

渔业水质标准修订附件之一

国外渔业水质基准汇编

渔业水质标准修订组

国外渔业水质基准汇编

目 录

1. 汞	1
2. 镉	3
3. 铅	5
4. 铬	7
5. 铜	9
6. 锌	11
7. 镍	13
8. 砷	14
9. 氟化物	16
1.0. 硫化物	18
1.1. 氟化物	19
1.2. 氨氮	20

1.3.	挥发性酚	22
1.4.	黄磷	24
1.5.	石油类	25
1.6.	丙烯晴	27
1.7.	丙烯醛	27
1.8.	马拉硫磷	28
1.9.	五氯酚钠	29
2.0.	乐果	29
2.1.	甲基对硫磷	30
2.2.	呋喃丹	31
2.3.	索引	32

汞

总汞对水生生物的急性毒性是：甲壳动物 $0.02 \sim 40 \mu\text{g}/\text{l}$ （淡水）和 $4 \sim 400 \mu\text{g}/\text{l}$ （海洋）；软体动物 $90 \sim 2000 \mu\text{g}/\text{l}$ ；环节动物 $10 \sim 90 \mu\text{g}/\text{l}$ ；鳕鱼鱼类 $3 \sim 20000 \mu\text{g}/\text{l}$ ；棘臀鱼 $3000 \sim 10000 \mu\text{g}/\text{l}$ ；绿藻 $< 0.8 \sim 2000 \mu\text{g}/\text{l}$ （淡水）和 $< 5 \sim 400 \mu\text{g}/\text{l}$ （海水）；海洋硅藻 $0.1 \sim 10 \mu\text{g}/\text{l}$ （EPA 1980d）。

有机汞和硝酸亚汞对水生生物的毒性约比二价汞高 $4 \sim 31$ 倍（EPA, 1986）。醋酸苯汞，氯化甲基汞和氯化汞对硬头鲈的 LC_{50} （以汞计）分别为 8.5 ， 30 和 $310 \mu\text{g}/\text{l}$ （Matida等, 1971）。氯化甲基汞对黑头软口鲈的无影响浓度为 $0.07 \mu\text{g}/\text{l}$ （Mount等, 1974），而二价汞高于 $0.23 \mu\text{g}/\text{l}$ 才出现具统计学意义的影响（EPA, 1986）。 $0.04 \mu\text{g}/\text{l}$ 的汞（甲基汞）对大型蚤的繁殖仍有影响（Biesinger, 1974）。

在试验浓度为 $0.012 \mu\text{g}/\text{l}$ 时，黑头软口鲈对甲基汞的生物浓度系数（BCF）是 81700 （Olson等, 1975）。美洲牡蛎在 $0.025 \mu\text{g}/\text{l}$ 时对甲基汞的BCF则为 40000 （Kopbler, 1974）。

由于在底泥，鱼体以及食物链各营养级的生物体内，汞都可能发生甲基化，因此制订汞的水质基准就比其它重属更为复杂。

Thurston等(1979)认为,各种形态汞的毒性差异很大,最好分别制订它们的基准,但目前测试手段尚有困难。

EPA(1976)提出的基准是:淡水 $0.05 \mu\text{g}/\text{l}$,海水 $0.10 \mu\text{g}/\text{l}$ 。1986年修订的基准如下:四天平均浓度 $0.012 \mu\text{g}/\text{l}$ (淡水)和 $0.025 \mu\text{g}/\text{l}$ (海水);一小时平均浓度, $2.4 \mu\text{g}/\text{l}$ (淡水)和 $2.1 \mu\text{g}/\text{l}$ (海水)。

镉

镉对水生生物的毒性与水的硬度有关。在硬度为 290 mg/l (CaCO_3)时,镉对硬头鳊的7天 LC_{50} 是 $9\text{ }\mu\text{g/l}$ (Ball, 1967), 10天 LC_{50} $5\sim 7\text{ }\mu\text{g/l}$ (Kumada等, 1973); 而在软水(23 mg/l)条件下, 96小时 LC_{50} 则为 $0.92\text{ }\mu\text{g/l}$ (Chapman, 1973)。当硬度为 326 mg/l (CaCO_3)时,镉对虹鳟的最大允许毒物浓度(MATC)是 $13.5\sim 21\text{ }\mu\text{g/l}$, 而在 $31\text{ mg CaCO}_3/\text{l}$ 软水中则为 $0.7\sim 1.5\text{ }\mu\text{g/l}$ (Davies, 1976)。用 $45\text{ mg CaCO}_3/\text{l}$ 的水作为稀释水,镉对大型蚤的MATC是 $0.17\sim 0.7\text{ }\mu\text{g/l}$ (Biesinger和Christensen, 1972)。

镉对海洋端足动物(*Allorchestes compressa*)的120小时 LC_{50} 在 $200\sim 400\text{ }\mu\text{g/l}$ 之间(EPA, 1977), 沙虾和小长臂虾的96小时 LC_{50} 分别为 320 和 $420\text{ }\mu\text{g/l}$ (Eisler, 1974), 而对一种糠虾则低达 $15.5\text{ }\mu\text{g/l}$ (EPA, 1986)。对大西洋银汉鱼幼鱼的急性毒性是 $57.7\text{ }\mu\text{g/l}$ (EPA, 1986)。Calabrese等(1977)在 $3\text{ }\mu\text{g/l}$ 仍观察到对海洋生物有生理学影响。镉对海洋生物的毒性一般随着盐度的下降而增加。

水生生物对镉的浓度系数是 $164\sim 4190$ (淡水无脊椎动物), $3\sim 2213$ (淡水鱼类)和 $5\sim 3160$ (海洋无脊椎动

物)(EPA, 1986)。

EPA 1976年提出的基准是：

	淡 水	
	软 水	硬 水
枝角类和鲑鳟鱼类	0.4 $\mu\text{g}/\text{l}$	1.2 $\mu\text{g}/\text{l}$
其它不大敏感的种类	4.0 $\mu\text{g}/\text{l}$	12.0 $\mu\text{g}/\text{l}$
海 洋 生 物	5.0 $\mu\text{g}/\text{l}$	

1986年修订的基准：

	淡 水	海 水
一小时平均值	$e^{(1.128(\ln\text{硬度})-3.828)}$ $\mu\text{g}/\text{l}$	43 $\mu\text{g}/\text{l}$
四天平均值	$e^{(0.7352(\ln\text{硬度})-3.490)}$ $\mu\text{g}/\text{l}$	9.3 $\mu\text{g}/\text{l}$

铅

铅对淡水生物的毒性随着水硬度增加而降低。水硬度为28 mg/l (CaCO₃)时,对硬头鳊的96小时LC₅₀都为1.2 mg/l,慢性国值均是0.010 mg/l, MATC是0.004~0.008 mg/l。而当浓度为350 mg/l (CaCO₃)时,总铅的96小时LC₅₀增加到471 mg/l,溶解性铅是1.4 mg/l,慢性国值总铅是0.21 mg/l,溶解性铅则为0.024 mg/l (Davies等, 1976)。用黑头软口鲮条在硬度为20~40 mg CaCO₃/l水中测定铅的96小时LC₅₀,其值是5.6~7.3 mg/l,而在硬水中则为482 mg/l (Pickering和Henderson, 1966)。在36 mg/l (CaCO₃)水质条件下,铅对硬头鳊、湖鲑、斑点叉尾鲟、铜吻鳞鳃太阳鱼、白亚口鱼的MATC分别是0.120~0.360、0.071~0.146、0.048~0.083、0.070~0.120和0.119~0.235 mg/l (Saute等, 1976)。铅对大型蚤在45 mg CaCO₃/l水质条件下的MATC是0.030~0.100 mg/l (Biesinger等, 1972)。

铅对海洋生物的急性毒性从0~315 mg/l (鳎)到27 mg/l (蛤)。用糠虾进行的慢性试验看到,有影响浓度是0~0.37 mg/l,无害浓度为0~0.17 mg/l (EPA, 1986)。

四种淡水无脊椎动物和三种鱼对铅的生物浓缩系数从42到1700，海洋生物则为17.5~2570 (EPA, 1986)。

EPA 1976年制订的基准是96小时 $LC_{50} \times 0.01$ (溶解性铅)。1986年修订的基准是：

	淡 水	海 水
四天平均值	$e^{(1.273(\ln \text{硬度}) - 4.705)} \mu\text{g/l}$	5.6 $\mu\text{g/l}$
一小时平均值	$e^{(1.273(\ln \text{硬度}) - 1.460)} \mu\text{g/l}$	140 $\mu\text{g/l}$

铬

大多数水生毒理学家认为 Cr^{+6} 比 Cr^{+3} 对水生生物具有高的毒性。 Cr^{+6} 对淡水动物的急性毒性从 0.02307 mg/l (枝角类) 到 1870 mg/l (石蝇), Cr^{+3} 则是 2.221 mg/l (蜉蝣) 到 71 mg/l (石蚕), 而且 Cr^{+3} 的毒性受水硬度的影响比 Cr^{+6} 大。在硬度为 45 mg/l (CaCO_3)、 $\text{pH} 7 \sim 8$ 水质条件下, Benoit (1976) 测得 Cr^{+6} 对硬头鳉和溪红点鲢的 96 小时 LC_{50} 是 69 和 59 mg/l , MATC 均为 $0.20 \sim 0.35 \text{ mg/l}$, 应用因子 ($\text{MATC} / 96 \text{ 小时 } \text{LC}_{50}$) 在 $0.003 \sim 0.006$ 之间。Olson (1958) 用大鳞大马哈鱼对 Cr^{+6} 暴露时看到, 0.2 mg/l 对生长和存活都有影响, 而 0.2 mg/l Cr^{+3} 则未观察到有存害影响。 $0.016 \text{ Mg Cr}^{+6} / \text{l}$ 对大鳞大马哈鱼的生长仍有不良影响 (EPA, 1986)。一般说来, 蚤类对铬的敏感性比鱼类高。例如: Cr^{+6} , 对淡水蚤类的慢性毒性在 $< 0.0025 \sim 0.040 \text{ mg/l}$ 之间, Cr^{+6} 对大型蚤的慢性毒性浓度则为 0.066 mg/l (EPA, 1986)。

Cr^{+6} 对海洋多毛虫的 96 小时 LC_{50} 为 $2.22 \sim 3.63 \text{ mg/l}$, 28 天 LC_{50} 是 0.55 mg/l , 而 Cr^{+3} 的 96 小时 LC_{50} 则为 $12.5 \sim 50.0 \text{ mg/l}$ (Mearns 等, 1976; Reish 等, 1976)。Gooding (1954) 报道, 17.8 mg/l Cr^{+6} 对银大马哈鱼的生长仍有影响。

硬头鳊对六价铬的生物浓度系数小于3，海洋软体动物从125到236。海洋生物对三价铬的浓度系数在86~153之间(EPA 1986)。

由于六价铬与三价铬对水生生物的毒性存在着差异，EPA (1986)分别提出了Cr⁺⁶和Cr⁺³的基准：

	淡 水	海 水
Cr ⁺⁶		
四天平均值	11 μg/l	50 μg/l
一小时平均值	16 μg/l	1100 μg/l
Cr ⁺³		
四天平均值	$e^{(0.8190(\ln \text{硬度})+1.516)}$ μg/l	—
一小时平均值	$e^{(0.8190(\ln \text{硬度})+3.668)}$ μg/l	—

铜

铜对水生生物的毒性主要是 Cu^{++} 引起的，而且pH、硬度、盐度、有机物以及悬浮物等对铜的毒性都有程度不同的影响，其中以硬度的影响尤为明显。

在硬度为12、42和320 mg/l (CaCO_3)水中，铜对虹鳟的7天LC₅₀大约分别是0.03、0.08和0.5 $\mu\text{g}/\text{l}$ (DSIR, 1962)。Jones (1964)报道，在12 mg/l (CaCO_3)的软水中，0.060 mg/l的铜对硬头鳟有毒。而在320 mg/l的极硬水中，铜的有害浓度则上升到0.600 mg/l。当水的硬度为14 mg/l时，0.02~0.04 mg/l铜对虹鳟和大西洋鲑的胚胎发育就产生有害影响，而在硬度为44 mg/l CaCO_3 水中，大鳞大马哈鱼的胚胎在0.08 mg/l浓度组仍能成功地孵出幼鱼 (Grande, 1967)。虹鳟在硬水(200~300 mg CaCO_3/l)中的4天LC₅₀是0.50~1.0 mg/l，而在软水(14~15 mg/l CaCO_3)则为0.02~0.10 mg/l (Alabaster和Lloyd, 1980)。

正颤蚓在水温20℃，硬度为0.1、34.2和261 mg CaCO_3/l 条件下，铜的2天LC₅₀分别是6.4、210和89.0 $\mu\text{g}/\text{l}$ (Brkovic-Popovic, 1977)。钩虾的慢性试验表明，硬度为44 mg CaCO_3/l 时，15 μg Cu^{++}/l 仍能降

低钩虾的存活率，无影响浓度则为 $8 \mu\text{g}/\text{l}$ (Arthur 和 Leonard, 1970)。Biesinger 和 Christensen (1972) 发现，在 $45.3 \text{ mg CaCO}_3 / \text{l}$ 水中， $22 \text{ g Cu} / \text{l}$ 引起大型蚤的繁殖下降 16%，在同样水质条件下的“安全浓度”是 $6 \mu\text{g}/\text{l}$ (Biesinger 等, 1973 未发表)。

铜对海洋动物的急性毒性从 $5.8 \mu\text{g}/\text{l}$ (紫贻贝) 到 $600 \mu\text{g}/\text{l}$ (青蟹)，慢性试验求得对糠虾的 MATC 是 $38 \sim 77 \mu\text{g}/\text{l}$ (EPA, 1986)。

EPA 1976 年用敏感生物的 96 小时 $\text{LC}_{50} \times 0.1$ 作为铜的基准，1986 年修订的基准是：

	淡 水	海 水
四天平均值	$e^{(0.8545(\ln \text{硬度}) - 1.465)} \mu\text{g}/\text{l}$	—
一小时平均值	$e^{(0.9422(\ln \text{硬度}) - 1.464)} \mu\text{g}/\text{l}$	$2.9 \mu\text{g}/\text{l}$

锌

0.04 mg/l 的锌在软水 (4.3 mg CaCO₃/l) 条件抑制硬头鳊的胚胎发育, 0.010 mg/l 在 28 天内引起鱼苗死亡 54% (Abbleck, 1952)。Schofield (1965) 发现, 1~3 mg CaCO₃/l 水质条件下, 在 0.020~0.040 mg/l 锌浓度组, 刚孵出的溪红点鲑幼鱼的存活率为 80~85%。硬度为 12、50 和 320 mg/l CaCO₃ 时, 锌对硬头鳊的 60 小时 LC₅₀ 分别是 0.5、2 和 4 mg/l (Lloyd, 1960)。

Edrsadas 和 Brown (1967) 在 320 mg/l (CaCO₃) 水质条件下, 用硬头鳊进行了 4 个月的试验, 锌的浓度设置为 0.6、1.6 和 2.0 mg/l, 试验结束时各浓度组的死亡率分别是 1.6、1.8 和 2.2%。Brungs (1969) 在 200 mg/l (CaCO₃) 条件下用黑头软口鲃进行慢性试验, 2.8 mg Zn⁺/l 引起生长下降, 0.18 mg/l 浓度组的鱼产卵数减少 83%, 最后求得的 MATC 是 0.030~0.180 mg/l。

正颤蚓在 0.1、34.2 和 261 mg CaCO₃/l 水质条件下 48 小时 LC₅₀ 分别是 0.1、3.0 和 60.2 mg/l (Brkovi Popovic, 1977), 大型蚤在硬度为 100 mg/l 水中损失游动能力的 EC₅₀ 是 0.07 mg/l (Anderson, 1948), 而在 45 mg CaCO₃/l 水中, 18℃ 时的 48 小时

LC₅₀ 则为 0.16 mg/l (Biesinger 和 Christensen 1972)。

EPA 1976年提出的基准是淡水敏感生物的96小时 LC₅₀ × 0.01, 1986年修订的基准:

	淡 水	海 水
24小时平均值	47 μg/l	58 μg/l
任何时候	$< e^{(0.83(\ln \text{硬度}) + 1.95)} \mu\text{g/l}$	$< 170 \mu\text{g/l}$

镍

在软水中镍对刺鱼的致死限为 $800 \mu\text{g}/\text{l}$ (Jones, 1939)。
镍在软水条件下对四种鱼的96小时 LC_{50} $4.6 \sim 9.8 \text{ mg}/\text{l}$ ，
而在硬水中对两种鱼的96小时 LC_{50} 则是 $39.2 \sim 42.2$
 mg/l (Pickering 和 Henderson, 1964)。
Biesinger 和 Christensen (1972) 发现，大型蚤在 95
 $\mu\text{g}/\text{l}$ 浓度组繁殖下降 50% ，在 $30 \mu\text{g}/\text{l}$ 浓度组仍下降
 16% 。Pickering (1974) 在软水条件下，以存活、生长和繁
殖作为观察指标，测定了镍对黑头软口鲈的最大允许毒物浓度，
其值是 $68 \sim 132 \mu\text{g}/\text{l}$ 。

Timourian 和 Watchmaker (1972) 研究了镍对海胆的
影响，当镍的浓度为 $60 \mu\text{g}/\text{l}$ 时，胚胎就停止发育。

Calabrese 等 (1973) 报道了镍对牡蛎胚胎的48小时
 LC_{50} ，其值为 $0.74 \sim 1.18 \text{ mg}/\text{l}$ ，根据应用因子 0.01
计算的安全浓度是 $7.4 \sim 11.8 \mu\text{g}/\text{l}$ 。

EPA 1976年的基准是： 96 小时 $\text{LC}_{50} \times 0.01$ 。

1986年修订的基准为：

	淡水	海水
24小时平均值*	$e^{(0.76(\ln \text{硬度}) + 1.06)} \mu\text{g}/\text{l}$	$7.1 \mu\text{g}/\text{l}$
任何时候	$< e^{(0.76(\ln \text{硬度}) + 4.02)} \mu\text{g}/\text{l}$	—

* 指总可回收镍。

砷

当池塘使用 4 mg/l 的 NaAsO_2 ($2.059 \text{ mgAs}^{+3}/\text{l}$) 时, 出现死鱼和鱼类生长的下降 (Gilderhus, 1966)。 As^{+3} 对大型蚤的 LC_{50} 是 2.85 mg/l , 在 1.4 mg/l 浓度组繁殖下降 50% , 0.52 mg/l 浓度组仍下降 16% (Biesinger 和 Christensen 1972)。亚砷酸钠对金鱼的致死国值是 32 mg/l (336 小时), 溪红点鲑是 18.0 mg/l (262 小时)。Blake 和 Johnson (1976) 发现, 加入池塘 0.230 mg/l 的砷, 这种砷 90% 以三价砷存在, 在该浓度下生物群落未产生任何可测定的影响。三氧化二砷对藻类的无害浓度约为 0.20 mg/l , 对淡水鱼饵料生物的有害浓度是 $2\sim 4 \text{ mg/l}$, 在伊利湖对大型蚤的有害国浓度为 $4\sim 8 \text{ mg/l}$ (Lambou 和 Lim, 1970)。三价无机砷对淡水动物的急性毒性从 0.812 mg/l (枝角类) 到 97 mg/l (蛙类), 急性毒性与慢性毒性之比为 $4.66\sim 4.862$ 。五价无机砷的急性毒性与上述三价砷大致相同, 但急性毒性与慢性毒性之比确为 28.71 (EPA 1986)。

砷对海洋软体动物的 96 小时 LC_{50} 从 $2\sim 9 \text{ mg/l}$ (Nelson 等, 1976)。三价无机砷对 12 种海洋动物的急性毒性从 0.232 mg/l 到 16.03 mg/l , 五价无机砷对二种无脊椎动物的急性毒性在 $2\sim 3 \text{ mg/l}$ 之间。