

长江口表层水体的生态遗传毒性初步研究*

邬建勇 王金辉 秦玉涛 叶属峰 蒋晓山 程祥圣

(国家海洋局东海环境监测中心 上海 200137)

提要 采用 Ames 试验方法, 结合浮游动物多样性数据和一些水质理化参数的分析, 对长江口表层水体的生态遗传毒性进行初步研究。结果表明, 长江口南支的水样有明显的遗传毒性, 而河口外海滨区的部分样品在加入 S9 活化后也表现出一定的遗传毒性, 口外海区样品没有遗传毒性。浮游动物的调查结果显示, 长江口南支水样中浮游动物的密度及多样性都较低, 口外海区较高。统计分析也表明, 遗传毒性数据和生物多样性数据存在着一定的线性关系。这说明长江口表层水体污染物的毒性效应在分子水平和生物群落水平上有相关性。而二者与水质参数的相关分析表明, 遗传毒性与多数所测水质理化因子之间没有相关性, 但浮游动物多样性与部分理化参数有一定的相关性。同时, 本文也从实践上证明, 在河口、近岸海域的环境监测中开展遗传毒性检测具有可行性和必要性。

关键词 长江口, 生态毒理学, 遗传毒性, 浮游动物, 生物多样性

中图分类号 X171.5

长江是我国最长的河流, 其河口的南岸又是我国经济最发达的城市上海市。近年来, 长江口及邻近海域营养盐、污染物含量显著增加, 水环境迅速恶化。在 20 世纪 80 年代初长江河口徐六泾以下水质优良, 而现在口外水质已是Ⅲ类或劣于Ⅲ类, 且仍有恶化趋势。由于环境污染和人类活动的加强, 长江口生态系统严重衰退, 渔业资源大幅减少, 水生生物群落结构发生显著变化, 物种明显减少(陈吉余等, 2003)。目前, 长江口的环境污染及其生态效应已成为监测部门和科研机构共同关心的问题(吴玉霖等, 2004; 王修林等, 2004)。

环境中的污染物对生物体的毒性效应表现为多个水平。其中, 一些持久性有机污染物(如 PAHs、PCBs 等)和重金属等能直接损伤 DNA 而使基因和染色体发生改变, 表现为遗传毒性效应(Shugart *et al.* 1994)。同时, 这些污染物通过生物有效性(Bioavailability)、生物富集(Bioaccumulation)及其毒性效应能长期作用于生物体, 使生物种群和群落结构发生变化, 导致生物多样性的

降低。已有研究表明, 由河流污染引起的遗传物质多样性的模式与群落水平的污染效应有着一定的相关性(Krane *et al.* 1999)。污染物生态遗传毒性效应也是生态毒理学的一个新的研究热点。

作者通过对长江口表层水的遗传毒性的检测(Ames 试验)、浮游动物种类和数量的调查, 结合一些水质物理化学参数的测定, 对长江口水体污染的生态遗传毒性效应进行了初步研究, 其结果可为长江口水资源的治理和利用提供依据, 同时也为河口、海洋的环境监测提出新思路。

1 材料与方法

1.1 样品采集与处理

2003 年 11 月在长江口 10 个位点采集 0—0.5m 表层水样。根据采样位点的地理位置, 将其分为三个部分(图 1): ES01、ES02 位于长江口南支; ES10 位于口外海区, 即嵎山海域; 其他各点位于口外海滨区。

用于遗传毒性检测水样按 Zietz 等(2001)、Wu 等(2004)的方法进行浓缩处理。水样滤除悬

* 国家海洋局青年科学基金项目, 2002109号; 国家海洋局近岸海域生态环境重点实验室开放基金项目, 200434号。邬建勇, 硕士, 工程师, E-mail: science21@sohu.com

收稿日期: 2004-09-21; 收修改稿日期: 2005-01-51

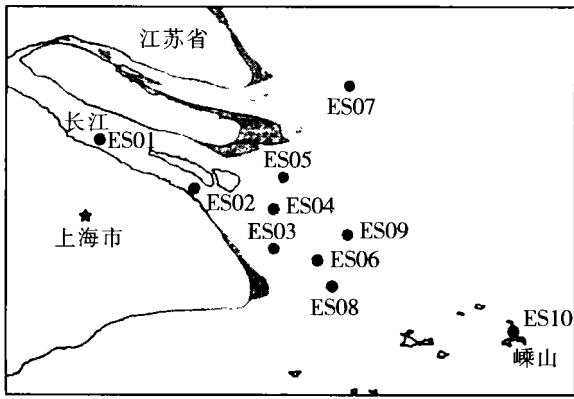


图 1 长江口水样采集站位图

Fig 1 Sampling stations in Changjiang River estuary

浮物后,经 XAD-2和 XAD-7混合树脂柱(两种树脂均购自 SUPELCO公司,美国)吸附。两种树脂的体积比为 70:30 装柱前用甲醇活化处理。过柱后,以 100ml 丙酮(分析纯)洗脱两次,洗脱液用旋转蒸发器蒸发至微干,其残留物用 1.25ml 二甲亚砜(DMSO,分析纯,AMRESCO 分装)定容,保藏在 -20°C 冰箱备用。

1.2 Ames试验

按照 Ames 平板渗入法鉴定浓缩物的致突变性(Maron *et al.* 1983)。所用的菌株为鼠伤寒沙门氏杆菌组氨酸缺陷型(*Salmonella typhimurium*) TA98和 TA100 由美国加州大学 Ames 实验室提供。作为体外代谢活化系统的微粒体酶混合物(S9)用多氯联苯(Aroclor 1254)诱导,购自复旦大学医学院。样品检测设三个浓度组,分别相当于每皿含原水样 1.0L、0.5L 和 0.25L。一般认为,当突变率(MR, 样品回复突变数和自发突变数的比值) ≥ 2 且有一定的剂量反应关系时确定为阳性结果(Bernstein *et al.* 1982)。

1.3 浮游动物鉴定与计数

浮游动物的采集方法和标本处理等均按照国家质量技术监督局(1998)发布的《海洋监测规范》进行。所获标本均经过 3% 福尔马林溶液固定后再进行鉴定和计数。浮游动物的多样性用 Margalef 多样性指数(D)和 Shannon-Wiener 多样性指数(H')表示:

$D = (S - 1) / \log_2 N$; 其中, S 为种类数, N 为总密度(ind/L)。

$H' = - \sum P_i \times \log_2 P_i$; 其中, P_i = 第 i 种的密度与总密度的比值(ind/L)。

1.4 水质参数测定

盐度(Salinity)、活性磷酸盐($\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$)、总无机氮(TIN)、Cu Pb As 和叶绿素 a(Chl a)含量等参数的测定按照《海洋监测规范》(国家质量技术监督局, 1998)进行。监测结果按照《海水水质标准》(国家质量技术监督局, 1997)进行评价。

1.5 数据统计分析

所得数据用 SPSS10.0 软件进行统计分析。遗传毒性数据(TA 98 菌株在剂量为 1L/P 时的突变率)和生物多样性数据(Margalef 指数和 Shannon-wiener 指数)作回归分析(样本数 $n = 10$), 建立线性回归方程。同时, 二者的数据分别和水质参数作 Spearman 相关分析($n = 10$), 得出相关系数, 显著性选择 $P = 0.05$ 和 $P = 0.01$ 两个水平。

2 结果

2.1 遗传毒性

TA98 菌株检测结果表明, 在没有加 S9 时, ES01 和 ES02 站位的水样在剂量为 1L/P 时突变率大于 2, 分别为 2.20 和 2.46, 且有一定的剂量-效应关系, 表现出肯定的致突变性; 在加入 S9 后, 突变率有一定的增加, ES01、ES02、ES04、ES05 站位的水样有阳性反应。存在或不存在 S9 的情况下, TA100 菌株对所测水样都没有明显的遗传毒性反应(表 1)。

2.2 浮游动物群落结构

从种类数量上看, ES01 和 ES02 站位的种类最少, 只有 1 种; ES07 和 ES10 样品的种类比较丰富, 分别为 12 种和 18 种; 其他站位的种类在 2 到 10 种之间。从密度上看, ES03 和 ES06 站位浮游动物的密度最高, 而 ES01 和 ES02 最低。从多样性上看, ES01 和 ES02 的多样性最低, 两种指数的数值均为零。ES07、ES10 的多样性较高, 两项指数数值均大于或等于 2, 其中 ES10 最高, D 和 H' 值分别为 2.66 和 2.98(表 2)。

2.3 水质状况

在 10 个研究站位中, 盐度范围变化很大, ES01、ES02、ES04 和 ES05 的盐度很低, 均在 1 以下; ES10 最高, 为 26.442。 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 的最小值为 0.0215mg/L, 最大值为 0.0529mg/L。TN 含量范围是 0.4224—2.1075mg/L, 其中, ES02 最高, ES10 最低。Cu Pb As 的含量范围分别为 1.97—6.02mg/L、0.52—4.71mg/L 和 0.993—

1.540mg/L。叶绿素 *a* 的含最在 2.9—6.8 μ g/L 之间(表 3)。根据海水水质评价标准,各测点的 Cu、Pb 和 As 含量符合 Ⅱ类海水水质标准。

PO_4^{3-} -P 和 TN 含量较高,除 ES10 测点外,其他各测点的无机磷含量均超出 Ⅲ类海水水质标准,总无机氮含量均超出 Ⅲ类海水水质标准(表 4)。

表 1 长江口表层水的遗传毒性

Tab 1 Mutagenicity of the surface water samples from Changjiang River estuary

站位	剂量 (L/plate)	TA 98		TA 100	
		- S9	+ S9	- S9	+ S9
ES01	1.00	2.20 \pm 0.15	2.35 \pm 0.29	0.93 \pm 0.13	0.99 \pm 0.23
	0.50	1.68 \pm 0.23	1.63 \pm 0.06	1.21 \pm 0.22	0.92 \pm 0.23
	0.25	1.39 \pm 0.05	1.01 \pm 0.13	1.07 \pm 0.11	0.93 \pm 0.17
ES02	1.00	2.46 \pm 0.15	2.28 \pm 0.10	1.11 \pm 0.03	1.13 \pm 0.03
	0.50	1.57 \pm 0.40	1.40 \pm 0.23	1.11 \pm 0.03	1.01 \pm 0.06
	0.25	1.30 \pm 0.33	1.19 \pm 0.19	1.04 \pm 0.04	0.96 \pm 0.12
ES03	1.00	1.91 \pm 0.08	1.53 \pm 0.13	1.14 \pm 0.03	1.03 \pm 0.04
	0.50	1.21 \pm 0.20	1.50 \pm 0.29	1.11 \pm 0.03	1.10 \pm 0.25
	0.25	1.20 \pm 0.20	1.34 \pm 0.35	1.08 \pm 0.03	0.89 \pm 0.21
ES04	1.00	1.79 \pm 0.35	2.44 \pm 0.62	1.05 \pm 0.11	1.21 \pm 0.07
	0.50	1.52 \pm 0.23	2.06 \pm 0.04	1.12 \pm 0.03	1.16 \pm 0.24
	0.25	1.18 \pm 0.05	1.73 \pm 0.27	1.27 \pm 0.02	1.12 \pm 0.06
ES05	1.00	1.39 \pm 0.05	2.42 \pm 0.15	1.10 \pm 0.31	1.03 \pm 0.07
	0.50	1.46 \pm 0.15	1.65 \pm 0.04	1.14 \pm 0.04	1.07 \pm 0.01
	0.25	1.36 \pm 0.35	1.47 \pm 0.33	1.12 \pm 0.19	0.99 \pm 0.10
ES06	1.00	1.89 \pm 0.25	1.79 \pm 0.08	1.07 \pm 0.09	0.93 \pm 0.09
	0.50	1.38 \pm 0.23	1.63 \pm 0.02	1.01 \pm 0.17	1.04 \pm 0.08
	0.25	1.30 \pm 0.18	1.15 \pm 0.41	1.06 \pm 0.17	0.98 \pm 0.08
ES07	1.00	0.89 \pm 0.15	1.49 \pm 0.06	1.22 \pm 0.09	0.93 \pm 0.20
	0.50	1.04 \pm 0.15	1.50 \pm 0.29	1.19 \pm 0.02	1.01 \pm 0.20
	0.25	0.91 \pm 0.13	1.34 \pm 0.35	1.10 \pm 0.18	1.02 \pm 0.12
ES08	1.00	1.14 \pm 0.30	1.28 \pm 0.06	0.85 \pm 0.03	0.98 \pm 0.03
	0.50	1.23 \pm 0.16	1.02 \pm 0.19	1.03 \pm 0.12	0.92 \pm 0.20
	0.25	1.05 \pm 0.28	1.09 \pm 0.08	1.06 \pm 0.04	1.02 \pm 0.04
ES09	1.00	1.50 \pm 0.30	1.57 \pm 0.06	1.24 \pm 0.09	1.04 \pm 0.02
	0.50	1.10 \pm 0.13	1.54 \pm 0.29	1.20 \pm 0.13	1.20 \pm 0.12
	0.25	0.77 \pm 0.08	1.53 \pm 0.16	1.15 \pm 0.09	1.13 \pm 0.07
ES10	1.00	1.29 \pm 0.10	1.49 \pm 0.10	1.12 \pm 0.05	1.22 \pm 0.06
	0.50	1.20 \pm 0.20	1.22 \pm 0.15	1.20 \pm 0.05	1.18 \pm 0.05
	0.25	1.00 \pm 0.15	1.24 \pm 0.08	0.96 \pm 0.16	1.19 \pm 0.19

表 2 长江口浮游动物的种类组成及多样性

Tab. 2 Species composition and diversity of zooplankton in Changjiang River estuary

站位	种数	密度 (ind/L)	优势种	D	H'
ES01	1	1.20	华哲水蚤 <i>Sinocalanus sinensis</i>	0.00	0.00
ES02	1	0.50	海洋昆虫 <i>Marina insecte</i>	0.00	0.00
ES03	8	413.40	火腿许水蚤 <i>Sdmackeria poplesia</i>	0.81	1.44
ES04	5	74.20	火腿许水蚤 <i>Sdmackeria poplesia</i>	0.64	0.88
ES05	2	6.30	华哲水蚤 <i>Sinocalanus sinensis</i>	0.38	0.88
ES06	8	320.20	火腿许水蚤 <i>Sdmackeria poplesia</i>	0.84	1.42
ES07	12	45.30	背针胸刺水蚤 <i>Centropages dorsis pinatus</i>	2.00	2.60
ES08	6	51.20	真刺唇角水蚤 <i>Labidocera eudhaeta</i>	0.88	1.96
ES09	3	6.40	太平洋纺锤水蚤 <i>Acartia pacifica</i>	0.75	1.43
ES10	18	83.90	中华哲水蚤 <i>Calanus sinicus</i>	2.66	2.98

表 3 长江口表层水样的物理化学参数

Tab. 3 Physico-chemical indexes of the surface water samples from Changjiang River estuary

站位	盐度	PO ₄ ³⁻ -P(mg/L)	TN(mg/L)	Cu(μg/L)	Pb(μg/L)	As(μg/L)	Chl-a(μg/L)
ES01	0.142	0.0355	1.4599	2.79	2.75	1.320	2.9
ES02	0.246	0.0529	2.1075	6.02	0.55	1.440	3.5
ES03	8.412	0.0465	1.5557	2.23	1.97	0.993	6.8
ES04	0.804	0.0439	1.8948	4.23	0.52	1.390	3.8
ES05	0.180	0.0493	1.6958	3.00	1.04	1.250	3.1
ES06	12.092	0.0375	1.1521	2.14	0.87	1.120	5.4
ES07	16.660	0.0313	1.7796	2.79	0.79	1.100	6.7
ES08	16.824	0.0383	0.9702	1.97	4.71	0.994	3.7
ES09	1.344	0.0386	1.6349	3.86	0.49	1.540	3.1
ES10	26.442	0.0215	0.4224	2.36	1.39	1.040	6.3

表 4 长江口表层水质评价结果

Tab. 4 Water quality assessment of the surface water samples from Changjiang River estuary

站位	PO ₄ ³⁻ -P	TN	Cu	Pb	As
ES01		劣	I		I
ES02	劣	劣		I	I
ES03	劣	劣	I		I
ES04		劣	I	I	I
ES05	劣	劣	I		I
ES06		劣	I	I	I
ES07		劣	I	I	I
ES08		劣	I		I
ES09		劣	I	I	I
ES10			I		I

2.4 统计分析

回归分析表明,遗传毒性数据(MR)和多样性指数数据(D, H')之间也存在着一定的线性关系,在多样性数值小时,突变率较高,其线性方程如图2所示。同时, Spearman相关分析结果表明(表5),MR(-S9)和盐度有负相关性,而和其他

水质参数没有显著的相关性。MR(+S9)与盐度有负相关性,而与PO₄³⁻-P、TN、Cu有负相关性。D和H'与盐度有极显著正相关性(P<0.01),与叶绿素a有显著正相关性,与PO₄³⁻-P、As有负相关性。此外,H'与PO₄³⁻-P和Cu有显著负相关性。

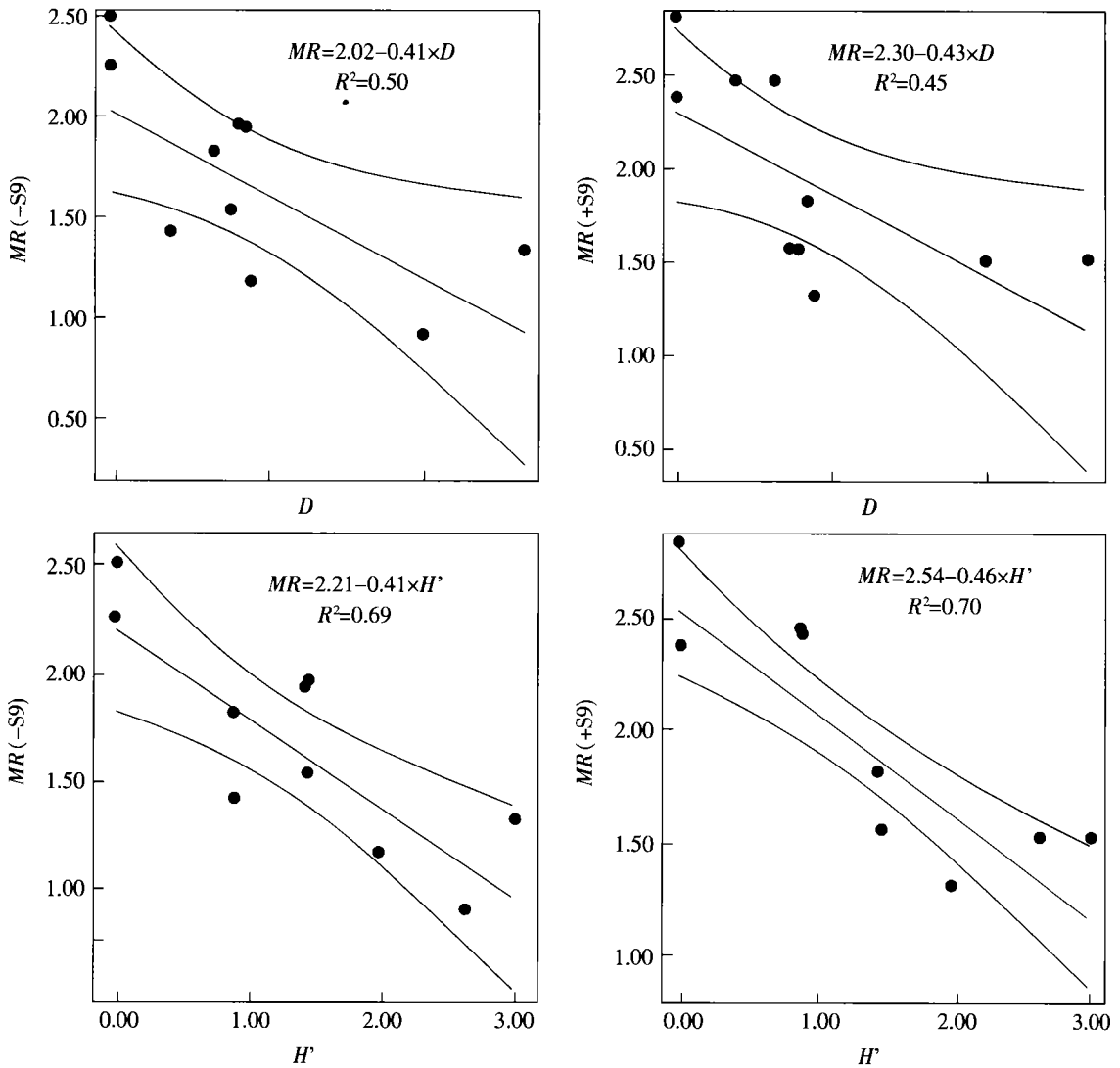


图 2 遗传毒性和生物多样性的回归关系图

Fig. 2 Regression relationship between genotoxicity and biodiversity

表 5 遗传毒性、生物多样性和水质参数的相关分析¹⁾

Tab. 5 Correlation of genotoxicity to biodiversity and water quality indexes

参数项		盐度	PO ₄ ³⁻ -P	TIN	Cu	Pb	As	Chl _a
MR(-S9)	<i>r</i>	-0.648*	0.479	0.261	0.322	-0.079	0.349	-0.280
	<i>P</i>	0.043	0.126	0.467	0.364	0.829	0.260	0.434
MR(+S9)	<i>r</i>	-0.829**	0.646*	0.665*	0.725*	-0.433	0.677*	-0.437
	<i>P</i>	0.003	0.043	0.036	0.018	0.211	0.032	0.206
<i>D</i>	<i>r</i>	0.967**	-0.657*	-0.553	-0.643*	-0.188	-0.675*	0.720*
	<i>P</i>	0.000	0.039	0.097	0.045	0.602	0.032	0.019
<i>H'</i>	<i>r</i>	0.921**	-0.573	-0.506	-0.572	0.201	-0.677*	0.682*
	<i>P</i>	0.000	0.083	0.136	0.084	0.577	0.032	0.030

1) *P* 为显著性数值 (Value of significance); *r* 为相关系数 (Pearson correlation coefficient). * 表示在 *P* = 0.05 水平时有显著性; ** 表示在 *P* = 0.01 水平时有显著性。 *n* = 10

3 讨论

Ames试验是一种最常用的遗传毒性检测方法。TA98菌株主要针对移码突变型的遗传毒物的检测,而TA100则能检测碱基置换型的化学突变物质。根据本文的研究结果,可判定长江口水体中污染物致变机制以导致遗传密码插入或删除的移码型突变为主。S9的成分主要是混合功能氧化酶,可活化大多数前致突变物,但也可使一些直接致突变物代谢减毒。在加入S9后,突

变率有上升趋势,部分样品表现明显的遗传毒性,这说明长江口水体中既存在着直接致变物,又存在间接致突变物。长江干流水体中共检出330余中有毒有机物,主要种类为烷烃类、多环芳烃类和酚类等。根据长江口南支水体中重要有毒有机物的检出率(表6),可看山烷烃在该段水体中有较广泛的分布,其次为有机酸、胺类和PAH等(高宏等,2001)。这些物质可能与水体的遗传毒性有直接的关系。

表6 长江南支水体中主要有毒有机物的检出率

Tab. 6 Detection rate of toxic organic in the south branch Changjiang River estuary

有机物	烷烃	有机酸	胺类	PAH	酯类	酮醛类	取代苯	杂环类	取代酚	卤代物
检出率	52.94	7.35	7.35	5.88	5.88	5.88	4.41	4.41	2.94	1.41

根据本次试验结果表明,位于长江口南支的ES01和ES02站位水样有明显的遗传毒性,说明该区域水质有较重的污染;口外海区的ES10站位的样品突变率很低,水质状况良好;其他站位的水质有不同程度的污染,但好于ES01和ES02的水质。从地理位置上看,ES01和ES02位长江口南支河段,邻近上海市北岸,已有研究表明,长江口南支河段上海一测沿江污染源对该段水体形成很大的有机污染和重金属污染(吴新华,2001)。ES10为口外海区,受长江口水体污染的影响较小;而其他几个站位的水体受外海水的影响,污染有所减轻,但各点之间差异较大。由于上海市的内河水和饮用水已被证实有明显的遗传毒性(Shen *et al.* 2003),长江口将成为上海市今后主要的饮用水水源地。而本研究结果表明,长江口南支部分位点的水样在高剂量下仍有毒性,这提示有关部门应加强对长江口水环境的治理与保护工作,确保水源地的安全。

浮游动物的组成及多样性受季节性变化和区域性变化等多种因素的影响。已有研究表明,长江口浮游动物多样性指数在枯水期较低,在丰水期较高;其种类数量由口内到口外方向有逐渐增加的趋势(郭沛勇等,2003)。本次采样时间正处于长江口的枯水期,浮游动物在种类和密度都相对较低;但从区域分布上来看,处于河口区的长江口南支水域浮游动物的种类密度及多样性最低,口外海区最高,河口外海滨区变化波动较大。

生态毒理学的技术方法明显可分为两个方向:即宏观的生物个体水平以上的生物组成对环境污染的响应;微观的细胞水平以下对污染的响应。作者通过对长江口表层水体的生态遗传毒性研究,结果表明污染物对生物体的微观效应与宏观效应之间有着密切的联系。从生物学意义上讲,生物的种类和数量受其生活环境状况的影响,从而影响其生物的多样性,在一定范围内,毒性越强,多样性越低。ES01和ES02的研究数据很好地说明这一点。从统计学意义上看,水体的遗传毒性与浮游动物的多样性有明显的负相关性。

相关分析表明,盐度与遗传毒性呈负相关性,而与浮游动物多样性呈正相关性。长江口是淡水和海水交汇的水域,这种关系可以说明,长江带来的污染物是造成长江口及邻近海域污染的重要原因。除盐度外,遗传毒性和多数水质参数没有直接关系,这一点与国外一些报道一致。Kinae等(1985)研究表明,海水的致突变性与化学耗氧量(COD)、总有机碳(TOC)无明显的相关性。Zitz等(2001)也证明遗传毒性与一些理化因子无相关性,但有部分海区其遗传毒性和细菌总数有一定的关系。浮游动物和水质参数关系的研究较多,已有试验证实,温度、pH、COD和Al能明显地影响浮游动物的群落结构(Stenberg *et al.* 1994; Williamson *et al.* 1996; Havens 1993)。本研究表明,浮游动物的多样性与水体盐度、As及叶绿素a有一定的相关性。

本文结果也表明,常规的化学因子监测不能反应水体中污染物生态毒性效应。随着海洋生态环境保护日益受到重视,这要求目前的《海水水质标准》(国家质量技术监督局,1997)作进一步改进。美国环保局(EPA)已经将毒性试验数据列入海水评价标准(Russq 2002)。根据我国海洋环境监测情况,邬建勇等(2004)提出可将遗传毒性检测列入海洋环境监测规程。本研究也从实践上证明,在河口、近岸海域的环境监测中开展遗传毒性检测是可行的和必要的。今后,应进一步探讨遗传毒性和海洋环境状况的关系,提出海洋水质和海洋生态系统健康的遗传毒性评价标准。

4 结论

4.1 从遗传毒性上看,长江口南支的两个点检测出有明显遗传毒性,这说明河口区近岸水体的污染比较严重。

4.2 从浮游动物的种类组成、数量和多样性上也可反应出长江口南支水体污染比较严重。

4.3 长江口水体的遗传毒性和多数水质参数没有显著的相关性,而浮游动物多样性与水体的盐度、 PO_4^{3-} -P含量、叶绿素 *a* 的含量有显著的相关性。

4.4 长江口水体的遗传毒性和浮游动物多样性之间有着明显的线形回归关系,即二者之间存在着一定的负相关性。这说明长江口水体污染物的毒性效应在不同水平上有着密切的联系。

4.5 遗传毒性检测可以列为污染河口、近岸海域环境监测中的新的监测项目。

参 考 文 献

- 王修林,孙 霞,韩秀荣等,2004. 2002年春、夏季东海赤潮高发区营养盐结构及分布特征的比较. 海洋与湖沼, 35(6): 323—331
- 邬建勇,黄秀清,王金辉等,2004. 遗传毒性检测技术在海洋环境监测中的应用. 海洋环境科学, 23(1): 77—80
- 吴新华,2001. 长江口南支河段水质污染特征分析. 水利水电快报, 22: 11—13
- 吴玉霖,傅月娜,张永山等,2004. 长江口海域浮游植物分布及其与径流的关系. 海洋与湖沼, 35(6): 246—251
- 陈吉余,陈沈良,2003. 长江口生态环境变化及对河口治理的意见. 水利水电技术, 34: 19—25
- 国家质量技术监督局,1997. 中华人民共和国国家标准(GB3097-1997). 海水水质标准. 北京: 中国标准出版社, 1—4
- 国家质量技术监督局,1998. 中华人民共和国国家标准(GB17378.4-1998). 海洋监测规范. 北京: 中国标准出版社, 19—49 148—163
- 高 宏,暴维英,张曙光等,2001. 多沙河流污染化学与生态毒理研究. 郑州: 黄河水利出版社, 155—162
- 郭沛涌,沈焕庭,刘阿成等,2003. 长江口浮游动物的种类组成、群落结构及多样性. 生态学报, 23: 892—900
- Bemstein L, Kallor J M, Cam Jet *et al*, 1982. An empirical approach to the statistical analysis of mutagenesis data from the *Salmonella* test. *Mut Res*, 97: 267—281
- Havens K E, 1993. Acid and aluminum effects on osmotic regulation and survival of the freshwater copepod *Sinocalanus oregonensis*. *J Plankton Res*, 15: 683—691
- Kinoshita N, Yanashita M, Watanabe T *et al*, 1985. Estimation of mutagenic activities and physico-chemical indexes of coastal waters. *Water Sci Tech*, 17: 1435—1436
- Krane D E, Stenberg D C, Burton G A, 1999. Randomly amplified polymorphic DNA profile-based measures of genetic diversity in crayfish correlated with environmental impacts. *Environ Toxicol Chem*, 18: 504—508
- Maron D M, Ames B N, 1983. Revised methods for the *Salmonella* mutagenicity test. *Mut Res*, 113: 173—215
- Russo R C, 2002. Development of marine water quality criteria for the USA. *Mar Pollut Bull*, 45: 84—91
- Shugart L R, Theodorakis C W, 1994. Environmental genotoxicity: probing the underlying mechanisms. *Environ Health Perspect* 102(suppl 12): 13—17
- Shen L, Wu J Y, Lin G F *et al*, 2003. The mutagenic potentials of tap water samples in Shanghai. *Chemosphere*, 52: 1641—1646
- Stenberg R S, Lazorehak J M, 1994. Zooplankton assemblage responses to disturbance gradients. *Can J Fish Aquat Sci*, 51: 2435—2447
- Williamson C E, Stenberger R S, Morris D P *et al*, 1996. Ultraviolet radiation in North American lakes: attenuation estimates from DOC measurements and implications for plankton communities. *Limnol Oceanogr*, 41: 1024—1034
- Wu J Y, Shen L, Gao G *et al*, 2004. A season-dependent variation of genotoxicity of surface water samples from Taihu Lake Yangtze Delta. *Environ Monitoring and Assessment*, 98: 225—234
- Zietz B P, Nordholt G, Ketsers G *et al*, 2001. Mutagenicity of Baltic seawater and the relation to certain chemical and microbiological parameters. *Mar Pollut Bull*, 42: 845—851

A PRELIMINARY STUDY ON ECOGENOTOXICITY OF SURFACE WATER IN CHANGJIANG (YANGTZE) RIVER ESTUARY

WU Jian-Yong WANG Jin-Hui QIN Yu-Tao YE Shu-Feng

JIANG Xiao-Shan CHENG Xiang-Sheng

(East China Sea Environment Monitoring Center, State Oceanic Administration, Shanghai, 200137)

Abstract This paper studied preliminarily the ecogenotoxicity of the surface water in Changjiang (Yangtze) River estuary in a zooplankton investigation in perspective of genotoxicity assay, and physico-chemical analysis on several water parameters. Ten 25L water samples were collected in terms of the distance and relative position to the river mouth, three water areas were divided proximal, distant and in-between. Station ES01, ES02 lie in the south branch of the Changjiang River estuary, which is near Shanghai shore, and station ES10 is located in Shengshan coastal waters, which is the sea area out of the estuary, the other stations are at the seaward end of the estuary.

Each sample was filtered through XAD-2 and XAD-7 mixed resin column, then washed by 100ml acetone. The elute was evaporated to dryness. The residue was dissolved in dimethyl sulfoxide (DMSO) to final volume of 1.25ml. Then, the concentrated samples were assayed following Ames method with strain TA98 and TA100. The samples ES01 and ES02 in the south branch of the estuary, the proximal region, were showed genotoxicity with *Salmonella typhimurium* strain TA98 in the absence of S9 incubation. In the involvement of S9 cocktails, four samples (ES01, ES02, ES04 and ES05) from the proximal region and the seaward area of the estuary as well showed positive mutagenic responses by the strain TA98. The sample ES10 which was distant from the estuary was not detected any mutagenicity. However, mutagenic response was not detected too with or without S9 incubation by the strain TA100. In addition, the investigation displayed the zooplankton communities were more diverse at the station ES10. Magaref indexes (D) and Shannon-wiener index (H') at this station was also higher than that of the other stations. In the stations ES01 and ES02, only one species was detected and D and H' in these stations were the lowest. According to the results, these was a trend that the density and diversity of zooplankton were lower in the proximal region than in the sea area out of the estuary. At the same time, several water physico-chemical parameters such as salinity, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, $\text{Chl}\alpha$, and so on, were monitored. Based on chemical analysis, the concentrations of $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ and TN were at or above the standard of class marine water, and the concentrations of Cu, Pb and As were at or below the standard of class marine water. Statistical analysis illustrated that both genotoxicity and biodiversity had a negative linear relationship. Since both indexes analyzed were indicators of water pollution, the adverse effects of pollutants that may impact on aquatic ecosystem would be consistent essentially in different levels from molecule to organism communities. Furthermore, the correlation analysis was conducted for genotoxicity to biodiversity and water parameters respectively. Genotoxicity was found no clear relation to most water physico-chemical parameters. However, the diversity of zooplankton had certain correlation to salinity, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, and $\text{Chl}\alpha$. The authors suggested to carry out multiple observational investigation to deepen the knowledge on eco-environment in estuary or coastal waters. Genotoxicological assays, such as Ames test, should be treated as a routine marine environment monitoring procedure in China.

Key words Changjiang River estuary, Ecotoxicology, Genotoxicity, Zooplankton, Biodiversity