

新疆地表水体重金属生态风险评估

李 强¹, 刘云庆¹, 陈望香¹, 王兴磊¹, 周晓花¹, 冯伟莹^{2*} (1.伊犁师范学院, 新疆 伊宁 835000; 2.中国环境科学研究院, 环境基准与风险评估国家重点实验室, 北京 100012)

摘要: 系统分析新疆主要地表水体中重金属暴露特征, 并基于可利用的毒性数据, 采用安全阈值法(MOS₁₀)评价了水体中 6 种典型重金属对水生生物的生态风险。结果表明: 新疆地表水重金属暴露浓度平均顺序为 Ni>Zn>Cu>Cr>Cd>Pb, 均值都未超过世界卫生组织(WHO)饮用水健康标准。重金属生态风险评估结果表明, 短期暴露下, 6 种重金属的 MOS₁₀ 均大于 1, Cr、Cd、Cu、Pb、Ni 和 Zn 暴露浓度超过影响 10% 的水生生物的概率分别为 9.95%、9.40%、9.40%、1.72%、6.08% 和 0, 说明 6 种重金属对水生生物的短期生态风险较小; 长期暴露下, Zn 的 MOS₁₀ 大于 1, Cr、Cd、Cu、Pb 和 Ni 的 MOS₁₀ 均小于 1, Cr、Cd、Cu、Pb、Ni 和 Zn 暴露浓度超过影响 10% 的水生生物的概率分别为 15.40%、12.01%、24.80%、15.70%、98.25% 和 0, 说明 Zn 的生态风险较低, Cr、Cd、Cu、Pb 和 Ni 对水生生物具有长期潜在的生态风险, 且 6 种重金属对水生生物的生态风险大小依次为 Ni>Cu>Pb>Cr>Cd>Zn。

关键词: 新疆区域; 水体; 重金属; 生态风险评估

中图分类号: X824 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2018)05-1913-10

Ecological risk assessment of heavy metals in water of Xinjiang Area. LI Qiang¹, LIU Yun-qing¹, CHEN Wang-xiang¹, WANG Xing-lei¹, ZHOU Xiao-hua¹, FENG Wei-ying^{2*} (1.Yili Normal University, Yining 835000, China; 2.State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China). *China Environmental Science*, 2018,38(5): 1913~1922

Abstract: The exposure characteristics of heavy metals in surface aquatic environments of Xinjiang area were analyzed, the safety threshold method was employed to evaluate the ecological risks of 6 kinds of typical heavy metals. The results showed that the average order of heavy metals exposure concentration was Ni>Zn>Cu>Cr>Cd>Pb, all heavy metals under the health standards for drinking water of WHO. The ecological risk assessment of heavy metals showed that MOS₁₀ of six heavy metals were more than one, the probability of exposure concentrations (Cr, Cd, Cu, Pb, Ni and Zn) more than the concentrations of affecting 10% aquatic organisms were 9.95%, 9.40%, 9.40%, 1.72%, 6.08% and 0, the ecological risk to aquatic organisms was negligible for a short time respectively. Nevertheless, for a long time, MOS₁₀ of Zn were more than one, MOS₁₀ of Cr, Cd, Cu, Pb and Ni were less than one, respectively. The probability of exposure concentrations (Cr, Cd, Cu, Pb, Ni and Zn) more than the concentrations of affecting 10% aquatic organisms were 15.40%, 12.01%, 24.80%, 15.70%, 98.25% and 0, which revealed that ecological risk of Zn was negligible, and ecological risks of Cr, Cd, Cu, Pb and Ni were higher on aquatic organisms, and the ecological risk of six main heavy metals was in order Ni>Cu>Pb>Cr>Cd>Zn.

Key words: Xinjiang area; water; heavy metals; ecological risk assessment

重金属是表征环境质量的重要指标, 与健康状况息息相关^[1-3]。一般天然水体中重金属原有的浓度不会对其中的水生生物构成威胁, 但由于人类工农业生产活动产生的重金属废水的排放, 使得天然水体中的重金属含量不断增加^[4]。进入水体的重金属通过絮凝或沉淀作用, 多数会进入沉积物中, 但沉积物中的重金属也会在一定条件下重新释放进入水体^[5-6]。重金属不仅对

水生生物构成威胁, 而且也会通过食物链累积到较高浓度, 最终危害人体健康^[2]。

在我国, 重金属污染研究主要集中于中、东部经济发达地区^[7-10], 在生态环境极为脆弱的西北干旱区, 近年来随着人类活动强度和范围的不

收稿日期: 2017-10-15

基金项目: 伊犁师范学院 2016 年度科研项目资助(2016YSYB03)

* 责任作者, 助理研究员, feng_weiyang@126.com

断增大,人为污染物的排放正不断加剧绿洲河流、沉积物和沿岸土壤环境的重金属污染^[11-13].新疆属于内陆干旱、半干旱气候,水资源相对短缺,有关研究表明,随着区域经济开发的不断深入,地表水水质因受人类污染的影响而有所下降,水安全受到威胁,如伊犁河流域地区发生过重金属污染现象^[14],天山中部和东部部分地区地表水体重金属含量增高^[15-16],但目前对新疆水环境质量缺乏整体性认识,有关水体重金属污染在整体上的风险程度认识不足,因此有必要加大对新疆区域水体中重金属污染与生态风险的研究.目前,评价重金属的生态风险方法有很多,本研究使用概率生态风险评价法(PERA),与普通商值法相比,其从生态系统多样性的角度出发,降低了数据的不确定性水平,综合考虑了污染物对环境多数生物的毒性效应^[17].

本研究对新疆主要地表水体中典型重金属镉(Cd),铬(Cr),铜(Cu),铅(Pb),镍(Ni)和锌(Zn)的含量和分布特征进行系统地分析和总结.基于暴露浓度和急慢性毒性数据的累积概率分布曲线,应用概率风险评价法对其水体中 6 种重金属的生态风险进行评价,从整体角度探明新疆区域地表水体重金属对生态环境的危害程度,同时辨识具有潜在风险的重金属,旨在为新疆区域水体重金属的风险管理和风险评价提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 数据收集

1.1.1 暴露数据分析 本研究收集了新疆主要河流和淡水湖泊中重金属的暴露浓度数据.数据的收集筛选原则为:①样品采集、保存和分析符合我国相关标准或美国 EPA 推荐的标准方法,并具有详细的试验方法质量保证/质量控制(QA/QC).②同一水体水样数据若个别暴露数据大于所有数据的 10 倍,本研究认为其为异常值,并剔除,以保证数据能代表河流总体和局部水体重金属浓度分布特征.经筛选后,系统收集了新疆 19 个区域的地表水体中 6 种重金属的暴露浓度检测数据,采样点个数为 156 个.

1.1.2 毒性数据分析 本研究所需的急慢性毒

性数据主要来自美国环保局 ECOTOX 数据库(<http://www.epa.gov/ecotox/>)和中国知网(<http://www.cnki.net/>),数据筛选原则:①受试物种主要由新疆本地物种和在新疆生殖繁衍的外来引进物种构成;②急性毒性实验数据主要选 24~96h 的半致死浓度(lethal concentration to 50percent of the population, LC₅₀)和半效应浓度(median effect concentration, EC₅₀),慢性毒性实验数据主要选取暴露时间超过 14d 的毒性数据,在筛选数据过程中,如果一个物种有多个符合要求的数据,取其几何均值来代表该物种的生物毒性数据^[18];如果没有可用的慢性毒性数据,则使用急慢性比率(ACR)进行转化,可以有两个选择获取急慢性比率:一是使用至少 3 个物种的急慢性比率的几何平均值,二是如果不能计算急慢性比率,则默认急慢性比率为 10^[19];③剔除测试时间较早以及影响数据整体正态分布等异常数据,同时考虑生物营养级水平,构建物种敏感度分布曲线(SSD)时至少需要 4 个毒性数据^[20].采用分析软件 Origin 9.0,选取最佳数学模型评价水体中重金属的风险程度.

1.2 重金属生态风险评价

1.2.1 数据分析 本研究基于重金属对水生生物的毒性效应以及重金属在水体中的分布服从正态分布的原理,用统计学的方法定量化其环境风险^[21],对水体中典型重金属 Cd、Cr、Cu、Pb、Ni 和 Zn 的暴露数据和毒性数据首先进行正态分布检验.采用 Shapiro-Wilk 法进行正态分布检验,按照浓度值大小对物种毒性数据进行排序,计算每个物种的累计概率^[22]:

$$P=i/(n+1) \quad (1)$$

式中: P 为累积概率, i 为物种从小到大排列的秩, n 为样本数.将该累积概率和对数转化后的毒性浓度值拟合构建物种敏感度分布曲线,得到累积概率为 10%对应的毒性数据,这一浓度可代表保护 90%的水生生物的毒性阈值^[17].

暴露数据的累积概率分布参照式(1)计算,通过暴露数据拟合曲线得到累积概率为 90%对应的暴露浓度,该浓度可以作为生态风险评价中暴露浓度参考值^[17].本研究使用 Origin 9.0 对暴露

数据和毒性数据进行曲线拟合.

1.2.2 风险表征 通过累积概率和对数化的暴露浓度和毒性浓度建立线性关系,利用统计图直接分析重金属对水生生物的影响程度,可以借助安全阈值法(MOS₁₀)量化暴露浓度和毒性数据的累积概率曲线重叠程度.计算方法见式(2)^[17]:

$$MOS_{10}=SSD_{10}/EXD_{90} \tag{2}$$

式中:SSD₁₀ 为 10%的水生生物受到影响时的污染物浓度;EXD₉₀ 为污染物在水体中的累积浓度为 90%对应的暴露浓度.MOS₁₀ 越小,表明曲线重合程度越高,潜在风险越大.一般以 MOS₁₀ 为 1 作为界定风险程度,MOS₁₀>1,表明风险较小.若 MOS₁₀<1,表明具有潜在风险.同时,通过该方法也可以直观地估计重金属超过影响一定比例的水生生物的概率^[23].

2 结果与讨论

2.1 数据分析

2.1.1 暴露数据分析 新疆地表水补给主要来

自山地降水和山脉的积雪、冰川融水,众多河川在山区形成,空间分布特征为西北部多于东南部.新疆分为北疆、东疆和南疆,北疆区域地表水占整个新疆地表水资源总量的 49.4%^[24].本研究收集的 19 个区域在空间分布为:北疆区域 16 个、南疆区域 2 个、东疆区域 1 个.由表 1、2、3、4 可知,不同区域、不同水体以及不同重金属的浓度差异性显著,北疆水资源丰富,经济发展快,与南疆和东疆相比,重金属含量差异更大,如北疆区域中博尔塔拉河,因区域经济快速发展,工农业生产及居民生活中不断增多的污染物排放,导致该区域地表水水质状况恶化,重金属含量超标^[25],远高于其他 18 个区域的地表水体重金属含量.南疆区域中博斯腾湖作为新疆最大的湖泊,由于资源不合理开发利用及农业废水排放^[26]导致的水体多种重金属含量高于北疆部分区域水体的重金属含量.所有水样中重金属浓度平均顺序为:Ni>Zn>Cu>Cr>Cd>Pb.通过将所收集的暴露数据检验,在取对数后符合正态分布模型.

表 1 新疆区域地表水重金属 Cr、Cd 和 Cu 浓度分布特征

Table 1 Concentration distribution characteristics of heavy metals (Cr、Cd and Cu) in surface water of Xinjiang area

河流	采样数	Cr(μg/L)		Cd(μg/L)		Cu(μg/L)		参考文献
		浓度范围	均值	浓度范围	均值	浓度范围	均值	
博尔塔拉河	63	ND~150	59	ND~14	7.5	ND~7.9	3.9	[29]
巩乃斯河	10	0.73~3.64	1.64	0.18~0.56	0.35	1.37~4.02	2.34	[30]
阿克苏南山河	1	0.57	0.57	0.03	0.03	0.63	0.63	[27]
乌伦古河	-	-	-	-	ND	4	4	[31]
木尔扎特河	1	1.02	1.02	0.053	0.053	0.69	0.69	[27]
特克斯河	2	0.73~0.91	0.82	0.005~0.043	0.024	0.79~1.18	0.99	[27]
克拉玛依白杨河	1	0.50	0.50	0.016	0.016	0.759	0.759	[27]
柳条河	1	0.82	0.82	0.13	0.13	1.13	1.13	[27]
蘑菇湖水库	8	-	-	0.03~0.043	0.036	0.35~0.55	0.44	[32]
乌拉泊水库	5	2.7~6.2	4.3	0.07~0.12	0.1	12~17	15	[33]
猛进水库	-	2	2	5	5	-	-	[34]
乌沟水库	1	0.505	0.505	0.011	0.011	0.588	0.588	[35]
引额济湖	-	-	-	ND	ND	4	4	[35]
布伦托海	-	-	-	ND	ND	2	2	[35]
吉力湖	-	-	-	ND	ND	4	4	[35]
博斯腾湖	34	3.19~12.56	4.97	0.04~0.29	0.12	5.48~32.45	17.03	[36]
伊犁地表水	10	0.49~3.46	1.35	ND~0.17	0.048	0.27~2.99	1.28	[27]
昌吉地表水	5	1.43~4.34	2.09	0.027~0.28	0.15	0.76~11.41	7.58	[27]
哈密地表水	14	0.36~2.70	0.83	0.011~0.11	0.037	0.404~2.90	1.05	[27]

注:“-”表示数据不可获得,“ND”表示未检出,下同.

表 2 新疆地表水重金属 Pb、Zn 和 Ni 浓度分布特征

Table 2 Concentration distribution characteristics of heavy metals (Pb、Zn and Ni) in surface water of Xinjiang area

河流	采样数	Pb(μg/L)		Zn(μg/L)		Ni(μg/L)		参考文献
		浓度范围	均值	浓度范围	均值	浓度范围	均值	
博尔塔拉河	63	ND~81	45	8.7~47	28	—	—	[29]
巩乃斯河	10	0.07~0.33	0.18	4.71~24.34	12.55	8.79~14.95	11.86	[30]
阿克苏南山河	1	0.012	0.012	2.05	2.05	15.32	15.32	[27]
乌伦古河	—	1	1	4	4	—	—	[31]
木尔扎特河	1	0.003	0.003	0.34	0.34	17.66	17.66	[27]
特克斯河	2	0.001	0.001	0.29~1.25	0.77	20.39~28.17	24.28	[27]
克拉玛依白杨河	1	0.004	0.004	0.544	0.544	13.59	13.59	[27]
柳条河	1	0.001	0.001	5.40	5.40	30.97	30.97	[27]
蘑菇湖水库	8	0.49~0.75	0.61	6.8~9	7.5	—	—	[32]
乌拉泊水库	5	0.8~1.4	1.1	7~13	9	—	—	[33]
猛进水库	—	5	5	—	—	—	—	[34]
乌沟水库	1	ND	ND	1.58	1.58	8.05	8.05	[35]
引额济湖	—	4	4	8	8	—	—	[35]
布伦托海	—	2	2	5	5	—	—	[35]
吉力湖	—	ND	ND	4	4	—	—	[35]
博斯腾湖	34	0.02~0.19	0.09	2.1~24.59	11.16	24.31~64.22	33.54	[36]
伊犁地表水	10	ND~0.227	0.034	0.085~4.9	1.01	5.38~31.34	15.96	[27]
昌吉地表水	5	ND~0.003	0.001	1.42~3.89	2.62	26.94~91.88	50.85	[27]
哈密地表水	14	ND~0.002	0.001	0.57~4.86	1.64	8.05~40.96	17.28	[27]

表 3 新疆地表水体重金属浓度范围一览表

Table 3 Concentration range of surface water heavy metals in different areas of Xinjiang

区域	Cr(μg/L)	Cd(μg/L)	Cu(μg/L)	Pb(μg/L)	Zn(μg/L)	Ni(μg/L)
	浓度范围 (均值)	浓度范围 (均值)	浓度范围 (均值)	浓度范围 (均值)	浓度范围 (均值)	浓度范围 (均值)
东疆	0.36~2.70 (0.83)	0.011~0.11 (0.037)	0.404~2.90 (1.05)	ND~0.002 (0.001)	0.57~4.86 (1.64)	8.05~40.96 (17.28)
南疆	0.57~4.97 (1.69)	0.027~0.12 (0.057)	0.63~17.03 (3.27)	0.012~0.09 (0.033)	2.05~11.16 (4.79)	15.32~33.54 (22.67)
北疆	0.50~59 (1.72)	ND~7.5 (0.11)	0.44~15 (1.85)	ND~45 (0.09)	0.17~28 (2.71)	8.05~50.85 (19.2)

表 4 新疆地表水 6 种重金属含量及分布类型

Table 4 Content and distribution types of six heavy metals in surface water of Xinjiang area

重金属	最小值 (μg/L)	最大值 (μg/L)	几何均值 (μg/L)	几何标准差 (μg/L)	饮用水健康标准 (WHO)(μg/L)	分布类型
Cr	0.50	59	1.66	13.94	50	对数正态
Cd	ND	7.5	0.11	2.08	3	对数正态
Cu	0.44	17.03	1.90	4.64	2000	对数正态
Pb	ND	45	0.06	10.22	10	对数正态
Zn	0.17	28	2.80	6.44	50	对数正态
Ni	8.05	50.85	19.56	11.37	20	对数正态

与世界卫生组织(WHO)饮用水健康标准相比,6种重金属含量的平均值均未超过 WHO 饮用水健康标准,6 种重金属含量的最大值中 Cr、Cd、Pb 和 Ni 超过 WHO 饮用水健康标准,表明部分水体已经受到了一定程度的污染.分析可知,高浓度重金属如 Ni 主要来源于沿岸及河流底部含高浓度的重金属元素的碎屑和母岩^[16,27],人类活动密集地区周边的地表水受人类活动影响较大,各种重金属也会受其影响,如研究指出,由于磷酸盐肥

料和杀虫剂等的大量使用,农田排水中 Pb、Cd 等重金属浓度偏高,通常成为水体重金属污染的重要来源^[28].

2.1.2 毒性数据分析 本研究收集和筛选了 6 种重金属的水生生物毒性数据,并按暴露时间的长短,分为急性毒性数据组和慢性毒性数据组,表 5 中给出了对应的物种数量、效应浓度范围以及经对数转化后的数据,通过将收集的数据检验,这些毒性数据取对数后符合对数正态分布模型.

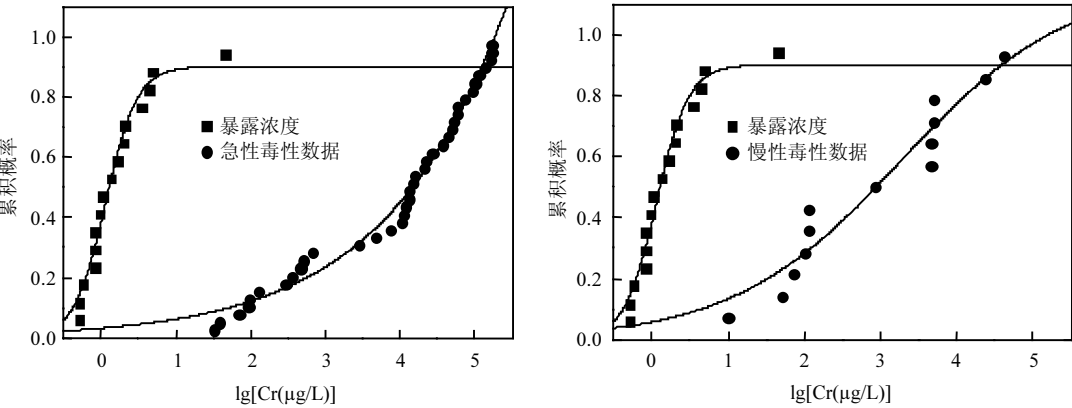
表 5 重金属对水生生物的毒性数据分布特征
Table 5 Toxicity data distribution characteristics of heavy metals on aquatic organisms

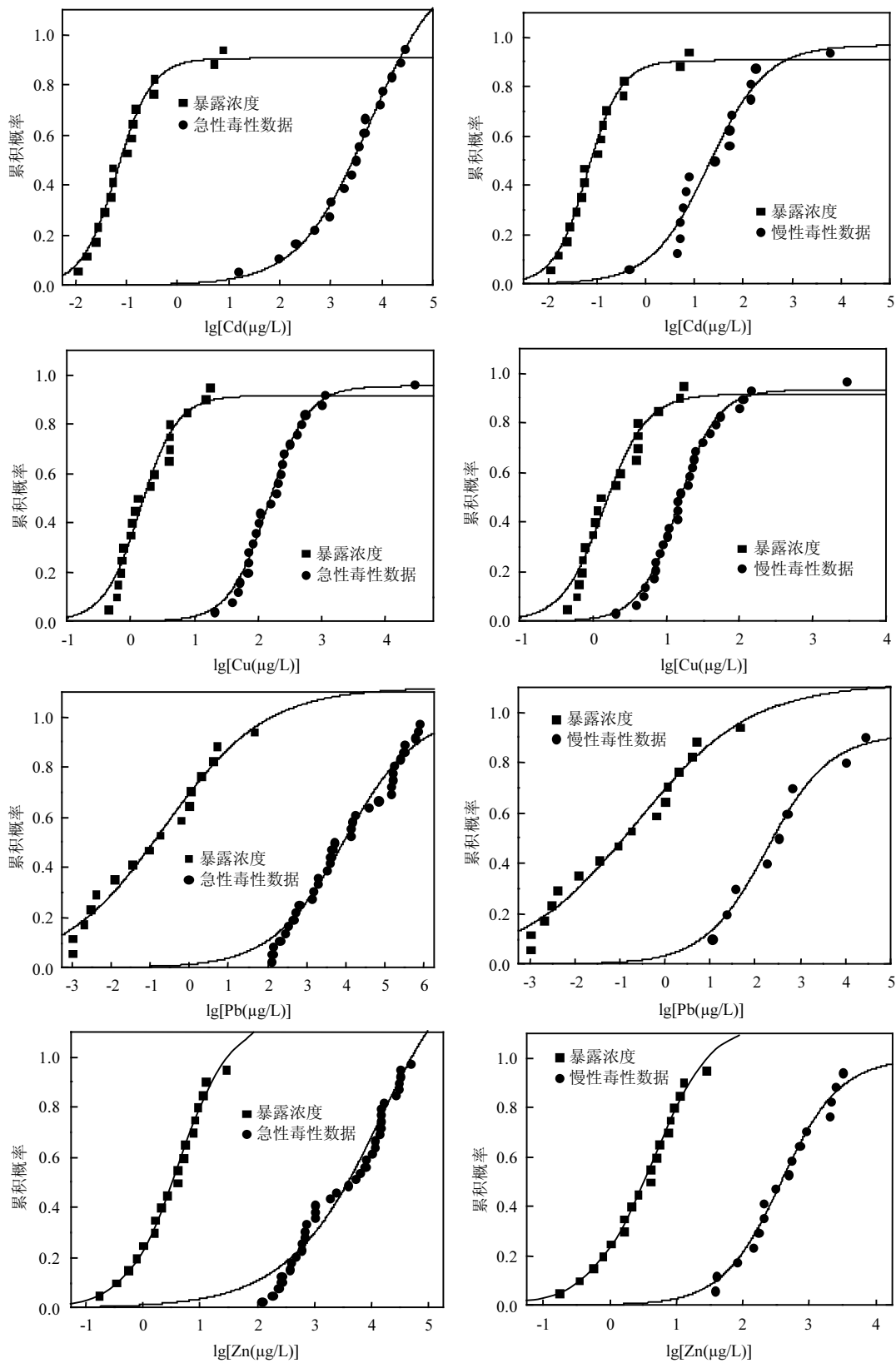
重金属	毒性	物种数	浓度范围 ($\mu\text{g/L}$)	平均值 ($\mu\text{g/L}$)	标准差 ($\mu\text{g/L}$)	经对数转化后 的均值($\mu\text{g/L}$)	经对数转化后 的标准差($\mu\text{g/L}$)	分布类型	主要参考 文献
Cr	急性	38	32.3~168500	6906.16	50971.75	3.62	1.15	对数正态	[37-41]
	慢性	13	10~40912	741.36	11683.01	2.63	1.11	对数正态	
Cd	急性	17	15~28210	1987.35	8189.11	3.15	0.85	对数正态	[38,42-47]
	慢性	15	0.45~5803	25.06	1437.88	1.40	0.94	对数正态	
Cu	急性	24	20~28600	187.34	5671.37	2.20	0.63	对数正态	[42,48-52]
	慢性	28	2~2860	19.52	526.59	1.16	0.61	对数正态	
Pb	急性	35	123~751570	8909.24	194260	3.76	1.21	对数正态	[49,53-58]
	慢性	9	11~26944	328.39	8567.30	2.28	1.08	对数正态	
Ni	急性	41	461~165000	8170.83	35185.77	3.85	0.70	对数正态	[49,59-61]
	慢性	17	6.60~818.93	44.61	220.68	1.53	0.63	对数正态	
Zn	急性	38	118.95~46500	2956.46	11416.06	3.38	0.77	对数正态	[57-58,62-65]
	慢性	16	38~3200	379.59	982.55	2.51	0.60	对数正态	

2.2 重金属生态风险评价

如上所述,6 种重金属暴露浓度及相应的毒性

数据均符合对数正态分布,经线性拟合后,可以直观地看出暴露浓度和毒性数据的重叠程度(图 1).





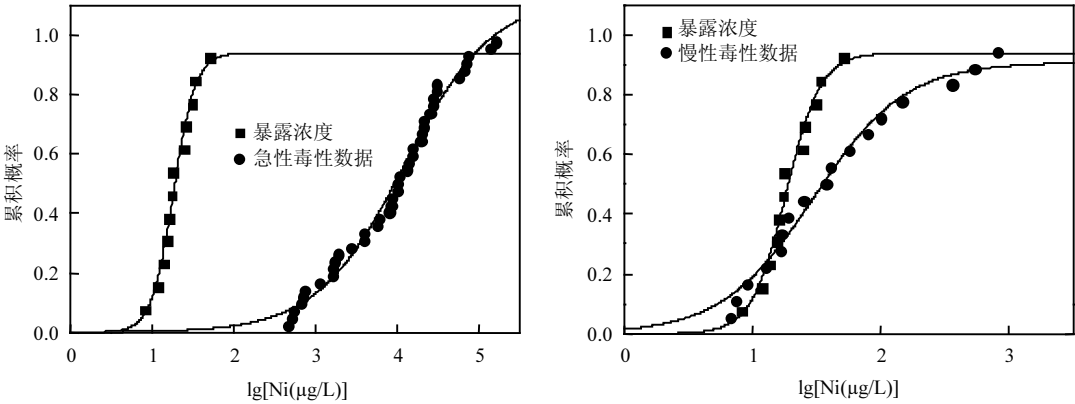


图 1 6 种重金属暴露浓度和急慢性毒性数据累积分布曲线

Fig.1 Cumulative distribution curves of exposure concentrations and acute and chronic toxicity for six metals

暴露浓度和毒性数据的回归参数,累积概率为 90%的暴露浓度,累积概率为 10%的毒性数据,安全阈值和风险水体比例见表 6.从表 6 可知,累积概率为 90%对应的 Cr、Cd、Cu、Pb、Ni 和 Zn 的暴露浓度分别为 33.44,3.55,21.38,15.49,48.88,16.14 $\mu\text{g/L}$;累积概率为 10%对应的 Cr、Cd、Cu、Pb、Ni 和 Zn 的急性毒性数据分别为 51.30,109.65,31.99,83.75,696.45,85.96 $\mu\text{g/L}$;累积概率为 10%对应的 Cr、Cd、Cu、Pb、Ni 和 Zn 的慢性毒性数据分别为 4.40,1.06,3.92,6.35,5.32,39.81 $\mu\text{g/L}$,由此计算得到 6 种重金属的 MOS_{10} .急性毒性数据考察水生生物的短期暴露影响,慢性毒性数据考察水生生物的长期暴露影响.水生生物的短期暴露下,6 种重金属的 MOS_{10} 均大于 1,且暴露浓度和急性毒性数据累积概率分布曲线重叠有限或无重叠,说明 6 种重金属对水生生物的短期生态风险较小.水生生物长期暴露下, Cr、Cd、Cu、Pb 和 Ni 的 MOS_{10} 均小于

1,尤其 Ni 的暴露浓度与慢性毒性数据累积概率分布曲线重叠明显,说明 Cr、Cd、Cu、Pb 和 Ni 对水生生物具有长期潜在风险;Zn 的 MOS_{10} 大于 1,对水生生物的长期生态风险较小.

通过图 1 可以表征暴露浓度超过影响一定比例的水生生物的概率,本研究以暴露浓度超过影响 10%的水生生物的概率作为评价手段,将得出的结果列于表 6 中.水生生物的短期暴露下,Cr、Cd、Cu、Pb、Ni 和 Zn 暴露浓度超过影响 10%的水生生物的概率分别为 9.95%、9.40%、9.40%、1.72%、6.08%和 0,表明 6 种重金属发生不利影响的概率较小,生态风险较低.水生生物的长期暴露下,Cr、Cd、Cu、Pb、Ni 和 Zn 暴露浓度超过影响 10%的水生生物的概率分别为 15.40%、12.01%、24.80%、15.70%、98.25%和 0,表明 Zn 发生不利影响的概率最低,生态风险最小,而其他 5 种重金属会对水生生物产生不利影响.

表 6 重金属的毒性数据及暴露浓度拟合曲线参数和安全阈值 MOS_{10}

Table 6 Fitting curve parameters, MOS_{10} of exposure concentrations and toxicity data

拟合对象		拟合公式	R^2	90%对应的暴露 浓度($\mu\text{g/L}$)	10%对应的毒性 数据($\mu\text{g/L}$)	安全阈值 MOS_{10}	风险水体 比例 $\%$
Cr	暴露浓度	$y=0.9/1+\exp(-4.72(x-0.06))$	0.97	33.44			
	急性毒性数据	$y=8.27/1+\exp(-0.67(x-8.23))$	0.99		51.30	1.53	9.95
	慢性毒性数据	$y=1.17/1+\exp(-0.9(x-3.27))$	0.93		4.40	0.13	15.40
Cd	暴露浓度	$y=0.91/1+\exp(-2.91(x+1.19))$	0.98	3.55			
	急性毒性数据	$y=1.29/1+\exp(-1.44(x-3.76))$	0.99		109.65	30.92	9.40
	慢性毒性数据	$y=0.97/1+\exp(-1.70(x-1.30))$	0.94		1.06	0.30	12.01

续表 6

拟合对象		拟合公式	R^2	90%对应的暴露 浓度($\mu\text{g/L}$)	10%对应的毒性 数据($\mu\text{g/L}$)	安全阈值 MOS_{10}	风险水体 比例 ^a (%)
Cu	暴露浓度	$y=0.92/1+\exp(-3.49(x-0.15))$	0.96	21.38			
	急性毒性数据	$y=0.91/1+\exp(-3.28(x-2.16))$	0.99		31.99	1.51	9.40
	慢性毒性数据	$y=0.93/1+\exp(-3.74(x-1.16))$	0.99		3.92	0.18	24.80
Pb	暴露浓度	$y=1.12/1+\exp(-0.78(x+0.64))$	0.97	15.49			
	急性毒性数据	$y=1.01/1+\exp(-1.09(x-4.0))$	0.98		83.75	5.41	1.72
	慢性毒性数据	$y=0.96/1+\exp(-1.44(x-2.26))$	0.96		6.35	0.41	15.70
Ni	暴露浓度	$y=0.94/1+\exp(-7.42(x-1.26))$	0.97	48.88			
	急性毒性数据	$y=1.13/1+\exp(-1.90(x-4.09))$	0.99		696.45	14.25	6.08
	慢性毒性数据	$y=0.91/1+\exp(-2.79(x-1.47))$	0.98		5.32	0.11	98.25
Zn	暴露浓度	$y=1.16/1+\exp(-2.17(x-0.64))$	0.99	16.14			
	急性毒性数据	$y=1.59/1+\exp(-1.16(x-4.23))$	0.97		85.96	5.33	0
	慢性毒性数据	$y=1/1+\exp(-2.26(x-2.58))$	0.98		39.81	2.47	0

注:^a表示超过10%水生生物受到重金属毒性危害时的潜在风险水体比例。

总体来看,6 种重金属发生短期不利影响的概率较小,生态风险较低,但在长期暴露下,Ni 对水生生物的生态风险最大,Zn 对水生生物的生态风险最小,其他重金属的生态风险从大到小依次为 Cu、Pb、Cr 和 Cd。

2.3 不确定性分析

生态风险评价中的不确定性是不可避免的,主要涉及在暴露分析、效应分析和风险表征过程中。

在暴露分析中,本研究收集的采样点及采样时间并不统一导致暴露分析中的不确定性。而概率风险评价采用的是对数正态分布模型来描述暴露浓度的分布类型,量化了暴露浓度存在的不确定性。

重金属对水生生物的毒性和生物富集会受到各种环境因素的影响,如水环境介质中的 pH 值、盐度等会直接影响重金属的形态,同海洋水相比,港湾水的 pH 值和盐度经常变化,它们降低时将会增加金属的毒性^[66]。Moreau 等^[67]发现菲、锌共存时,由于菲改变了溶酶体膜的稳定性和功能,从而使溶酶体成为一种金属解毒剂,降低了锌的毒性。由于缺乏足够的信息,在重金属对水生生物的效应分析中,尚未考虑这些环境因素的影响,因而导致了生态风险评价的不确定性。

本研究反映了现有数据条件下的结果,更加符合实际环境的暴露浓度和毒性数据需进一步

考虑暴露分析和效应分析中的各项影响因素,以及生物在生态系统的结构和功能等,以得到更可靠的生态风险评价结果。

3 结论

3.1 本研究系统分析和总结了新疆主要地表水体中重金属含量特征,所有水样中重金属浓度平均顺序为: Ni>Zn>Cu>Cr>Cd>Pb, 6 种重金属平均含量均未超过 WHO 饮用水健康标准,但部分地表水体中 Cr、Cd、Pb 和 Ni 超过 WHO 饮用水健康标准。

3.2 生态风险分析表明,在短期暴露下,6 种重金属的 MOS_{10} 均大于 1,且发生不利影响的概率较小,生态风险较低;但在长期暴露下,6 种重金属的生态风险从大到小依次为 Ni、Cu、Pb、Cr、Cd 和 Zn,其中 Zn 的 MOS_{10} 大于 1,生态风险较低,而 Ni、Cu、Pb、Cr 和 Cd 的 MOS_{10} 均小于 1,且暴露浓度超过影响 10%的水生生物的概率分别为 98.25%、24.80%、15.70%、15.40%、12.01%,对水生生物具有潜在生态风险,研究结果可为水体重金属的风险控制和管理提供重要科学依据。

参考文献:

[1] Jin L, Liu J F, Ye B X, et al. Concentrations of selected heavy metals in maternal blood and associated factors in rural areas in Shanxi Province, China [J]. Environment International, 2014, 66(2):157-164.

- [2] Gao X, Zhou F, Chen C T A. Pollution status of the Bohai Sea: An overview of the environmental quality assessment related trace metals [J]. *Environment International*, 2014, 62(4): 12–30.
- [3] 雷 鸣, 曾 敏, 胡立琼, 等. 不同含磷物质对重金属污染土壤-水稻系统中重金属迁移的影响 [J]. *环境科学学报*, 2014, 34(6): 1527–1533.
- [4] 曾海鳌, 吴敬禄. 近 50 年来抚仙湖重金属污染的沉积记录 [J]. *第四纪研究*, 2007, 27(1): 128–132.
- [5] 常晋娜, 瞿建国. 水体重金属污染的生态效应及生物监测 [J]. *四川环境*, 2005, 24(4): 29–33.
- [6] 黄 文, 张玉龙, 李海燕, 等. 东江流域水环境中颗粒态和胶体态金属元素的分布和来源 [J]. *环境科学学报*, 2015, 35(1): 101–107.
- [7] 王 岚, 王亚平, 许春雪, 等. 长江水系表层沉积物重金属污染特征及生态风险性评价 [J]. *环境科学*, 2012, 33(8): 2599–2606.
- [8] 刘 月, 程 岩, 李富祥, 等. 鸭绿江口近百年来重金属垂向沉积的污染评价 [J]. *环境科学研究*, 2012, 25(5): 489–494.
- [9] 焦 伟, 卢少勇, 李光德, 等. 滇池内湖滨带重金属污染及其生态风险评估 [J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(4): 740–745.
- [10] 周 立, 郑祥民, 殷效玲. 苏州河沉积物中重金属的污染特征及其评价 [J]. *环境化学*, 2008, 27(2): 269–270.
- [11] 李梅英, 徐俊荣, 史志文. 浅析新疆乃斯河重金属时空分异特征 [J]. *环境化学*, 2009, 28(5): 716–720.
- [12] 马 龙, 吴敬禄, 吉力力·阿布都外力. 新疆柴窝堡地区沉积物元素地球化学特征及其环境意义 [J]. *自然资源学报*, 2013, 28(7): 1221–1231.
- [13] 穆叶赛尔·吐地, 吉力力·阿布都外力, 姜逢清, 等. 天山北坡土壤重金属含量的分布特征及其来源解释 [J]. *中国生态农业学报*, 2013, 21(7): 883–890.
- [14] 刘鸿德, 梁鸣祥, 张才清, 等. 新疆奎屯地区地方性砷中毒调查 [J]. *中国公共卫生*, 1991, 7(10): 458.
- [15] 陈牧霞, 地里拜尔·苏力坦, 杨 潇, 等. 新疆污灌区重金属含量及形态研究 [J]. *干旱区资源与环境*, 2007, 21(1): 150–153.
- [16] 张兆永, 吉力力·阿布都外力, 姜逢清, 等. 天山山地河流水体中微量重金属的分布特征及形态分析 [J]. *环境科学学报*, 2015, 35(11): 3612–3619.
- [17] Solomon K R, Giesy J R, Lapoint T W, et al. Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2013, 32(1): 10–11.
- [18] Wheeler J R, Grist E P M, Leung K M Y, et al. Species sensitivity distributions: data and model choice [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2002, 45(1–12): 192–202.
- [19] 张瑞卿, 吴丰昌, 李会仙, 等. 应用物种敏感度分布法研究中国无机汞的水生生物水质基准 [J]. *环境科学学报*, 2012, 32(2): 440–449.
- [20] Schuler L J, Hoang T C, Rand G M. Aquatic risk assessment of copper in freshwater and saltwater ecosystems of South Florida [J]. *Ecotoxicol*, 2008, 17(7): 642–659.
- [21] Zolezzi M, Cattaneo C, Tarazona J V. Probabilistic ecological risk assessment of 1,2,4-trichlorobenzene at a former industrial contaminated site [J]. *Environmental Science and Technology*, 2005, 39(9): 2920–2926.
- [22] Hall L W, Scott M C, Killen W D. Ecological risk assessment of copper and cadmium in surface waters of Chesapeake Bay watershed [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2010, 17(6): 1172–1189.
- [23] Wang X L, Tao S, Dawson R W, et al. Characterizing and comparing risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in a Tianjin wastewater-irrigated area [J]. *Environmental Research*, 2002, 90(3): 201–206.
- [24] 龚 原, 袁玉江. 新疆北疆气候对地表水资源变化的影响与评估 [J]. *干旱区地理*, 2000, 23(3): 207–213.
- [25] 弥 艳, 常顺利, 师庆东, 等. 艾比湖流域 2008 年丰水期水环境质量现状评价 [J]. *湖泊科学*, 2009, 21(6): 891–894.
- [26] 张永三, 吴丰昌, 张润宇, 等. 新疆博斯腾湖重金属污染的沉积记录 [J]. *地球与环境*, 2009, 37(1): 50–55.
- [27] 张兆永, 吉力力·阿布都外力, 姜逢清, 等. 天山地表水重金属的赋存特征和来源分析 [J]. *中国环境科学*, 2012, 32(1): 1799–1806.
- [28] Zhang H, Shan B. historical records of heavy metal accumulation in sediments and relationship with agricultural intensification in the Yangtze-huaihe region, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2008, 399(1–3): 113–120.
- [29] 张兆永, 吉力力·阿布都外力, 姜逢清. 博尔塔拉河河水、表层底泥及河岸土壤重金属的污染和潜在危害评价 [J]. *环境科学*, 2015, 36(7): 2422–2429.
- [30] 李梅英, 徐俊荣, 史志文. 浅析新疆乃斯河重金属时空分异特征 [J]. *环境化学*, 2009, 28(5): 716–720.
- [31] 李立人, 王雪冬. 乌伦古湖水质现状及污染防治对策 [J]. *干旱环境监测*, 2003, 17(2): 102–106.
- [32] 景一峰, 张风华. 蘑菇湖水库水体重金属污染情况分析与评价 [J]. *科技创新与应用*, 2016, (10): 151–152.
- [33] 王 钢, 王 灵, 郑春霞, 等. 乌鲁木齐乌拉泊水库水体中重金属健康风险评估 [J]. *干旱环境监测*, 2010, 24(1): 23–30.
- [34] 林 亚, 邹德军, 房 健. 猛进水库水环境问题研究 [J]. *干旱环境监测*, 2009, 23(2): 81–85.
- [35] 依布拉克. 乌鲁木齐部分地表水体重金属污染状况调查 [D]. 乌鲁木齐: 新疆医科大学, 2014.
- [36] 周洪华, 李卫红. 新疆博斯腾湖水污染源空间分异分析 [C]. 中国环境科学学会学术年会论文集, 2016: 1757–1764.
- [37] 赵守城. 镉、铬离子对大型水蚤 (*Daphnia magna*) 毒性的协同作用 [J]. *中国公共卫生*, 2000, 16(5): 414–414.
- [38] Cavas T, Garanko N N, Arkhipchuk V V. Induction of micronuclei and binuclei in blood, gill and liver cells of fishes subchronically exposed to cadmium chloride and copper sulphate

- [J]. Food and Chemical Toxicology, 2005,43(4):569-574.
- [39] Sobrero M, Beltrano J, Ronco A. Comparative response of lemnaceae clones to copper (II), chromium (VI), and cadmium (II) toxicity [J]. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 2004,73(2):416-423.
- [40] 高晓莉,齐凤生,罗胡英,等.铜、汞、铬对泥鳅的急性毒性和联合毒性实验 [J]. 水生生态学杂志, 2003,23(2):63-64.
- [41] 张云龙,袁 娟,陈丽萍,等.三种重金属对鲫鱼苗的急性毒性和联合毒性试验 [J]. 河北渔业, 2011,(2):24-27.
- [42] 杨丽华.重金属(镉、铜、锌和铬)对鲫鱼的生物毒性研究 [D]. 广州:华南师范大学, 2003.
- [43] 陈 芳,周启星.模拟城市径流中加乐麝香和镉对大型水蚤的毒性效应 [J]. 中国环境科学, 2009,29(1):58-62.
- [44] 贾秀英.镉对泥鳅幼鱼的急性和亚急性研究 [J]. 环境污染与防治, 2001,23(5):227-228.
- [45] Holdway D A, Lok K, Semaan M. The acute and chronic toxicity of cadmium and zinc to two hydra species [J]. Environmental Toxicology, 2001,16(6):557-565.
- [46] Mebane C A, Hennessy D P, Dillon F S. Developing acute-to-chronic toxicity ratios for Lead, Cadmium, and Zinc using rainbow trout, a mayfly, and a midge [J]. Water Air Soil Pollution, 2007,188(4):41-66.
- [47] Tollett V D, Benvenuti E L, Deer L A, et al. Differential toxicity to Cd, Pb and Cu in dragonfly larvae (Insecta: Odonata) [J]. Arch Environ Contam Toxicol, 2009,56(1):77-84.
- [48] 杨再福.铜(Cu^{2+})对中华大蟾蜍蝌蚪的毒性试验 [J]. 环境保护科学, 2000,101(26):37-38.
- [49] 叶素兰,余治平. Cu^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Cr^{6+} 对鲮胚胎和仔鱼的急性致毒效应 [J]. 水产科学, 2009,28(5):263-267.
- [50] 王 利,汪开毓.铜离子对鲤鱼的急性毒性研究 [J]. 淡水渔业, 2004,34(1):21-22.
- [51] 杨再福.铜和镉对蝌蚪的联合毒性 [J]. 上海环境科学, 2001, 20(9):420-421.
- [52] 陈 娜,郝家胜,王 莹,等.铜、铅、镉、锌、汞和银离子复合污染对水螅的急性毒性效应 [J]. 生物学杂志, 2007,24(3):32-35.
- [53] Yim J H, Kim K W, Kim S D. Effect of hardness on acute toxicity of metal mixtures using *Daphnia magna*: Prediction of acid mine drainage toxicity [J]. Journal of Hazardous Materials, 2006,138(1):16-21.
- [54] Tsui M T, Wang W, Chu L M. Influence of glyphosate and its formulation (Roundup) on the toxicity and bioavailability of metals to *Ceriodaphnia dubia* [J]. Environmental Pollution, 2005, 138(1):59-68.
- [55] Cooper N L, Bidwell J R, Kumar A. Toxicity of copper, lead, and zinc mixtures to *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia carinata* [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2009,72(5):1523-1528.
- [56] Vedamanikam V J, Shazilli N. The effect of multi-generational exposure to metals and resultant change in median lethal toxicity tests values over subsequent generations [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2008,80(1): 63-67.
- [57] 吴本富,胡好远,郝家胜. Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 对3种水生动物致毒效应影响的比较研究 [J]. 生命科学研究, 2007,11(2):183-188.
- [58] 王银秋,张迎梅,赵东序.重金属镉、铅、锌对鲫鱼和泥鳅的毒性 [J]. 甘肃科学学报, 2003,15(1):35-38.
- [59] Brix K V, Keithly J, DeForest D K, et al. Acute and chronic toxicity of nickel to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) [J]. Environmental toxicology and chemistry, 2004,23(9):2221-2228.
- [60] Griffith R J, Luo J, Gao J, et al. Effects of particle composition and species on toxicity of metallic nanomaterials in aquatic organisms [J]. Environmental toxicology and chemistry, 2008, 27(9):1972-1978.
- [61] Rathore R S, Khangarot B. Effects of temperature on the sensitivity of sludge worm *Tubifex tubifex* Müller to selected heavy metals [J]. Ecotoxicology and environmental safety, 2002, 53(1):27-36.
- [62] Yim J H, Kim K W, Kim S D. Effect of hardness on acute toxicity of metal mixtures using *Daphnia magna*: Prediction of acid mine drainage toxicity [J]. Journal of Hazardous Materials, 2006,138(1):16-21.
- [63] Tsui M T, Wang W, Chu L M. Influence of glyphosate and its formulation (Roundup) on the toxicity and bioavailability of metals to *Ceriodaphnia dubia* [J]. Environmental Pollution, 2005, 138(1):59-68.
- [64] Cooper N L, Bidwell J R, Kumar A. Toxicity of copper, lead, and zinc mixtures to *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia carinata* [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2009,72(5):1523-1528.
- [65] Vedamanikam V J, Shazilli N. The effect of multi-generational exposure to metals and resultant change in median lethal toxicity tests values over subsequent generations [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2008,80(1): 63-67.
- [66] Fernandez N, Bveiras R. Combined toxicity of dissolved mercury with copper, lead and cadmium on embryogenesis and early larval growth of the paracentrotus lividus sea-urchin [J]. Ecotoxicology, 2001,10(5):263-271.
- [67] Morley N J, Crane M, Lewis J W. Toxicity of cadmium and zinc mixtures to *Diplostomum spathaceum* (Trematoda: Diplostomidae) cerarial survival [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2003,60(1):57-60.

作者简介: 李 强(1987-),男,山东滕州人,讲师,硕士,主要从事重金属污染与治理方向研究.发表论文 5 篇.