程的影响。目前的研究多集中于水生生态系统中传统 PHCs 的生物放大, 对 PHCs 的生物差异性代谢缺乏足够的了解, 难以说明不同生态系统中复杂的气候、地理、生物种群特征对 PHCs 生物放大的影响, 也给准确评估 PHCs 的生态风险带来了困难。PHCs 的生物放大研究需要引入更多先进地球化学手段和准确构建不同生态系统的野生食物网, 阐明 PHCs 的生物放大机制和影响因素。

关键词: 持久性卤代有机污染物; 食物网; 营养级放大因子; 生物多样性

中图分类号: X592 文章编号: 1007-2802(2020)01-0030-14 doi: 10.19658/j.issn.1007-2802.2020.39.011

Research Progress on Biomagnification of Persistent Halogenated Compounds (PHCs) in Food Webs

ZHENG Xiao-bo^{1,2}, LUO Xiao-jun^{1*}, MAI Bi-xian¹

1. State Key Laboratory of Organic Geochemistry, Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences,

Guangzhou 510640, China; 2. College of Resources and Environment, South China Agricultural University,

Guangzhou 510642, China

Abstract: Persistent halogenated compounds (PHCs) are organic chemicals with properties of persistence, bioaccumulation and toxicity, and pose significant adverse effects on natural environments and health of human. PHCs can be biomagnified in the organism of high trophic level and in human. In the present study, we reviewed the biomagnification of PHCs in the food web, summarized the research progress on the biomagnification of PHCs, and discussed the influences of ecological factors and properties of PHCs on the transfer of PHCs via the food chain. Current studies focused on the biomagnification of traditional PHCs in aquatic environments and provided limited knowledge on the species-specific metabolism of PHCs. The complex features of climate, geography, and biota in different ecosystems also bring uncertainty in the estimation of the biomagnification of PHCs. The more precise geochemistry method and more reliable food web information are much needed in future studies in order to provide the insight understanding of mechanism and influence factors on the biomagnification of PHCs.

Key words: persistent halogenated compounds; food web; trophic magnification factor; biodiversity

0 引言

持久性卤代有机污染物 (PHCs) 是指能在自然

环境中长时间滞留、对生物和人体健康产生负面效应的含卤素烃类化合物 (De Wit, 2002; Covaci et al., 2011)。由于 PHCs 一般具有环境持久性、生物

收稿编号: 2019-160 2019-09-11 收到 2019-11-25 改回

基金项目: 国家自然科学基金重点项目 (41931290)

第一作者简介: 郑晓波 (1989-) 男, 博士, 研究方向: 有机污染物的生物富集与生物放大. E-mail: zhengxiaobo@scau.edu.cn

* 通信作者简介: 罗孝俊 (1972-) 男, 博士, 研究员, 研究方向: 有机污染物的环境地球化学行为. E-mail: luoxiaoj@gig.ac.cn

累积性、生物毒性(致癌、致畸、致突变性和内分泌干扰效应)和长距离迁移特性,因此由其引起的环境污染是环境科学领域持续关注的重要问题(De Wit, 2002; Covaci et al., 2011)。在国际上最受重视的《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》(POPs 公约)清单中,几乎全部的受控物质都是卤代有机物(UNEP, 2009)。

PHCs 进入环境后,将在地球表层生物圈进行生物地球化学循环,通过各种生物地球化学作用对生态系统和人体健康产生危害。通过生物富集作用,环境中微量的污染物会沿食物链传递浓度逐级增大,在高等生物及人体中的积累浓度可以产生明显的毒性(Gobas et al., 2009)。化合物在生物体内的富集(或称累积)由生物浓缩(生物与外界环境的交换过程)和生物放大(通过食物吸收造成化合物浓度增加)共同决定(Kelly et al., 2007)。污染物在食物网的传递行为很大程度上决定了污染物的生态风险和在高等生物及人体的最终暴露量。因此,对 PHCs 的生物富集和生物放大研究具有重要意义,是环境地球化学的前沿课题之一,但目前国内外对该方向的研究中依然有许多未解决的问题。总体来说,由于野外食物网中生物多样性复杂、样品采集困难、PHCs 物理化学性质各异等原因,前人的研究虽然报道了大量的 PHCs 生物放大数据,但至今未能建立起标准化的 PHCs 生物放大评估方法,也未能阐明食物网结构、野生生物生境、PHCs 物理化学性质、PHCs 生物代谢等因素对 PHCs 生物放大过程的影响机制。本文综合国外的最新研究成果,对 PHCs 的食物网生物放大进行介绍,以推动我国的相关研究。

1 PHCs 的污染现状

1.1 PHCs 简介

PHCs 主要来源于人工合成的农业/工业用化学品、工业生产过程伴生的副产物及自然界本身由生物和非生物过程生成的卤代有机物(表 1)。如最早(2001 年)的首批受控制名单中的 DDTs、PCBs 和氯代二恶英(PCDD/Fs)等 12 种物质(俗称传统/经典 POPs)(UNEP, 2009),2009 年后又有 10 多种 PHCs 物质陆续被列入公约,如 PBDEs、全氟辛烷磺酸及其盐类(PFOS)、六溴环十二烷(HBCD)、短链氯化石蜡(SCCPs)和多氯萘(PCNs)等(新增列 POPs)(UNEP, 2009)。

随着这些受控物质的限用或禁用,工业界积极开发替代品投放市场,例如 PBDEs 被禁用后,市场

已有 10 余种替代品(US EPA, 2005)。十溴二苯乙烷(DBDPE)已被用来替换十溴联苯醚(BDE 209)在电子产品中大量使用(Covaci et al., 2011); Penta-BDE 和 Octa-BDE 的替代品包括 1,2-双(2,4,6-三溴苯氧基)乙烷(BTBPE)、八溴-1,3,3-三甲基-1-苯基茛(OBIND)、六氯代环戊烯-二溴环辛烷(HCDBCO)、四溴乙基环乙烷(TBECH)、基于四溴双酚 A/S(TBBA/S)的衍生物和有机卤-磷系阻燃剂等,其中四溴双酚 A/S 的衍生物和有机卤-磷系阻燃剂是当前应用最广的替代型阻燃剂,大量用于电子电器产品、油漆、纺织品等日用品中(Covaci et al., 2011)。这些新型替代品在环境中也陆续被检出(Qu et al., 2011),它们的环境污染及其生态、健康风险已成为近年来环境科学领域关注的热点问题之一。

PHCs 的分析检测方法有液相色谱、气相色谱、气相色谱-质谱联用(GC-MS)、液相色谱-质谱联用(LC-MS)等。GC-MS 具有高灵敏度/分离效率高、灵活性好、样品消耗少等优点,适合大气中 PHCs 的测定,以及复杂样品基质中易挥发 PHCs 的顶空进样测试(张伟等, 2007)。液体和固体样品一般需要经过足够的萃取和净化步骤,才能使用 GC-MS 检测 PHCs(张伟等, 2007)。此外,复杂组分的 PHCs,如二恶英类和氯化石蜡类 PHCs,使用 GC-MS 检测时存在严重的化合物共溢出现象,需使用气相色谱-高分辨率质谱(GC-HRMS),或全二维气相色谱-高分辨率质谱(GC×GC-HRMS)方法(Li et al., 2019)。某些 PHCs,如 HBCD 的异构体在 GC-MS 中易受热发生降解转化,一般使用液相色谱-三重四级杆质谱联用(LC-MS/MS)进行检测(Ruan et al., 2018)。上述方法中都可以通过内标法、标准物质分析等方法来准确地对 PHCs 进行定性和定量检测。

PHCs 在水环境中,主要赋存在沉积物中(李春娣等, 2003; 张伟等, 2007)。珠江流域和伶仃洋沉积物中存在大量的有机氯污染物,黄浦江和淮河流域多氯联苯的浓度也高于其他国家(张伟等, 2007)。在中国禁止使用六六六和 DDTs 后,我国多地土壤样品中仍有有机氯农药检出,其中最重要的残留物为 DDTs(党志等, 1999)。野生生物也常用于监测环境中的 PHCs 污染,例如大气污染状况的生物监测常利用地衣、苔藓以及具有敏感反应的高等植物或抗性强的耐污植物进行(Li et al., 2019),土壤中开展生物监测常利用植物、蚯蚓等土壤动物(Tang et al., 2014),水体环境中常用浮游动植物

表 1 PHCs 的名称及物理化学性质 (US EPA, 2012)
Table 1 Name and physicochemical properties of PHCs

CAS 编号	中文名称	英文名称	英文缩写	分子量 (g/mol)	溶解度 <i>S</i> (mg/L)	辛醇-水分配 系数 $\lg K_{ow}$	辛醇-气分配 系数 $\lg K_{oa}$	蒸气压 V_p /Pa
	多溴联苯醚	Polybrominated Diphenyl Ethers	PBDEs					
	多氯联苯	Polychlorinated Biphenyls	PCBs					
	多溴联苯	Polybrominated Biphenyls	PBBs					
	氯化石蜡	Chlorinated Paraffin	CPs					
	多氯萘	Polychlorinated Naphthalene	PCNs					
	二恶英	Polychlorinated Dibenzodioxin/Dibenzofurans	PCDD/Fs					
	卤代多环芳烃	Halogenated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons	HPAHs					
15-29-7	硫丹	Endosulfan		406.92	1.487	3.50	6.406	1.66×10^{-6}
50-29-3	滴滴涕	Dichlorodiphenyltrichloroethanes	DDT	354.49	7.307×10^{-3}	6.79	10.378	9.96×10^{-4}
58-89-9	六六六	Hexachlorocyclohexanes	HCH	290.82	4.044	4.26	7.817	0.067 4
76-44-8	七氯	Heptachlor		373.32	0.095 26	5.86	7.39	0.031 7
69-57-1	狄氏剂	Dieldrin		380.91	0.145 5	5.45	8.588	3.65×10^{-4}
2385-85-5	灭蚊灵	Mirex		545.5	4.755×10^{-4}	7.01	8.369	3.9×10^{-4}
509-00-2	艾氏剂	Aldrin		364.93	0.014 15	6.75	9.245	2.49×10^{-4}
D18-74-1	六氯代苯	Hexachlorobenzene	HCB	284.78	0.192 2	5.86	6.888	4.07×10^{-4}
8901-35-2	毒杀芬	Toxaphene		413.84	0.029 11	6.79	9.39	1.9×10^{-4}
37853-59-1	1,2-双(2,4,6-三溴苯氧基)乙烷	1,2-bis(2,4,6-tribromophenoxy)ethane	BTBPE	687.64	6.551×10^{-7}	9.15	15.674	3.17×10^{-8}
84852-53-9	十溴二苯乙烷	Decabromodiphenylethane	DBDPE	971.23	1.161×10^{-12}	13.64	19.221	2.54×10^{-11}
013560-89-9	德克隆	Decchlorane Plus	DP	653.73	1.686×10^{-8}	11.27	14.787	9.41×10^{-8}
025637-99-4	六溴环十二烷	Hexabromocyclododecane	HBCD	641.70	2.089×10^{-5}	7.74	11.893	2.25×10^{-6}
3322-93-8	1,2-二溴-4-(1,2-二溴乙基)环己烷	1,2-Dibromo-4-(1,2-dibromoethyl)-cyclohexane	TBECH	427.80	0.069 15	5.24	8.009	0.014

(Tamelander et al., 2009; Poma et al., 2014)、软体动物(如贝类、双壳类、腹足类)(Poma et al., 2014)、鱼类(Villa et al., 2011; Yu et al., 2012)、海洋哺乳动物等(Zeng et al., 2017),陆生生物的PHCs污染报道多见于鸟类(Yu et al., 2011, 2013)。过去一般认为大分子量水溶性差的PHCs,如DBDPE不具有生物蓄积性,但是近年来的一些研究先后在鱼类、海洋哺乳动物、鸟类体内检出DBDPE(She et al., 2013; Poma et al., 2014),DBDPE在部分海鸥蛋内的浓度甚至超过了BDE 209,且在水生食物网中具有生物放大效应(Law et al., 2006),其生态安全性受到严重的质疑。

1.2 PHCs的生态毒理效应

目前有很多研究报道了PCBs和PBDEs等PHCs的生物毒性。流行病学研究证明长期暴露于PCBs会引起成人发病型糖尿病和氯痤疮,损害生物的免疫、生殖、神经和内分泌系统,增加肝癌和恶性黑色素瘤的发病率(Helm et al., 2008)。体内和体外毒理试验表明,PBDEs对生物体具有肝脏毒性、内分泌干扰作用、免疫毒性、生殖毒性、神经毒性和致癌作用(Choo et al., 2009; Roberts et al., 2011)。虽然不同PBDEs单体的毒性不同,但总的说来,低溴代单体要比高溴代单体具有更大的毒性(Roberts et al., 2011)。PBDEs对于神经早期发育也有毒害作用,能损害感觉运动、学习和记忆、自主行为发育(McDonald, 2005)。PBDEs在生命早期的暴露可抑制儿童神经和心理发展,造成儿童认知功能和行为发育异常(Hoffman et al., 2012)。SCCPs对鼠、兔等哺乳动物也具有潜在致癌效应,但MCCP和LCCP暂未发现致癌现象(Madeley and Birtley, 1980)。Geng等(2015)研究了SCCPs对人体HepG2细胞的环境剂量($<100 \mu\text{g/L}$)效应,结果显示随着SCCPs暴露量的增加,细胞活性降低;即使在 $1 \mu\text{g/L}$ 浓度的 C_{10} -CPs暴露下,暴露48 h相较于24 h的细胞活性显著降低;SCCPs的暴露改变了细胞内的氧化还原状态,导致了显著的代谢紊乱。基于CPs对哺乳动物的毒性效应推测,能导致人体生殖毒性的CPs最低作用剂量(lowest effect level)为 $5.7 \text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$,最高无作用剂量(no observed effect level, NOEL)为 $1 \text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ (Ali and Legler, 2010)。

2 食物网中PHCs的生物放大

2.1 PHCs的生物放大研究现状

PHCs大多属于持久性有机污染物(POPs),具

有持久性(persistence)、生物富集性(bioaccumulation)和毒性(toxicity)特性。化学品的生物富集特性具有很多评价标准,如生物浓缩因子(bioconcentration factor, BCF)、生物富集因子(bioaccumulation factor, BAF)、生物-沉积物富集因子(biota-sediment accumulation factor, BSAF)、生物放大因子(biomagnification factor, BMF)、和营养级/食物网放大因子(trophic/food web magnification factor, TMF)(Kelly et al., 2007; Gobas et al., 2009)。传统观点认为 $\text{BCF}>5000 \text{ L/kg}$ 湿重或 $\lg K_{ow}>5$ 的化合物都具有生物富集特性(Borgå et al., 2012)。但BCF只适用于水生生物,且只能通过实验室内模拟实验得出。在野外环境中,水生生物的污染物富集同时受到复杂食源和沉积物暴露等环境因素的影响(Zhang et al., 2012),BAF和BSAF也不能准确地反映化合物的生物富集能力。BMF和TMF是表征食物链中污染物传递过程的两个重要参数。文献中几乎所有的BMF都是根据单一的取食/被捕食关系计算的,并没有考虑富集途径的多样性及食物结构的复杂性。因此,TMF被认为是评估化学品是否具有P、B、T(持久性、生物富集性和毒性)特性中的“B”的“黄金标准”(Gobas et al., 2009),可以综合反映食物网中污染物的生物富集和生物放大能力。

我们以营养级放大因子(trophic magnification factor, TMF)和食物网放大因子(food web magnification factor, FWMF)为关键词,在Google Scholar和ISI Web of Science数据库中检索了1990~2019年间已发表的SCI收录论文,论文的年发表数量在2008和2017年都有显著增加。在136篇SCI论文中,11%为综述或模型类论文,其他为TMF的野外实测论文(图1)。28%的文献报道了重金属在野外食物网中的生物放大,15%的文献报道了非卤代有机污染物[主要为多环芳烃(PAHs)、

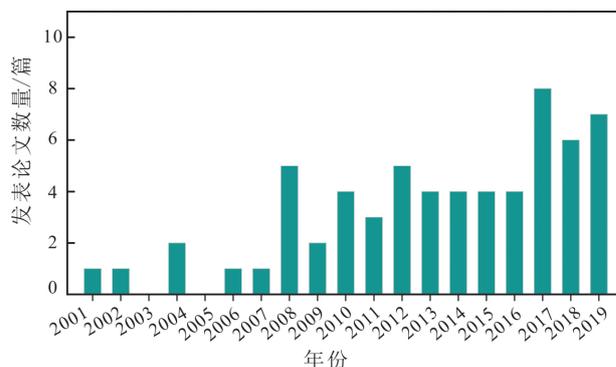


图1 有关PHCs的TMF值论文发表数量

PFOS、聚甲基硅氧烷 (PDMS)]的营养级生物放大,近半的论文(46%)报道了PHCs的生物放大。我们分别从化合物和生态学角度对PHCs的生物放大文献进行了分析:

目前研究较多的PHCs包括PBDEs、PCBs、有机氯农药(OCPs)等传统污染物和新型溴代(如:HBCD、BTBPE、DBDPE、TBECH)、新型氯代(DP、CPs)等新型污染物。统计结果表明在PHCs生物放大的相关文献中,分别有23%、26%、18%的论文研究传统的三类污染物PBDEs、PCBs、OCPs。而新型的DBDPE、HBCD、DP、CPs等污染物只有30%的论文有所涉及(图2)。

我们按照食物网中是否包含恒温动物、食物网所处地理环境、食物网所处纬度对文献进行分类。在PHCs的TMF研究中,只有26%的文献研究了包含恒温动物(鸟类和哺乳类)的食物网。大部分研究集中于海洋和淡水环境中,极少数文献(3%)报道了陆地食物网的PHCs生物放大。极地和温带的PHCs生物放大研究较多,其中北极、北美五大湖、波罗的海、东京湾、渤海湾等是PHCs生物放大的热门研究地。亚热带和热带的PHCs生物放大研究只占18%和8%,主要集中于我国珠江三角洲的珠江口、电子垃圾拆解区等典型PHCs污染区。

总体来说,目前PHCs的食物网放大研究是环境污染生物放大研究中的主要方向,但主要集中于传统的农药和已禁用阻燃剂,对新型PHCs关注较少。前人研究中主要关注极地和温带的水环境食物网。亚热带和热带地区生物多样性丰富,同时存在农业、工业生产、电子垃圾拆解等多种PHCs污染源,但相关报道较少,对陆地食物网中PHCs的生物放大研究几乎处于空白。

2.2 TMF值的计算

稳定同位素技术自20世纪70年代起就被应用于生态学和环境科学的各个领域,最初是利用植物的稳定碳同位素的差异,开展有关营养流动方面的研究;到20世纪90年代,主要被用来区分动物的食物来源,分析食物链、食物网和群落结构,以及用于追踪动物迁徙活动等(Deniro and Epstein, 1978; Peterson and Fry, 1987)。生物化学过程是生物产生同位素分馏的主要因素,因此生物体内的稳定性同位素比值可作为一种天然的标记,示踪营养物质在生态系统中的流动(Hobson and Clark, 1992; Peterson et al., 1985)。在动物的代谢过程中,较轻同位素容易通过排泄物或呼吸作用丧失,而较重同位素得以保留,因此,捕食者体内稳定性同位素比值比其食物要高,可以作为食性信息的参考指标(Hobson and Clark, 1992)。

由于 $\delta^{13}\text{C}$ 随营养级层次的富集程度不明显($< 2\text{‰}$),捕食者碳同位素比值组成与其食物非常接近,因此主要用于指示食源(Deniro and Epstein, 1978)。S同位素在食物网中的应用相对较少,可以用于区分淡水和咸水食物网(Peterson and Fry, 1987)。C、N、S、H元素的稳定同位素比值计算公式如下:

$$\delta^{13}\text{C}(\text{‰}) = \left[\frac{^{13}\text{C}/^{12}\text{C}}{\text{样品}} / \left(\frac{^{13}\text{C}/^{12}\text{C}}{\text{标准品}} - 1 \right) \right] \times 1000$$

$$\delta^{15}\text{N}(\text{‰}) = \left[\frac{^{15}\text{N}/^{14}\text{N}}{\text{样品}} / \left(\frac{^{15}\text{N}/^{14}\text{N}}{\text{标准品}} - 1 \right) \right] \times 1000$$

$$\delta^{34}\text{S}(\text{‰}) = \left[\frac{^{34}\text{S}/^{32}\text{S}}{\text{样品}} / \left(\frac{^{34}\text{S}/^{32}\text{S}}{\text{标准品}} - 1 \right) \right] \times 1000$$

$$\delta\text{D}(\text{‰}) = \left[\frac{\text{D}/\text{H}}{\text{样品}} / \left(\frac{\text{D}/\text{H}}{\text{标准品}} - 1 \right) \right] \times 1000$$

$\delta^{15}\text{N}$ 随营养级增加 $3\text{‰} \sim 5\text{‰}$ (Deniro and Epstein, 1978),可以用来指示生物所处的营养级(trophic level, TL),计算公式如下:

$$\text{TL}_{\text{Consumer}} = (\delta^{15}\text{N}_{\text{Consumer}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{Base}}) / \Delta^{15}\text{N} + \lambda \quad (1)$$

其中,当 $\lambda = 1$ 时, $\delta^{15}\text{N}_{\text{Base}}$ 为初级生产者的 $\delta^{15}\text{N}$;而 λ

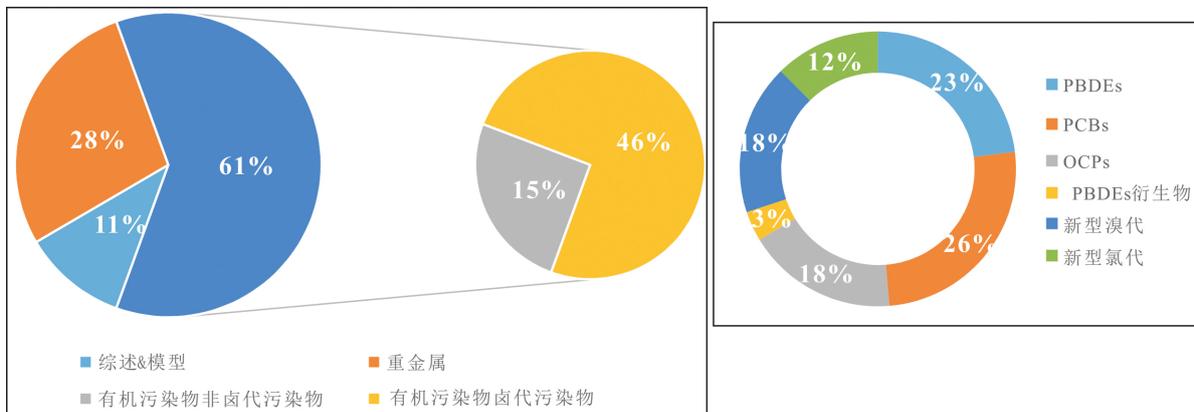


图2 PHCs的TMF值文献综述

=2 时 $\delta^{15}\text{N}_{\text{Base}}$ 为初级消费者 $\delta^{15}\text{N}$ (Van Der Zanden et al., 1997)。 $\Delta^{15}\text{N}$ 为营养级富集因子,对于不同的食物链 $\Delta^{15}\text{N}$ 值是不同的 [3~5‰,均值为 3.4‰ (Minagawa and Wada, 1984)] ,使用不同的富集因子计算得到的营养级有较大的偏差。因此,在使用 $\delta^{15}\text{N}$ 分析营养层次的时候,必须保证所测定的生物生活在同一生境,即确保稳定同位素的基线一致 (Cabana and Rasmussen, 1994; Post, 2002)。

TMF 值采用以下公式计算:

$$\lg C_{\text{污染物}} = a + b \times \text{TL}$$

$$\text{TMF} = 10^b$$

绝大多数 PHCs 都具有强亲脂性,在生物体中倾向于与脂肪结合,因此其 TMF 计算一般采用 PHCs 的脂肪校正浓度,即脂重浓度 (lipid weight, LW)。TMF>1 的化合物被认为在食物网中具有生物放大能力, TMF<1 的化合物被认为在食物网中存在生物稀释现象。

3 食物网中 PHCs 的生物放大影响因素

3.1 影响 TMF 的生态学因素

3.1.1 营养级 目前的研究中一般使用稳定同位素技术 (SIA) 来确定生物的营养级,构建野外食物网。SIA 技术的优点是效率更高、检测方法简便,所取样品可以是生物体的一部分或全部,能反映生物间捕食者和被捕食者相互作用的长期结果,而不是偶然的摄食关系 (Deniro and Epstein, 1978)。但 SIA 技术也有一定的局限性:①在复杂食物网研究中,不同食源生物的同位素比值有一定的重合,而且生物的新陈代谢带来的同位素分馏效应存在种间差异,甚至同一物种在不同的生活阶段和不同季节都有同位素比值差异。浮游生物的 $\delta^{15}\text{N}$ 值常被作为营养级计算中的基准值,但有研究表明浮游植物的 $\delta^{15}\text{N}$ 值在不同季节的差异达到了 5‰ (Tamelander et al., 2009);②对动物样品的处理方法尚未形成统一标准,不同研究数据之间难以相互比较。TMF 的计算理论上应采用完整动物个体中的 PHCs 数据,但对于鸟类、哺乳类等大型脊椎动物来说,分析肌肉或肝脏样品更具有可行性,生物不同组织间的 $\delta^{15}\text{N}$ 值差异也为 TMF 计算带来了误差 (Voorspoels et al., 2007; Yu et al., 2013);③ SIA 应用于食物网的前提是假设捕食者与被捕食者之间存在确定的同位素分馏值,如 $\delta^{13}\text{C}$ 为 0~1‰, $\delta^{15}\text{N}$ 为 3‰~5‰,在实际计算中一般采用室内实验中的同位素分馏值,但这一假设掩盖了物种、生物

组织、生物年龄带来的营养级变化 (Post, 2002); 大多数文献在 TMF 的计算中使用 3.4‰ 作为不同营养级间的 $\delta^{15}\text{N}$,但也有研究认为鸟类肌肉和鸟类食物间的 $\delta^{15}\text{N}$ 值只有 2.4‰ (Mizutani et al., 1991)。

3.1.2 气候 亚热带和热带食物网的生物多样性远高于温带和极地食物网。不同于极地和温带,在亚热带和热带的陆地生态系统中,昆虫纲、蛛形纲、两栖纲、爬行纲等变温动物大多处于食物网的较低营养级,生物量大。另外,亚热带和热带生态系统的活跃的微生物降解和丰富的土壤有机质也会影响有机污染物在生态系统中的传输 (Fisk et al., 2001; Romero-Romero et al., 2017)。总体来说,亚热带和热带食物网的食源关系复杂、生物量大、新陈代谢速度快,这些因素都可能降低食物网中污染物的 TMF 值 (Paine, 1966)。但由于不同气候带的地理、气象、生物种群差异很大,目前的研究仍没有跨气候带生态系统之间 PHCs 生物放大结果的比较。Houde 等 (2008) 比较了北美 17 个湖泊食物网中 POPs 的 TMFs,每个食物网的顶级捕食者都是湖鱒鱼。研究发现 4,4'-DDE 的 TMF 值与湖泊的经纬度、湖泊面积、溶解性有机质 (DOC)、浮游生物的生物量都无显著相关性。但 Houde 等 (2008) 的采样点位于加拿大北纬 40°~60° 范围,仍处于温带环境。亚热带和热带生态系统中 PHCs 的食物网传输规律仍需更多的研究来阐明。

3.1.3 物种 恒温动物比变温动物新陈代谢速率快,进食量大,消耗更多的能量,因此通过食物摄入的污染物更多,有更高的污染物暴露和富集风险 (Voorspoels et al., 2007)。有恒温动物的食物网中,同一化合物的 TMFs 往往会高于只有变温动物的食物网 (Fisk et al., 2001; Hop et al., 2002)。Romero-Romer 等 (2017) 分别计算了是否存在恒温动物时 PBDEs 的 TMF 值 (表 2)。当食物网中包含鲸鱼时 BDE 153 的 TMF 值为 28.9,远高于不含鲸鱼时的 TMF 值 (1.3)。Hop 等 (2002) 发现不含恒温动物的海洋食物网中, CBs 118、138、153 的 TMF 值分别为 3.9、3.7 和 4.1,加入恒温动物后, CBs 118、138、153 的 TMF 值增至 26.2、27.8、26.3 (表 3)。

3.1.4 暴露源 TMF 值只反应了野生生物通过捕食关系带来的 PHCs 生物富集,并不能反映大气、水、土、沉积物等环境介质暴露途径对 PHCs 生物富集的贡献 (Gobas et al., 2009)。目前大多数文献研究 PHCs 在海洋或湖泊上层水体食物网中的 PHCs 传递,由于 PHCs 亲脂性强,水生生物通过捕食摄入

表 2 文献中 PBDEs 的 TMF 值
Table 2 TMF values of PBDEs in literature

BDE 15	BDE 28	BDE 47	BDE 66	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 154	BDE 183	BDE 209	来源文献
0.59	1.40	1.90		1.10	1.80	2.60	3.00	0.69	0.68	Sudaryanto 等(2012)
	3.30	4.10	2.60	3.20	4.70	2.80	3.90			Losada 等(2009)
	1.03	1.65	1.37	0.98	1.66	1.27	1.66	0.46		Kobayashi 等(2015)
		1.64								Zhang 和 Kelly(2018)
	1.00~2.20	1.40~3.20		0.15~1.70	0.84~1.80		0.89~1.00			Kobayashi 等(2019)
		2.90~3.40		2.40~3.60						Verhaert 等(2013)
	1.59	1.58		1.81	1.35	1.51	1.41	1.73		Zhou 等(2016)
		5.72		2.95						Borgå 等(2013)
		5.82		2.43						Borgå 等(2012)
				3.27						Jia 等(2015)
		2.50							0.30	Tomy 等(2008)
	3.57	7.24	2.01	1.56	3.23					Wan 等(2008)
		5.20		1.50	3.00				10.40	Law 等(2006)
	0.85~3.46	1.07~2.76		1.08~3.87	1.62~6.38		1.55~3.09			Hallanger 等(2011)
	1.49	1.97	1.83	1.59	2.95	2.14	1.87	0.96	0.78	Yu 等(2011)
1.04	1.70	3.13		1.15	2.14	1.52	2.46	1.72		Khairy 等(2019)
		6.34		6.36	5.11	6.34	9.46			Kurt-Karakus 等(2019)
0.38	0.55	0.81		0.41	3.69					Choo 等(2019)
0.75	2.14	3.85	3.14	2.72	4.44	2.54	3.28	0.96		Ma 等(2013)
										Sun 等(2015)
	0.60	1.80		1.50	1.30	0.50	0.80	0.30	0.70	Poma 等(2014)
	1.70~2.10	1.80~3.00	1.50~6.30	1.70~4.70	1.20~3.30	1.30~28.90	2.10~6.20	12.30	0.20	Romero-Romer 等(2017)

表 3 文献中 PCBs 的 TMF 值
Table 3 TMF values of PCBs in literature

CB 28	CB 52	CB 101	CB 118	CB 138	CB 153	CB 180	来源文献
			5.20~10.80	2.90~4.40	4.10~15.30	4.40~16.80	Bodin 等(2008)
2.10		3.60	5.10	8.80	9.70	10.70	Fisk 等(2001)
5.40			26.20	8.00~27.80	8.30~26.30		Hop 等(2002)
				8.00	8.30		Byun 等(2013)
1.75	1.51		1.26		1.06	1.18	Kobayashi 等(2015)
					2.91		Zhang 等(2018)
0.37~1.80	0.48~3.40	0.67~3.90	0.67~4.80	0.93~5.10	1.10~5.20	0.93~6.90	Kobayashi 等(2019)
		2.10		2.60	2.50		Verhaert 等(2013)
			2.80/NA	3.10/3.90	3.70/4.00		Govaerts 等(2018)
1.70	2.10		2.90	3.80	4.70	4.30	Villa 等(2011)
					2.19~5.04	1.41~4.58	Borgå 等(2013)
			6.98			6.51	Mackintosh 等(2004)
			3.40				Helm 等(2008)
2.68	3.21	3.48	4.10	4.20			Walters 等(2011)
					4.90	6.01	Borgå 等(2012)
	1.00~1.45	1.30~4.10		1.60~5.70	1.50~6.00		Houde 等(2008)
2.12~5.27	0.96~1.34	1.70~2.51	7.51~40.80	8.56~49.80	7.24~32.40		Hallanger 等(2011)
1.34	1.37			1.84	1.87	2.03	Yu 等(2012)
					1.12~1.37		Zhang 等(2017)
1.00	1.27	1.57	1.57	1.70	1.75	1.79	Figueiredo 等(2014)
					2.20~3.40	2.30~3.60	Powell 等(2017)
2.20~3.20	2.80~3.30	2.90~3.90	2.60~5.90	2.20~5.90	2.30~6.20	2.20~6.40	Romero-Rome 等(2017)
1.03~2.43	1.19~2.74	1.86~3.18	1.51~4.57	1.62~4.00	1.69~5.32		Kim 和 Kang(2019)

的 PHCs 远高于通过水体摄入的 PHCs(Tomy et al. , 7%~79%和 59%~77%。 2007, 2008) 。但据 Fan 等(2017) 估算 沉积物对底 陆生生物的 PHCs 暴露途径较水生生物多。除 栖生物体内 4,4'-DDE 和 PAHs 的贡献比例分别为 食物外 灰尘暴露已被认为是陆生生物(包括人体)

富集高卤代 PBDEs 的重要途径 (Van Eijkeren et al., 2006; Morris et al., 2018)。土壤摄入被认为是散养鸡富集 PHCs 的主要途径,原因是食谷类鸟有啄食石子、砂砾等硬物辅助消化的生活习惯 (Zheng et al., 2015b)。以土壤有机质为食物的蚯蚓是土壤污染的指示生物,但目前对其他穴居土壤的昆虫(如蝼蛄)、爬行动物(如石龙子)、哺乳动物(如鼯鼠)中 PHCs 的生物富集研究很少 (Liu et al., 2018)。通过皮肤接触带来的污染物富集对陆生生物来说也是不可忽视的 (Wu et al., 2016)。两栖和爬行类生物,由于其体内代谢速率低所需能量(食物摄入)少,通过皮肤吸收污染物的暴露途径比哺乳类和鸟类中更重要 (Weir et al., 2010)。不同环境暴露途径对 PHCs 生物富集的贡献可能会对 TMF 值有较大影响,但有关陆生生物灰尘暴露和皮肤接触造成的 PHCs 富集研究非常匮乏,其中的生物浓缩过程与机制尚不清楚。

3.1.5 水陆环境差异 早期有关生物富集的研究主要集中于水生生态系统,具有最大生物放大潜力的化合物是一些具中等亲脂性的化合物, $\lg K_{ow}$ 值为 6~8 (Gobas et al., 2009; Walters et al., 2016),对于强疏水性的新型 PHCs 化合物是否具有生物可富集性一直存有争议。与传统的 PHCs(如 DDTs、PCBs 和 PCDD/Fs)相比,以卤代阻燃剂为代表的新型 PHCs 具有分子量更大、亲脂性更高以及分子体积大等特点,如十溴联苯醚、十溴二苯乙烷和得克隆等辛醇/水分配系数的对数值 ($\lg K_{ow}$) 都在 10 左右,是超强的疏水性物质。新型 PHCs 的强疏水性和大分子体积降低了其在水生生物体内的富集潜力,但它们在其它生态系统生物(如两栖生物和陆生生物)中的富集和放大能力仍是未知的。近 20 年来,人们开始关注有机污染物在陆生生态系统中的富集与放大,发现在水生生物中不具生物放大能力的低 K_{ow} ($2 < \lg K_{ow} < 5$) 化合物,只要同时具较高的辛醇/空气分配系数 ($\lg K_{oa} > 6$),在陆地生物中也出现生物放大现象 (Kelly and Gobas, 2001; Kelly et al., 2007)。这说明,基于水生生态系统获得的结果不能简单外推至陆生生物,适用于水生生物的一套评价生物富集潜力的方法和指标并不能完全适用于陆生生态系统。因此,相关食物链的研究要考虑各种生态系统的差异,特别要注重陆生食物链的污染物富集与传递研究工作。

传统的氯代 PHCs 物质 (PCBs、DDTs 和 PCDD/Fs) 在陆地生物和水生生物中的富集模式极为相似,如对 PCBs 来说, CBs 118、138、153 和 180 在水

生和陆生生物中均是主要的 PCBs 同系物 (Wu et al., 2009; Zhang et al., 2010)。而 PBDEs、HBCDs 和 DP 等新型 PHCs 在水生和陆地生物中的富集模式差异很大。陆地生物倾向于富集高溴代 PBDEs (BDEs 153 和 209),而水生生物以富集低溴代 BDEs (BDEs 47 和 99) 为主 (Yu et al., 2011, 2013);水生生物以 α -HBCD 为绝对优势,陆地生物中 γ -HBCD 也较高 (Wu et al., 2009);水生生物对 *syn*-DP 具明显的选择性富集,而陆地生物对 DP 异构体的选择性富集并不明显 (Wu et al., 2010)。这些结果一方面反映水/陆生生物对新型 PHCs 具有不同的暴露途径,另一方面也说明新型 PHCs 在水/陆生生物中的代谢转化机理的差异。少量的陆生生物中的 PHCs 生物放大研究计算了已知取食/被捕食关系的 BMF 值。Blankenship 等 (2005) 研究了 PCBs 在美国密歇根州的典型湿地食物网中不同食物链的 PHCs 生物富集特征,计算了多种取食/被捕食关系(树鼯/蚯蚓、树鼯/陆地无脊椎动物、知更鸟/蚯蚓、知更鸟/陆地无脊椎动物、鸱鹀/陆地无脊椎动物和角鸮/小型哺乳动物)的 BMF 值;对比比利时安特卫普三条陆地食物链(雀鹰/雀形目、秃鹰/鼠和赤狐/鼠)的研究发现,所有 PCBs 单体 (CBs 138、153、170、180 和 194) 在三条食物链中的 BMF 值都大于 1, PBDEs 单体 (BDEs 28、47、99、100、153、154 和 183) 在雀鹰/雀形目和秃鹰/鼠食物链中的 BMF 值均大于 1,而在赤狐/鼠食物链中的 BMF 值都小于 1 (Voorspoels et al., 2007); Tang 等和 She 等分别研究了农田中以蟾蜍和蜗牛为捕食者的食物链放大特征,计算了有机氯农药、六氯丁二烯、PBDEs 和 DP 的 BMF 值 (She et al., 2013; Tang et al., 2014)。上述研究中食物链的取食和被捕食关系是依据经验分析确定的,没有对捕食者的真实食性进行观察鉴别。最近,我们利用多种野外生态观察手段(视频录像、定点巢址和食物残渣分析)及室内分析方法(食丸分析和 C、N 稳定同位素分析),确定了两条具有明确取食/被捕食关系的陆地食物链(鸮/鼠和红隼/麻雀),研究了多种 PHCs 在陆地食物链中的生物放大特征, PCBs 的结果与前人的结果相似,所有 PCBs 单体在两条食物链中的生物放大规律相似 (BMF 大于 1),而 PBDEs、DP 和 HBCD 的生物放大效应在两条食物链中差异性非常明显,在鸮/鼠食物链中所有化合物的 BMF 值均大于 1,在红隼/麻雀食物链中高溴代 PBDEs (6~10 溴) 的 BMF 值大于 1,而低溴 PBDEs (BDEs 47、99 和 100)、DP 和 HBCD 的 BMF 值都小于 1 (Yu et al., 2011, 2013),

表明新型 PHCs 化合物生物放大的食物链差异性。极少研究能获得 PHCs 化合物在陆地食物链中的 TMF。Kelly 等(2007)开展了北极地区由地衣-驯鹿-狼组成的陆地食物链中有机氯农药和 PCBs 的生物放大研究,发现从地衣-驯鹿,大部分的化合物都呈现生物放大效应,而从驯鹿-狼,仅有 HCHs 和部分高氯代 PCBs(CBs 153、180、118、190、194 和 206) 具生物放大效应。Zhu 等(2017)发现 HBCD 在水生食物链中具放大效应(TMF = 6.36),而在陆生食物链中呈现出营养级稀释效应(TMF = 0.1)。PHCs 在陆地食物链中的生物放大和营养级传递比水生食物链中更显复杂。

3.2 PHCs 的生物代谢

近期, Walter 等(2016)归纳了全球范围有关 PCBs、DDTs、PCDD/Fs 和 PBDEs 等污染物在水生食物链中传递的研究结果,总结了这些 PHCs 化合物在不同食物网(是否含变温和/或恒温生物)、不同气候带(热带、温带和极地)、以及不同生态系统类型(海洋和淡水)水生食物链中的 TMF 与化合物疏水性($\lg K_{ow}$)、生物代谢转化速率(K_M)的关系。所得的结果确认了中等疏水性($\lg K_{ow} = 6 \sim 8$)化合物具有最大 TMF 值,另提出化合物在不同生物中的代谢转化能力(K_M)和食物链组成特征对化合物的营养级放大有很大影响,在研究污染物的食物链传递时 K_M 可能比 K_{ow} 更值得重视。污染物的生物代谢也会影响 TMFs 值(Borgå et al., 2013)。例如,北极熊和海豹之间 4,4'-DDE 的 BMF 值只有 0.6,但环斑海豹和鳕鱼间 4,4'-DDE 的 BMF 值高达 39。原因是北极熊对 4,4'-DDE 的代谢能力很强,4,4'-DDE 基本被转化为甲磺基取代的代谢产物(Letcher et al., 1995)。目前很多有关水生食物链的研究都发现 PHCs 的生物代谢转化对 TMF 的影响,如 BDEs 47、49 和 154、 α -HBCD 和 syn-DP 具有异常高的 TMF,而 BDEs 99 和 209、 γ -HBCD 和 anti-DP 具有较低的 TMF,后者一般具有较强的生物转化能力,而前者往往是转化产物。某些 PHCs 异常高的 TMF 说明除了生物富集(从环境或/和食物)外,PHCs 浓度还叠加了生物转化来源。HCHs、DP、HBCDs 等多种 PHCs 都具有环烷烃的分子结构,因此有多种同分异构体。PHCs 的同分异构体间具有物理化学性质差异,导致了不同异构体的生物放大能力也有所不同。HCHs、PCBs、HBCDs、TBECs 等化合物还具有对映体。对映体具有相同的物理化学性质,在环境介质中不发生转化,但在生物体中会发生差异性代谢,造成了 PHCs 对映体不同的生物放大能力。

Choo 等(2019)发现 α -HBCD(TMF = 2.49) 和 γ -HBCD(TMF = 2.04) 在海洋食物网中发生了生物放大,而 β -HBCD(TMF = 0.995) 发生了生物稀释现象。Tomy 等(2008)发现 α -HBCD(TMF = 2.1) 在海洋食物网中发生了生物放大,而 γ -HBCD(TMF = 0.5) 发生了生物稀释现象。Ruan 等(2018)发现海洋食物网中(+) α -HBCD 和 (-) α -HBCD 的 TMF 分别为 8.7 和 11.8,如果不考虑对映体组成, α -HBCD 的 TMF 为 10.3。四种 TBECs 异构体的 TMF 为 1.9~3.5,总 TBECs 的 TMF 为 2.2。如果只计算污染物消旋体混合物的 TMF,显然不能准确反映污染物在生物体内的实际富集和代谢过程。

PHCs 的差异性代谢也会影响 PHCs 的生物富集,目前已有不少研究是利用体内暴露和体外代谢实验来探讨 PBDEs、HBCDs 和 DP 等在不同鱼类、鸟类和哺乳动物(大鼠)等生物体内的代谢转化(Huwe and Smith, 2007; Van Den Steen et al., 2007; Roberts et al., 2011)。以 PBDEs 为例,水生鱼主要以脱溴代谢为主,但不同鱼类有不同的脱溴途径,如 BDE99 在鲤鱼、鲫鱼和罗非鱼中主要转化为 BDE47(脱间位 Br),在乌鳢、鲑鱼和虹鳟中, BDE99 主要转化为 BDE49(脱对位 Br),而在鲈鱼中不发生转化。对于不同鱼体肝微粒体脱碘酶的组成及活性比较分析发现,鲤鱼、鲫鱼和罗非鱼中 I 型脱碘酶(DI1) 是 BDE99 间位脱 Br 的关键作用酶,而乌鳢体内 BDE99 的对位脱 Br 则主要受 II 型脱碘酶(DI2) 的控制(Roberts et al., 2011; Luo et al., 2017; Luo et al., 2019)。鸟类和哺乳动物对高溴代和低溴代 BDEs 的代谢转化存在不同的研究结果,高溴代 PBDEs(如 BDE209)的代谢早期认为以脱溴转化为主(Huwe and Smith, 2007; Van Den Steen et al., 2007) 后来发现氧化代谢也不可忽略(Yu et al., 2010);低溴代 BDEs 的代谢以氧化代谢为主,但不同生物体的转化途径也存在差异,如对 BDEs47 和 99 的氧化代谢,鸟类和鼠类可能以 NIH 途径为主(Erratico et al., 2011; Krieger et al., 2013; Zheng et al., 2015a) 猫以间位加羟基(-OH) 为主(Zheng et al., 2016) 而人的邻位和间位氧化代谢都很重要(Feo et al., 2013)。不同的氧化代谢途径可能与不同生物体中 CYP450 酶的组成和调控机理有关,如人肝微粒体代谢研究发现人对 BDE47 的羟基化几乎都是 CYP2B6 介导的,其他 CYP 亚族酶的贡献不到 1%(Erratico et al., 2013; Abdallah et al., 2014);大鼠对 BDE47 的 NIH 途径氧化代谢主要由 CYP1A1 催化,而 BDE47 的间位氧化代谢是由

CYP2A2 和 CYP3A1 催化 (Erratico et al., 2011); 鸟类中 PBDEs 氧化代谢的相关 CYP 亚族酶, 未见报道。HBCD 在鸟类和猫中主要发生氧化代谢 (Yu et al., 2013; Zheng et al., 2016), 而在鳟鱼和大鼠中 HBCD 的脱溴和氧化代谢同时存在 (Abdallah et al., 2014), 相关的酶调控机制研究较少。Wan 等 (2009) 的研究发现, 生物体内 PBDEs 的甲氧基和羟基取代的代谢产物之间还存在相互转化。目前有少量研究报道了 PBDEs 的甲氧基和羟基化衍生物在食物网中的 TMF 值, 但结果并不统一。Losada 等 (2009) 发现 2'-MeO-BDE 68 (TMF = 3.3) 和 6-MeO-BDE 47 (TMF = 2.4) 都会生物放大, 但 Zhou 等 (2016) 报道的 2'-MeO-BDE 68 和 6-MeO-BDE 47 的 TMF 仅为 0.73 和 1.27。

生物代谢的物种差异性, 给评估新型 PHCs 的生物放大能力带来了不确定性, 如上述某些化合物 (如 BDEs 47、49 和 154) 在水生食物链中往往具有异常高的 TMFs 值, 这是由于叠加了生物转化来源造成的 (Zhang et al., 2010; Roberts et al., 2011), 因此, 定量表征生物体内污染物的来源 (生物富集来源还是生物内本身转化来源), 对准确计算 TMF 和 BMF 是至关重要的。最近, 我们引入化合物单体稳定碳同位素分析技术 (CSIA) 来示踪 PCBs 和 PBDEs 在水生食物链中的代谢转化 (Luo et al., 2013; Tang et al., 2017), 利用化合物的稳定碳同位素组成 (源特征) 和生物转化过程的同位素分馏因子 (ϵ_c), 对室内暴露鲤鱼体内 BDE 47 的生物转化源进行了定量表征, 发现鲤鱼体内的 BDE 47 有 50% 是代谢来源的 (Zeng et al., 2013), 显示出 CSIA 示踪 PHCs 在食物链传递过程中生物代谢的应用潜力。

4 问题与展望

针对 PHCs 的生物富集、转化与食物链传递的国内外研究进展, 在今后的研究中需要更多关注以下几个问题:

(1) PHCs 污染的复杂性。我国环境中 PHCs 污染比欧美发达国家更显复杂, 早期农业生产残留了高浓度的传统污染物 (如 DDTs、HCHs), 近三十年快速的工业化进程又有大量新型 PHCs 污染物进入环境。同时, 由于全球产业链的转移 (如电子垃圾外输、化学工业产业和低端制造业转移), 我国成为世界上最大的制造业基地及电子垃圾回收处理基地, 一些发达国家早期大量生产和使用的化学品 (如 PCBs) 通过废旧产品输入我国。因此, 一方面

我国环境中新型 PHCs 的污染问题比发达国家更为突出/严重, 另一方面还存在一些同时受传统和新型 PHCs 复合污染的高风险场地。未来的研究对传统和新型 PHCs 的污染都应有足够的关注度。

(2) PHCs 在不同生态系统间的生物放大比较。与水环境相比, 陆地环境中 PHCs 的环境暴露途径更复杂多样, 食物网结构更复杂。在不同的地理气候带生物多样性差异很大。有研究建议在 PHCs 的生物放大研究中, 所构建的食物网至少应有 3 个营养级, 且包含恒温动物, 才能更准确地评价 PHCs 的生物放大潜力 (Borgå et al., 2012)。同时, 亚热带和热带陆地食物网中生物多样性复杂, 食物网的构建难度较大, 亟需更多研究结果来揭示亚热带和热带地区 PHCs 的传递过程。

(3) PHCs 的生物代谢。了解 PHCs 在生物体中代谢转化的效率, 并厘清及其对生物富集规律的影响, 是开展 PHCs 在食物网中生物放大研究的重要前提。食物网中物种繁多, PHCs 存在生物种间的差异性代谢, 目前的研究方法难以定量表征污染物的生物代谢。未来需要引入更多的先进地球化学手段, 如单体稳定碳同位素 (CSIA) 来准确定量生物代谢和食物摄入对 PHCs 生物放大的影响。

参考文献 (References):

- Abdallah M A E, Uchea C, Chipman J K, Harrad S. 2014. Enantioselective biotransformation of hexabromocyclododecane by *in vitro* rat and trout hepatic sub-cellular fractions. *Environmental Science & Technology*, 48(5): 2732-2740
- Ali T E S, Legler J. 2010. Overview of the mammalian and environmental toxicity of chlorinated paraffins. In: Boer J D (ed.) *Chlorinated Paraffins*. Berlin, Heidelberg: Springer, 135-154
- Blankenship A L, Zwiernik M J, Coady K K, Kay D P, Newsted J L, Strause K, Park C, Bradley P W, Neigh A M, Millsap S D, Jones P D, Giesy J P. 2005. Differential accumulation of polychlorinated biphenyl congeners in the terrestrial food web of the Kalamazoo River superfund site, Michigan. *Environmental Science & Technology*, 39(16): 5954-5963
- Bodin N, Le Loc'h F, Caisey X, Le Guellec A M, Abarnou A, Loizeau V, Latrouite D. 2008. Congener-specific accumulation and trophic transfer of polychlorinated biphenyls in spider crab food webs revealed by stable isotope analysis. *Environmental Pollution*, 151(1): 252-261
- Borgå K, Fjeld E, Kierkegaard A, McLachlan M S. 2012. Food web accumulation of cyclic siloxanes in Lake Mjosa, Norway. *Environmental Science & Technology*, 46(11): 6347-6354
- Borgå K, Fjeld E, Kierkegaard A, McLachlan M S. 2013. Consistency in trophic magnification factors of cyclic methyl siloxanes in pelagic freshwater food webs leading to brown trout. *Environmental Science & Technology*, 47(11): 4111-4118

- Technology, 47(24): 14394–14402
- Byun G H, Moon H B, Choi J H, Hwang J, Kang C K. 2013. Biomagnification of persistent chlorinated and brominated contaminants in food web components of the Yellow Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 73(1): 210–219
- Cabana G, Rasmussen J B. 1994. Modeling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature*, 372(6503): 255–257
- Choo G, Lee I S, Oh J E. 2019. Species and habitat-dependent accumulation and biomagnification of brominated flame retardants and PBDE metabolites. *Journal of Hazardous Materials*, 371: 175–182
- Covaci A, Harrad S, Abdallah M A E, Ali N, Law R J, Herzke D, De Wit CA. 2011. Novel brominated flame retardants: A review of their analysis, environmental fate and behaviour. *Environment International*, 37(2): 532–556
- De Wit CA. 2002. An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere*, 46(5): 583–624
- Deniro M J, Epstein S. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 42(5): 495–506
- Erratico C A, Szeitz A, Bandiera S M. 2013. Biotransformation of 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether (BDE-47) by human liver microsomes: Identification of cytochrome P450 2B6 as the major enzyme involved. *Chemical Research in Toxicology*, 26(5): 721–731
- Erratico C, Moffatt S C, Bandiera S M. 2011. Comparative oxidative metabolism of BDE-47 and BDE-99 by rat hepatic microsomes. *Toxicological Sciences*, 123(1): 37–47
- Fan S R, Wang B L, Liu H, Gao S X, Li T, Wang S R, Liu Y, Liu X Q, Wan Y. 2017. Trophodynamics of organic pollutants in pelagic and benthic food webs of lake Dianchi: Importance of ingested sediment as uptake route. *Environmental Science & Technology*, 51(24): 14135–14143
- Feo M L, Gross M S, McGarrigle B P, Eljarrat E, Barceló D, Aga D S, Olson J R. 2013. Biotransformation of BDE-47 to potentially toxic metabolites is predominantly mediated by human CYP2B6. *Environmental Health Perspectives*, 121(4): 440–446
- Figueiredo K, Mäenpää K, Leppänen M T, Kiljunen M, Lyytikäinen M, Kukkonen J V K, Koponen H, Biasi C, Martikainen P J. 2014. Trophic transfer of polychlorinated biphenyls (PCB) in a boreal lake ecosystem: Testing of bioaccumulation models. *Science of the Total Environment*, 466–467: 690–698
- Fisk A T, Hobson K A, Norstrom R J. 2001. Influence of chemical and biological factors on trophic transfer of persistent organic pollutants in the northwater polynya marine food web. *Environmental Science & Technology*, 35(4): 732–738
- Geng N B, Zhang H J, Zhang B Q, Wu P, Wang F D, Yu Z K, Chen J P. 2015. Effects of short-chain chlorinated paraffins exposure on the viability and metabolism of human Hepatoma HepG2 cells. *Environmental Science & Technology*, 49(5): 3076–3083
- Gobas F A P C, De Wolf W, Burkhard L P, Verbruggen E, Plotzke K. 2009. Revisiting bioaccumulation criteria for POPs and PBT assessments. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 5(4): 624–637
- Govaerts A, Verhaert V, Covaci A, Jaspers V L B, Berg O K, Addo-Bediako A, Jooste A, Bervoets L. 2018. Distribution and bioaccumulation of POPs and mercury in the Ga-Selati River (South Africa) and the rivers Gudbrandsdalslågen and Rena (Norway). *Environment International*, 121(2): 1319–1330
- Hallanger I G, Warner N A, Ruus A, Evenset A, Christensen G, Herzke D, Gabrielsen G W, Borgå K. 2011. Seasonality in contaminant accumulation in Arctic marine pelagic food webs using trophic magnification factor as a measure of bioaccumulation. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(5): 1026–1035
- Helm P A, Gewurtz S B, Whittle D M, Marvin C H, Fisk A T, Tomy G T. 2008. Occurrence and biomagnification of polychlorinated naphthalenes and non- and mono-ortho PCBs in lake Ontario sediment and biota. *Environmental Science & Technology*, 42(4): 1024–1031
- Hobson K A, Clark R G. 1992. Assessing avian diets using stable isotopes. II. factors influencing diet-tissue fractionation. *The Condor*, 94(1): 189–197
- Hoffman K, Adgent M, Goldman B D, Sjödin A, Daniels J L. 2012. Lactational exposure to polybrominated diphenyl ethers and its relation to social and emotional development among toddlers. *Environmental Health Perspectives*, 120(10): 1438–1442
- Hop H, Borgå K, Gabrielsen G W, Kleivane L, Skaare J U. 2002. Food web magnification of persistent organic pollutants in poikilotherms and homeotherms from the Barents sea. *Environmental Science & Technology*, 36(12): 2589–2597
- Houde M, Muir D C G, Kidd K A, Guildford S, Drouillard K, Evans M S, Wang X W, Whittle D M, Haffner D, Kling H. 2008. Influence of lake characteristics on the biomagnification of persistent organic pollutants in lake trout food webs. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27(10): 2169–2178
- Huwe J K, Smith D J. 2007. Accumulation, whole-body depletion, and debromination of decabromodiphenyl ether in male sprague-dawley rats following dietary exposure. *Environmental Science & Technology*, 41(7): 2371–2377
- Jia H L, Zhang Z F, Wang C Q, Hong W J, Sun Y Q, Li Y F. 2015. Trophic transfer of methyl siloxanes in the marine food web from coastal area of Northern China. *Environmental Science & Technology*, 49(5): 2833–2840
- Kelly B C, Gobas F A P C. 2001. Bioaccumulation of persistent organic pollutants in Lichen-Caribou-wolf food chains of Canada's central and western arctic. *Environmental Science & Technology*, 35(2): 325–334
- Kelly B C, Ikonou M G, Blair J D, Morin A E, Gobas F A P C. 2007. Food web-specific biomagnification of persistent organic pollutants. *Science*, 317(5835): 236–239
- Khairy M A, Noonan G O, Lohmann R. 2019. Uptake of hydrophobic organic compounds, including organochlorine pesticides, polybrominated diphenyl ethers, and perfluoroalkyl acids in fish and blue crabs of the lower Passaic River, New Jersey, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(4): 872–882
- Kim S K, Kang C K. 2019. Temporal and spatial variations in hydrophobicity dependence of field-derived metrics to assess the biomagnification potential of hydrophobic organochlorine compounds. *Science of*

- the Total Environment, 690: 300–312
- Kobayashi J, Imuta Y, Komorita T, Yamada K, Ishibashi H, Ishihara F, Nakashima N, Sakai J, Arizono K, Koga M. 2015. Trophic magnification of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in an estuarine food web of the Ariake Sea, Japan. *Chemosphere*, 118: 201–206
- Kobayashi J, Yoshimoto M, Yamada K, Okamura K, Sakurai T. 2019. Comparison of trophic magnification factors of PCBs and PBDEs in Tokyo Bay based on nitrogen isotope ratios in bulk nitrogen and amino acids. *Chemosphere*, 226: 220–228
- Krieger L K, Szeitz A, Bandiera S M. 2017. Hepatic microsomal metabolism of BDE-47 and BDE-99 by lesser snow geese and Japanese quail. *Chemosphere*, 182: 559–566
- Kurt-Karakus P B, Muir D C G, De Jourdan B, Teixeira C, Martindale J E, Embers H, Wang X W, Keir M, Backus S. 2019. Bioaccumulation of selected halogenated organic flame retardants in Lake Ontario. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(6): 1198–1210
- Law K, Halldorson T, Danell R, Stern G, Gewurtz S, Alae M, Marvin C, Whittle M, Tomy G. 2006. Bioaccumulation and trophic transfer of some brominated flame retardants in a lake winnipeg(Canada) food web. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(8): 2177–2186
- Letcher R J, Norstrom R J, Bergman A K. 1995. Geographical distribution and identification of methyl sulphone PCB and DDE metabolites in pooled polar bear(*Ursus maritimus*) adipose tissue from western hemisphere arctic and subarctic regions. *Science of the Total Environment*, 160–161: 409–420
- Li H J, Bu D, Fu J J, Gao Y, Cong Z Y, Zhang G S, Wang Y W, Chen X F, Zhang A Q, Jiang G B. 2019. Trophic dilution of short-chain chlorinated paraffins in a plant-Plateau pika-eagle food chain from the Tibetan Plateau. *Environmental Science & Technology*, 53(16): 9472–9480
- Liu Y, Luo X J, Huang L Q, Tao L, Zeng Y H, Mai B X. 2018. Halogenated organic pollutants in aquatic, amphibious, and terrestrial organisms from an e-waste site: Habitat-dependent accumulation and maternal transfer in watersnake. *Environmental Pollution*, 241: 1063–1070
- Losada S, Roach A, Roosens L, Santos F J, Galceran M T, Vetter W, Neels H, Covaci A. 2009. Biomagnification of anthropogenic and naturally-produced organobrominated compounds in a marine food web from Sydney Harbour, Australia. *Environment International*, 35(8): 1142–1149
- Luo X J, Zeng Y H, Cen H S, Wu J P, Chen S J, Mai B X. 2013. Application of compound-specific stable carbon isotope analysis for the biotransformation and trophic dynamics of PBDEs in a feeding study with fish. *Environmental Pollution*, 176: 36–41
- Luo Y L, Luo X J, Ye M X, Zeng Y H, Chen S J, Mai B X. 2017. Species-specific and structure-dependent debromination of polybrominated diphenyl ether in fish by in vitro hepatic metabolism. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(8): 2005–2011
- Luo Y L, Luo X J, Ye M X, Lin L, Zeng Y H, Mai B X. 2019. Species-specific debromination of polybromodiphenyl ethers determined by deiodinase activity in fish. *Environmental Pollution*, 246: 710–716
- Ma X D, Zhang H J, Yao Z W, Zhao X F, Wang L X, Wang Z, Chen J P, Chen J W. 2013. Bioaccumulation and trophic transfer of polybrominated diphenyl ethers(PBDEs) in a marine food web from Liaodong Bay, North China. *Marine Pollution Bulletin*, 74(1): 110–115
- Mackintosh C E, Maldonado J, Wu J W, Hoover N, Chong A, Ikonou M G, Gobas F A P C. 2004. Distribution of phthalate esters in a marine aquatic food web: Comparison to polychlorinated biphenyls. *Environmental Science & Technology*, 38(7): 2011–2020
- Madeley J R, Birtley R D. 1980. Chlorinated paraffins and the environment. 2. Aquatic and avian toxicology. *Environmental Science & Technology*, 14(10): 1215–1221
- McDonald T A. 2005. Polybrominated diphenylether levels among United States residents: daily intake and risk of harm to the developing brain and reproductive organs. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 1(4): 343–354
- Minagawa M, Wada E. 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: Further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48(5): 1135–1140
- Mizutani H, Kabaya Y, Wada E. 1991. Nitrogen and carbon isotope compositions relate linearly in cormorant tissues and its diet. *Isotopenpraxis Isotopes in Environmental and Health Studies*, 27(4): 166–168
- Morris A D, Muir D C G, Solomon K R, Teixeira C F, Duric M D, Wang X W. 2018. Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers and alternative halogenated flame retardants in a vegetation-caribou-wolf food chain of the Canadian arctic. *Environmental Science & Technology*, 52(5): 3136–3145
- Paine R T. 1966. Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist*, 100(910): 65–75
- Peng H, Wan Y, Zhang K, Sun J X, Hu J Y. 2014. Trophic transfer of dechloranes in the marine food web of Liaodong Bay, north China. *Environmental Science & Technology*, 48(10): 5458–5466
- Peterson B J, Fry B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18: 293–320
- Peterson B J, Howarth R W, Garritt R H. 1985. Multiple stable isotopes used to trace the flow of organic-matter in estuarine food webs. *Science*, 227(4692): 1361–1363
- Poma G, Volta P, Roscioli C, Bettinetti R, Guzzella L. 2014. Concentrations and trophic interactions of novel brominated flame retardants, HBCD, and PBDEs in zooplankton and fish from Lake Maggiore(Northern Italy). *Science of the Total Environment*, 481: 401–408
- Post D M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83(3): 703–718
- Powell D E, Suganuma N, Kobayashi K, Nakamura T, Ninomiya K, Matsumura K, Omura N, Ushioka S. 2017. Trophic dilution of cyclic volatile methylsiloxanes(cVMS) in the pelagic marine food web of Tokyo Bay, Japan. *Science of the Total Environment*, 578: 366–382
- Qu G B, Shi J B, Wang T, Fu J J, Li Z N, Wang P, Ruan T, Jang G B. 2011. Identification of tetrabromobisphenol A diallyl ether as an emerging neurotoxicant in environmental samples by bioassay-

- directed fractionation and HPLC-APCI-MS/MS. *Environmental Science & Technology*, 45(11): 5009-5016
- Roberts S C, Noyes P D, Gallagher E P, Stapleton H M. 2011. Species-specific differences and structure-activity relationships in the debromination of PBDE congeners in three fish species. *Environmental Science & Technology*, 45(5): 1999-2005
- Romero-Romero S, Herrero L, Fernandez M, Gómara B, Acuna J L. 2017. Biomagnification of persistent organic pollutants in a deep-sea, temperate food web. *Science of the Total Environment*, 605-606: 589-597
- Ruan Y F, Zhang X H, Qiu J W, Leung K M Y, Lam J C W, Lam P K S. 2018. Stereoisomer-Specific Trophodynamics of the Chiral Brominated Flame Retardants HBDC and TBECH in a Marine Food Web, with Implications for Human Exposure. *Environmental Science & Technology*, 52(15): 8183-8193
- She Y Z, Wu J P, Zhang Y, Peng Y, Mo L, Luo X J, Mai B X. 2013. Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers and several alternative halogenated flame retardants in a small herbivorous food chain. *Environmental Pollution*, 174: 164-170
- Sudaryanto A, Isobe T, Tanabe S. 2012. Trophodynamic accumulation of brominated flame retardants in biota of jakarta bay. *Widyariset*, 15(2): 313-322
- Sun Y X, Zhang Z W, Xu X R, Hu Y X, Luo X J, Cai M G, Mai B X. 2015. Bioaccumulation and biomagnification of halogenated organic pollutants in mangrove biota from the Pearl River Estuary, South China. *Marine Pollution Bulletin*, 99(1-2): 150-156
- Tamelaender T, Kivimäe C, Bellerby R G J, Renaud P E, Kristiansen S. 2009. Base-line variations in stable isotope values in an Arctic marine ecosystem: Effects of carbon and nitrogen uptake by phytoplankton. *Hydrobiologia*, 630(1): 63-73
- Tang B, Luo X J, Zeng Y H, Mai B X. 2017. Tracing the biotransformation of PCBs and PBDEs in common carp (*Cyprinus carpio*) using compound-specific and enantiomer-specific stable carbon isotope analysis. *Environmental Science & Technology*, 51(5): 2705-2713
- Tang Z W, Huang Q F, Chang J L, Qu D, Yang Y F, Guo W. 2014. Distribution and accumulation of hexachlorobutadiene in soils and terrestrial organisms from an agricultural area, East China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 108: 329-334
- Tomy G T, Pleskach K, Ismail N, Whittle D M, Helm P A, Sverko E D, Zaruk D, Marvin C H. 2007. Isomers of dechlorane plus in lake winnipeg and lake ontario food webs. *Environmental Science & Technology*, 41(7): 2249-2254
- Tomy G T, Pleskach K, Oswald T, Halldorson T, Helm P A, Macinnis G, Marvin C H. 2008. Enantioselective bioaccumulation of hexabromocyclododecane and congener-specific accumulation of brominated diphenyl ethers in an eastern Canadian arctic marine food web. *Environmental Science & Technology*, 42(10): 3634-3639
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2009) [2019-11]. Stockholm Convention text and annexes as amended in 2009. Available at <http://chm.pops.int/Convention/tabid/54/language/en-US/Default.aspx#convtext>.
- US EPA. 2005. EPA-742-R05-002A Environmental profiles of chemical flame-retardant alternatives for low-density polyurethane foam, Vol 1. Design for the Environment (7406M) Program, (ed.) Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2005: 1-153
- US EPA. 2012. Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows, v. U. S. E. P. A., Washington, DC, USA
- Van Den Steen E, Covaci A, Jaspers V L B, Dauwe T, Voorspoels S, Eens M, Pinxten R. 2007. Accumulation, tissue-specific distribution and debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209) in European starlings (*Sturnus vulgaris*). *Environmental Pollution*, 148(2): 648-653
- Van Der Zanden M J, Cabana G, Rasmussen J B. 1997. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(5): 1142-1158
- Van Eijkeren J C, Zeilmaker M J, Kan C A, Traag W A, Hoogenboom L A. 2006. A toxicokinetic model for the carry-over of dioxins and PCBs from feed and soil to eggs. *Food Additives & Contaminants*, 23(5): 509-517
- Verhaert V, Covaci A, Bouillon S, Abrantes K, Musibono D, Bervoets L, Verheyen E, Blust R. 2013. Baseline levels and trophic transfer of persistent organic pollutants in sediments and biota from the Congo River Basin (DR Congo). *Environment International*, 59: 290-302
- Villa S, Bizzotto E C, Vighi M. 2011. Persistent organic pollutant in a fish community of a sub-alpine lake. *Environmental Pollution*, 159(4): 932-939
- Voorspoels S, Covaci A, Jaspers V L B, Neels H, Schepens P. 2007. Biomagnification of PBDEs in three small terrestrial food chains. *Environmental Science & Technology*, 41(2): 411-416
- Walters D M, Jardine T D, Cade B S, Kidd K A, Muir D C G, Leipzig-Scott P. 2016. Trophic magnification of organic chemicals: A global synthesis. *Environmental Science & Technology*, 50(9): 4650-4658
- Walters D M, Mills M A, Cade B S, Burkard L P. 2011. Trophic magnification of PCBs and its relationship to the octanol-water partition coefficient. *Environmental Science & Technology*, 45(9): 3917-3924
- Wan Y, Hu J Y, Zhang K, An L H. 2008. Trophodynamics of polybrominated diphenyl ethers in the marine food web of Bohai Bay, North China. *Environmental Science & Technology*, 42(4): 1078-1083
- Wan Y, Wiseman S, Chang H, Zhang X W, Jones P D, Hecker M, Kannan K, Tanabe S, Hu J Y, Lam M H W, Giesy J P. 2009. Origin of hydroxylated brominated diphenyl ethers: natural compounds or man-made flame retardants? *Environmental Science & Technology*, 43(19): 7536-7542
- Weir S M, Suski J G, Salice C J. 2010. Ecological risk of anthropogenic pollutants to reptiles: evaluating assumptions of sensitivity and exposure. *Environmental Pollution*, 158(12): 3596-3606
- Wu C C, Bao L J, Tao S, Zeng E Y. 2016. Dermal uptake from airborne organics as an important route of human exposure to e-waste combustion fumes. *Environmental Science & Technology*, 50(13): 6599-6605
- Wu J P, Guan Y T, Zhang Y, Luo X J, Zhi H, Chen S J, Mai B X. 2010. Trophodynamics of Hexabromocyclododecanes and Several Other Non-PBDE Brominated Flame Retardants in a Freshwater Food

- Web. *Environmental Science & Technology*, 44(14): 5490–5495
- Wu J P, Luo X J, Zhang Y, Yu M, Chen S J, Mai B X, Yang Z Y. 2009. Biomagnification of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls in a highly contaminated freshwater food web from South China. *Environmental Pollution*, 157(3): 904–909
- Wu J P, Zhang Y, Luo X J, Wang J, Chen S J, Guan Y T, Mai B X. 2010. Isomer-specific bioaccumulation and trophic transfer of dechlorane plus in the freshwater food web from a highly contaminated site, South China. *Environmental Science & Technology*, 44(2): 606–611
- Yu L H, Luo X J, Wu J P, Liu L Y, Song J, Su Q H, Zhang X L, Chen D, Mai B X. 2011. Biomagnification of higher brominated PBDE congeners in an urban terrestrial food web in North China based on field observation of prey deliveries. *Environmental Science & Technology*, 45(12): 5125–5131
- Yu L H, Luo X J, Zheng X B, Zeng Y H, Chen D, Wu J P, Mai B X. 2013. Occurrence and biomagnification of organohalogen pollutants in two terrestrial predatory food chains. *Chemosphere*, 2013, 93(3): 506–511
- Yu Y X, Zhang S H, Huang N B, Li J L, Pang Y P, Zhang X Y, Yu Z Q, Xu Z G. 2012. Polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls in freshwater fish from Taihu Lake, China: their levels and the factors that influence biomagnification. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31(3): 542–549
- Yu Z Q, Zheng K W, Ren G F, Zheng Y Y, Ma S T, Peng P A, Wu M H, Sheng G Y, Fu J M. 2010. Identification of hydroxylated octa- and nona-bromodiphenyl ethers in human serum from electronic waste dismantling workers. *Environmental Science & Technology*, 44(10): 3979–3985
- Zeng L X, Lam J C W, Chen H, Du B B, Leung K M Y, Lam P K S. 2017. Tracking dietary sources of short- and medium-chain chlorinated paraffins in marine mammals through a subtropical marine food web. *Environmental Science & Technology*, 51(17): 9543–9552
- Zeng Y H, Luo X J, Yu L H, Chen H S, Wu J P, Chen S J, Mai B X. 2013. Using compound-specific stable carbon isotope analysis to trace metabolism and trophic transfer of PCBs and PBDEs in fish from an e-waste site, South China. *Environmental Science & Technology*, 47(9): 4062–4068
- Zhang H, Kelly B C. 2018. Sorption and bioaccumulation behavior of multi-class hydrophobic organic contaminants in a tropical marine food web. *Chemosphere*, 199: 44–53
- Zhang H, Teng Y, Doan T T T, Yat Y W, Chan S H, Kelly B C. 2017. Stable nitrogen and carbon isotopes in sediments and biota from three tropical marine food webs: Application to chemical bioaccumulation assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(9): 2521–2532
- Zhang K, Wan Y, Jones P D, Wiseman S, Giesy J P, Hu J Y. 2012. Occurrences and fates of hydroxylated polybrominated diphenyl ethers in marine sediments in relation to trophodynamics. *Environmental Science & Technology*, 46(4): 2148–2155
- Zhang Y, Luo X J, Wu J P, Liu J, Wang J, Chen S J, Mai B X. 2010. Contaminant pattern and bioaccumulation of legacy and emerging organohalogen pollutants in the aquatic biota from an e-waste recycling region in South China. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29(4): 852–859
- Zheng X B, Erratico C, Abdallah M A E, Negreira N, Luo X J, Mai B X, Covaci A. 2015a. *In vitro* metabolism of BDE-47, BDE-99, and α -, β -, γ -HBCD isomers by chicken liver microsomes. *Environmental Research*, 143: 221–228
- Zheng X B, Erratico C, Luo X J, Mai B X, Covaci A. 2016. Oxidative metabolism of BDE-47, BDE-99, and HBCDs by cat liver microsomes: Implications of cats as sentinel species to monitor human exposure to environmental pollutants. *Chemosphere*, 151: 30–36
- Zheng X B, Luo X J, Zheng J, Zeng Y H, Mai B X. 2015b. Contaminant sources, gastrointestinal absorption, and tissue distribution of organohalogenated pollutants in chicken from an e-waste site. *Science of the Total Environment*, 505: 1003–1010
- Zhou Y H, Chen Q F, Du X Y, Yin G, Qiu Y L, Ye L, Zhu Z L, Zhao J F. 2016. Occurrence and trophic magnification of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and their methoxylated derivatives in freshwater fish from Dianshan Lake, Shanghai, China. *Environmental Pollution*, 219: 932–938
- Zhu C F, Wang P, Li Y M, Chen Z J, Li H H, Ssebugere P, Zhang Q H, Jiang G B. 2017. Trophic transfer of hexabromocyclododecane in the terrestrial and aquatic food webs from an e-waste dismantling region in East China. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 19(2): 154–160
- 党志, 黄伟林, 肖保华. 1999. 环境有机地球化学: 有机污染物-土壤/沉积物吸附作用研究回顾. *矿物岩石地球化学通报*, 18(3): 194–200
- 李春娣, 颜文, 陈忠. 2003. 河口区毒害有机污染物及其生态效应研究进展. *矿物岩石地球化学通报*, 23(3): 239–244
- 张伟, 刘从强, 梁小兵, 魏中青. 2007. 沉积物中 PCBs 分析测定与迁移转化研究进展. *矿物岩石地球化学通报*, 26(3): 300–306

(本文责任编辑: 刘莹; 英文审校: 肖保华)

III

《环境化学》和《分析仪器》编委 《化学通报》副主编。



罗孝俊,男,中国科学院广州地球化学研究所研究员,博士生导师。从事环境中毒害性有机污染物的研究。包括痕量毒害性有机污染物的分析方法、时空分布、生物富集与生物转化等。近年来的研究系统的揭示了多溴联苯醚、得克隆等在水陆生生物上的差异性富集及其机制、发展建立了生物及环境介质中持久性有机污染物的单体/手性异构体稳定同位素分析方法,并用该分法示踪了多氯联苯、多溴联苯醚在生物中的差异性生物转化过程,量化了上述化合物的生物转化速率及生物转化对生物放大的影响。



宋照亮,男,博士,天津大学,教授,博士生导师。主要在硅-碳循环耦合机制、风化碳汇、植硅体碳汇以及硅生物地球化学循环等方面取得了系列创新性研究成果,包括完善了陆地硅-碳耦合生物地球化学循环及其调控理论;

建立了区域和全球尺度植硅体碳汇的计量方法并初步揭示了典型陆地生态系统植硅体碳汇的潜力和调控机制;阐明了森林和草地等生态系统硅酸盐风化碳汇与硅循环的植物调控机制。这些成果为完善全球碳生物地球化学循环模式提供了理论依据。获国家自然科学基金优秀青年科学基金资助;是刘东生青年地球科学家奖获得者。



孟博,男,中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室研究员,博士生导师。主要从事敏感生态系统汞的生物地球化学研究。近年来对水库生态系统和稻田生态系统汞的生物地球化学循环开展了系统的研究工作,发现了我国新建水库不存在甲基汞污染问题,深刻剖析了我国水库汞的循环演化模式不同于北美、北欧的原因,建立了我国水库汞的生物地球化学循环演化的新模式;明确了稻田土壤汞的甲基化过程及影响因素,解析了稻米中无机汞和甲基汞的来源,揭示了水稻对无机汞和甲基汞的富集和转运机制。



郑晓波,男,华南农业大学副教授,硕士生导师。主要从事陆地生态系统中环境有机污染物的生物富集和生物放大研究。近年来的研究主要揭示鸟类食性和栖息地等生态学因素和污染物的物理化学性质对鸟类富集污染物的影响,阐明了家禽(鸡)全生命周期中有机污染物的迁移、传递、和生物代谢规律。



张文倩,女,中国科学院化学研究所在读博士研究生。主要从事大气气溶胶和灰霾成因研究,目前主要从事大气含氮物种亚硝酸的生消机制以及大气氧化性的研究。