

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20150802001

邱昕晔, 俞爽, 刘红玲. 河蚬(*Corbicula fluminea*)在生态毒理学研究中的应用与评价[J]. 生态毒理学报, 2016, 11(1): 80-93

Qiu X Y, Yu S, Liu H L. A review of ecotoxicological studies of *Corbicula fluminea* [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2016, 11(1): 80-93 (in Chinese)

河蚬 (*Corbicula fluminea*) 在生态毒理学研究中的应用与评价

邱昕晔, 俞爽, 刘红玲*

南京大学环境学院 污染控制与资源化研究国家重点实验室, 南京 210023

收稿日期: 2015-08-02 录用日期: 2015-09-22

摘要: 河蚬是大型底栖双壳类生物, 广泛分布于我国淡水水域。它具有个体小、分布广、来源方便、易于实验室驯养等特点, 常被作为受试生物用于毒理学研究中, 为评价污染物毒性作用提供有价值信息。从河蚬对各化学品的行为响应、耐受性以及生理生化指标响应三个方面详细阐述了其在生态毒理学中的研究现状。最后指出将河蚬应用于毒理学研究领域的过程中存在的待完善之处, 并对其研究前景进行了展望。总结出其可用于中国淡水水质基准制定、化学品毒性评价以及生物监测领域, 具有广阔的研究前景。

关键词: 河蚬; 生态毒理学; 研究进展; 评价

文章编号: 1673-5897(2016)1-080-14 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

A Review of Ecotoxicological Studies of *Corbicula fluminea*

Qiu Xinye, Yu Shuang, Liu Hongling*

State Key Laboratory of Pollution Control & Resource Reuse, School of the Environment, Nanjing University, Nanjing 210023

Received 2 August 2015 accepted 22 September 2015

Abstract: *Corbicula fluminea* is a large benthic bivalve mollusk and is commonly found in freshwater areas in China. Due to some advantages, such as small size, wide distribution, convenient sources, and easy acclimation in the laboratory, *Corbicula fluminea* is frequently used in toxicology to evaluate potential effects of environmental pollutants. This study summarized the present research findings of *Corbicula fluminea* in ecotoxicology, including its behavioral responses, tolerance, and physiological and biochemical responses to different types of pollutants. We also pointed out the weakness for practical application of the clam, and discussed the research trend and its application in ecotoxicology in the future. Because of its convenience and representativeness, *Corbicula fluminea* has a very broad research prospective, practically in developing domestic freshwater quality criteria, evaluation of chemicals toxicity and bio-monitoring areas.

Keywords: *Corbicula fluminea*; ecological toxicology; research advance; evaluation

河蚬(*Corbicula fluminea*)是广泛分布于中国内陆各大淡水水系的双壳类动物, 软体动物门, 瓣鳃

纲, 真瓣鳃目, 蚬科, 蚬属, 近年来被频繁应用于生态毒理学研究中。河蚬作为受试生物, 具有个体小、易

基金项目: 国家自然科学基金项目(213770533); 南京大学大学生创新基金(G1410284042)

作者简介: 邱昕晔(1994-), 女, 本科生, 研究方向为生态毒理学, Email: 121200048@smail.nju.edu.cn

* 通讯作者 (Corresponding author), E-mail: hlliu@nju.edu.cn

捕获、来源方便、易于实验室驯养、对于部分毒物敏感、且毒物响应明显可测等优点。其在重金属污染的指示^[1-5]、多环芳烃污染的富集研究^[5-8]、氨氮毒性测试^[9-11]等方面广泛应用,在中国水质基准研究和化学品生态风险研究中也发挥着越来越重要的作用,金小伟等^[12]特别推荐河蚬作为本土水生物种中大型底栖动物的代表参与到毒性测试实验中。

本文系统性地从一般性状、地理分布、生活史与繁殖三方面介绍了河蚬的生物特性同时通过总结近年来国内外以河蚬为受试生物的各项急性毒性、生物富集、生理生化指标等研究成果,展望了河蚬在生态毒理学领域应用的前景,为今后相关的研究工作奠定一定的理论和技术基础。

1 生物特性(Biological characteristics)

1.1 一般性状

河蚬成年个体壳体特征大致范围一般为壳长 2~3 cm,壳高 1.5~2 cm,湿重 5~10 g。有记录显示成年河蚬的最大壳长为 4 cm^[13]。其两壳相较于其他贝类更膨胀突起,壳高较大,壳面为环状的波纹,有光泽,呈现棕黄色、黄绿色或黑褐色。其闭壳肌发达,肌痕明显,外套痕深而显著。平时生活在淡水水域时利用其鳃进行呼吸,壳的后端有入水口和出水口。左壳具 3 枚主齿,前后侧齿各 1 枚;右壳具 3 枚主齿,前后侧齿各 2 枚,其上有小齿列生。

河蚬在受精 3 个月完成发育,之后随年龄增长壳长逐渐变长,壳高逐渐增厚。生长的季节性波动大,一般来说,7 月生长率最高,1 月最低^[14]。在捕捞过程中获得的河蚬个体大小、年龄往往不均一,包括 3 个世代(即 3 个年龄组)^[14]。

1.2 地理分布

河蚬作为一种主要营淡水生活的双壳贝类物种,原产中国、日本、朝鲜以及东南亚等地,在中国几大淡水湖泊区域(如洪泽湖、太湖、洞庭湖等)占据着重要的生态位,近年来由于国际贸易传输已经广泛分布于世界各地。在我国,其广泛分布于黑龙江、吉林、辽宁、河北、河南、山东、安徽、浙江、江西、湖北、湖南、福建、广东、广西、云南、四川、陕西、山西、甘肃、宁夏、内蒙古等地^[15]。河蚬在中国如此广泛的地理分布,使得它一旦成为毒理学实验的受试生物,能普遍反映中国淡水污染对淡水底栖生物的影响。

1.3 生活史与繁殖

综合众多文献的研究^[16-20]以及实际太湖渔民的捕捞经验,以太湖水系为例,河蚬的繁殖季节一般为

5~10 月,6~7 月是繁殖最旺期,在繁殖季节雌雄比一般是 1:1,其他季节的时候,雄性一般多于雌性,绝大多数河蚬为雌雄异体,偶有同体现象,但存在性变。且雌雄异体和同体的比例受环境影响大^[19]。一般来说,根据外形无法判别河蚬个体的雌雄,通常判断的根据是河蚬个体体内斧足上方,内脏团两侧、肠管迂回部的生殖腺颜色,雌蚬性腺呈紫黑色,成熟时呈葡萄状,取出卵粒可分散游离;雄蚬性腺呈乳白色,成熟时取出精液呈白色浆液状。因河蚬的雌雄只能解剖来区分,难以直接从外型上分辨,在作受试生物时,一般不区分河蚬雌雄,随机分组。

成熟的河蚬采用体外受精的方式繁殖,受精卵是沉性卵,首先在动物极顶端出现第一、第二极体,然后开始不断分裂,由一细胞裂殖,至多细胞桑葚期。之后继续分裂,细胞界限达到囊胚期,胚内出现空腔等变化达原肠期。在受精后约经 8~14 h(根据水温不同变态所需时间不同)逐步长出纤毛担轮幼虫初期,在膜内开始转动。之后进入自由游泳阶段,依次发育为担轮幼虫、面盘幼虫(出现两片薄壳)、D 形面盘幼虫,两壳隆起;而后发育出斧足,外套膜等器官;最后失去游泳能力只能用斧足在水底爬行,匍匐前进。整个发育过程历时 5~7 d^[17]。约 3 个月,大多数河蚬个体可达性成熟,于每年的 6~7 月繁殖旺期进行下一轮繁殖,寿命一般为 5 年。河蚬的生存和繁殖能力极强,可达 68 678 ind·年⁻¹(繁殖力单位,即每年繁殖产出的新一代个体数)^[21],这使得它们往往能稳定地维持新一代个体的数目,尤其是当其进驻非本土水生区域时。在除亚洲之外的其他国家,河蚬由于其对生态位的快速占据被视作是外来入侵物种。外国研究者预测葡萄牙 the River Minho 河口入侵河蚬的生长量在 2005 年就达 463.778 g(干重)·m⁻²·年⁻¹,平均年生物量约为 160.651 g(干重)·m⁻²·年⁻¹,世代交替生物量翻倍时长为 126.4 d^[13]。

目前,我国学者龚慧卿、王众等^[16]经过 5 年的努力,已成功地实现了河蚬的人工繁殖,为河蚬成为模式生物奠定了基础。

2 河蚬在毒理学研究中的应用(Application of *C. fluminea* in toxicology)

2.1 实验室驯养与实验前准备

在河蚬的实验室驯养方面,众多研究人员做过很多尝试,但在光照、底质、个体大小选择、驯养容器、溶解氧、pH、温度等条件的控制上有所差异。

综合各实验室和自身实验室驯养河蚬的实践,

总结出河蚬的实验室驯养条件和实验条件:

(1)底质要求:若考察沉积物中污染物的暴露影响,在驯养阶段设置同样的有底质的条件,可选用砂土作为实验室驯养底质^[26],若无特殊需求,单独针对淡水水质进行测试,可不铺设底质^[27]。

(2)实验用水和条件:河蚬驯养密度一般可控制为 5 只·L⁻¹水量左右(即水量 0.2 L·只⁻¹左右)^[28],大约 10 cm²底面积·只⁻¹^[28],本实验室将河蚬置于玻璃水族缸^[23],投放密度为 9 cm²底面积·只⁻¹,即 0.225 L 水量·只⁻¹,实现了其成功驯养;实验水体为曝气 48 h 以上的自来水^[10,23]或是洁净的成分已知的淡水湖泊、河流水、泉水^[26],流水条件最佳,静水条件下根据水体浑浊度及时换水;根据一般水生生物实验操作规范,建议 24 h 换水 1 次,可适当延长换水间隔,最低换水频率为 1 周 1 次^[29],驯养第 1 周时视水质情况适当提高换水频率,此阶段河蚬对水质的敏感度最高,且会将野生水体中的泥沙吐出使水体很快浑浊(本实验室驯养观察结果);pH 7~8^[23,26-27],DO≥6 mg·L⁻¹^[22],光照周期(光:暗比)为 12 h:12 h 或 14 h:10 h^[30],温度 20~22 °C^[7],盐度为 0.00~0.10;驯养周期:3 周以上^[7]。

(3)饲养密度、频率:建议使用斜生栅藻、小球藻等绿藻(*Chlorophyta*)进行喂养^[23],喂养频率为每 24 h 1 次,定时定量^[7,10,23],控制投喂绿藻的密度为 10⁵~10⁶个细胞·mL⁻¹^[30];也可通过控制叶绿素 a 的指标来控制喂养河蚬的藻密度,每 15 只河蚬喂养 5 mg 叶绿素 a 的方法进行^[29]。

(4)在驯养成功、自然死亡率达标(驯养阶段同批次河蚬群体死亡率≤5%,个体死亡的判断标准详见下文对污染物的耐受性部分)之后,从死亡率达标成功驯养的河蚬群体中挑选出大小一致、体重相近的健康个体,观察其在水中的滤水行为,在水中能明显看到微张双壳,露出白色斧足、外套膜或滤水口,刺激后能快速闭壳的个体可视为健康个体。

(5)受试个体参数的测定和计算,测定壳长,壳高以及体重,记录整批受试生物的总体壳长和壳高、体重范围。个体参数的计算可参照 Gonzalez-Rey 等在研究中采用的 CI 指数^[31](CI=100* W_s/W_t,其中 W_s为个体软组织总湿重、W_t为包括壳在内的个体总重)。如进行生物富集实验,需测定驯养末未染毒个体的体内本底毒物浓度。

(6)然后,不分雌雄性别地^[32]随机地将挑选出的河蚬个体分组,可将 10 个个体分配于 2 L 玻璃烧杯

或同等水平的容器中,加入 2 L 曝气 48 h 以上的自来水或待测湖泊水,设置为 1 个实验单元,控制其他水质条件进行实验(本实验室测试经验)。根据一般水生生物急性毒性实验的《经济合作与发展组织(OECD)化学品测试准则》要求进行推广,借鉴生命周期相似的鱼类的测试时间要求,选择 96 h 进行河蚬的急性毒性实验,实验期间禁食,每隔 24 h 换水。长期慢性毒性实验可根据实验时间适时喂食。

2.2 研究成果

目前,将河蚬作为受试生物进行化学品毒性测定或指示生态环境水体中污染物超标的研究有了一定积累,初步形成了一套较规范的针对不同毒物的检测指标。研究过的毒物包括,重金属(锌、铅、铬、镍、镉、铜)^[28,33-34]、非金属硒^[30]、有机污染物(毒死蜱^[35]、双酚 A^[36]、壬基酚、氯代酚、药物^[23]、多环芳烃^[37]、多氯联苯^[38]、有机氯农药、石油烃污染^[39-40])、以氨氮^[10]为代表的无机污染物^[41]、新型纳米材料^[42]以及藻毒素^[43]。针对包括 pH、温度、溶解氧等的水质理化条件的改变对河蚬的影响也有所研究^[44]。相关研究指标包括致死效应指标:急性毒性实验毒性终点(一般都是 96 h 半数致死浓度,即 96 h-LC₅₀);生理生化指标:河蚬的热激蛋白 *Hsp* 家族的信使 RNA(mRNAs)和蛋白表达水平、河蚬组织细胞的抗氧化防御系统的活性;生长与行为影响指标:通气滤水频率、溶菌酶活性及耗氧率和排氨率,很少有繁殖指标。

中国科学院生态环境研究中心的王子健,查金苗,陈慧慧等^[22-24]已经以河蚬为受试生物进行了大量的毒理学测试实验。

基于河蚬与污染物之间的响应关系,目前的研究结果主要阐释了以下三大方面的内容:

2.2.1 对污染物的行为响应

徐海军等^[45]通过测定包括河蚬在内的 6 种淡水贝类耗氧率研究了起始溶解氧对贝类耗氧率的影响,结果表明河蚬的耗氧率(mg·kg⁻¹·h⁻¹,耗氧率单位,即每小时每千克河蚬质量所消耗的氧气的毫克数)与 DO(mg·L⁻¹)满足 $y=0.4621x+0.192$ ($R^2=0.9648$)的关系,水温 18 °C,水中起始 DO 为(7.8±1.1) mg·L⁻¹时,河蚬的耗氧率为 3.57 mg·kg⁻¹·h⁻¹,处于淡水贝类的前列。不同的硒形态能诱导河蚬产生不同的行为响应,对于 Se(IV),SeMet 和 Se(VI)来说其通气能力分别加强、减弱,维持不变^[30]。Chen 等^[23]在他们进行的氟西汀(fluxetine)对河蚬的虹吸

行为(滤水通气行为)、抗氧化酶防御系统和多重外来污染物抵御能力的研究中发现:在高浓度 50 μg·L⁻¹的氟西汀暴露 30 d 后,河蚬的虹吸行为被显著抑制了。另有证据表明硫酸钠能降低河蚬个体的摄食能力、摄食后的代谢能力以及生长速率,其中的机理可能是暴露直接导致滤水速率的降低,从而降低了摄食效率与代谢能力,随着时间的推移最终导致生

长速率的明显下降^[41]。同时,面对污染物的胁迫,河蚬个体往往会主动闭壳进行自我保护,有研究者利用高精度的电子设备实时检测河蚬对铜的反应,以河蚬的闭壳行为为研究对象,进一步证实并量化了河蚬对外来污染物的闭壳应激响应^[46]。

2.2.2 对污染物的耐受性

目前,国内外针对河蚬对外来污染物的耐受性

表 1 污染物对河蚬的 LC₅₀ 值
Table 1 LC₅₀ of some contaminants to *Corbicula fluminea*

CAS	污染物 Contaminants	LC ₅₀ /(mg·L ⁻¹)			媒介 Medium	参考文献 References
		24 h	8 h	96 h		
50000	福尔马林 Formalin	800		126	S	[47]
64175	乙醇 Ethanol			>60 000	S	[47]
67641	丙酮 Acetone			>20 000	S	[47]
81889	罗丹明 B Rhodamine B chloride			500	S	[47]
83794	鱼藤酮 Rotenone			4.85	S	[47]
87865	五氯酚 Pentachlorophenol			0.25	R	[48]
88062	2,4,6-三氯酚 2,4,6-trichlorophenol (2,6-TCP)			42	R	[24]
95749	3-氯对甲苯胺 3-Chloro-4-methylbenzenamine	64		62	S	[49]
115311	杀那特 Thanite	(S)30		4.98 3	FS	[47] [47]
122145	杀螟松 Fenitrothion			10.1	R	[50]
481390	5-羟基对萘醌 5 - hydroxy naphthoquinone	26		6.4	S	[47]
504245	4-氨基吡啶 4 - aminopyridine	78		45	S	[49]
1397940	抗霉素 Antimycin			0.086 0.065	F S	[47] [47]
1420048	氯硝柳胺乙醇胺盐 Niclosamide ethanolamine salt	0.254		0.235	S	[47]
2008391	2,4-滴二甲胺盐 N-Methylmethanamine 2,4-dichlorophenoxyacetate			0.76	S	[47]
2032657	甲硫威 Methiocarb	13		8.8	S	[49]
7149793	3-氟-4-甲基乙酰苯胺 3 - fluoro - 4 - methyl acetanilide	800		96	S	[49]
7447394	氯化铜 Copper chloride			>2.6	F	[51]
7601890	高氯酸钠 Sodium perchlorate			6 680	F	[52]
7632000	亚硝酸钠 Sodium nitrite			0.25	S	[47]
7722647	高锰酸钾 Potassium permanganate			112 118	F S	[47] [47]
7733020	硫酸锌 Zinc sulfate			6.04	S	[53]
7758987	硫酸铜 Copper sulfate	1 125		670	S	[47]
7778543	次氯酸钙 Calcium hypochlorite			1 450	S	[47]
10599903	氯胺 Chloramine		0.078		F	[54]
12125029	氯化铵 Ammonium chloride		1.72		F	[54]
16079882	溴氯海因 Bromochlorohydantoin		0.092		F	[54]
25655418	聚维酮碘 Povidone iodine			>30 000	S	[47]
28249776	杀草丹 Saturn		20		S	[55]

注:F 代表流水;S 代表静态水;R 代表更新水。
Note: F means flow water; S means static water; R means renewed water.

进行了大量研究,其通过各类以河蚬为受试生物的急性毒性实验以及生物富集实验进行。通过急性毒性实验可以得知不同污染物对该种底栖动物代表物种的毒性终点,进而推测河蚬对污染物的耐受性;而通过生物富集实验则可以间接地通过污染物在河蚬体内的富集情况来考察河蚬对某种污染物的耐受水平,以及体内残留带来的长期影响。

急性毒性实验是以半数致死浓度 LC_{50} 为毒性终点的各项急慢性毒性实验。河蚬个体死亡的判断标准:双壳张开,外套膜收缩,用器具适度刺激双壳后 15 s 无任何反应^[22,35-36]。表 1 总结了以河蚬为急性毒性受试生物得到的各毒性终点指标。

同时,目前开展了较多的以河蚬为受试生物的生物富集实验,主要探究了重金属和有机污染物在河蚬个体不同组织部位的富集水平和河蚬对其的耐受能力。值得注意的是,河蚬内部组织高脂的特征使得其对于一些脂水分配系数 K_{ow} 值高的亲脂性有机化合物具有极强的富集能力。李天云等^[7]将河蚬暴露于多环芳烃 PAHs 总含量平均 $1\ 101.0\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (含量单位,即每克沉积物干重所含的污染物的纳克数)的太湖梅梁湾沉积物中,暴露 7 d 后各样点中河蚬

对 PAHs 的富集量为 $233.5\sim342.6\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$,其中 2、3、4 环 PAHs 分别占总含量的 $23.5\%\pm4.9\%$ 、 $26.2\%\pm4.4\%$ 和 $46.6\%\pm8.5\%$;含量最高的 4 种多环芳烃依次为芘、蒽、菲和荧蒹。河蚬对多环芳烃的生物-沉积物生物富集因子(BSAF)为 $0.09\sim0.44$,低分子量多环芳烃的 BSAF 要比高分子量多环芳烃的 BSAF 值高^[7]。同时,其对以镉 Cd 为代表的重金属物质也具有显著富集作用。一些研究者通过实验室模拟的方法,将河蚬暴露于镉(Cd)污染太湖沉积物中,研究河蚬软体组织中 Cd 富集量及其水环境中 Cd 的分布规律,同时采用薄膜扩散梯度技术(DGT)和 BCR 形态分析法分别测定沉积物中 Cd 的有效形态和释放规律。结果表明:随着加标浓度增大,DGT 和 BCR 测得 Cd 浓度值增高,上覆水中 Cd 含量增加,河蚬体内 Cd 富集量增多。暴露 14 d 和 28 d 后,DGT 及 BCR 两种方法获得的有效态浓度值与河蚬软体组织 Cd 富集均显著相关^[56]。Baudrimont 等^[29]在将河蚬个体暴露于位于法国 the River Lot 野外的含 $(0.95\pm0.23)\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 Cd、 $(61\pm21)\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 Zn 的水体 42 d 后发现其体内对这 2 种重金属的富集因子分别为 17 和 4。河蚬这种对毒物的富集能力还体现在非金

表 2 河蚬对污染物的生物富集指数

Table 2 Bioconcentration factors of some contaminants to *Corbicula fluminea*

CAS	污染物 Contaminants	时间/d Time/d	生物浓缩因子 BCF	测定部位 Tested parts	媒介 Medium	参考文献 References
115093	甲基氯化汞 Methylmercuric chloride	14	4 000	软组织 Soft tissue	R	[34]
140727	溴代十六烷基吡啶 Cetyl pyridine bromide	1	21		S	[57]
		7	230	软组织 Soft tissue	F	[58]
		7	220	鳃 Gill	F	[58]
301042	乙酸铅试纸 Lead acetate test paper	21	0.0342			[59]
541093	乙酸双氧铀二水合物 Uranyl acetate dihydrate	28	0.05567	整个机体 Whole organism		[59]
7487947	氯化汞 Mercuric chloride	45	1 700	组织 Tissue	R	[60]
7601890	高氯酸钠 Sodium perchlorate	28	1.1	整个机体 Whole organism	F	[60]
		21	3.1	整个机体 Whole organism	F	[61]
10108642	氯化镉 Cadmium chloride	14	150	软组织 Soft tissue	R	[34]
		30	220	组织 Tissue	R	[60]
		14	300	鳃 Gill	R	[34]
23184669	丁草胺 Butachlor		1.1		R	[62]
			6		R	[62]
28249776	禾草丹 Benthiocarb		2.9		R	[62]
			7.3		R	[62]
32861851	甲氧除草醚 Chlomethoxyfen		58		R	[62]

注:F 代表流水;S 代表静态水;R 代表更新水。
Note: F means flow water; S means static water; R means renewed water.

属元素硒上,其在器官水平上对硒有显著累积作用,且这种富集能力具有形态差异性,硒代蛋氨酸(Selenomethionine,简称 SeMet)是最易生物蓄积的形态,随后分别是硒酸盐 Se(+VI)和亚硒酸盐 Se(+IV)^[30]。表 2 列出了河蚬对几种污染物明确的生物富集因子 BCF 值。

2.2.3 对污染物的生理生化指标响应

目前针对河蚬进行的污染物染毒后不同时间段下生理生化指标变化的研究较多,涉及的指标包括:金属硫蛋白 MT、乙酰胆碱酯酶 AchE、抗氧化酶防御系统(超氧化物歧化酶 SOD、过氧化氢酶 CAT、谷胱甘肽转移酶 GST 等)和特征标志物(谷胱甘肽 GSH、丙二醛 MDA、活性氧自由基 ROS 等)。表 2

给出了近年来针对河蚬进行的各项生理生化指标研究结果,作参考。其中需要重点关注的是河蚬转录组分子信号调节影响指标方面的研究。虽然河蚬目前并不是模式生物,对它的基因组了解并不是很多,但针对其基因组上的生命保守区域已经有一部分研究者设计了相关的引物来进行深入的研究。特别是中国科学院生态环境研究中心的查金苗、陈慧慧等^[23,27]针对河蚬的保守基因区段热激蛋白 *Hsp* 基因以及外源污染物抵御系统 MXR 中的 ATP 结合转运基因盒(ABC): *ABCB1*, *ABCC1*, *ABCG2* 基因转录水平方面的研究已经初步表明某些外源化合物(如氟西汀 FLX 和卡马西平 CBZ 等)对河蚬能够造成氧化应激压力。

表 3 部分应用于河蚬的生理生化指标及其表达情况
Table 3 Some physiological and biochemical indexes applied to *Corbicula fluminea*

生物标志物 Biomarkers	影响因素 Factors	表达情况 Results	参考文献 References
超氧化物歧化酶 SOD	0.63~3.17 mg·L ⁻¹ 双酚 A(BPA)	随浓度先上升再下降再上升	[36]
	0.63~3.17 mg·L ⁻¹ BPA	The activity rose, dropped and rose as the concentration increased.	
	缺氧胁迫 Hypoxia stress	早期上升随后下降	[63]
		The activity rose and dropped as exposure time increased.	
	50 μg·L ⁻¹ 卡马西平(CBZ)	高浓度下鳃和消化道部位量下降	[23]
	50 μg·L ⁻¹ CBZ	The activity in gills and digestive tracts decreased under high concentration.	
过氧化氢酶 CAT	5 和 50 μg·L ⁻¹ 氟西汀	显著抑制(<i>P</i> < 0.05)	[23]
	5, 50 μg·L ⁻¹ fluoxetine	The activity was suppressed significantly(<i>P</i> <0.05).	
	0.63~3.17 mg·L ⁻¹ 双酚 A(BPA)	随浓度先上升再下降再上升	[36]
	0.63~3.17 mg·L ⁻¹ BPA	The activity rose, dropped and rose as the dosage increased.	
	缺氧胁迫 Hypoxia stress	鳃组织中的含量早期上升随后下降	[63]
		The activity in the gills rose and dropped as exposure time increased.	
	缺氧胁迫 Hypoxia stress	活性被抑制 The activity was inhibited.	[44]
	50 μg·L ⁻¹ 卡马西平(CBZ)	鳃和消化道活性增加	[23]
	50 μg·L ⁻¹ CBZ	The activity in gills and digestive tracts increased.	
	曝气自来水(相对干净河水) Aerated tap water (compared to the clean river water)	活性总体被显著诱导	[44]
丙二醛 MDA	5 和 50 μg·L ⁻¹ 氟西汀	活性显著上升(<i>P</i> < 0.05)	[23]
	5, 50 μg·L ⁻¹ fluoxetine	The activity significantly increased.	
	50 μg·L ⁻¹ 卡马西平(CBZ) 50 μg·L ⁻¹ CBZ	内容物增加 The content increased.	[23]
	5 和 50 μg·L ⁻¹ 氟西汀	含量显著上升(<i>P</i> < 0.05)	[23]
	5, 50 μg·L ⁻¹ fluoxetine	The content increased significantly(<i>P</i> <0.05)	
谷胱甘肽过氧 化物酶 GSH-Px	缺氧胁迫 Hypoxia stress	鳃组织中的含量早期上升随后下降	[63]
	5 和 50 μg·L ⁻¹ 的氟西汀	转录水平显著上调(<i>P</i> < 0.05)	[23]
	5, 50 μg·L ⁻¹ fluoxetine	The transcriptional level of it was significantly upregulated.	

续表3

生物标志物 Biomarkers	影响因素 Factors	表达情况 Results	参考文献 References
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> 细胞 AI Prieto1,			
谷胱甘肽转移酶 GST	M. Puerto1, A Campos2 AI Prieto1, M. Puerto1, A Campos2 in the cells of <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	其活性变化敏锐 The activity changed sharply.	[43]
谷胱甘肽 S 转移酶类 GSTpi	5 和 50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 氟西汀 5, 50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ fluoxetine	转录水平显著上调($P < 0.05$) The transcriptional level of it was significantly upregulated.	[23]
谷胱甘肽还原酶 GR	50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 卡马西平(CBZ) 50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ CBZ	活性下降 The activity decreased.	[23]
	5 和 50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 氟西汀 5, 50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ fluoxetine	转录水平显著下调($P < 0.05$) The transcriptional level of it was significantly downregulated.	[23]
	5 和 50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 氟西汀 5, 50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ fluoxetine	转录水平显著上调($P < 0.05$) The transcriptional level of it was significantly upregulated.	[23]
硫氧还蛋白还原酶 TR	5 和 50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 氟西汀 5, 50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ fluoxetine	转录水平显著上调($P < 0.05$) The transcriptional level of it was significantly upregulated.	[23]
活性氧自由基 ROS	缺氧胁迫 Hypoxia stress	含量下降 The content decreased.	[63]
热激蛋白 <i>Hsp22</i> , <i>Hsp40</i> , 和 <i>Hsp70</i> 基因 <i>Hsp22</i> , <i>Hsp40</i> and <i>Hsp70</i> genes	5 和 50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 卡马西平(CBZ) 5, 50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ CBZ	转录水平被显著诱导 The transcriptional level of it was significantly induced.	[23]
热激蛋白 <i>Hsp60</i> 基因 <i>Hsp60</i> gene	5 和 50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 卡马西平(CBZ) 5, 50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ CBZ	鳃和消化道部位转录水平被显著抑制 The transcriptional level of it in the gills and digestive tracts was significantly downregulated.	[23]
热激蛋白 <i>Hsp90</i> 基因 <i>Hsp90</i> gene	5 和 50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 卡马西平(CBZ) 5, 50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ CBZ	鳃部位转录水平被显著下调 The transcriptional level of it in the gills was significantly downregulated.	[23]
外源化合物抵御系统中 <i>ABCB1</i> 基因 <i>ABCC1</i> 基因 <i>ABCG2</i> 基因 MXR: <i>ABCB1</i> gene <i>ABCC1</i> gene <i>ABCG2</i> gene	50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 氟西汀 50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ fluoxetine	转录水平显著下降 The transcriptional level of it was significantly downregulated.	[23]
NADH-细胞色素 C 还原酶(NADH-红) NADH - cytochrome C reductase (NADH - red)	曝气自来水(相对干净河水) Aerated tap water (compared to the clean river water)	活性总体被显著诱导 The activity was significantly induced in all.	[44]
	低温 Low temperature	活性被抑制 The activity was inhibited.	[44]
	缺氧 Hypoxia stress	活性被抑制 The activity was inhibited.	[44]
假性胆碱酯酶 PChE	不存在底质 Without sentiment 低温 Low temperature	活性被抑制 The activity was inhibited. 活性被抑制 The activity was inhibited.	[44] [44]
DNA	汽油的水溶性部分 The water-solutable parts of gasoline	明显受损 The DNA was obviously damaged.	[39]
金属硫蛋白 MT	含 Cd、Pb 水溶液 Water solution containing Cd, Pb	含量下降且与 Cd 的解毒与释放呈现很好的相关关系 The content dropped and had a very good relationship with the detoxification and release of Cd.	[29]
血细胞总数 THC	缺氧胁迫 Hypoxia stress	含量下降 The content dropped.	[63]
耗氧率 Oxygen consumption rate	0.63~3.17 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 双酚 A(BPA) 0.63~3.17 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ BPA	随浓度先上升再下降再上升 The activity rose, dropped and rose as the concentration increased.	[36]
排氨率 Ammonia excretion rate	0.63~3.17 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 双酚 A(BPA) 0.63~3.17 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ BPA	随浓度先上升再下降再上升 The activity rose, dropped and rose as the concentration increased.	[36]

3 完善方向与应用前景 (Improvements and prospective)

3.1 待完善的方向

3.1.1 遗传背景的确定

事实上,在使用野生环境中的生物作为受试生物的时候,需要明确其种属类别。河蚬在野外环境中遗传背景较为复杂且变异多,从外形上判断往往不能确定到具体的物种(species)水平,但可以确定到属(genus)的水平。在将实地捕获或从渔业部门收购得来的河蚬用作受试生物之前,必须事先对其种属进行科学鉴定,确保实验过程中所使用的河蚬群体不会因为遗传变异过大而影响毒性响应的结果。目前国内外大部分的研究,在进行相关的以河蚬为受试生物的毒性实验时并没有做到这一点,今后相关工作应在该方面进行完善。

3.1.2 个体参数的明确

同时,必须考虑所选用测试的河蚬的个体参数,最常用的 3 个指标是壳长、壳高和总湿重(包括壳体),可适当用壳肉比指标进行补充。不同类型的毒性实验往往需要用到不同生长发育阶段的河蚬个体,一般说来,在进行以半数致死浓度 LC_{50} 、半数影响浓度 EC_{50} 为毒性终点的急慢性毒性实验的时候倾向于选择对毒物更敏感的幼龄期的个体;而在进行生物富集、行为毒性和其他生理生化指标实验的时候,如果没有特殊要求和研究目标,成年河蚬是最为常用的。但目前研究过程中存在的问题是,如何借助个体参数的差异明确河蚬的不同生长发育阶段,区别成年和幼年个体。

3.1.3 对化学品敏感性的明确

由于河蚬被应用于生态毒理学研究的历史并不长,并不像斑马鱼(*Danio rerio*)、大型蚤(*Daphnia magna*)那样拥有丰富的毒性数据,因此现阶段对于其对不同污染物的敏感性尚无明确的判断。根据目前国内外有限的以河蚬为受试生物的研究结果^[7,10,23,28-30,35-43],可以发现:河蚬对于重金属类物质不敏感,呈较强的富集作用,一定程度上可作为水域或沉积物存在重金属污染的指示生物;河蚬对于脂溶性很高的一些有机污染物,如油类、有机氯农药、多环芳烃和多氯联苯等,有强烈的生物蓄积作用;河蚬对于氨氮则显示出高敏感性。

正由于河蚬对于氨氮的高敏感性,是以 96 h- LC_{50} 值为基础的本土氨氮基准值制定过程中发现的最为敏感的物种^[64],因此那些对河蚬 96 h- LC_{50} 值小

于氨氮的化学品均可被认为是河蚬的敏感化学品。图 1 是通过汇总得到的河蚬对 96 h- LC_{50} 值小于氨氮的各化学品的敏感性排序图,供参考。

同时,还可以借助近年来被广泛应用于水质基准标准研究中的物种敏感度分布曲线(species sensitivity distribution,简称 SSD)的模型,来判断河蚬对于某一特定污染物在整个生态群体中的物种敏感性区位。随着今后河蚬毒性数据的扩充,有望更系统地汇总其对各化学品的敏感性资料,为更有效地利用其作为毒理学受试生物奠定基础。

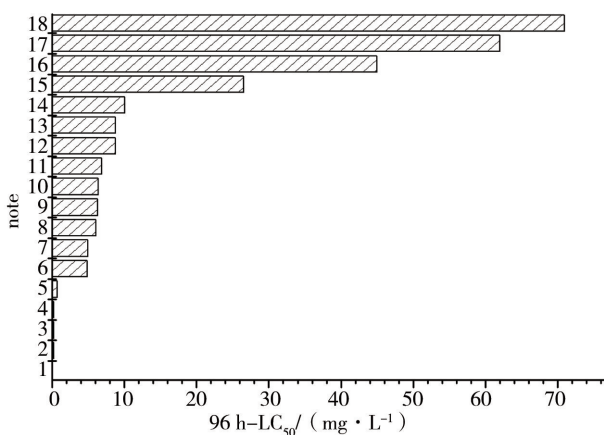


图 1 河蚬敏感化学品的 96 h- LC_{50} 排序图

注:其中,纵坐标 note 中的 1~18 依次分别代表抗霉素 A、氯硝柳胺乙醇胺盐、五氯酚、亚硝酸钠、2,4-滴二甲胺盐、鱼藤酮、杀那特、硫酸铜、双酚 A、5-羟基对萘醌、丁草胺、毒死蜱、甲硫威、杀螟松、三唑酮、4-氨基吡啶、3-氯对甲苯胺、氨氮。从 1 到 18 河蚬对其的敏感性依次降低。

Fig. 1 Chemicals sensitive distribution of *C. fluminea*
Note: The numbers 1~18 represent 18 different chemicals that *C. fluminea* is sensitive to. 1~18 means antimycin A, niclosamide ethanolamine salt, pentachlorophenol, sodium nitrite, 2,4-dimethyl amine salt, rotenone, thanite, copper sulfate, bisphenol A, 5- hydroxy of naphthoquinone, butachlor, chlorpyrifos, methiocarb, fenitrothion, triadimefon, 4-aminopyridine, 3-chloro-p-toluidine, ammonia respectively. The toxicity of these chemicals to *C. fluminea* is in descending order from 1 to 18.

3.1.4 对本底污染情况的明确与相关污染的排除

值得注意的是,目前中国各大淡水水系普遍受到来自周边城市生活和生产污水的污染,淡水水系中的野生河蚬体内的重金属含量以及其他无机、有机污染物的富集存量未知。根据目前仅有的一些文献报道^[8],河蚬在 28 d 暴露于含有有机氯农药和多环芳烃的沉积物之后,体内的有机氯农药 HCHs 和 DDxs 的总含量分别达到 38.9~163.2 $ng \cdot g^{-1}$ 干重、2.6~85.9 $ng \cdot g^{-1}$ 干重和 36.4~83.5 $ng \cdot g^{-1}$ 干重,平均值分别为 118.1 $ng \cdot g^{-1}$ 干重、59.3 $ng \cdot g^{-1}$ 干重和 58.8 $ng \cdot g^{-1}$

干重。暴露后河蚬体内 HCHs 和 DDTs 的含量均处于较高水平。河蚬累积的多环芳烃总量达到 $1\ 169.1 \sim 2\ 145.2\ \text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 干重, 平均值为 $1\ 725.8\ \text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 干重。同时有研究者调查研究了长江口沿岸 5 个采样点软体动物体内 Cu、Zn、Pb、Cr、Ni 的含量^[65], 结果显示: 软体动物富集的重金属含量差别较大, Cu、Zn 含量高, 在各采样点的平均值达到 $354.6\ \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 干重和 $186.3\ \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 干重, 其它元素含量低; 对河蚬不同部位的重金属含量进行分析, 发现大部分重金属都集中在肉质部中。由此可见, 无论是在自然环境还是人造实验室环境条件下, 河蚬对于各有机污染物和重金属(尤其是 Cu、Zn、Cd)的富集能力很强, 目前中国本土的河蚬个体对于重金属的富集值较大, 选用河蚬作为受试个体时, 应尽量避免使用本底污染值过高的个体。

而规模化养殖的河蚬常常存在生理性状、机能的退化现象以及养殖过程中人为生长激素和消毒剂的污染的问题, 无法真实反映自然界河蚬个体的敏感性。因此要想真正的将河蚬应用为毒理试验的受试生物, 仍需要一定的关于其个体本底污染值的合理监控与测试, 尽量排除环境中河蚬机体受污染情况对实验中个体响应的影响。同时, 加强对其的人工繁殖, 形成规范无本底污染的河蚬人工养殖来源, 供实验室标准化测试。

3.1.5 实验室驯养个体与原位个体差异

同时, 目前缺乏自然环境中原位生长河蚬个体与实验室充分驯养后河蚬个体生活的对比观察研究结果, 大多数研究往往是将河蚬驯养成功后挑选健康有活力的个体直接应用于毒性实验的测试中去, 这可能造成实验室驯养河蚬个体响应结果一定程度上偏离生境原位个体响应结果的问题, 亟需这方面的进一步研究。

3.1.6 实验室条件与生境条件的差异

另一个值得关注和完善的方向是河蚬在实验室条件下测试与自然生境原位测试条件的差异导致结果的变异, 目前以实验室测试为主, 野外实验很少。河蚬个体在野外生境中往往会受到藻类密度、水质参数条件、底质以及食物链关系的影响^[66-67], 对污染物的实际响应情况与单一可控的实验室测试结果可能相去甚远, 如何减小这种差异或是将研究途径设计得更合理显得十分重要。可以借鉴和采用的方式包括两种: (1)继续在实验室进行测试, 但尽可能完善实验室实验单元体系的条件, 如水质参数、食物

供给、底质条件等^[68], 模拟生境实际条件, 推荐使用自然水域的原水进行实验来实现较好的本底水条件^[66]; (2)考虑更多地进行微宇宙、中宇宙实验^[69-70]和原位实验(原位实验即来自目标水域相对清洁水体的河蚬置于实际水体环境中, 进行暴露与检测, 以评估目标水域可能存在的生态风险和观察河蚬对其的响应^[66])。

3.2 应用前景

3.2.1 地表水质基准研究

类似于中国林蛙、鲤鱼、金鱼等毒理学实验常用受试生物, 河蚬也是一种合适的本土受试生物。而如今, 中国地表水水质基准值亟需完善, 对各类毒物的毒性测试需要扩充, 以便获得更多的毒性终点数据。合适的能够代表恰当生态位的受试生物需要被积极地引入当前毒理学实验之中。河蚬作为一种在中国分布广泛的淡水软体水生生物的代表种和优势种被应用于水质基准测试实验中, 能够很好地弥补之前基准测试实验中仅选用有限的本土生物, 以及大量非本土生物进行测试得到急慢性毒性终点数据的不足(即原来的数据并不具有足够的环境代表性, 在此基础上推导基准值并不科学)。

3.2.2 生物监测

由于河蚬对于部分重金属和部分有机污染物的强富集作用、耐受能力和特定生理生化指标水平变化, 其具备了作为特定类型污染物指示生物(indicator species)的潜力。Zuykov 等^[71]就明确表示了使用贝类作为污染指示物种的合理性与可行性, 像河蚬这样的贝类尤其适合应用于重金属污染的检测, 并特别指出河蚬壳的内表面的壳体溶解、蚀变过程和矿物结晶的现象也可以被纳入检测指标之中。由于河蚬属于底栖生物, 生存在沉积物之上, 它们特别适合用来检测湖泊底泥和沉积物中特定污染物的污染水平。同时, 值得注意的是, 在野外调查研究过程中常常会发现生长壳体畸形的河蚬个体, 个体的畸形率也间接地反映了环境的健康程度。Damien 等^[46]使用高精度的电子设备检测了河蚬对重金属铜的应激响应, 检测的指标主要为河蚬的闭壳能力, 他们将河蚬放到含有金属铜的溶液中, 发现当铜离子浓度大于 $4\ \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 河蚬完全关闭外壳的行为。在考虑河蚬自然状态下开闭壳节律的基础上初步建立了逻辑斯蒂回归的剂量-效应曲线, 量化了河蚬对铜这样的外来污染物的闭壳应激行为, 为真正实现河蚬的指示生物化奠定基础。所以说, 将河蚬发展为一

种指示物种仍有很大的发展空间和发展潜力,目前仍需解决一些相关的技术问题。

同时,可以通过河蚬种群在一定时间和空间范围内,随环境的演替与变化来间接监测水环境质量的变化^[72]。已有相关研究表明,在野外,河蚬群体间的遗传分化程度较低^[25],如果受到诸如水体富营养化、溶解氧、盐度等水质参数因素变化而引起的环境胁迫时,能较迅速地发生进化^[73]或是产生明显的种群密度、生物量的变化^[74]。

3.2.3 化学品毒性评价

随着现代社会发展,人工合成的化学品数量快速增长。据统计,目前全世界已有化学品 7 000 多万种^[75]。2008 年 6 月 1 日欧盟理事会正式实施了《关于化学品登记、评估和批准条例(REACH)》,尝试构建专门的化学品监控管理体系,目前已经初步实现了对所有相关化学品的统一管理,而之后美国、日本也相继颁布了各国专有的化学品评估标准。这意味着我国大量出口欧美、日本等国的化学品和下游产品将可能被境外市场淘汰,形成严重的“绿色新技术壁垒”。

我国已于 2008 年 9 月 1 日颁布实施应对 REACH 法规的一系列化学品安全评价国家标准,等同转化了国外先进标准。但这些标准中的生态毒理测试和评估标准存在着受试生物标准化和本土化程度低这一突出的问题,选用的生物往往是诸如斑马鱼等国际广泛分布但不具本土代表性的生物。事实上,由于所用生物地域上的差异,仅仅照搬国际上的标准并不能满足我国对化学品毒性评估的要求。梅承芳等^[76]就明确指出要在目前的国家化学品毒性评价标准中增大采用本土受试生物的比例,利用本土生物更能真实地反映化学品对当地生态系统的危害作用。而河蚬作为一类在中国分布广泛的本土底栖动物,各类化学品对其的毒性测试结果能够较好地反映受试物对中国广大水生生态系统的潜在风险。

虽然有研究者推崇使用体外实验替代体内实验进行毒性研究,体外实验能够减少实验生物个体的使用,操作简便快捷,但存在着难以模拟化学品生物体真实代谢过程导致毒性结果产生偏差的缺点。所以目前体内实验仍在毒性评价领域发挥着巨大作用。河蚬作为一种成本低廉、易于获取、测试周期较短的物种可被运用于体内毒性实验中,在化学品毒性评价领域具有很大的应用前景。具体来说,可以

从其生理生化指标、生物富集存量、急性毒性、行为毒性等方面进行测试获取化学品毒性结果。但目前由于缺乏实验室软体动物贝类测试相关的规范,将河蚬作为正式化学品毒性评价实验的受试生物的先例并不多,今后有望加强相关测试准则的制定。

通讯作者简介:刘红玲(1976-),女,副教授,主要从事生态毒理学和水质基准标准研究。

参考文献 (References) :

- [1] 丁园,赵幅平,刘运坤,等.污泥重金属在河蚬体内富集及毒性研究[J].江西农业大学学报,2014,6:1393-1397
Ding Y, Zhao G P, Liu Y K, et al. Accumulation and toxicity characteristics of heavy metal in sewage sludge contained in *Corbicula fluminea* [J]. Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis, 2014, 6: 1393-1397 (in Chinese)
- [2] 孙平跃,王斌.长江口区河蚬体内的重金属含量及其污染评价[J].应用与环境生物学报,2004,1:79-83
Sun P Y, Wang B. Metal content and contamination assessment in *Corbicula fluminea* from the Yangze River estuary [J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2004, 1: 79-83 (in Chinese)
- [3] 刘敏,熊邦喜.河蚬的生态习性及其对重金属的富集作用[J].安徽农业科学,2008,1:221-224
- [4] 曾丽璇,陈桂珠,余日清,等.水环境中 Cd 和 Cu 污染对监测生物河蚬积累效应的影响[J].农业环境科学学报,2004,5:964-967
Zeng L X, Chen G Z, Yu R Q, et al. Accumulation effect of biomonitoring indicator Asian Clam (*Corbicula fluminea*) under different Cd and Cu pollution conditions [J]. Journal of Agro-environmental Science, 2004, 5: 964-967 (in Chinese)
- [5] 曾丽璇,陈桂珠,余日清,等.水体重金属污染生物监测的研究进展[J].环境监测管理与技术,2003,3:12-15
Zeng L X, Chen G Z, Yu R Q, et al. Review of biological monitoring about water heavy metal pollutants [J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2003, 3: 12-15 (in Chinese)
- [6] 肖佰财.河蚬(*Corbicula fluminea*)对菲的累积特征及毒性响应[D].上海:华东师范大学,2014
Xiao B C. Accumulation characteristics and toxicity response of *Corbicula fluminea* to phenanthrene [D]. Shanghai: East China Normal University, 2014 (in Chinese)
- [7] 李天云,黄圣彪,孙凡,等.河蚬对太湖梅梁湾沉积物多环芳烃的生物富集[J].环境科学学报,2008,11:2354-2360

- Li T Y, Huang S B, Sun F, et al. Bioaccumulation by *Corbicula fluminea* of polycyclic aromatic hydrocarbons from sediments in Meiliang Bay, Taihu Lake [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008, 11: 2354-2360 (in Chinese)
- [8] 李天云. 利用河蚬研究沉积物中有机氯农药和多环芳烃在生物体内的累积效应[D]. 重庆: 西南大学, 2008
- Li T Y. Bioaccumulation of organochlorine pesticides (OCPs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for *Corbicula fluminea* from sediment in Sewer Channel in Tianjin [D]. Chongqing: Southwest University, 2008 (in Chinese)
- [9] 薛庆举, 蔡永久, 许浩, 等. 温度对河蚬(*Corbicula fluminea*)氮、磷排泄影响的初步研究[J]. 湖泊科学, 2014, 6: 864-870
- Xue Q J, Cai Y J, Xu H, et al. Effects of temperature on the nitrogen and phosphorus excretion of *Corbicula fluminea* [J]. Journal of Lake Science, 2014, 6: 864-870 (in Chinese)
- [10] 刘炎, 姜东升, 李雅洁, 等. 不同温度和 pH 下氨氮对河蚬和霍甫水丝蚓的急性毒性[J]. 环境科学研究, 2014, 9: 1067-1073
- Liu Y, Jiang D S, Li Y J, et al. Influence of environmental factors on the acute toxicity of ammonia to *Corbicula fluminea* and *Limnodrilus hoffmeisteri* [J]. Research of Environmental Science, 2014, 9: 1067-1073 (in Chinese)
- [11] 石小荣, 李梅, 崔益斌, 等. 以太湖流域为例探讨我国淡水生物氨氮基准[J]. 环境科学学报, 2012, 6: 1406-1414
- Shi X R, Li M, Cui Y B, et al. Development of aquatic water quality criteria for ammonia in freshwater ecosystem of China based on Lake Tai basin [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2012, 6: 1406-1414 (in Chinese)
- [12] 金小伟, 王业耀, 王子健, 等. 淡水水生态基准方法学研究: 数据筛选与模型计算[J]. 生态毒理学报, 2014, 9 (1): 1-13
- Jin X W, Wang Y Y, Wang Z J, et al. Methodologies for deriving aquatic life criteria (ALC): Data screening and model calculating [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2014, 9(1): 1-13 (in Chinese)
- [13] Sousa R, Nogueira A J A, Gaspar M B, et al. Growth and extremely high production of the non-indigenous invasive species *Corbicula fluminea* (Müller, 1774): Possible implications for ecosystem functioning [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2008, 80(2): 289-295.
- [14] 毕婷婷, 侯刚, 张胜宇, 等. 基于壳长频率分析的洪泽湖河蚬渔获物年龄结构、生长与死亡参数估计[J]. 水生生物学报, 2014(4): 797-800
- Bi T T, Hou G, Zhang S Y, et al. Study on age structure, growth and mortality of *Corbicula fluminea* in Hongze Lake, China, through shell length-frequency data analysis [J]. Acta Hydrobiologica sinica, 2014(4): 797-800 (in Chinese)
- [15] 覃璐玫, 张亚辉, 曹莹, 等. 本土淡水软体动物水质基准受试生物筛选[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(9): 1791-1801
- [16] 龚惠卿, 王众, 孙金福, 等. 河蚬 *Corbicula fluminea* (Müller)人工繁殖技术研究[J]. 现代渔业信息, 2001 (1): 22-23, 37
- [17] 顾敏强, 王众. 河蚬 *Corbicula fluminea* (Müller)胚胎发育观察及分期的探讨[J]. 现代渔业信息, 2001, 10: 28-29, 9
- [18] 孙恒志. 河蚬的利用和养殖[J]. 科学养鱼, 1995, 2: 30-31
- [19] 郑玉林, 王银东, 卢文轩. 河蚬的性别和性腺发育的研究[J]. 安徽农业科学, 1997, 2: 84-85
- [20] 杨珊. 河蚬的养殖技术要点[J]. 农家科技, 2010, 10: 44
- [21] Sousa R, Antunes C, Guilhermino L. Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystems: an overview [J]. Annales de Limnologie-International Journal of Limnology. EDP Sciences, 2008, 44(2): 85-94
- [22] 金小伟, 查金苗, 许宜平, 等. 3 种氯酚类化合物对河蚬的毒性和氧化应激[J]. 生态毒理学报, 2009, 4(6): 816-822
- Jin X W, Zha J M, Xu Y P, et al. Toxicity and oxidative stress of three chlorophenols to freshwater clam *Corbicula fluminea* [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2009, 4(6): 816-822 (in Chinese)
- [23] Chen H, Zha J, Yuan L, et al. Effects of fluoxetine on behavior, antioxidant enzyme systems, and multixenobiotic resistance in the Asian clam *Corbicula fluminea* [J]. Chemosphere, 2015, 119: 856-862
- [24] Jin X, Zha J, Xu Y, et al. Derivation of predicted no effect concentrations (PNEC) for 2, 4, 6-trichlorophenol based on Chinese resident species [J]. Chemosphere, 2012, 86 (1): 17-23
- [25] 丁怀宇, 姜虎成, 冯建彬, 等. 河蚬微卫星引物筛选及洪泽湖野生群体遗传结构分析[J]. 水产学报, 2011, 11: 1624-1632
- [26] Fraysse B, Baudin J P, Garnier-Laplace J, et al. Effects of Cd and Zn waterborne exposure on the uptake and depuration of ^{57}Co , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ and ^{134}Cs by the Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) and the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) - whole organism study [J]. Environmental Pollution, 2002, 118(3): 297-306
- [27] Chen H, Zha J, Liang X, et al. Effects of the human antie-

- pileptic drug carbamazepine on the behavior, biomarkers, and heat shock proteins in the Asian clam *Corbicula fluminea* [J]. Aquatic Toxicology, 2014, 155(4): 1-8
- [28] Arini A, Daffé G, Gonzalez P, et al. Detoxification and recovery capacities of *Corbicula fluminea* after an industrial metal contamination (Cd and Zn): A one-year depuration experiment [J]. Environmental Pollution, 2014, 192: 74-82
- [29] Baudrimont M, Andres S, Durrieu G, et al. The key role of metallothioneins in the bivalve *Corbicula fluminea* during the depuration phase, after in situ exposure to Cd and Zn [J]. Aquatic Toxicology, 2003, 63(2): 89-102
- [30] Fournier E, Adam C, Massabuau J C, et al. Bioaccumulation of waterborne selenium in the Asiatic clam *Corbicula fluminea*: Influence of feeding-induced ventilatory activity and selenium species [J]. Aquatic Toxicology, 2005, 72 (3): 251-260
- [31] Gonzalez-Rey M, Bebianno M J. Does selective serotonin reuptake inhibitor (SSRI) fluoxetine affects mussel *Mytilus galloprovincialis*? [J]. Environmental Pollution, 2013, 173: 200-209
- [32] Vidal M L, Rouimi P, Debrauwer L, et al. Purification and characterization of glutathione S-transferases from the freshwater clam *Corbicula fluminea* (Müller) [J]. Comparative Biochemistry & Physiology C, 2002, 131(4): 477-489
- [33] Marie V, Baudrimont M, Boudou A. Cadmium and zinc bioaccumulation and metallothionein response in two freshwater bivalves (*Corbicula fluminea* and *Dreissena polymorpha*) transplanted along a polymetallic gradient [J]. Chemosphere, 2006, 65(4): 609-617
- [34] Inza B, Ribeyre F, Maury-Brachet R, et al. Tissue distribution of inorganic mercury, methylmercury and cadmium in the Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) in relation to the contamination levels of the water column and sediment [J]. Chemosphere, 1997, 35(12): 2817-2836
- [35] 沈坚, 赵颖, 李少南, 等. 三种常用农药对环棱螺、圆田螺和河蚬的急性毒性研究[J]. 农药学报, 2013, 5: 559-566
- Shen J, Zhao Y, Li S N, et al. Acute toxicity of three common pesticides to *Bellamya quadrata*, *Cipangopaludina cathayensis* and *Corbicula fluminea* [J]. Chinese Journal of Pesticide Science, 2013, 5: 559-566 (in Chinese)
- [36] 张悦君, 曾丽璇, 康园, 等. 双酚 A 对河蚬呼吸代谢和抗氧化酶的毒性研究[J]. 华南师范大学学报 (自然科学版), 2014, 3: 102-106
- Zhang Y J, Zeng L X, Kang Y, et al. Toxicities of Bisphenol A on respiratory metabolism and antioxidant enzymes in Asian Calms [J]. Journal of South China Normal University (Natural Science Edition), 2014, 3: 102-106 (in Chinese)
- [37] Narbonne J F, Djomo J E, Ribera D, et al. Accumulation-kinetics of polycyclic aromatic hydrocarbons adsorbed to sediment by the mollusk *Corbicula fluminea* [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 1999, 42(1): 1-8
- [38] Vranković J, Slavić M. Biomarker responses in *Corbicula fluminea* to the presence of dioxin-like polychlorinated biphenyls and seasonal changes [J]. Ecological Indicators, 2015, 48: 99-106
- [39] Fedato R P, Simonato J D, Martinez C B R, et al. Genetic damage in the bivalve mollusk *Corbicula fluminea* induced by the water-soluble fraction of gasoline [J]. Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis, 2010, 700(1): 80-85
- [40] Oliveira L F, Simonato J D, Fedato R P, et al. 16.P12. Biochemical assays in the gills of the freshwater bivalve *Corbicula fluminea* exposed to gasoline water-soluble fraction during 9602h [J]. Comparative Biochemistry & Physiology A, 2007, 148: S72 - S73
- [41] Soucek D J. Sodium sulfate impacts feeding, specific dynamic action, and growth rate in the freshwater bivalve *Corbicula fluminea* [J]. Aquatic Toxicology, 2007, 83(4): 315-322
- [42] Vale G, Franco C, Diniz M S, et al. Bioavailability of cadmium and biochemical responses on the freshwater bivalve *Corbicula fluminea* - the role of TiO₂ nanoparticles [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2014, 109: 161-168
- [43] Prieto A I, Puerto M, Campos A, et al. Activity of glutathione S-transferase in *Mytilus galloprovincialis* and *Corbicula fluminea* exposed to toxic *Cylindrospermopsis raciborskii* cells [J]. Toxicology Letters, 2010, 196: S347-S348
- [44] Vidal M L, Bassères A, Narbonne J F. Influence of temperature, pH, oxygenation, water-type and substrate on biomarker responses in the freshwater clam *Corbicula fluminea* (Müller) [J]. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 2002, 132(1): 93-104
- [45] 徐海军, 凌去非, 李倩, 等. 六种淡水贝类耗氧率的初步研究[J]. 水产养殖, 2010, 1: 1-4
- [46] Tran D, Fournier E, Durrieu G, et al. Copper detection in the Asiatic clam *Corbicula fluminea*: Optimum valve closure response [J]. Aquatic Toxicology, 2003, 65(3): 317-327
- [47] Chandler Jr J H, Marking L L. Toxicity of fishery chemicals to the Asiatic clam, *Corbicula manilensis* [J]. The

- Progressive Fish-Culturist, 1979, 41(3): 148-151
- [48] Basack S B, Oneto M L, Verrengia Guerrero N R, et al. Accumulation and elimination of pentachlorophenol in the freshwater bivalve *Corbicula fluminea* [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1997, 58(3): 497-503
- [49] Marking L L, Chandler J H. Toxicity of six bird control chemicals to aquatic organisms [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1981, 26(1): 705-716
- [50] Oneto M L, Basack S B, Casabé N B, et al. Biological responses in the freshwater bivalve *Corbicula fluminea* and the earthworm *Eisenia fetida* exposed to fenitrothion [J]. Fresenius Environmental Bulletin, 2005, 14(8): 716-720
- [51] Harrison F L, Knezovich J P, Rice Jr D W. The toxicity of copper to the adult and early life stages of the freshwater clam, *Corbicula manilensis* [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1984, 13(1): 85-92
- [52] Dean K E, Palachek R M, Noel J M, et al. Development of freshwater water-quality criteria for perchlorate [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2004, 23 (6): 1441-1451
- [53] Cherry D S, Rodgers Jr J H, Graney R L, et al. Dynamics and control of the Asiatic clam in the New River, Virginia. Research report [R]. Virginia Polytechnic Inst. and State Univ., Blacksburg (USA). Virginia Water Resources Research Center, 1980
- [54] Belanger S E, Cherry D S, Farris J L, et al. Sensitivity of the Asiatic clam to various biocidal control agents [J]. American Water Works Association, 1991: 79-87
- [55] Wang Y S, Jaw C G, Tang H C, et al. Accumulation and release of herbicides butachlor, thiobencarb, and chlome-thoxyfen by fish, clam, and shrimp [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1992, 48(3): 474-480
- [56] 任静华, 马宏瑞, 王晓蓉, 等. 太湖沉积物中镉的赋存形态及其与河蚬体内富集的关系[J]. 湖泊科学, 2011, 3: 321-324
- Ren J H, Ma H R, Wang X R, et al. Speciation of Cd and its relationship with the bio-accumulation of *Corbicula fluminea* in the sediments of Lake Taihu [J]. Journal of Lake Science, 2011, 3: 321-324 (in Chinese)
- [57] Knezovich J P, Lawton M P, Inouye L S. Bioaccumulation and tissue distribution of a quaternary ammonium surfactant in three aquatic species [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1989, 42(1): 87-93
- [58] Knezovich J P, Inouye L S. The influence of sediment and colloidal material on the bioavailability of a quaternary ammonium surfactant [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 1993, 26(3): 253-264
- [59] Labrot F, Narbonne J F, Ville P, et al. Acute toxicity, toxicokinetics, and tissue target of lead and uranium in the clam *Corbicula fluminea* and the worm *Eisenia fetida*: Comparison with the fish *Brachydanio rerio* [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1999, 36(2): 167-178
- [60] Baudrimont M, Metivaud J, Maury-Brachet R, et al. Bio-accumulation and metallothionein response in the Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) after experimental exposure to cadmium and inorganic mercury [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1997, 16(10): 2096-2105
- [61] Dean K E, Palachek R M, Noel J M, et al. Development of freshwater water-quality criteria for perchlorate [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2004, 23 (6): 1441-1451
- [62] Wang Y S, Jaw C G, Tang H C, et al. Accumulation and release of herbicides butachlor, thiobencarb, and chlome-thoxyfen by fish, clam, and shrimp [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1992, 48(3): 474-480
- [63] 周作强, 丁晴晴, 刘其根, 等. 缺氧对贝类的胁迫效应及其对其免疫系统的影响[J]. 生态毒理学报, 2013, 8(3): 324-330
- Zhou Z Q, Ding Q Q, Liu Q G, et al. Stresses of hypoxia and its effects on immune system of bivalve [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2013, 8(3): 324-330 (in Chinese)
- [64] 闫振广, 孟伟, 刘征涛, 等. 我国淡水生物氨氮基准研究[J]. 环境科学, 2011, 32(6): 1564-1570
- Yan Z G, Meng W, Liu Z T, et al. Development of freshwater aquatic life criteria for ammonia in China [J]. Environmental Science, 2011, 32(6): 1564-1570 (in Chinese)
- [65] 李丽娜, 陈振楼, 许世远, 等. 铜锌铅铬镍重金属在长江口滨岸带软体动物体内的富集[J]. 华东师范大学学报 (自然科学版), 2005, 3: 65-70
- [66] Cataldo D, Colombo J C, Boltovskoy D, et al. Environmental toxicity assessment in the Parana river delta (Argentina): Simultaneous evaluation of selected pollutants and mortality rates of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) early juveniles.[J]. Environmental Pollution, 2001, 112(3):379-389
- [67] 蔡炜, 蔡永久, 龚志军, 等. 太湖河蚬时空格局[J]. 湖泊科学, 2010, 22: 714-722
- [68] Yin L P, Warne M S J, Lim R P. Toxicity and bioavailability of atrazine and molinate to the freshwater shrimp (*Paratya australiensis*) under laboratory and simulated

field conditions [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2005, 60(2): 113 - 122

[69] Erstfeld K M. Environmental fate of synthetic pyrethroids during spray drift and field runoff treatments in aquatic microcosms [J]. Chemosphere, 1999, 39 (10): 1737 - 1769

[70] 徐晓白, 戴树桂, 黄玉瑶. 典型化学污染物在环境中的变化及生态效应[M]. 北京: 科学出版社, 1998: 65-92

[71] Zuykov M, Pelletier E, Harper D A T. Bivalve mollusks in metal pollution studies:From bioaccumulation to biomonitoring [J]. Chemosphere, 2013, 93(2): 201-208

[72] Ma T, Huang Q, Wang H, et al. Selection of benthic macroinvertebrate-based multimetrics and preliminary establishment of biocriteria for the bioassessment of the water quality of Taihu Lake, China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(3): 1192 - 1200

[73] Franco J N, Ceia F R, Patrício J, et al. Population dynamics of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in mesohaline and oligohaline habitats: Invasion success in a southern Europe estuary [J]. Estuarine Coastal & Shelf Science, 2012, 112: 31 - 39

[74] 邓道贵, 李洪远, 胡万明, 等. 巢湖富营养化对河蚬和环棱螺分布及种群密度影响[J]. 应用生态学报, 2005, 16 (8): 8-12

[75] 曾迎新, 张楠, 敬海明, 等. 秀丽隐杆线虫在化学品毒性评估中的研究进展[J]. 癌变. 畸变. 突变, 2014, 26(6): 467-470

[76] 梅承芳, 梁燕珍, 陈进林, 等. 浅析化学品毒性安全评价技术标准体系的构建和完善[C]. 中国毒理学会管理毒理专业委员会学术研讨会暨换届大会会议论文集, 2009