

淡水沉积物环境质量基准差异分析*

陈云增^{1,2}, 杨浩³, 张振克⁴, 秦明周²

(1:中国科学院南京土壤研究所土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 南京 210008)

(2: 河南大学环境与规划学院, 开封 475001)

(3: 南京师范大学地理科学学院, 南京 210097)

(4: 南京大学海岸与海岛开发教育部重点实验室, 南京 210093)

摘要:对现有淡水沉积物环境质量基准进行了分类比较,通过对各种基准不同污染物的基准低值、基准高值以及灰色区域的对比分析,探讨现有基准间存在的差异以及造成差异的原因.结果表明,现有各基准低值和高值间分别存在2倍到15倍,4倍到29倍的较大差异,各基准均存在较大的灰色区域.造成差异的原因主要是影响污染物生物有效性因素的复杂性,以及基准建立方法的不确定性等.

关键词:淡水沉积物;环境质量;基准差异;生物效应

The Difference and Cause Analyses of Freshwater Sediment Quality Guidelines

CHEN Yunzeng^{1,2}, YANG Hao³, ZHANG Zhenke⁴ & QIN Mingzhou²

(1: State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P. R. China)

(2: College of Environment and Planning, Henan University, Kaifeng 475001, P. R. China)

(3: College of Geography, Nanjing Normal University, Nanjing 210097, P. R. China)

(4: Key Laboratory of Coast and Island Development of MOE, Nanjing University, Nanjing 210093, P. R. China)

Abstract: Different kinds of freshwater sediment quality guidelines (SQGs) have been developed using a variety of approaches. Comparisons of lower SQGs values, upper SQGs values and the gray zones of different contaminants have been made to find and evaluate the differences among various published SQGs. The results have shown that obvious quantitative differences varied from 2 to 15 times and 4 to 29 times respectively among those lower SQGs values and upper SQGs values, and all SQGs have wide gray zones which heavily influence their applicability. The differences mainly due to the complexity of controlling factors associated with the bioavailability of various contaminants, and the uncertainties of SQGs deriving approaches.

Keywords: Freshwater sediment; environmental quality; the difference of SQGs; biological effect

水体沉积物作为区域生态环境系统的组成部分,由于污染引起的环境质量变化将不可避免地对其它环境组成部分产生深刻影响.其中已经发现沉积物污染对生态系统的持续影响,包括从对底栖生物群落的直接影响^[1–3],到对水体污染负荷的持续贡献,以及通过食物链对处较高营养级动物和人类健康的影响^[4–6].为了对水体沉积物污染进行准确评价和有效治理,建立切实可行的水体沉积物环境质量基准(Sediment Quality Guidelines, SQGs),已成为当前环境化学和生态毒理学研究的热点问题之一.国外对水体沉积物环境质量基准的系统研究开始于20世纪80年代后期,并在近几年取得较大进展.美国、加拿大、荷兰、澳大利亚和新西兰等一些国家先后提出了各自的淡水沉积物环境质量基准,其中一些作为临时基准已被当地的环境管理部门采用.

由于基于不同的应用目的、保护目标、保护程度以及不同的基准建立方法,使得现有的各种淡水沉积物环境质量基准间存在较大的差异^[7].各种基准都有其应用范围和局限性,并且仍处于不断改进和完善的过

* 中国科学院土壤与农业可持续发展国家重点项目(5022505)和国家自然科学基金项目(40471128)联合资助.
2005–02–04 收稿;2005–05–30 收修改稿. 陈云增,男,1965年生,博士研究生.

程中. 迄今还没有提出能真正得到多方认可,并能广泛应用的淡水沉积物环境质量基准^[8]. 因此,对不同的淡水沉积物环境质量基准进行比较,探讨其存在的差异以及造成差异的原因,对建立我国淡水沉积物环境质量基准具有一定借鉴意义.

1 现有淡水沉积物环境质量基准的分类和比较

基准的建立旨在确定沉积物的环境质量标准,并推荐给国家或相关管理部门作为强制性管理标准使用. 美国是最早开展沉积物环境质量标准研究的国家,但是沉积物环境质量标准的建立受到来自军方工程部门和企业界的压力^[8]. 由于目前对沉积物中污染物生物有效性的认识还很有限,不足以建立起可靠的沉积物环境质量标准,因此美国环境保护署(US EPA)和大气与海洋管理局(NOAA)以及其他多数研究者在涉及沉积物中污染物的含量阈值时不再称作标准(criteria, standards),而改称基准(guidelines)^[9]. 除此之外,也有称作沉积物质量目标值或指标等(values, indicators)^[10,11].

根据基准建立方法的不同,现有的淡水沉积物环境质量基准可分为两类,即基于污染物在沉积物中的平衡分配关系建立的基准和基于污染物生物效应建立的基准. 前者利用了基于广泛生物实验的水环境质量标准,间接考虑了污染物的生物有效性,受到 NOAA 和 EPA 的重视^[12],并为英国、荷兰等国家和地区采用,但由于平衡分配系数 K_p 受多种因素的影响,且忽略了除间隙水以外的其它暴露途径,因而影响到基准的准确性和可靠性. 后者则基于沉积物中污染物的生物效应,融合了广泛多样的生物效应数据,在美国的多数州^[13]、加拿大、澳大利亚和新西兰以及中国的香港等国家和地区使用. 但基于生物效应的基准需要大量的生物效应数据支持,且不能明确污染物的生物有效性,以及污染物—生物效应间的因果关系.

根据基准的表现形式,可划分为单阈值型基准和多阈值型基准,单阈值型基准对沉积物中污染物的最高允许含量只设定一个阈值,虽然便于应用,但由于目前对污染物的生物有效性认识仍然有限,难以保证单阈值基准的准确性和可靠性,因此目前采用较多的是多阈值型基准. 多阈值型基准对沉积物中污染物的允许含量一般设定一个低值(Lower SQG Value)和一个高值(Upper SQG Value),以此确定三个效应范围,即不会产生、可能会产生和会产生不良生物效应(图1,表1).

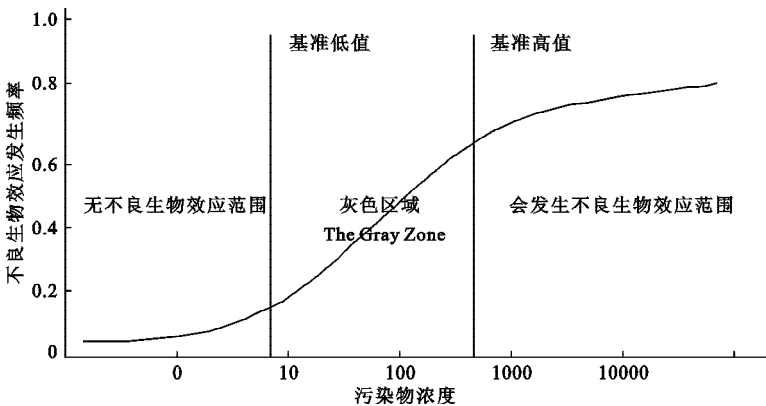


图1 淡水沉积物环境质量基准效应范围示意

Fig. 1 Conceptual description of effect ranges

多阈值型基准确定的是污染物的生物效应范围,即在对污染物的不良生物效应肯定(Probable Effect Range)和否定(No Effect Range)的同时,提出一个不确定的范围(The Gray Zone),因而可在一定程度上减少单阈值基准由于准确性问题所引起的对沉积物污染状况的过高或过低评估,即减少第一类错误(Type I error, False Positive, 即沉积物样品没有毒性时被判为具有毒性)和第二类错误(Type II error, False Negative, 即沉积物样品有毒性时被判为没有毒性)^[14],比较符合目前对沉积物中污染物生物有效性的认识.

表 1 现有各种淡水沉积物环境质量基准

Tab. 1 Different kinds of freshwater sediment quality guidelines (SQGs) currently-available

基准类型	简称	建立方法	对出现不良生物效应的描述
效应范围低值	ERL	生物效应数据库法(BEDSA)	≤ERL 时,发生率:金属污染物≤20%,有机污染物≤40%
效应范围中值	ERM		≥ERM 时,发生率:金属污染物≥60%,有机污染物≥80%
阈值效应水平	TEL	生物效应数据库法	≤TEL 时,很少会出现不良反应
可能效应水平	PEL	(BEDSA, NSTP)	≥PEL 时,很少不会出现不良反应
阈值效应含量	TEC	生物效应数据库法	≤TEC 时,通常不会出现不良反应
可能效应含量	PEC	(BEDSA)	≥PEC 时,通常会出现不良反应
最低效应水平	LEL	筛选水平浓度法	≤LEL,多数底栖生物不会出现不良反应
严重效应水平	SEL	(SLCA)	≥SEL,已污染,多数生物会出现不良反应
最低效应阈值	MET	筛选水平浓度法(SLCA)	濒临污染,但≤MET 时,多数底栖生物不会出现不良反应
毒性效应阈值	TET		≥TET,严重污染,底栖生物会出现不良反应
平衡分配阈值	SQAL	相平衡分配法(EqPA)	≤SQAL 时,一般不会出现不良反应
表观效应阈值	AET	表观效应阈值法(AETA)	≥AET 时,必定有统计显著($p \leq 0.05$)的不良生物效应发生
沉积物质量目标值	TV	相平衡分配法(EqPA)	≤TV 时,没发生污染,水生生物和底栖生物不会出现不良反应
最高允许含量	MPC		≥MPC,发生了污染,水生生物和底栖生物会出现不良反应 JP

2 各种淡水沉积物环境质量基准差异比较

水体沉积物环境质量基准是对沉积物中各种污染物生物有效性的反映。由于水环境化学和水动力学特性以及沉积物机械组成和化学组成等方面的差异,均会对污染物的生物有效性(生物可给性)产生直接的影响,因此,使得不同类型沉积物以及不同环境条件下同类型沉积物的环境质量基准间存在很大差异。目前对影响和制约沉积物中污染物生物有效性的因素和机制的认识还十分有限^[15],这也是沉积物环境质量基准研究中争论较多的难点和热点问题。迄今较为肯定的因素有:沉积物的氧化还原条件(Eh)、pH 值、有机碳(TOC)含量、酸可挥发性硫化物(AVS)含量以及沉积物细颗粒部分(粒径≤63μm)的含量等。沉积物中的有机碳、酸可挥发性硫化物以及细颗粒部分均能吸附或结合特定污染物,从而降低其生物有效性。因此,现有淡水沉积物环境质量基准多数都进行了相应校正。通常的做法是,对非极性有机污染物,用1%有机碳含量表示,对金属污染物,则进行酸可挥发性硫化物和粒径校正(当细颗粒部分≥50%时,污染物含量/细颗粒部分所占百分比)^[16]。最后确定的基准均用沉积物的干重含量(mg/kg 或 μg/kg)表示。

2.1 淡水沉积物环境质量基准低值比较

基准低值是确定的沉积物中污染物生物效应的最低阈值含量,一般情况下,若污染物含量低于基准低值,可认为沉积物未发生污染,底栖生物不会出现不良生物反应。现有淡水沉积物环境质量基准^[17-27]的低值比较见表 2。可以看出,(1)各种污染物的不同基准低值间存在较大差别,一般相差 2 倍以上,平均相差 7 倍以上,最高相差 15.5 倍(总 PAHs),反映出目前基准建立方法的不确定性以及基准在应用中的局限性。(2)除 Hg 外,各种基准低值中的较大数值多出现在 Long 和 Margan^[18]提出的效应范围低值(ERL)中,而随后 ANZECC^[20]和 NOAA^[19]提出的效应范围低值则有所改善,反映出随着生物效应数据库(the Biological Effects Database for Sediments, BEDS)的不断更新和扩大,基准的可靠性在不断提高。(3)有机污染物不同基准低值间的差别高于多数金属污染物,反映了沉积物中有机污染物化学行为和生物效应的复杂性^[28]。(4)各种基准低值中,金属污染物的 TEL-HA28 很少出现最大值和最小值,说明底栖动物的毒理学实验仍是基准建立过程中比较可靠的方法,具有不可忽视的作用。

表2 淡水沉积物环境质量基准的低值比较¹⁾

Tab. 2 Comparison and analyses of lower freshwater sediment quality guideline values (dw)

基准类型	数据来源	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	PAHs	PCBs
LEL	Persaud <i>et al.</i> [17]	6.00	0.60	26.0	16.0	31.0	0.20	4000	70.0
ERL	Long and Morgan [18]	33.0	5.00	80.0	70.0	35.0	0.15	4000	50.0
	NOAA [19]	8.20	1.20	81.0	34.0	46.7	0.15	4022	22.7
	ANZECC [20]	20.0	1.20	81.0	34.0	47.0	0.15	4022	22.7
TEL	CCME [21]	5.90	0.60	37.3	35.7	35.0	0.17	870	34.1
	Smith <i>et al.</i> [22]	7.24	0.68	52.3	18.7	30.2	0.13	1684	21.6
TEL-HA28	US EPA [23]	11.0	0.58	36.0	28.0	37.0	-	260	32.0
TEC	MacDonald <i>et al.</i> [24]	9.79	0.99	43.4	31.6	35.8	0.18	1610	59.8
MET	EC and MENVIQ [25]	7.00	0.90	55.0	28.0	42.0	0.20	-	200.0
SQO-TV	Zarba [26]	2.90	0.80	-	36.0	85.0	0.30	-	-
ISQG-low	Chapman <i>et al.</i> [27]	8.20	1.50	80.0	65.0	75.0	0.28	-	-
最小值		2.90	0.58	26.0	16.0	31.0	0.15	260	21.6
最大值		33.0	5.00	81.0	70.0	85.0	0.30	4022	200.0
最大值/最小值		11.4	8.6	3.1	4.4	2.7	2.0	15.5	9.3

1) 单位:金属污染物,mg/kg;有机污染物, $\mu\text{g}/\text{kg}(\text{dw})$.

2) NOAA, 美国大气与海洋管理局; ANZECC, 澳大利亚与新西兰环境保护委员会; CCME, 加拿大环境保护委员会; US EPA, 美国环保署; TEL-HA28, 28d Hyalella azteca 阈值效应水平实验; FDEP, 佛罗里达环保部; MENVIQ, 魁北克省环保部; MHSPE, 荷兰环境与居住和空间计划部; SQO, 沉积物环境质量目标; TV, 目标值; ISQG, 香港临时沉积物环境质量基准.

2.2 淡水沉积物环境质量基准高值比较

基准高值是确定的沉积物中污染物最高阈值含量,若沉积物中污染物的含量大于基准高值,则认为沉积物已经发生了污染,沉积物对底栖动物具有毒性,因而会出现各种不良生物效应,同时对水生生态系统造成损害. 通过比较不同污染物的各种基准高值(表3),可以看出,(1)各污染物不同基准高值间的差别均在4倍以上,平均高达近13倍,明显高于基准低值间的差别,特别是Hg、总PAHs和总PCBs的基准高值间差别分别高达20倍和近30倍,说明基准高值的确定时面临的不确定因素增加(如保护目标、保护程度、生物指标等). (2)各污染物基准高值中的较低数值多出现在加拿大CCME [21]的可能效应水平PEL中,说明其基准高值比较保守(确定的基准高值偏低,容易导致第一类错误的发生). (3)有机污染物各基准高值中的最大值均出现在严重效应水平SEL [17]中,而金属污染物各基准高值中的较大值多出现在荷兰SQO-MPC中,说明其确定的基准高值偏高,容易导致第二类错误的发生.

2.3 各基准灰色区域(the Gray Zone)比较

基准的灰色区域是基准高值和低值间存在的不能肯定的生物效应范围,沉积物中污染物含量在此范围内,发生和不会发生不良生物效应的频率相近. 基准的灰色区域是由于目前对沉积物中影响污染物生物有效性因素及其影响机制认识的局限性造成的 [29],随着对这些因素及其影响机制认识的深化,灰色区域将不断缩小,所确定的基准的准确性和可靠性也将得到不断提高. 各种淡水沉积物环境质量基准的灰色区域比较见表4.

表3 淡水沉积物环境质量基准高值比较¹⁾

Tab.3 Comparison and analyses of upper freshwater sediment quality guideline values

基准类型	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Hg (mg/kg)	PAHs ($\mu\text{g}/\text{kg}(\text{dw})$)	PCBs ($\mu\text{g}/\text{kg}(\text{dw})$)
SEL	33.0	10.00	110	110	250.0	2.000	100000	5300
ERM	85.0	9.00	145	390	110.0	1.300	35000	400
NOAA-ERM	70.0	9.60	370	270	218.0	0.710	44792	180
ANZECC-ERM	70.0	9.60	370	270	218.0	0.710	44792	180
CCME-PEL	17.0	3.53	90	197	91.3	0.486	8040	277
FDEP-PEL	41.6	4.21	160	108	112	0.700	16770	189
PEL-HA28	48.0	3.20	120	100	82.0	-	3400	240
PEC	33.0	4.98	111	149	128.0	1.060	22800	676
TET	17.0	3.00	100	86	170.0	1.000	-	1000
SQO-MPC	55.0	12.00	-	190	530.0	10.000	-	-
ISQG-high	70.0	9.60	370	270	218.0	1.000	-	-
最小值	17.0	3.00	90	86	91.3	0.486	3400	180
最大值	85.0	12.00	370	390	530	10.000	100000	5300
最大值/最小值	5.0	4.0	4.1	4.5	5.8	20.3	29.4	29.4

1) 数据来源同表2; PEL-HA28, 28d *Hyaella azteca* 可能效应水平实验; MPC, 最高允许含量.

表4 淡水沉积物环境质量基准灰色区域比较¹⁾

Tab.4 Comparison and analyses of the SQGs gray zones

基准类型	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Hg (mg/kg)	PAHs ($\mu\text{g}/\text{kg}(\text{dw})$)	PCBs ($\mu\text{g}/\text{kg}(\text{dw})$)	平均
SEL/LEL	5.5	16.7	4.2	6.9	8.1	10.0	25.0	75.7	19.0
ERM/ERL	2.6	1.8	1.8	5.6	3.1	8.7	8.8	8.0	5.1
NOAA ERM/ERL	8.5	8.0	4.6	7.9	4.7	4.7	11.1	7.9	7.2
ANZECC ERM/ERL	3.5	8.0	4.6	7.9	4.6	4.7	11.1	7.9	6.0
CCME PEL/TEL	2.9	5.9	2.4	5.5	2.6	2.9	9.2	8.1	5.0
FDEP PEL/TEL	5.7	6.2	3.1	2.1	3.7	5.4	10.0	8.8	5.6
HA-28 PEL/TEL	4.4	5.5	3.3	2.8	2.2	-	13.1	7.5	5.5
PEC/TEC	3.4	5.0	2.6	4.7	3.6	5.9	14.2	11.3	6.3
TET/MET	2.4	3.3	1.8	3.1	4.1	5.0	-	5.0	3.5
SQO TV/MPC	19.0	15.0	-	5.3	6.2	33.3	-	-	15.8
香港 ISQG 高值/低值	8.6	6.4	4.6	4.2	2.9	3.6	-	-	5.1
最小值	2.4	3.3	1.8	2.1	2.2	2.9	8.8	5.0	-
最大值	19.0	16.7	4.6	7.9	8.1	33.3	25.0	75.7	-
平均	6.1	7.4	3.3	5.1	4.2	8.4	12.8	15.6	-

1) 数据来源同表2.

通过比较可以看出,(1)不同污染物各基准高值与基准低值平均相差多数在5倍以上,最高达19倍,说明现有的各种淡水沉积物环境质量基准均存在较大的灰色区域,并因此影响到基准的应用价值.(2)Persaud等人^[17]的LEL和SEL,以及荷兰SQO的灰色区域远大于其它基准,这是由于LEL偏低(易导致第一类错误,表2),而SEL的总PAHs和总PCBs、SQO的MPC偏高(易导致第二类错误,表3).(3)各污染物中,

有机污染物 PAHs 和 PCBs 的灰色区域明显大于其它污染物,说明目前对沉积物中持久性有机污染物的迁移转化和作用机制的认识还十分有限,毒性实验虽然有助于认识污染物的急性效应,但目前难以用其解释由于生物累积作用产生的长期、慢性效应^[30].

3 淡水沉积物环境质量基准差异原因分析

建立沉积物环境质量基准的核心问题是确定特定污染物含量与生物效应间的关系^[31]. 特定污染物的生物效应受诸多因素的制约和影响,而这些影响因素又因沉积物的类型和环境条件的变化表现出很大不同,加之现有的淡水沉积物环境质量基准在建立目的、方法和依据等方面的差别,以及在毒性实验、生物调查和数据统计等方面缺乏一致的标准,使得各基准间出现很大差异,直接影响到基准的应用价值,也引起对究竟能否建立起可靠的、能广泛应用的基准的争论^[32]. 所有这些都说明目前对基准的研究仍处于探索阶段,随着研究的深入,基准间的差异将不断缩小,其可靠性、准确性和应用价值也将进一步得到提高. 造成基准间出现较大差异的原因主要包括:

(1) 污染物自身的迁移和形态变化. 和在其它环境系统中一样,污染物在沉积物中也不断地进行着积累、迁移和转化,其中包括污染物与上覆水体的交换(直接或生物参与),污染物向间隙水中的扩散,以及污染物的埋藏和矿化等. 污染物迁移和转化过程中通常伴随着形态的变化. 大量研究表明,污染物的毒性与总浓度无关,而与形态有关. 同一污染物的不同形态,其毒性也存在明显的差别. 如 Cr^{6+} 的毒性大于 Cr^{3+} , 而甲基汞的毒性大于其它形态的汞. 现有基准均是用污染物的总含量表示,没有区分污染物的不同形态分别对生物效应的贡献^[15]. 同时污染物的迁移和转化又受诸多因素的影响(如氧化还原条件, pH 值,微生物作用等),使得污染物的形态变化始终处于一个动态的过程,更增加了污染物—生物效应关系的复杂性^[33].

(2) 沉积物类型差异. 不同类型的沉积物具有不同的机械组成和化学组成. 研究表明,沉积物的颗粒大小(粒径)、特定化学物质的含量(如有机碳、酸可挥发性硫化物等)影响到沉积物对污染物的吸附和固定能力,从而对污染物的生物可给性产生显著影响^[34]. 沉积物是由不同大小颗粒混合而成的非均质体,其中细颗粒部分(特别是粒径 $\leq 63\mu\text{m}$) 具有较大的比表面积,对金属污染物有较强的吸附能力,间隙水中金属污染物的浓度与沉积物的粒径呈显著的负相关关系^[35]. 沉积物中的酸可挥发性硫化物(AVS)能够和金属污染物(特别是二价金属 Me^{2+}) 结合形成硫化物沉淀 MeS ,而使这部分金属失去生物有效性^[36]. 但沉积物中 AVS 含量受多种不确定因素的影响,如 Peterson 等^[40] 发现某些底栖动物(如贫毛类环虫 *oligochaeta*) 的活动(挖掘)能显著降低表层沉积物中 AVS 的含量,而增加间隙水中 Cd 的生物有效性. 沉积物中的有机碳能较好地吸附非极性有机污染物,但其吸附能力随沉积物中有机碳的种类不同而不同^[37]. 有机碳对金属污染物也有一定吸附作用^[38],如 Mahony 等发现 Cu 的毒性随间隙水中可溶性有机碳的增加而降低^[39],但目前还难以确定有机碳对金属污染物的吸附能力^[16].

(3) 沉积物环境条件的差异. 沉积物的环境条件对沉积物中所有化学过程都会产生深刻的影响. 其中氧化还原条件(Eh)的变化决定着污染物的存在形态和生物有效性. 沉积物的氧化还原状态取决于间隙水中氧(DO)的含量,一般情况下,沉积物表层几毫米以下就处于缺氧状态,而氧化还原边界受多种因素的影响又变化不定. 水体的扰动和生物活动可引起沉积物的再悬浮及污染物的释放,并改变表层沉积物的氧化还原状态^[40],底栖生物的活动还在污染物的迁移和形态转化(如 Hg 的甲基化,有机污染物的降解等)中起着重要作用. 此外,间隙水和上覆水体的 pH 值、硬度、温度、光照以及季节变化等,都是影响污染物生物有效性和毒性的因素,也是基准建立过程中应当考虑但目前却难以解决的问题.

(4) 基准建立方法自身的不确定性. 迄今,国外研究者提出了 10 多种基准建立方法,但各种方法都有其自身的优点、缺点和不确定性,目前还没有一种能得到多方认可的有效方法,这也是造成不同基准间出现较大差异的主要原因之一. 基准建立方法的不确定性表现在基准建立过程的多个方面. 首先,作为基准建立主要数据来源的生物测试(Sediment Bioassay)缺乏统一的标准,特别是在毒性实验中,不同研究者采用不同的采样、储存(很容易改变沉积物的氧化还原状态)和实验方法,实验中选用不同的底栖生物(不同的种类和个体生物敏感性存在差异)、不同的暴露时间(从 24 h—28 d 不等)和生物指标(存活率、生长状况、繁殖能力等),最终导致实验结果的差异. 虽然美国和加拿大一些相关机构(如 EC、NOAA、US EPA 和 ASTM

等^[41])提出了一些生物测试标准,但并没有得到研究者的广泛采用. 其次沉积物中的污染物是作为混合体对底栖生物产生作用,现有的各种基准建立方法均不能有效说明污染物的联合作用和特定污染物对某一生物效应的关系. 最后,生物测试中所观察到的生物效应可能是目标污染物以外的其它因素造成的,如溶解氧(DO)的降低(较高有机质含量的沉积物,有机质分解消耗)会影响到底栖生物的存活和生长;一定氧化还原条件下N的转化过程中,形成的 NH_4^+ 也会对底栖生物产生毒害作用^[42]. 此外,观察到的生物效应也可能是由于其它未明污染物造成的.

4 讨论

通过对不同淡水沉积物环境质量基准间的对比和分析,可以看出:(1)目前对沉积物中影响污染物生物有效性因素的认识还很有限,难以建立起一致的基准. 沉积物中的有机碳(TOC)、酸可挥发性硫化物(AVS)、细颗粒物含量以及氧化还原条件(Eh)是影响污染物生物有效性的主要因素,也是当前的研究重点,基准的建立应针对这些影响因素进行校正.(2)目前对基准建立方法的研究仍很薄弱,迄今还不能通过现有的任何一种方法,建立具有普遍意义的沉积物环境质量基准^[43]. 虽然相平衡分配法(EqPA)和生物效应数据库法(BEDSA)受到普遍的重视,并具有很大的发展前途,但仅靠其中某一种方法难以建立可靠的基准. 因此,重视多种基准建立方法的结合,确定统一的分析和检测标准(如受测试底栖生物的选择、测试指标和测试方法等),综合运用沉积物化学分析、生物调查和毒理学试验手段,将是今后的研究重点和方向.(3)我国对水体沉积物环境质量基准的研究尚属起步阶段,基准的建立缺少足够的生物效应数据支持. 因此,充分利用已有的沉积物化学数据和基于广泛生物试验的水质标准,采用相平衡分配法建立区域性的沉积物环境质量基准是可行的. 然而,加强沉积物污染的生物调查和毒性测定,尽快建立我国沉积物污染的生物效应数据库(BEDS),将是今后研究工作的重点.

5 参考文献

- [1] US EPA (United States Environmental Protection Agency). The incidence and severity of sediment contamination in surface waters of the United States. Vol. 1: National sediment quality survey. Office of Science and Technology, Washington DC, 2004, EPA-823-R-04-007, 3.1-3.60.
- [2] Canfield T J, Dwyer F J, Fairchild J F, *et al.* Assessing contamination in Great Lakes sediments using benthic invertebrate communities and the sediment quality triad approach. *J Great Lakes Res*, 1996, **22**:565-583.
- [3] Swartz R C, Cole F A, Lamberson J O, *et al.* Sediment toxicity, contamination and amphipod abundance at a DDT- and dieldrin-contaminated site in San Francisco Bay. *Environ Toxicol Chem*, 1994, **13**:949-962.
- [4] Burton G A. Assessing freshwater sediment toxicity. *Environ Toxicol Chem*, 1991, **10**:1585-1627.
- [5] McCarty J P, Secord A L. Reproductive ecology of tree swallows (*Tachycineta bicolor*) with high levels of polychlorinated biphenyl contamination. *Environ Toxicol Chem*, 1999, **18**:1433-1439.
- [6] Ludwig J P, Auman H J, Kurita H, *et al.* Caspian tern reproduction in the Saginaw bay ecosystem following a 100-year flood event. *J Great Lakes Res*, 1993: 96-108.
- [7] US EPA. A Guidance Manual to Support the Assessment of Contaminated Sediments in Freshwater Ecosystem Great Lakes National Program Office. Chicago, Illinois. 2002, EPA-905-B02-001-B.
- [8] Burton G A. Sediment quality criteria in use around the world. *The Japanese Journal of Limnology*, 2002, (3):65-75.
- [9] US EPA, An overview of sediment quality in the United States. Office of Water Regulations and Standards, Washington DC, and EPA Region 5, Chicago, 1987, EPA-905-88-002.
- [10] Chapman P M, Wang F, Adams W J, *et al.* Appropriate applications of sediment quality values for metals and metalloids. *Environ Sci Tech*, 1999, **33**(22):3937-3941.
- [11] Johnson A, Plotnikoff R. Review of sediment quality data for the Similkameen River. Washington State Department of Ecology, Environmental Assessment Program, Olympia, Washington, 2000, 98504-7710.
- [12] NOAA. The Utility of AVS/EqP in hazardous waste site evaluations. NOAA Technical Memorandum Seattle, Washington. 1995, NOS ORCA 87, 11-18.
- [13] US EPA. Review of the Agency's approach for developing sediment criteria for five metals. Washington DC, 1995, EPA-

SAB – EPEC – 90 – 020.

- [14] Chapman P M, Mann G S. Sediment quality values (SQVs) and ecological risk assessment (ERA). *Mar Pollut Bull*, 1999, **38**(5):339 – 344.
- [15] Lee G F, Jones – Lee A. Can chemically-based sediment quality criteria be used as reliable screening tools for water quality impacts? *Society of Environmental Toxicology and Chemistry News*, 1996, **16**(3):14 – 15.
- [16] Wisconsin Dept. of Natural Resources. Consensus – Based Sediment Quality Guidelines. Recommendations for Use and Application Interim Guidance. Madison Wisconsin, 2003, WT – 732 – 2003.
- [17] Persaud D, Jaagumagi R, Hayton A. Guidelines for the protections and management of aquatic sediment quality in ontario, Ontario Ministry of Environment and Energy, Toronto, Ontario, 1993, 0 – 7729 – 9248 – 7.
- [18] Long E R, Morgan LG. The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program. NOAA Technical Memorandum, Seattle, Washington, 1991, NOS OMA 52, Appendices (1):175.
- [19] NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) (Buchman MF). NOAA Screening Quick Reference Tables (SQUIRT). Coastal Protection and Restoration Division. NOAA HAZMAT Report No. 99 – 1, Seattle, WA, 1999, 9 – 12.
- [20] ANZECC (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council). ANZECC interim sediment quality guidelines. Report for the Environmental Research Institute of the Supervising Scientist. Sydney, Australia, 1997.
- [21] CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. Canadian Environmental Quality Guidelines. CCME, 1999, EPC – 98E.
- [22] Smith S L, MacDonald DD, Keenleyside K A *et al.* A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems. *J Great Lakes Res*, 1996, **22**:624 – 638.
- [23] US EPA. Calculation and evaluation of sediment effect concentrations for the amphipod *Hyaella azteca* and the midge *Chironomus riparius*. Great Lakes National Program Office, Region V, Chicago, IL. 1996, EPA 905 – R96 – 008.
- [24] MacDonald D D, Ingersoll CG, Berger T A. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch. Environ Toxicol*, 2000, **39**: 20 – 31.
- [25] EC, MENVIQ (Environment Canada and Ministere de l'Environnement du Quebec) Interim criteria for quality assessment of St. Lawrence River sediment. Environment Canada, Ottawa, Canada, 1992.
- [26] Zarba C S. Equilibrium partitioning approach. In: Sediment classification methods compendium. Office of Water, US EPA, Washington DC, 1992, EPA 823 – R – 92 – 006.
- [27] Chapman P M, Allard P J, Vigers G A. Development of sediment quality values for Hong Kong special administrative region: a possible model for other jurisdictions. *Mar Pollut Bull*, 1999, **38**(3):161 – 169.
- [28] Jeremiason J D, Eisenreich S J, Baker JE *et al.* PCB decline in settling particles and benthic recycling of PCBs and PAHs in Lake Superior. *Environmental Science and Technology*, 1998, **32**:3249 – 3256.
- [29] Long ER, MacDonald DD. Recommended uses of empirically derived sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems. *Human Ecolog Risk Assess*, 1998, **4**:1019 – 1039.
- [30] Kane Driscoll S, Landrum P F, Tigue E. Accumulation and toxicokinetics of fluoranthene in water-only exposures with freshwater amphipods. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1997, **16**(4):754 – 761.
- [31] US EPA. Sediment classification methods compendium. Office of Water. Washington DC, 1992, EPA 823 – R – 92 – 006.
- [32] UNEP(the United Nations Environment Programme), IOC(the International Oceanographic Commission) and IMO(the International Maritime Organization), Guidance on Assessment of Sediment Quality. Global Investigation of Pollution in the Marine Environment (GIPME), IMO, London, 1999: 9 – 15.
- [33] Di Toro D. Sediment Toxicity Prediction – What is Known and Unknown, Proceedings of Sediment Quality Assessment, Aquatic Ecosystem Health and Management Society, Chicago, IL 2002.
- [34] Landrum PF, Gossiaux DC, Kukkonen J. Sediment characteristics influencing the bioavailability of nonpolar organic contaminants to *Diporeia* spp. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 1997, **9**:43 – 55.
- [35] Horowitz AJ and Elrick KA. The relation of stream sediment surface area, grain size, and composition to trace element chemistry. *Applied Geochemistry*, 1987, **2**:437 – 451.
- [36] Di Toro D M, Mahony J D, Hansen D J, *et al.* Toxicity of cadmium in sediments: the role of acid volatile sulfide. *Environ Toxicol Chem*, 1990, **9**:1487 – 1502.
- [37] Meador J P. The interaction of pH, dissolved organic carbon, and total copper in the determination of ionic copper and toxic-

- ity. *Aquatic Toxicology*, 1991, **19**:13 – 32.
- [38] Lacey R, Watzin M C, McIntosh A W. Sediment organic matter content as a confounding factor in toxicity tests with Chironomus tentans. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1998, **18**(2):231 – 236.
- [39] Mahony J D, Di Toro D M, Gonzalez A M, et al. A sediment component in addition to acid volatile sulfide that may further control toxicity to metals. Abstracts. 12th Annual Meeting, Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Cincinnati, Ohio, 1991, 3 – 7 – 91.
- [40] Peterson G S, Ankley G T, Leonard E N. Effect of bioturbation of metal-sulfide oxidation in surficial freshwater sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1996, **15**:2147 – 2155.
- [41] ASTM (American Society for Testing and Materials). Standard test methods for measuring the toxicity of sediment-associated contaminants with fresh water invertebrates In: Annual book of ASTM standards, water and environmental technology. Philadelphia, 2000, Volume 11.05 (E1706 – 95).
- [42] Ankley G T, Katko A, Arthur J W. Identification of ammonia as an important sediment-associated toxicant in the lower Fox River and Green Bay, Wisconsin. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1990, **9**:313 – 322.
- [43] MacDonald D D. Approach to the Assessment of Sediment Quality in Florida Coastal Waters. Vol. 1 – Development and Evaluation of Sediment Quality Assessment Guidelines Chapter 3 – An Evaluation of Existing Approaches to Developing Numerical Sediment Quality Guidelines. British Columbia, VOR 2E0, 1994: 15 – 62.