

地表水体中重金属类内分泌干扰物的环境行为

张 翠 , 毕春娟 , 陈振楼 , 许世远

(华东师范大学地理信息科学教育部重点实验室 , 上海 200062)

摘要 重金属中的 Hg、Cd、Pb 是环境内分泌干扰物的重要组成部分。我国各水系中普遍存在着重金属类内分泌干扰物的污染现象 , 更值得注意的是饮用水源地污染也较为常见。简要阐述我国地表水体中重金属类内分泌干扰物的污染现状 , 介绍了重金属类内分泌干扰物在悬浮颗粒物/水界面和沉积物/水界面之间的迁移转化行为及其影响因素 , 概述它们在水生生物食物链中的转化过程。

关键词 地表水体 ; 重金属 ; 内分泌干扰物 ; 环境行为 ; 综述

中图分类号 : X52 文献标识码 : A 文章编号 : 1004-693X(2008)02-0001-05

Environmental behavior of endocrine disrupters consisting of heavy metals in surface water

ZHANG Cui , BI Chun-juan , CHEN Zhen-lou , XU Shi-yuan

(Key Laboratory of Geographic Information Science , Ministry of Education , East China Normal University , Shanghai 200062 , China)

Abstract : Hg , Cd and Pb are major constituents of environmental endocrine disrupters (EEDs). Pollution from EEDs consisting of heavy metals exists in various river systems in China , even in drinking water source areas . This problem was briefly described . The transfer and transformation of heavy metals at the suspended particulate/water interface and the sediment/water interface as well as influencing factors were described . The transformation of heavy metals in the aquatic food chain was also summarized in this paper .

Key words : surface water ; heavy metal ; endocrine disrupters ; environmental behavior ; review

环境内分泌干扰物(environmental endocrine disruptors , 简称 EEDs)是指环境中存在的能干扰人类或动物内分泌系统诸环节并导致异常效应的物质 , 又被称为“ 内分泌干扰化学物”(endocrine disrupting chemicals 或 endocrine disrupters)。这些物质可以通过模拟或抑制内源性激素 , 影响激素受体家族 , 干扰内源性激素的产生 , 从而改变内分泌与生殖系统的正常功能^[1]。从 20 世纪 90 年代到本世纪初近 20 年的时间里 , EEDs 已成为国内外研究的热点问题 , 欧盟、美国、日本、经济合作与发展组织(OECD)以及世界野生动物基金会(WWF)等组织在环境 EEDs 的筛选、暴露、危害以及作用机制等方面已取得了比较大的成果^[2]。

重金属中的汞(Hg)、铅(Pb)、镉(Cd)是目前已经筛选出的 EEDs 的一个重要组成部分 , 广泛分布于自然环境中 , 具有相当高的稳定性、难降解性、可蓄积性和毒性等 , 是重要的环境污染物质 , 已引起世界各国的高度重视。地表水体是人类赖以生存的重要自然资源之一 , 又是人类生态环境的重要组成部分和物质生物地球化学循环的储库 , 一方面部分水体作为饮用水会直接影响人类健康 ; 另一方面 , 作为鱼虾等水生动物的生存环境和土壤作物的灌溉用水 , 地表水体又可以通过食物链的传递作用间接影响到人类健康。因此 , 研究地表水体中重金属类 EEDs 的环境行为意义重大。本文重点论述了重金属类 EEDs 在地表水体中的环境行为 , 主要包括重金属类

EEDs 的界面吸附/解吸行为及影响因素和在水生食物链中的迁移转化行为。

1 我国地表水体中重金属类内分泌干扰物的污染现状

1.1 地表水体中重金属类 EEDs 的来源与危害

受人类活动的影响,地表水环境中重金属类 EEDs 的来源主要包括生活污水、工业废水、农药化肥的施用、土壤和垃圾场径流、街道灰尘降雨径流、污染河流底泥的释放和大气沉降等。刁维萍等^[3]指出在一些西方国家,如美国、英国、丹麦、波兰等水体重金属污染的原因主要是电镀、金属熔炼、造船、化工、采矿、冶炼等;而在一些发展中国家,如印度,由于工业比较落后,农业仍然是国家的支柱产业,因此化肥、农药等污染源广泛,是重金属污染物的主要来源。

重金属类 EEDs 在水体中积累到一定的程度就会对水体-水生植物-水生动物系统产生严重危害,并可能通过食物链直接或间接地影响到人类的自身健康。汞具有很强的毒性,影响人体的生殖腺和甲状腺的分泌功能^[4],有机汞比无机汞毒性更大,表现为损害细胞内酶系统蛋白质巯基,损伤动物及人体的神经系统,日本发生的水俣病就是一例,镉的内分泌干扰效应表现在干扰人的雌激素分泌^[4],有毒且在体内滞留时间长,在骨骼中的滞留半衰期是 38 a,有组织累积并有致癌性^[5],铅的毒性主要表现为抑制血红蛋白合成,损害造血和心血管系统、神经系统和肾脏,干扰人体生殖腺的分泌^[4]。因此,可以说地表水体中重金属类 EEDs 对人类健康危害很大,已经成为当今世界上最严重的环境问题之一。

1.2 我国地表水体中重金属类 EEDs 的污染现状

人类活动产生的污染物排放已经改变了重金属类 EEDs 在河流沉积物中的自然分布规律。许多研究资料表明,我国各大水系均存在着不同程度的重金属污染^[6-8]。如黄河水系段分别受 Cd、Pb 元素的污染^[7],长江三峡库区受 Hg 污染较严重,Cd、Pb 污染也比较普遍^[9],珠江口水系的主要重金属污染物为 Cd、Hg^[6,8]。我国东部是地表水体主要分布地区,其重金属类 EEDs 污染亦非常普遍。吉林省内的松花湖,与 20 世纪 80 年代初相比,沉积物重金属特别是 Hg 的污染有加重趋势,Cd、Pb 含量分别为背景值的 3.9 和 2.6 倍^[10]。山东省南四湖中的南阳湖、独山湖和朝阳湖沉积物均受 Hg 污染较严重,其中独山湖沉积物 Pb 有超标现象^[11]。Cd 是京杭大运河沉积物中潜在生态危害最大的元素^[12]。江苏省地表水体受 Hg 的污染最普遍,如太湖沉积物^[13]。我

国西南部的黔西北地区河流受到 Pb 严重污染^[14]。华南沿海地区深圳的部分河流重金属类 EEDs 污染的顺序是 $Cd > Hg > Pb$ ^[6]。同时,我国近海水体重金属类 EEDs 的污染也普遍存在,如我国渤海海域中,Pb、Hg 质量浓度分别达到 32.6 mg/L 和 0.1 mg/L,且仍在不断增加^[15],福建沿海河口港湾沉积物存在 Pb 污染现象^[16]。

我国饮用水源地 Hg、Pb、Cd 的水体污染现象也很普遍,如高继军等^[5]对北京市城区的饮用水中 Hg、Cd 浓度的调查研究表明:Hg 的非致癌健康风险最大,朱红云等^[17]对江苏长江干流的 26 个饮用水源水质的调查结果表明,在统计的 23 个水源地中检出含 Hg、Pb 的水源地占 91.3%,含 Cd 的水源地占 73.9%,个别水源地还出现 Hg、Pb 超标现象。而我国饮用水源地重大重金属类 EEDs 污染事件也时有发生,如 2005 广东韶关北江的镉污染事件,2006 年 9 月湖南新马村饮用水镉污染造成 150 位村民中毒。可见,饮用水源地的重金属类 EEDs 严重威胁着居民的饮水安全。

2 地表水环境中重金属类内分泌干扰物的环境行为

重金属类 EEDs 在水体中不易被微生物降解,可以发生各种形态(溶解态、悬移态、沉积态)之间的相互转化,并通过各种生物物理化学过程发生迁移。发生在悬移质/水界面和沉积物/水界面的各种物理、化学和生物过程,如吸附/解吸、溶解/沉淀、絮凝/解絮、固定/释放等过程,成为影响水环境中重金属类 EEDs 迁移的主导因素。近年来大多数的研究主要集中在吸附/解吸过程动力学的模拟及其影响因素方面。因此本文主要介绍悬浮颗粒物/水界面及沉积物/水界面之间的重金属类 EEDs 吸附/解吸行为以及食物链中重金属类 EEDs 的迁移转化过程。

2.1 重金属类 EEDs 的界面吸附/解吸行为及其影响因素

进入地表水环境中的重金属类 EEDs 能够被水体中的固体物质,主要是泥沙颗粒所吸附,这是重金属由液相转入固相的主要途径,因此在很大程度上可以说颗粒物的吸附、絮凝、沉积和迁移过程决定着重金属的去向和归宿。

重金属在水与固体颗粒物之间的环境行为是一颗颗粒物对重金属的吸附/解吸的平衡过程,当吸附反应速率高于解吸反应速率时,整个反应就表现为吸附作用,反之为解吸作用。由于吸附/解吸过程的方式多、机理复杂,因此水环境中颗粒物对重金属的吸附/解吸受多种因素的影响,主要包括泥沙粒度、泥

沙活性组分和水体的理化性质(如水的 pH 值、温度、矿化度)等^[9,14]。

2.1.1 泥沙粒径的影响

泥沙粒径对重金属的吸附/解吸过程有很大影响,大部分研究资料显示,粒径越小对重金属的吸附能力越大,这是因为沉积物的粒径越小,饱和吸附量越大^[18-19]。如刘俐等^[20]的研究表明在渤海湾表层沉积物中黏粒复合体中 Pb 含量是粗砂中的 2.3 倍, Cd 是粗砂的 3.8 倍;Zhao 等^[21]通过对英国 Severn 河的沉积物的研究发现,沉积物中 Pb 的浓度与粉砂/黏土级沉积物有很好相关性;陈静生^[22]对我国东部河流表层沉积物的研究结果表明, Cd、Pb 的含量与沉积物中小于 $2\mu\text{m}$ 黏土粒级和 $2\sim 8\mu\text{m}$ 细粒含量呈正相关。

但同时一些研究也发现重金属含量与粒径之间的关系也有例外,如 Zhao 等^[21]发现 Severn 河中沉积物中 Cd 的分布与粒径分布之间没有相关关系,在黄河沉积物大于 $63\mu\text{m}$ 的颗粒中,粗颗粒泥沙对重金属的吸附能力又有加强的趋势^[18]。通过文献调查,推测可能的原因是粒径仅为颗粒物吸附/解吸行为的影响因素之一,在某种特定的地理环境中粒径影响作用不显著,而更大程度上受其他因素的干扰,如颗粒物的成分组成、水体的理化性质等。

2.1.2 泥沙性质的影响

在泥沙的组分中,有机质、水成矿物和黏土矿物是沉积物中起吸附作用的主要部分^[23]。吴攀等^[14]的研究也指出重金属的形态分布与沉积物中黏土矿物、有机质、Fe-Mn 氧化物含量等有关。有机质可以与一系列金属离子形成简单络合物及混合配位络合物,有机质存在下吸附能力大大增强^[24],如 Jain 等^[24]发现印度 Hindon 河河床沉积物及悬浮泥沙中有机质含量与 Pb 的含量有很好的正相关关系;陈静生^[22]的研究得出 Pb、Cd 的含量与沉积物中铝氧化物含量的相关性最好;张淑香等^[23]的研究发现沉积物的黏粒部分对 Cd 的贡献率达到 49%,有机质对 Pb 有较强的吸附能力,无定型氧化铝对 Hg 有较强的吸附作用。

另外,很多学者还致力于沉积物中酸可挥发硫化物(acid volatile sulfide, AVS)对重金属迁移转化影响的研究,这类物质对重金属在水与沉积物间的分配行为有决定性影响,许多金属可以与其紧密结合,由于硫化物的溶解度很低,这一过程能明显降低沉积物中重金属的移动性^[26]。

2.1.3 水体理化性质的影响

水体的理化性质如 pH 值、矿化度、温度、水流紊动强度等是悬浮颗粒物/水和沉积物/水界面之间

重金属类 EEDs 迁移转化的重要影响因素之一。

a. pH 值能够制约重金属的溶解度、影响胶体的表面吸附特征、控制沉积物表面的各种吸附反应等^[27],较低的 pH 值有利于重金属从沉积物中的解吸^[28]。例如,李鱼等^[29]发现在 pH 值为 2 时, Pb、Cd 的释放能力最强。

b. 水温度的变化能够引起多个因素的变化^[30],从而影响水体中不同介质之间的重金属的吸附/解吸行为。李然等^[19]认为当温度升高,吸附速率增大,解吸速率减小;余海燕^[28]指出:一般在温度较低时,随着温度升高吸附量增加,当到达一定温度时,随温度升高吸附量下降;何江等^[7]研究了黄河沉积物对 Cd^{2+} 的吸附,结果表明,温度降低不利于 Cd^{2+} 的吸附。

c. 天然水体的矿化度即水体中的主要离子 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Na^{+} 、 K^{+} 等共存离子会对重金属离子产生竞争吸附^[30]。李利民等^[31]的研究表明在 Cd^{2+} 在盐度较高的水体中被吸附程度减弱;Hansen 等^[32]研究发现, Cd 在 Chapala 湖沉积物上吸附程度主要依赖电解质类型和浓度。

d. 水流紊动强度一般与重金属吸附/解吸呈正线性相关^[28],在水流紊动强度较弱时,吸附速率很小;在紊动强度较高时,泥沙解吸重金属,污染水质^[33]。如从湖区的入水断面到出水断面 Cd 从溶解态向颗粒态转移^[34]。

重金属类 EEDs 在悬浮颗粒物/水及沉积物/水界面之间的环境化学行为是一个复杂的过程,影响因素也很多,除上述因素以外,还有沉积物厚度、沉积物污染浓度、水相离子初始浓度^[35]、时间^[28]等,因此,不同条件下的水体对重金属类 EEDs 具有不同的吸附解吸特性。

2.2 水生食物链中重金属类 EEDs 的迁移转化

水体中重金属类 EEDs 会被水生生物吸收、聚集,通过食物链由低营养级进入高营养级,由于重金属类 EEDs 具有高毒性、持久性、不易降解性等特点,并且在某种情况下可以转化为毒性更大的金属有机化合物,所以这类物质一旦进入食物链循环就会对水生生物和人类的健康产生极大危害。

2.2.1 水生生物对重金属类 EEDs 的吸收

水生生物对重金属类 EEDs 的吸收分为水生植物的吸收和水生动物的吸收。重金属类 EEDs 吸附在水生植物表面,通过渗透、呼吸等作用进入生物体内部,一般吸附量随着吸附时间的增长而增多。重金属类 EEDs 在水生动物体内的积累,通常认为经过下列途径:一是经过鳃等呼吸器官不断吸收溶解在水中的重金属离子,然后通过血液循环输送到体

内的各个部位,或积累在表面细胞之中;二是在摄食时,水体或残留在饵料中的重金属通过消化道进入体内,此外,体表与水体的渗透交换作用也可能是重金属进入体内的一个途径^[36]。

2.2.2 水生生物对重金属类 EEDs 的积累

水生生物吸收的重金属污染物通过自身的消化排泄等作用之后,在体内会有一部分残留量,对动物而言,由于不同的水生动物的食物来源不同,重金属生物残留量也有所不同。同时不同组织对不同的重金属也具有高度选择性,肾脏和肝脏由于可以快速大量合成金属硫蛋白使重金属得以大量蓄积,所以成为重金属蓄积的重要器官,如 Cd 在肝脏中的蓄积量较高,鱼鳞中 Hg 含量较高,内脏 Pb 含量较高,鱼肉中 Hg、Cd 的含量均较低^[37];浮游鱼类鳃中 Hg 的蓄积量也较低,但在底栖鱼类腮中的含量较高,江锦花^[38]的研究表明在黑鲟的肝、鳃、肠、鳍、肌肉 5 种组织中, Cd 在黑鲟鳃中含量最高,而 Pb 则在鳍中富集最多,肌肉中的含量均较低。

王文雄等^[39]指出,重金属沿着底栖或浮游生物食物链的传递过程中,经过不同的营养级浓度会被生物放大还是稀释,不同的食物链或重金属有不同的规律,但是对某些重金属人们已经有了较深入的了解。例如 Kennish^[40]指出,在浮游植物→浮游动物→鱼类这一浮游生物食物链的传递过程中, Cd 的浓度通常会随着营养级的升高而降低, Hg 却相反。Ruangsomboon 等^[41]的试验也得出了同样的结论。但王文雄的研究却发现在深海缩甲虾 (*Systellaspisdebilis*) 体内 Cd 的浓度就远比食物中的含量高,其解释为金属在生物体内的浓度可能与生物蓄积金属的特定生理方式有关^[39]。以上研究结果说明,不同重金属在不同食物链中的累积尚没有形成统一的规律,因此这方面的工作还需要进一步的研究。

重金属在水体中的迁移转化除上述过程以外,还有悬移质与沉积物之间的重金属的环境行为;另外还有生物过程即生物摄取、富集重金属、重金属的甲基化等以及水体中重金属通过水面向空气中迁移的气态迁移等过程^[35]。重金属在水体中的各种迁移转化过程同时发生,综合作用。研究其在河流中的迁移转化规律时,必须正确综合考虑各个过程及其影响因素。

3 展 望

地表水资源特别是饮用水源与人类关系密切,因此对其中的重金属类 EEDs 进行研究的意义重大,国外对这类物质进行了系统研究,并且在筛选与

检测、危害鉴定污染因子以及制定优先名录等方面取得了很大的成果^[2]。我国在这方面的研究也逐渐受到重视,但总体上比较薄弱,还处于起步阶段,因此针对我国的研究现状,提出以下在这方面工作的研究展望:

a. 饮用水源地与人类健康的关系重大,而重金属类 EEDs 具有高毒性、难降解性和持久性等,因此对人类健康产生很大的威胁,而我国在饮用水源地重金属类 EEDs 方面的研究重视不足,有待进一步的加强。

b. 重金属类内分泌干扰物在水生食物链中的迁移转化直接影响人类的饮食安全,而对其规律的研究我国还处于起步阶段,同时由于研究结果的复杂性使其对规律的掌握也存在一定的难度,因此在这方面的研究也是将来重金属类 EEDs 研究的一大方向。

c. 通过查阅文献资料发现,在水-沉积物系统中,重金属的赋存形态更大程度上决定了重金属的环境行为和生物效应^[11],因此应进一步加强对重金属赋存形态方面的研究工作。

参考文献:

- [1] 刘先利,刘彬,邓南圣.环境内分泌干扰物研究进展[J].上海环境科学,2003,23(1):57-64.
- [2] 丁剑,张剑波.国际环境内分泌干扰物研究策略与现状[J].环境保护,2004(12):54-58.
- [3] 刁维萍,倪吾钟,倪天华,等.水环境重金属污染的现状及其评价[J].广东微量元素科学,2004,11(3):1-5.
- [4] 任仁,黄俊.哪些物质属于内分泌干扰物(EDCs)[J].安全与环境工程,2004,11(3):7-10.
- [5] 高继军,张力平,黄圣彪,等.北京市饮用水源水重金属污染物健康风险的初步评价[J].环境科学,2004,25(2):47-50.
- [6] 贾振邦,赵智杰,杨小毛,等.洋涌河、茅洲河和东宝河沉积物中重金属的污染及评价[J].环境化学,2001,20(3):212-219.
- [7] 何江,王新伟,李朝生,等.黄河包头段水-沉积物系统中重金属的污染特征[J].环境科学学报,2003,23(1):53-57.
- [8] CHEUNG K C, POON B H T, LAN C Y, et al. An assessment of metal and nutrient concentrations in river water and sediment collected from the cities in the Pearl River Delta[J]. South China: Chemosphere, 2003, 52: 1431-1440.
- [9] 腾彦国,倪师军,虞先国,等.攀枝花地区河流沉积物的重金属污染研究[J].长江流域资源与环境,2003,12(6):569-573.
- [10] 王宁,朱颜明.松花湖水源地重金属非点源污染调查[J].中国环境科学,2000,20(5):419-421.

- [11] YANG Li-yuan , SHEN Ji , ZHANG Zu-lu , et al. Human influence on heavy M et al distribution in the upper Lake Nansi sediments , Shandong Province [J]. Chinese Journal of Geochemistry 2004 23 (2) :177-185.
- [12] 何云峰 , 朱广伟 , 陈英旭 , 等 . 运河(杭州段)沉积物中重金属的潜在生态风险研究 [J]. 浙江大学学报 : 农业与生命科学版 2002 28 (6) :669-674.
- [13] 戴秀丽 , 孙成 . 太湖沉积物中重金属污染状况及分布特征探讨 [J]. 上海环境科学 2001 20 (2) :71-74.
- [14] 吴攀 , 刘丛强 , 张国平 , 等 . 碳酸盐岩矿区河流沉积物中重金属的形态特征及潜在生态风险 [J]. 农村生态环境 2004 20 (3) :28-31.
- [15] 张小林 . 渤海海域海水/沉积物中铅、镉、汞、砷污染调查 [J]. 黑龙江环境通报 2001 5 (3) :87-90.
- [16] 徐茂泉 , 李超 , 裴红娜 , 等 . 厦门海沧周边海域表层沉积物中重金属的地球化学特征 [J]. 厦门大学学报 : 自然科学版 2001 40 (3) :758-763.
- [17] 朱红云 , 杨桂山 , 董雅文 . 江苏长江干流饮用水源地生态安全评价与保护研究 [J]. 资源科学 2004 26 (6) :90-96.
- [18] 黄岁梁 , 万兆惠 , 王兰香 . 天然河流重金属污染物吸附自净现象的模拟试验研究 [J]. 泥沙研究 1994 (2) :35-45.
- [19] 李然 , 李嘉 , 赵文谦 . 水环境中重金属污染研究概述 [J]. 四川环境 1997 16 (1) :18-22.
- [20] 刘俐 , 宋存义 , 熊代群 , 等 . 渤海湾表层沉积物重金属在不同粒级有机-矿质复合体中的分布 [J]. 环境科学研究 2006 19 (1) :75-79.
- [21] ZHAO Y , MARRIOTTA S , ROGERS A J , et al. A preliminary study of heavy metal distribution on the floodplain of the River Severn , UK by a single flood event [J]. The Science of the Total Environment 1999 243/244 :219-231.
- [22] 陈静生 . 中国东部河流沉积物中重金属含量与沉积物主要性质的关系 [J]. 环境化学 1996 15 (1) :8-14.
- [23] 张淑香 , 依艳丽 , 刘孝义 . 二道坊河沉积物中重金属等元素富集特征的研究 [J]. 应用生态学报 1997 8 (5) :553-556.
- [24] JAIN C K , SHARMA M K. Distribution of trace metals in the Hindon River system , India [J]. Journal of Hydrology 2001 , 253 :81-90.
- [25] BERTIN C , BOURY A C M. Trends in the heavy metal content of river sediments in the drainage basin of smelting activities [J]. Wat Res 1995 29 :1729-1736.
- [26] 文湘华 , ALLEN H E. 乐安江沉积物酸可挥发硫化物含量及溶解氧对重金属释放特性的影响 [J]. 环境科学 1997 18 (4) :32-34.
- [27] 庄云龙 , 石秀春 , 张荣亮 . 重金属在沉积物系统中吸附行为的研究进展 [J]. 四川环境 2002 21 (2) :13-17.
- [28] 余海燕 . 河湖沉积物对重金属吸附-解吸的研究概况 [J]. 化学工程师 2005 (7) :30-33.
- [29] 李鱼 , 刘亮 , 董德明 , 等 . 城市河流淤泥中重金属的生物可利用性 [J]. 吉林大学学报 : 理学版 2003 41 (1) :106-110.
- [30] 孙卫玲 , 倪晋仁 . 泥沙吸附重金属研究中的若干关键问题 [J]. 泥沙研究 2003 (6) :53-59.
- [31] 李利民 , 郭益群 , 胡青 , 等 . 黄河泥沙对某些重金属离子的特性吸附及影响因素 [J]. 环境科学研究 1994 7 (5) :12-16.
- [32] HANSEN A M , MAYA P. Adsorption-desorption behaviors of Pb and Cd in Lake Chapala , Mexico [J]. Environment International 1997 23 (4) :554-564.
- [33] 黄岁梁 , 万兆惠 , 王兰香 . 天然河流重金属污染物吸附自净现象的模拟试验研究 [J]. 泥沙研究 1994 (2) :35-45.
- [34] 王利红 , 汤福隆 , 胡岭 . 小南湖水体中铜、锰、锌和镉的迁移和积累特性 [J]. 环境科学与技术 1999 18 (1) :44-46.
- [35] BARROW N J. A brief discussion on the effect of temperature on the reaction of inorganic ions with soil [J]. Journal of Soil Science 1992 43 (1) :37-45.
- [36] 赵红霞 , 周萌 , 詹勇 , 等 . 重金属对水生动物毒性的研究进展 [J]. 中国兽医杂志 2004 40 (4) :39-41.
- [37] ZAUKE G P , SAVINOV V M , RITTERHOFF J , et al. Heavy metals in fish from the Barents Sea [J]. The Science of the Total Environment 1999 227 :161-173.
- [38] 江锦花 . 重金属在黑鲟 5 种组织器官中的积累、分布及环境效应 [J]. 中国水产 2005 (7) :69-71.
- [39] 王文雄 , 潘进芬 . 重金属在海洋食物链中的传递 [J]. 生态学报 2004 24 (3) :599-604.
- [40] KENNISH M J. Practical handbook of estuarine and marine pollution [C] // The CRC Marine Science Series . Boca Raton : CRC Press 1997 :524.
- [41] RUANGSOMBOON S , WONGRAT L. Bioaccumulation of cadmium in an experimental aquatic food chain involving phytoplankton (*Chlorella vulgaris*) , zooplankton (*Moina macrocopa*) , and the predatory catfish *Clarias macrocephalus* × *C. gariepinus* [J]. Aquatic Toxicology 2006 78 :15-20.

(收稿日期 2006-12-12 编辑 高渭文)

