

持久性有机污染物在食物链中积累与放大研究进展*

李雪梅^{1,4} 张庆华² 甘一萍³ 周军³ 戴家银¹ 曹宏¹ 许木启^{1**}

(¹ 中国科学院动物研究所 北京 100080; ² 中国科学院生态环境研究中心 北京 100085)

(³ 北京城市排水集团有限责任公司 北京 100022; ⁴ 中国科学院研究生院 北京 100039)

摘要 研究持久性有机污染物(Persistent organic pollutants, POPs)在食物链中的积累与放大是进行环境风险评估和有效污染控制的生态学基础. 本文综述了 POPs 的基本特征, POPs 在食物链中的生物积累与放大的机制、影响因素以及 POPs 在食物链中积累与放大的模型等的研究进展. 国外学者对 POPs 在水生食物链的积累与放大方面研究较多, 并提出了较为完善的预测模型, 而有关 POPs 在陆生食物链中的生物积累与放大的研究报道较少. 大部分学者并未对完整食物链进行过系统而完整的研究. 与国外相比, 国内学者对 POPs 在水生陆生食物链中的生物积累、生物放大和预测模型探讨较少. 目前 POPs 对环境和人体健康危害越来越严重, 开展对 POPs 在食物链中积累、放大及相关预测模型更深入更完整的研究, 已成为当前生态学和环境科学研究的重点课题和前沿领域. 参 38

关键词 持久性有机污染物; 生物放大; 生物积累; 食物链

CLC X501

Bioaccumulation and Biomagnification of Persistent Organic Pollutants (POPs) in Food Chain*

LI Xuemei^{1,4}, ZHANG Qinghua², GAN Yiping³, ZHOU Jun³

DAI Jiayin¹, CAO Hong & XU Muqi^{1**}

(¹ Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100080, China)

(² Research Centre for Eco-environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

(³ Beijing Municipal Drainage Corporation, Beijing 100022, China)

(⁴ Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China)

Abstract The study on risk assessment and effective pollution control is ecologically important to understand the bioaccumulation and biomagnification of persistent organic pollutants (POPs) in both aquatic and terrestrial food chains. This paper reviews the characters of POPs, the mechanism, impact factors and models of bioaccumulation and biomagnification of POPs in the food chain. Many researchers in foreign countries studied the bioaccumulation and biomagnification of POPs in aquatic food chain. However, only a few researchers focused their studies on terrestrial food chain, and even fewer researchers did on the both food chains. However, there is little information on the bioaccumulation and biomagnification of POPs in food chain in China. Therefore, it is necessary to study the bioaccumulation and biomagnification, as well as the related treatment models of POPs in food chain when the POPs are now becoming more and more harmful to the environment and human health. Ref 38

Keywords POPs; biomagnification; bioaccumulation; food chain

CLC X501

随着社会和经济的发展,人类在工业和农业活动中广泛使用多种化学物质,例如农业上曾经用来防治病害的有机氯杀虫剂 DDT,工业上用作电器设施以及油漆和塑料中热交换介质的 PCBs 等. 虽然这些有机物促进了病害防治及工业发展,但是伴随而来的环境污染也越来越严重. 因为这些化学物质进入生态系统后,其本身或分解产物将残留于环境的各种媒介及生物体内. 其中持久性有机污染物(Persistent organic pollutants, POPs)是一类化学物质,其化学性质稳定,具有显著持久性和半挥发性,能在全球范围内循环,在脂肪组织中积累,对生物体

有毒性作用^[1-3].

自 Jensen 等发现有一定量的有机氯化物及其它化合物残留在全世界的海洋底泥、无脊椎动物、鱼及其它动物体内以来^[4], POPs 对生态系统、环境和人体健康的负面影响日益凸现. 由于该类污染物所引起的环境污染问题是影响全球环境安全和生物体健康的重要因素,因而引起各国学者的高度重视和全球社会的普遍关注,并成为当前生态毒理学研究的热点和前沿领域. 诸多学者相继对各种生境中的 POPs 进行了较大范围的调查分析,包括水生环境、陆生环境、偏远地区和南北极等生境^[5-8],涉及的生物类群有浮游生物、鱼类、鸟类及其它哺乳动物等^[2,3,7-10]. 众多试验结果表明, POPs 能顺着食物链进行生物积累与生物放大. 我国已于 2001 年 5 月签署了就控制 12 种 POPs 对人类健康和环境造成威胁的国际公约《斯德哥尔摩公约》. 国内对 POPs 在食物链积累与放大方面的研究相比国外

收稿日期: 2007-01-16 接受日期: 2007-06-06

* 国家重点基础研究发展计划(No. 2006CB403306)资助 Supported by the National Basic Research and Development Program of China (973 Program, No. 2006CB403306)

** 通讯作者 Corresponding author (E-mail: xumq@ioz.ac.cn)

较少,缺乏 POPs 发生生物积累与放大方面的第一手资料.因此,我国要履行上述国际公约面临着巨大挑战.

关于 POPs 的特征及研究现状已在一些文献中有详细报道^[11, 12, 17]. 本文主要综述 POPs 在食物链中的积累与放大相关内容,包括 POPs 在食物链中的生物积累、放大及其影响因素以及 POPs 在食物链中积累与放大模型等研究现状,提出该领域中存在的问题,并展望了今后有待加强的研究领域.

1 环境接收器、污染指示生物与指示污染物

自 POPs 被证明有生物放大作用之后,人们就开始研究其在水生食物链中的分布,研究结果发现:有机体不同程度上受到 POPs 的污染,包括陆地、淡水生态系统,极地海洋环境的食物链^[5, 13~14]. POPs 的来源和接收器之间的平衡(即 POPs 是留在原来的环境中,还是通过环境运输,如气流或海流,在全球重新进行分布)较复杂,取决于 POPs 的持久性、影响流动性的理化性质、环境条件和时间等^[14~16]. 土壤和深海是 POPs 重要的接收器,流动性较大的 POPs (包括一系列的有机氯杀虫剂和 PCBs)能到达它们最终的接收器——极地,在开放的海洋、南极和北极都能发现 POPs^[15]. 淡水系统中的底泥和鱼类也是空气转移而来的 POPs 接收器.

某些生物种类(或类群)对环境中的 POPs 较为敏感,可以作为环境污染的指示生物,利用指示生物可以进行环境质量的生物监测与评价,为生境的风险评估提供理论依据. 鲑科鱼类对环境增加的 POPs 较为敏感^[7],因此高海拔地区的淡水鱼是评价偏远地区 POPs 生态毒理的有效指示生物;海星(*Asterias rubens*)由于分布广泛,在食物链中起着重要作用,因此是一种很有价值的指示生物;鳗鱼、鲱鱼、触须白鱼、肉食性鸟类如鸬鹚、鹰和海雀科的鸟也可以用来监测环境中有机氯化合物^[10, 17~18],特别是鳗鱼,由于底栖,含大量脂肪,容易积累 POPs,是理想的指示种类. 除了以上传统的指示生物以外,还可以采用某些生物学效应行为来衡量 POPs 的污染程度,因为环境中高浓度的污染量会使生物的某些效应变得更加明显:例如内分泌失调(包括变构效应、对抗效应、与活性位点的竞争、对类固醇合成的干扰等)产生的化学物质在很大程度上会使各种生理功能发生紊乱,如繁殖障碍、性功能障碍和雌雄同体等,最终导致动物繁殖和发育能力显著降低^[17]. 内分泌失调在幼鱼与雄鱼卵黄蛋白原中产生诱导是最显著和最有说服力的生物学效应指标.

PCBs 和 PCDD/Fs 统称为二恶英类化合物,某些 PCBs 和 PCDD/Fs 的毒性相当,对人体的危害极大. 随着工业化的发展,PCBs 在过去一段时间内,含量有很大的增加,其中一些 PCB 同族体(Nos. 28, 52, 101, 118, 138, 151, 153 和 180)比其他同族体含量高很多,大量存在于各种环境中,且在很大程度上均可以被氯化,特别是 PCB153,在海洋生物体中含量最丰富,被公认为 PCBs 总量的一个重要指示污染物^[19~21]. 因此,通常用它们作为指示污染物来衡量环境中 PCBs 的污染状况.

2 食物链中 POPs 的积累与放大

2.1 稳定同位素在生物积累与放大研究中的应用

稳定同位素(¹⁵N 和 ¹⁴N)分析技术可被用来考察食物链中

的能量流动和确定生物所处的营养等级^[22]. 在考察含有杂食性种类的食物链时,由于存在复杂的捕食者-猎物关系,很难确定一个物种在食物链中处于何种营养级,因此采用 N 来标记营养级,用 C 来标记能量中的碳来源^[23].

在食物消化转移过程中,¹³C 不象 ¹⁵N 一样会随着营养级的增加而增加,且 ¹³C 和 ¹²C 之间会发生不同程度的生物化学反应,导致 ¹³C 在大量的碳源中表现出不同的信号,因此可采用 ¹³C 来测定进入食物链的碳源. 如陆生生态系统和湖泊生态系统中初级生产者产生的 ¹³C 不同^[22],可用这个比值来跟踪碳能源从初级生产者到次级消费者的流动趋势,以浮游动物(Zooplankton)和水底石面水藻(Benthic algae)分别作为浮游食物网和水底食物网的端点,则浮游食物网在鱼和无脊椎动物中的比例可由下式计算: $P_{\text{pelagic}} C = (\delta^{13}C_{\text{organism}} - \delta^{13}C_{\text{benthic algae}}) / (\delta^{13}C_{\text{zooplankton}} - \delta^{13}C_{\text{benthic algae}})$ ^[9].

同位素分析法是一种有效的方法,在研究中已被广泛应用,已用同位素分析法来测定 ΣPCB、ΣHCH、ΣHCB、ΣDDT、DDE 和灭蚁灵^[24~26]. 采用一个样本中同位素的成分可以用 δ15N‰ 来确定生物在食物链中的营养级,即: $\delta^{15}N\text{‰} = [(^{15}\text{N}/^{14}\text{N})_{\text{sample}} - (^{15}\text{N}/^{14}\text{N})_{\text{air}}] / (^{15}\text{N}/^{14}\text{N})_{\text{air}} * 1000$; 随着食物的消化,同位素 ¹⁵N 在生物体内富集,且食物链每上升一个营养等级,氮同位素特征 ¹⁵N 会相应的增加,所以,可以利用 ¹⁵N 来确定生物体在食物链中的营养等级^[26]. 采用稳定同位素标记有很多优点:如用 ¹⁵N 标识营养级和营养级的迁移转换不仅有效(如较短时间内就能确定生物在食物链中所处的营养级(如果根据 POPs 的浓度需要很长的时间),而且能突出影响 POPs 发生迁移转换的因素^[13]. 采用公式 $c = A * e^{(B * ^{15}\text{N})}$ 可以把营养级的测定与 POPs 的分析结合起来. 如果 B 是正数,说明在食物链中有生物放大发生;如果 B 是负数,表明在食物链高营养级的生物体中可能有生物转化发生^[26].

2.2 生物积累与放大的机制

弄清 POPs 在食物链中积累与放大的机制是评估 POPs 对野生生物和人类健康产生危害的关键. POPs 的积累与放大是由它们的高亲脂性、原形药物和代谢物的高生物惰性导致的. 其在有机体内发生生物积累主要通过以下两种途径:吸附和通过食物转移. 疏水亲脂性有机物很容易吸附到活的有机体或死的有机物质(如颗粒有机炭,柔软的植物体表面,生物膜上及脂肪)上,吸附的 POPs 被有机体利用的程度取决于 POPs 的特性、物理化学和生物环境. 通过食物链是水生生物暴露在有机污染物中的另一条重要途径^[27~28],很多生物主要通过食物被污染,如人类、海洋哺乳类. 研究发现,POPs 在不同种类生物体内的积累途径不尽相同. 在食物链中较低营养级别的较小有机体,如浮游生物、甲壳类和双壳类主要经被动扩散由身体表面直接从水和底泥中吸收 POPs^[29];蚌类积累 POPs 几乎都是通过鳃的被动扩散来实现^[30];对于鱼类而言,主要通过两种方式吸收 POPs:一种是通过鳃膜从水中吸收,在较长的一段时间内,POPs 通过生长、产卵和代谢在鱼类和水中将达到平衡,不会发生生物放大;另一种是通过摄食从胃肠道吸收,食物在鱼体内将通过肠壁吸收,有利于鱼的肝脏不受 POPs 在水和鱼体内平衡的影响而直接吸收,导致鱼体内的 POPs 显著增加,发生生物放大效应^[9, 31~32]. 海洋中较大的有机体如哺乳类主要

通过摄食使得 POPs 在食物链中发生生物积累与放大,低的消除率及代谢速度进一步加剧了 POPs 的生物积累与放大^[28].而对于人类来说,消费已被污染的食品,特别是处于食物链高营养级的海鱼、贝类和哺乳类,是其暴露在 POPs 环境中的一种主要途径^[33~34].因为这些动物寿命较长,体内有大量油脂储备,最容易受到 POPs 的污染,体内富含 POPs.人类常常食用此类环境中的鱼和哺乳动物,使得 POPs 富集在人的脂肪纤维中,并对人类的影响会持续几代,严重威胁人类生存和可持续发展^[5].已有研究证明,人体中 90% 以上的二噁英是通过摄取已被污染物质得来的^[34].

2.3 生物积累与放大的影响因素

生物积累的程度可用生物浓缩系数(Bioconcentration factors, BCFs)来表示,即某种 POPs 在生物体内积累达到平衡时的浓度与所处环境介质中该物质浓度的比值.生物放大的程度可以用生物放大系数(Biomagnification factors, BMFs)来表示,即某种 POP 在高位营养级与低位营养级生物体内的浓度之比.影响 POPs 生物积累与放大的因素有很多,迄今为止,学者们主要研究了营养级和生物个体大小、生物所处生境、食物链长度及结构和其它因素对生物积累与放大的影响.

2.3.1 营养级与生物个体大小 许多学者认为 POPs 在生物体中的浓度与营养级成正相关关系.在水生生态系统中,生物积累与生物放大明显,有机氯化合物从水到顶级捕食者的生物放大会从 10^5 数量级到 10^9 数量级^[13, 35].如 Fisk 等^[13]用稳定同位素¹⁵N 对北极食物链(包括 6 种浮游生物、无脊椎动物、北极鳕、海鸟和环斑海豹)进行研究发现:POPs 的浓度和营养级存在很强的正相关关系;Kidd^[9]等对 DDT 在马拉维湖中浮游动物和水底石面水藻网中的研究发现: $\log \Sigma \text{DDT}(\text{ng g}^{-1} \text{ww}) = 0.20(\pm 0.03) \delta^{15}\text{N} - 0.87(\pm 0.18)$, $r^2 = 0.32$.上述结果表明:生物在食物链中的营养级越高,则体内积累的 POPs 越多^[9, 26].

但是,营养级是否是 POPs 的生物积累与生物放大产生的关键因素目前还存在一些争议. Olsson 等研究了 POPs 在河鲈体内的生物放大,发现小(体长 < 20 cm)的河鲈中虽然¹⁵N 有所增加(说明有营养级的增加),但是没有明显的生物放大发生;在大的河鲈(体长 > 20 ~ 25 cm)中随着营养级的增加有生物放大发生^[23].同时 Burreau 等用同位素¹⁵N 技术研究了 PCBs 和 PBDEs 在梭子鱼(*Esox lucius*)、河鲈(*Perca fluviatilis*)和石斑鱼(*Rutilus rutilus*)体内的生物放大发现,在同一种类中,不同大小的个体处于不同的营养级,如河鲈的体重超过 50 g 时,¹⁵N 的值接近常数 13‰,说明体重超过 50 g 的河鲈处于同一营养级(肉食性鱼类),所以当有机污染物在大的河鲈体内发生生物积累时,很难确定到底是营养级还是生物个体的大小或者是两者共同作用的结果^[26].上述结果都暗示了营养级并非是 POPs 在食物链中发生生物积累与生物放大的最关键因素,生物放大与生物个体的大小也密切相关.因此,Olsson 等认为不能仅靠营养级来解释 POPs 在食物链中发生的生物放大效应^[23].与此同时,有研究发现生物体的大小比营养级更能影响浮游动物 *E. glacialis* 体内 POPs 的浓度,因为 *E. glacialis* 的营养级比 *C. hyperboreus* 高,但是两种生物的大小及它们体内的 POP 浓度相似^[13].因此,生物发生积累与放大关键因素主要至

少包括营养级和生物个体大小.

2.3.2 食物链长度及结构 Whittle 等研究了食物链长短对生物放大的影响,结果表明,食物链的长度与生物放大系数成正比.生物放大系数在苏必利尔湖(Lake Superior)、安大略湖(Lake Ontario)、休伦湖(Lake Huron)、伊利湖(Lake Erie)中分别为 32.03、30.43、24.33 和 10.08,而食物链长短顺序为:苏必利尔湖 > 安大略湖 > 休伦湖 > 伊利湖.食物链长短顺序与生物放大系数的大小顺序一致说明:随着食物链的增长,POPs 浓度增加^[36].PCB153 和 DDE 在北海冰穴的食物链(包括浮游动物、深海无脊椎动物、北极鳕、海鸟、环斑海豹)的食物网生物放大因子(Food web and biomagnification factors, FWMFs)分别为 13.7 和 9.7.但是,如果不包括海鸟和环斑海豹, FWMFs 分别为 6.7 和 5.5^[13].同时,PCB153 和 DDE 在北极淡水食物链(只包括无脊椎动物和鱼)中的 FWMFs 分别为 4.4 和 4.5^[37].

不仅食物链的长度会影响 FWMF,食物链的结构同样会影响 POPs 在食物链中的积累与放大. Hebert 等对伊利湖中的鲱鸥(*Larus argentatus*)蛋中 PCBs 的含量进行检测,发现食物链结构的变化也会导致鲱鸥蛋中 PCBs 含量的变化,原因在于随着时间的变化,鲱鸥食物发生改变导致食物链结构发生变化,从而影响鲱鸥蛋中 PCBs 含量的变化.因此,Hebert 等建议,要正确解释所检测得到的污染物数据就必须考虑生态系统的动态特征和食物链结构变化^[22].上述研究结果均表明,POPs 的积累与放大受食物链长度(食物链越短 FWMF 就越小)和结构的影响.

2.3.3 生物所处生境 生物所处环境、辛醇-空气的分配系数 K_{OA} (Octanol-air partition) 和辛醇-水的分配系数 K_{OW} (Octanol-water partition) 影响着 POPs 在食物链中的积累与放大^[8, 13]. K_{OA} 和 K_{OW} 是 POPs 的两个重要参数,POPs 的积累与这两个参数密切相关:对于水生生物而言, K_{OW} 参数更重要;而对于陆生生物而言则是 K_{OA} 更重要.在水生食物链中,当 $\log K_{OW}$ 小于 5 时,POPs 将在食物链中发生生物积累但不会发生生物放大;在陆上食物链中,当 $\log K_{OW}$ 大于 2 和 $\log K_{OA}$ 大于 5 时,都有生物放大现象发生^[6].同时,有研究发现,水生哺乳动物相对于陆生哺乳类动物有较大的油脂储备器,更易受到污染物的污染,并具有较低的解毒能力,所以易于导致 POPs 的积累. Kidd 等人对马拉维湖(Malawi Lake)浮游食物网和水底食物网 DDT 浓度与¹⁵N 关系的研究表明:两种生境中 $\log \Sigma \text{DDT}$ 浓度对¹⁵N 的线性关系不同,浮游食物网(Pelagic food web)和深海食物网(Benthic food web)中 $\log \Sigma \text{DDT}$ 浓度对¹⁵N 的线性关系式分别如下: $\log \Sigma \text{DDT}(\text{ng g}^{-1} \text{ww})_{\text{pel}} = 0.28(\pm 0.04) \delta^{15}\text{N} - 1.15(\pm 1.25)$, $\log \Sigma \text{DDT}(\text{ng g}^{-1} \text{ww})_{\text{benth}} = 0.15(\pm 0.03) \delta^{15}\text{N} - 0.75(\pm 0.20)$ ^[9].上述研究结果均表明,生物积累与放大受有机体所处生境的影响.

2.3.4 其它影响因素 影响生物积累与生物放大的其它因素包括生物种类、血液在组织中的分布、油脂的量、性别和 POPs 的性质等^[6, 9, 13, 26, 32, 35].同种 POPs 在不同生物体内的情况不同,明显的表现在变温动物(如鱼)和恒温动物(如海鸟和哺乳类),BMFs 在恒温动物和变温动物中显著不同,原因可能是恒温动物需要较多的能量和食物,使得 BMFs 较大^[13, 35].同种 POPs 在同一有机体的各组织中的量不一样,这与血液在各

种组织中的分布程度有关^[38]. 油脂含量与生物体内 POPs 的量呈正相关, 例如 $\log \Sigma \text{DDT} (\text{ng g}^{-1} \text{ ww}) = 0.71 (\pm 0.09) \log \text{lipid} - 0.07 (\pm 0.06)$, $r^2 = 0.40$ ^[9]. 雌性狼中的生物积累系数比雄性的小, 原因是雌性生物通过产卵、母乳转移了一部分 POPs, 还有学者认为雄性生物的食物转化效率比雌性生物的低, 因此雄性生物必须摄取更多的食物才能获得与雌性生物一样的能量^[6, 26]. POPs 的性质比性别更能影响其在生物体内的积累与放大, 例如大部分高亲脂性的 POPs 在雄性生物中的量比在雌性生物中高, 但是, 有一些亲脂性低的 POPs (如 PCBs Nos. 28 和 52) 在雄性生物与雌性生物中的浓度没有变化.

2.4 生物积累与放大的相关模型

为了对 POPs 在食物链中积累与放大的特征、半衰期、生态学效应、时间变化、空间变化进行模拟, 更好的进行风险评估与控制, 需要建立 POPs 的生态学模型. 现在已经有一些模拟 POPs 在水生食物链中生物放大的模型, 这些模型很少考虑季节的变化, 但季节的变化会影响 POPs 在食物链中积累与放大的效应^[31]. 由于 POPs 在食物链中的生物积累与生物放大受多种因素的影响, 例如, PCB138 的增加偏离线性关系, 要想准确描述 POPs 在食物链中的半衰期, 如果只考虑营养级就会显得很单一. 所以现在有学者提出, 在对食物链中 POPs 生物放大进行模型模拟时, 不能只考虑营养级^[9, 31]. 关于 POPs 在陆生食物链中的积累与放大的模型不多, 这方面的资料比较缺乏, 并且这些模型很多都是靠经验获得, 没有经过田间验证, 现在还没有被采用. Kelly 等对 POPs 在北极食物链地衣类 (*Cladina rangiferina* 和 *Cetraria nivalis*) - 柳叶 (*Salix lauca*) - 驯鹿 (*Rangifer tarandus*) - 狼 (*Canis lupus*) 中的积累进行模拟. 这个模型包括一系列简单的公式, 把空气中 POPs 的浓度联系起来, 把模型用到野外去验证, 所以这是一个比较完善的能描述 POPs 在陆生食物链中积累的模型^[6].

3 展望

低营养级的生物在食物链中起着重要的作用, 但是很多学者在研究 POPs 在食物链中积累与放大时没有包括这些低营养级的生物. 例如浮游植物是初级生产者, 在有机污染物沿着水生生物食物链转移的过程中起着关键性的作用^[32]. 浮游动物特别是桡足类动物是浮游生物的消费者, 控制着浮游植物群落, 是更高营养级动物的直接或间接的食物来源, 因此在 POPs 沿着水生生态系统食物链转移的过程中起着重要的生态作用. 海洋无脊椎动物是紧密联系浮游植物和鱼类, 海鸟及其哺乳类的关键, 它们不仅向更高营养级有机体转移营养物质和也转移污染物^[28]. 另外, 许多头足类动物有高的经济价值, 在海洋生态系统中起着关键的作用, 是鱼和甲壳类的捕食者, 也是哺乳类, 海鸟和一些鱼的猎物, 头足类动物是重要的带毒者, 因为它会把有潜在危害的污染物带给海洋顶级捕食者, 头足类动物会积累很多 POPs. 消化腺在头足类动物能量代谢方面起着重要作用, 并且能够积累较高浓度的 PCBs, 但是关于软体动物的研究较少, 仅有少数学者研究了 PCBs 在这些软体动物体内的浓度和分布, 并且许多研究仅仅把整个软体动物作为它们捕食者的污染物来源来研究. 因此, 需要加强对 POPs 在完整食物链及低等生物组织中的积累与放大的研究.

迄今为止, 对 POPs 在水生环境中食物链中的研究已经完

善. 但是, 在陆生食物链中的研究很少, 特别是关于 POPs 在各种食物链中的行为特征 (如半衰期, 积累模型等) 研究很少. 人类经常以陆生动物为食, 研究 POPs 在陆生食物链中的生物积累与生物放大与人类密切相关, 具有很重要的意义. POPs 在陆生食物链中积累与放大的模型研究更需要加强, 这是一个近乎空白的研究领域, 还有待于更多的学者进行深入系统的研究.

影响 POPs 在食物链中积累与放大的因素比较复杂, 特别是营养级是否是 POPs 在食物链中积累与放大的关键因素至今尚未定论. 但是, 从研究结果来看, 影响 POPs 在食物链中积累与放大的因素很多, 生物积累与放大的模型研究必须考虑这些影响因素. 因此, 还需要对这些影响因素进行研究.

POPs 在全球广泛分布, 它们对全球生物的毒害作用已经引起人们的关注. 加强区域性食物链中 POPs 的生物积累与生物放大, 有利于更好掌握 POPs 的行为特征, 希望通过国际合作能够尽快清楚地阐明 POPs 的生态毒理风险, 找出治理 POPs 的有效方法, 为人类健康作出贡献.

References

- Katsoyiannis A, Samara C. Persistent organic pollutants (POPs) in the conventional activated sludge treatment process: Fate and mass balance. *Environ Res*, 2005, **97** (3): 245 ~ 257
- Nyman M, Bergknut M, Fant ML, Raunio H, Jestoi M, Bengs C, Murk A, Koistinen J, Bäckman C, Pelkonen O, Tysklind M, Hirvi T, Helle E. Contaminant exposure and effects in Baltic ringed and grey seals as assessed by biomarkers. *Mar Environ Res*, 2003, **55** (1): 73 ~ 99
- Roots O, Zitko V, Roose A. Persistent organic pollutant patterns in grey seals (*Halichoerus grypus*). *Chemosphere*, 2005, **60** (7): 914 ~ 921
- Jensen S, Johnels AG, Olsson M, Ottlerind G. DDT and PCB in marine animals from Swedish waters. *Nature*, 1969, **224** (216): 247 ~ 250
- Stapleton HM, Masterson C, Skubinna J, Ostrom P, Ostrom NE, Baker JE. Accumulation of atmospheric and sedimentary PCBs and toxaphene in a Lake Michigan food web. *Environ Sci & Technol*, 2001, **35** (16): 3287 ~ 3293
- Kelly BC, Gobas FAPC. An Arctic Terrestrial food-chain bioaccumulation model for persistent organic pollutants. *Environ Sci & Technol*, 2003, **37** (13): 2966 ~ 2974
- Kallenborn R. Persistent organic pollutants (POPs) as environmental risk factors in remote high-altitude ecosystems. *Ecotoxicol & Environ Saf*, 2006, **63** (1): 100 ~ 107
- Kelly BC, Gobas FAPC. Bioaccumulation of persistent organic pollutants in lichen-caribou-wolf food chains of Canada's Central and Western Arctic. *Environ Sci & Technol*, 2001, **35** (2): 325 ~ 334
- Kidd KA, Bootsma HA, Hesslein RH, Muir DCG, Hecky RE. Biomagnification of DDT through the benthic and pelagic food webs of Lake Malawi, East Africa: Importance of trophic level and carbon source. *Environ Sci & Technol*, 2001, **35** (1): 14 ~ 20
- Vander Pol SS, Becker PR, Kucklick JR, Pugh RS, Roseneau DG, Simac KS. Persistent organic pollutants in Alaskan murre (*Uria* spp.) eggs: Geographical, species, and temporal comparisons. *Environ Sci & Technol*, 2004, **38** (5): 1305 ~ 1312
- Dai TY (戴天有), Zeng YJ (曾燕君), Wei FS (魏复盛), Liu XD (刘咸德). The protracted organic pollutants. *Arid Environ Monitoring* (干旱环境监测), 2003, **17** (3): 160 ~ 165, 176
- Dai TY (戴天有), Zeng YJ (曾燕君), Wei FS (魏复盛), Liu XD (刘咸德). The protracted organic pollutants. *Arid Environ Monitoring* (干旱环境监测), 2003, **17** (4): 239 ~ 244
- Fisk AT, Hobson KA, Norstrom RJ. Influence of chemical and biologi-

- cal factors on trophic transfer of persistent organic pollutants in the northwater polynya marine food web. *Environ Sci & Technol*, 2001, **35** (4): 732 ~ 738
- 14 Dietz R, Riget F, Cleemann M, Aarkrog A, Johansen P, Hansen JC. Comparison of contaminants from different trophic levels and ecosystems. *Sci Total Environ*, 2000, **245** (1 ~ 3): 221 ~ 231
- 15 Moore MR, Vetter W, Gaus C, Shaw GR, Müller JF. Trace organic compounds in the marine environment. *Mar Poll Bull*, 2002, **45** (1 ~ 12): 62 ~ 68
- 16 Valle MD, Jurado E, Dachs J, Sweetman AJ, Jones KC. The maximum reservoir capacity of soils for persistent organic pollutants: Implications for global cycling. *Environ Poll*, 2005, **134** (1): 153 ~ 164
- 17 Barber JL, Sweetman AJ, Wijk DV, Jones KC. Hexachlorobenzene in the global environment: Emissions, levels, distribution, trends and processes. *Sci Total Environ*, 2005, **349** (1 ~ 3): 1 ~ 44
- 18 Rocque DA, Winker K. Biomonitoring of contaminants in birds from two trophic levels in the North Pacific. *Environ Toxicol & Chem*, 2004, **23** (3): 759 ~ 766
- 19 Falandysz J, Strandberg B, Strandberg L, Rappe C. Tris (4-chlorophenyl) methane and tris (4-chlorophenyl) methanol in sediment and food webs from the Baltic south coast. *Environ Sci & Technol*, 1999, **33** (4): 517 ~ 521
- 20 Atuma SS, Linder CE, Anderssonö, Bergh A, Hansson L, Wicklund-Glynn A. CB153 as indicator for congener specific determination of PCBs in diverse fish species from Swedish waters. *Chemosphere*, 1996, **33** (8): 1459 ~ 1464
- 21 Danis B, Bustamante P, Cotret O, Teyssié JL, Fowler SW, Warnau M. Bioaccumulation of PCBs in the cuttlefish *Sepia officinalis* from seawater, sediment and food pathways. *Environ Poll*, 2005, **134** (1): 113 ~ 122
- 22 Hebert CE, Hobson KA, Shutt JL. Changes in food web structure affect rate of PCB decline in herring gull (*Larus argentatus*) eggs. *Environ Sci & Technol*, 2000, **34** (9): 1609 ~ 1614
- 23 Olsson A, Valters K, Burreau S. Concentrations of organochlorine substances in relation to fish size and trophic position: A study on perch (*Perca fluviatilis* L.). *Environ Sci & Technol*, 2000, **34** (23): 4878 ~ 4886
- 24 Kiriluk RM, Servos MR, Whittle DM, Cabana G, Rasmussen JB. Using ratios of stable nitrogen and carbon isotopes to characterize the biomagnification of DDE, mirex, and PCB in a Lake Ontario pelagic food web. *Can J Fisheries & Aquatic Sci*, 1995, **52** (12): 2660 ~ 2674
- 25 Kidd KA, Schindler DW, Hesslein RH, Muir DCG. Correlation between stable nitrogen isotope ratios and concentrations of organochlorines in biota from a freshwater food web. *Sci Total Environ*, 1995, **160/161**: 381 ~ 390
- 26 Burreau S, Zebühr Y, Broman D, Ishaq R. Biomagnification of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) studied in pike (*Esox lucius*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) from the Baltic Sea. *Chemosphere*, 2004, **55** (7): 1043 ~ 1052
- 27 Borgå K, Fisk AT, Hoekstra PF, Muir DC. Biological and chemical factors of importance in the bioaccumulation and trophic transfer of persistent organochlorine contaminants in Arctic marine food webs. *Environ Toxicol & Chem*, 2004, **23** (10): 2367 ~ 2385
- 28 Hoekstra PF, O'Hara TM, Teixeira C, Backus S, Fisk AT, Muir DCG. Spatial trends and bioaccumulation of organochlorine pollutants in marine zooplankton from the Alaskan and western Canadian Arctic. *Environ Toxicol & Chem*, 2002, **21** (3): 575 ~ 583
- 29 Naso B, Perrone D, Ferrante MC, Bilancione M, Lucisano A. Persistent organic pollutants in edible marine species from the Gulf of Naples, Southern Italy. *Sci Total Environ*, 2005, **343** (1 ~ 3): 83 ~ 95
- 30 Binelli A, Provini A. POPs in edible clams from different Italian and European markets and possible human health risk. *Mar Poll Bull*, 2003, **46** (7): 879 ~ 886
- 31 Olsson A, Valters K, Burreau S. Concentrations of organochlorine substances in relation to fish size and trophic position: A study on perch (*Perca fluviatilis* L.). *Environ Sci & Technol*, 2000, **34** (23): 4878 ~ 4886
- 32 Wang XH, Wang WX. Uptake, absorption efficiency and elimination of DDT in marine phytoplankton, copepods and fish. *Environ Poll*, 2005, **136** (3): 453 ~ 464
- 33 Liem AKD, Furst P, Rappe C. Exposure of populations to dioxins and related compounds. *Food Additives & Contam*, 2000, **17** (4): 241 ~ 259
- 34 Winters D, Cleverly D, Meier K, Dupuy A, Byrne C, Deyrup C, Ellis R, Ferrario J, Harless R, Leese W, Lorber M, McDaniel D, Schaum J, Walcott J. A statistical survey of dioxin-like compounds in United States beef: A progress report. *Chemosphere*, 1995, **32** (3): 469 ~ 478
- 35 Muir D, Braune B, DeMarch B, Norstrom R, Wagemann R, Lockhart L, Hargrave B, Bright D, Addison R, Payne J, Reimer K. Spatial and temporal trends and effects of contaminants in the Canadian Arctic marine ecosystem: A review. *Sci Total Environ*, 1999, **230** (1 ~ 3): 83 ~ 144
- 36 Whittle DM, Kiriluk RM, Carswell AA, Keir MJ, MacEachen DC. Toxaphene congeners in the Canadian Great Lake basin: Temporal and spatial food web dynamics. *Chemosphere*, 2000, **40** (9 ~ 11): 1221 ~ 1226
- 37 Kidd KA, Hesslein RH, Ross BJ, Koczanski K, Stephens GR, Muir DCG. Bioaccumulation of organochlorines through a remote freshwater food web in the Canadian Arctic. *Environ Poll*, 1998, **102** (1): 91 ~ 103
- 38 Metcalfe C, Metcalfe T, Ray S, Paterson G, Koenig B. Polychlorinated biphenyls and organochlorine compounds in brain, liver, and muscle of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the Arctic and St Lawrence estuary. *Mare Environ Res*, 1999, **47** (1): 1 ~ 15