

基于大型底栖无脊椎动物群落的上海市河道水质生物学评价

陈小华^{①②} 杨青^① 赵振^① 刘文亮^②

① 上海市环境科学研究院 上海 200203; ② 华东师范大学河口海岸学国家重点实验室 上海 200062

摘要: 2011年夏秋季,在上海市全境83个河道断面开展了大型底栖无脊椎动物采样,共获取底栖动物20个分类单位(种)。9个极严重污染断面未采集到活体大型底栖生物,生境基本丧失。其余74个有活体生物断面,采用三种常用生物指数:Shannon-Wiener多样性指数、Hilsenhoff耐污指数、Goodnight修正指数分别进行计算及评价。Shannon-Wiener多样性指数判别为25个严重污染和49个重污染断面;Hilsenhoff耐污指数划分38个重污染、5个中污染和31个轻污染断面;Goodnight修正指数划分33个重污染、2个中污染和39个轻污染断面。与典型河道断面的水质理化指标监测值进行对照,Shannon-Wiener多样性指数对河道水质评价的准确度较低,Hilsenhoff生物指数和Goodnight修正指数的水质评价效率及准确度均较高,断面污染等级与水质理化指标基本对应。

关键词: 大型底栖无脊椎动物;生物学评价;水质;河道;上海

中图分类号:Q494 文献标识码:A 文章编号:0250-3263(2013)02-220-12

Evaluation on River Water Quality Based on the River Substrate Macro-invertebrate in Shanghai, China

CHEN Xiao-Hua^{①②} YANG Qing^① ZHAO Zhen^① LIU Wen-Liang^②

① *Shanghai Academy of Environmental Sciences, Shanghai 200203;*

② *State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai 200062*

Abstract: The macro-invertebrate assemblages of river substrate were investigated at 83 sites in Shanghai city in summer and autumn 2011. A total of 20 taxa of the macro-invertebrate were collected, including 10 of Mollusca, 6 of Arthropoda and 4 of Annelida. No any living macro-invertebrates were detected from samples collected at 9 sites which were heavily polluted and no suitable habitat available. The water quality at the rest 74 sites with living macro-invertebrate was evaluated by Shannon-Wiener index, Hilsenhoff Biotic Index (HBI) and Goodnight Biotic Index (GBI). Based on Shannon-Wiener Index, the water quality was critically polluted at 25 sites and heavily polluted at 49 sites. The water quality was heavily polluted at 38 sites, moderately at 5 sites and slightly at 31 sites, by the value of Hilsenhoff Biotic Index (HBI). Evaluating on water quality by Goodnight Biotic Index (GBI), the river water was severely polluted at 33, moderately at 2 sites, and lightly at 39 sites. In contrast with the data of historical physicochemical water quality indicators in last 3 years, Shannon-Wiener Index had low efficiency and accuracy, while Hilsenhoff Biotic Index and Goodnight Biotic Index had much higher accuracy in spatial consistency between physicochemical assessment and biological

基金项目 上海市环境保护局青年专项基金项目(沪环科2011-04);

第一作者介绍 陈小华,男,高级工程师;研究方向:水污染治理与生态修复;E-mail: shoutfar@yahoo.com.cn。

收稿日期:2012-08-14,修回日期:2013-01-03

evaluation.

Key words: Benthic macroinvertebrate; Biological evaluation; Water quality; River; Shanghai

自 1998 年上海市启动苏州河综合整治工程以来,全市主要河道开展了大规模的生态修复,近些年河道水质均有所改善,尤其是有机污染物得到较好的控制,溶解氧水平有一定程度提高(上海市环境保护局 2006),但距离河道生态修复目标仍有相当大的距离。据统计,2010 年上海市主干河道水质,以劣 V 类为主,占到了 34.2%,氮磷污染依然严重,溶解氧浓度水平仍明显偏低,生态系统健康状况仍未得到根本改观(上海市水务局 2011)。

除了常用的理化指标评价河道水质以外,生物指标已逐渐成为评价河道水质不可或缺的方法,是对水质理化指标评价方法非常重要的补充。由于水生生物的生长、发育、繁殖等过程大多在水中进行,对所处水体水质、水量变化十分敏感(Barbour et al. 1999,程曦等 2009),因此生物评价法在反映河道生态系统健康状况方面更加具有优势。从上世纪中叶起,对河流水质生物学评价选择大型底栖无脊椎动物就成为最为有效的方法之一(王备新等 2001)。底栖大型无脊椎动物是河流生态系统的重要组成生物,许多种类移动性差、个体较大、生活周期较长,其生活状况常常能很好地反映水质情况,并可作为环境监测的指示生物(王宏伟等 2006)。欧美发达国家已开发了大量基于大型底栖无脊椎动物的生物指数来评价河道水质(Weigel et al. 2002, Nabor et al. 2007, Trigel et al. 2009, Simone et al. 2010, Stephane et al. 2010)。本研究调查分析上海市主要河道的大型底栖无脊椎动物群落特征,并运用最常用的生物指数分析河道水环境质量。

1 研究区域概况

上海地处东经 $120^{\circ}51' \sim 122^{\circ}12'$,北纬 $30^{\circ}40' \sim 31^{\circ}53'$,位于长江三角洲前缘,东濒东海,南临杭州湾,西接江苏、浙江两省,北界长江入海口。全市面积 $6\,340.5\text{ km}^2$,境内辖有崇明

岛,面积为 $1\,041\text{ km}^2$,是我国第三大岛。全境主要为坦荡低平的平原,是长江三角洲冲积平原的一部分,平均海拔 4 m 左右,陆地地势总体呈现由东向西低微倾斜。上海属北亚热带季风性气候,四季分明,日照充分,雨量充沛。上海地区河湖众多,水网密布,境内水域面积 697 km^2 ,相当于全市总面积的 11%,主要河流有黄浦江、苏州河、蕴藻浜、淀浦河等(上海市环境保护局 2011)。

2 材料与方法

1.1 采样断面选取 为便于生物群落分析和生物指数计算与水质理化指标进行比对,本研究的底栖动物调查布点,主要以上海市河道近 5 年常规水质监测断面(上海市环境保护局, 2011)为依据;同时考虑到河道规模、周边土地利用类型、污染程度、水流流态,并兼顾布点的空间均匀性,在上海所有区县均布置了采样断面。因研究区域位于平原河网地区,水流流速缓慢,流程长、纵比降小,河床淤积作用显著,有机污染较严重,底泥以黑色或黑褐色淤泥为主,少数断面甚至有黑臭现象。

1.2 样品采集与分析 利用改良的 Peterson 采泥器(开口面积为 $1/16\text{ m}^2$),在每个断面进行底栖动物采集,每个断面一般采集 2~3 斗泥,采集的底泥用 60 目分样筛(孔径约 0.5 mm)进行筛选,将选出的生物样品放入标本瓶中,经 75%~80% 的酒精固定后带回实验室。在室内进行生物样品分拣、鉴定物种与计数,计算河床的底栖动物栖息密度。

1.3 评价方法 选用底栖动物最有代表性的 3 种生物指数进行水质生物学评价,Shannon-Wiener 生物多样性指数侧重于物种丰富度,Hilsenhoff 生物指数既考虑物种丰富度,更考虑每个物种的耐污度,Goodnight 修正指数则直接考虑耐污度很高的寡毛类数量占整个群落的比例。

(1) Shannon-Wiener 生物多样性指数 计算公式: $H' = -\sum(P_i)/(\log_2 P_i)$, 式中, H' 为 Shannon-Wiener 生物多样性指数, P_i 为物种 i 的个体数占总个体数的比例(徐祖信 2003)。水质评价标准采用等距法: $H' = 0$, 物种单一, 多样性基本丧失, 水体严重污染; $0 < H' \leq 1$, 物种丰富度低, 个体分布不均匀, 水体重污染; $1 < H' \leq 2$, 物种丰富度较低, 个体分布较均匀, 水体中污染; $2 < H' \leq 3$, 物种丰富度较高, 个体分布较均匀, 水体轻污染; $H' > 3$, 物种种类丰富, 个体分布均匀, 水体清洁。

(2) Hilsenhoff 生物指数 计算公式: $HBI = \sum_{i=1}^S n_i t_i / N$ 。其中 HBI 为 Hilsenhoff 生物指数值, t_i 为第 i 个分类单元(科或属)的耐污值, n_i 为第 i 个分类单元个体数, N 为总个体数, S 为种类数。本文耐污值参考国内专家(王建国等 2003)和美国专家(Hilsenhoff 1988, Bode et al. 2002)的相关研究成果。水质评价标准为: $HBI = 0.00 \sim 3.75$ 极清洁; $3.76 \sim 4.25$ 很清洁; $4.26 \sim 5.00$ 清洁; $5.01 \sim 5.75$ 一般; $5.76 \sim 6.50$ 轻度污染; $6.51 \sim 7.25$ 污染; $7.26 \sim 10.00$ 严重污染(Hilsenhoff 1988)。

(3) Goodnight 修正指数 Goodnight 修正指数计算公式: $GBI = (N - N_{oi})/N$, 其中 GBI 为 Goodnight 修正指数值, N 为样品中底栖动物个体总数, N_{oi} 为样品中寡毛类个体总数。评价标准: $1 \sim 0.4$ 为无污染或轻污染; $0.4 \sim 0.2$ 为中污染; $0 \sim 0.2$ 为重污染; 0 为严重污染(徐祖信 2003)。

以上统计分析均采用 SPSS 14.0 软件实现, 无活体大型底栖动物样品的断面不计算。

2 结果与分析

2.1 监测断面的水环境现状分析 在现场取样过程中, 记录了 83 个采样断面的地理坐标、周边土地利用、河道宽度、水流流态、驳岸类型、底泥状况、水生植被等环境特征数据, 见附录。此次调查的 77.1% 断面的河宽小于 50 m, 极少数超过 100 m, 水深大多小于 2 m, 水流缓慢, 流

速一般小于 0.2 m/s。从监测断面周边土地利用现状来看, 居住用地的出现频率最高, 近 60.2%, 其次是工厂、码头等用地, 出现频率达到 41.0%, 再依次是商业办公区、农业区、绿地等。从河床底质来看, 河床主要以淤泥质为主, 出现频率高达 89.2% (其中有 19 个断面为黑臭淤泥), 粗沙、碎石块以及生活垃圾出现频率分别为 14.5%、20.5% 和 18.1%。河岸大多经过硬化改造, 并以垂直驳岸和陡坡为主, 竖立式水泥驳岸出现频率高达 89.2%, 自然土岸出现频次仅为 15.7%。河道水生植被呈现分布面积小、覆盖度低、物种数较少等特征, 其中没有任何水生植物的断面占 36.1%, 有沉水植物、挺水植物和漂浮植物的断面出现频率分别为 25.3%、39.8% 和 31.3%, 主要分布在郊区河道。据上海市地表水常规监测数据(上海市环境保护局 2011), 近 5 年上海市河道水质有明显改善, 但河道溶解氧浓度水平仍明显偏低, 市区河道溶解氧浓度仍普遍低于 3 mg/L, 有机污染依然严重。将上海 41 个市级常规水质监测断面按照空间位置不同划分成市区断面、近郊断面和远郊断面, 近 5 年水质理化指标有显著空间差异性: 从市区至远郊, 水质逐渐向好, 溶解氧上升; 位于市区范围的河道断面呈现有机污染严重, 营养物浓度高, 溶解氧低的特征; 相对于远郊河道断面, 市区河道的高锰酸盐指数水平平均高出近 30%, 总氮和总磷浓度高出 40%~50%, 氨氮浓度高出近郊断面 1 倍有余, 溶解氧浓度水平不到远郊断面的 50%, 平均浓度低至 2.27 mg/L(表 1)。

2.2 底栖动物群落结构及分布特征 对上海市区域共 83 个断面的取样调查共获得底栖动物 20 个分类单位(种), 其中软体动物 10 种, 环节动物 6 种, 节肢动物 4 种(表 2), 分别占总物种数的 50%、30% 和 20%。在 83 个有效监测断面中, 软体动物、环节动物和节肢动物的总体出现频率分别为 50.6%、66.3% 和 21.7%。环节动物门寡毛纲动物在栖息密度和出现频率方面占绝对优势, 最高栖息密度接近 9 000 个/ m^2 。出现频率最高的物种为的环节动物门的

表 1 2006 ~ 2010 年上海市河道水质指标的空间分布特征
 Table 1 Spatial characteristics of river water quality indicators
 in Shanghai from 2006 to 2010 (Mean \pm SD, $n = 41$, mg/L)

指标 Indicators	市区断面 Sites in urban area	近郊断面 Sites in suburban area	远郊断面 Sites in outer suburban area
	外环路以内 Within outer-ring-road	外环路-环城高速 Between of outer-ring-road and ring-expressway	环城高速以外 Outside of ring-expressway
溶解氧 Dissolved oxygen	2.27 \pm 1.25	3.68 \pm 1.56	4.89 \pm 1.71
高锰酸盐指数 Permanganate index	7.97 \pm 2.56	7.54 \pm 2.74	6.46 \pm 3.72
化学需氧量 Chemical oxygen demand	27.73 \pm 10.22	22.48 \pm 7.60	16.77 \pm 5.45
生化需氧量 Biological oxygen demand	7.48 \pm 2.49	6.74 \pm 2.09	5.16 \pm 1.75
氨氮 Ammonia nitrogen	5.53 \pm 2.96	3.48 \pm 2.28	2.61 \pm 1.98
总磷 Total phosphorus	0.56 \pm 0.26	0.42 \pm 0.18	0.30 \pm 0.19
总氮 Total nitrogen	8.13 \pm 3.10	5.97 \pm 2.69	5.72 \pm 2.45

表 2 上海市河道大型底栖无脊椎动物的物种组成及出现频率
 Table 2 Species composition and occurring frequency of macro-benthos in Shanghai rivers

门 Phylum	纲 Class	科 Family	种 Species	出现频率 Frequency (%)
环节动物门 Annelida	寡毛纲 Oligochaeta	颤蚓科 Tubificidae	霍甫水丝蚓 <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	50.6
			苏氏尾鳃蚓 <i>Branchiura sowerbyi</i>	18.1
			中华颤蚓 <i>Rhyacodrilus sinicus</i>	25.3
	蛭纲 Hirudinea	水蛭科 Hirudinidae	水蛭 <i>Hirudo nipponia</i>	10.8
	多毛纲 Polychaeta	沙蚕科 Nereididae	日本刺沙蚕 <i>Neanthes japonica</i>	12.0
			齿吻沙蚕科 Nephtyidae	齿吻沙蚕 <i>Nephtys galbra</i>
软体动物门 Mollusca	腹足纲 Gastropoda	田螺科 Viviparidae	梨形环棱螺 <i>Bellamyia purificata</i>	34.9
			方形环棱螺 <i>B. quadrata</i>	1.2
			角形环棱螺 <i>B. angularis</i>	1.2
			铜锈环棱螺 <i>B. aeruginosa</i>	2.4
			豆螺科 Bithyniidae	大沼螺 <i>Parafossarula eximius</i>
	双壳纲 Bivalvia	肋蜷科 Pleuroceridae	方格短沟蜷 <i>Semisulcospira cancellata</i>	1.2
			河蚬 <i>Corbicula fluminea</i>	14.5
		蚌科 Corbiculidae	刻纹蚬 <i>C. largillierti</i>	1.2
			湖沼股蛤 <i>Limnoperna lacustris (Martens)</i>	9.6
			背角无齿蚌 <i>Anodonta woodiana</i>	2.4
节肢动物门 Arthropoda	昆虫纲 Isecta	摇蚊科 Chironomidae	摇蚊幼虫 Chironomidae Larvae	15.7
			大螯蜚 <i>Grandidierella</i> sp.	6.0
	软甲纲 Malacostraca	螺赢蜚科 Corophiidae	螺赢蜚 <i>Corophium</i> sp.	1.2
			背尾水虱亚目 Anthuridea	背尾水虱 <i>Anthuroidea</i> sp.

霍甫水丝蚓 (*Limnodrilus hoffmeisteri*), 数值超过 50%, 是典型的耐有机污染、耐低氧的物种; 其次是软体动物门的梨形环棱螺 (*Bellamyia*

purificata), 出现频率达到 34.9%, 它是平原河网地区典型的清洁环境指示物种。节肢动物门的物种出现频率明显低于环节动物和软体动

物,摇蚊幼虫(Chironomidae Larvae)最高达到15.7%(表2)。从全市调查范围看,河道底栖动物群落结构趋于简单化,物种丰富度低,呈现高度耐污性。绝大部分河道断面的底栖动物群落结构单一,物种丰富度很低,平均每个断面的物种数仅为2.2。各断面的生物栖息密度主要由环节动物寡毛纲主导,而物种数和生物量主要由软体动物决定。底栖动物的空间分布主要受河道底质和水生植物的影响,耐污性很强的环节动物门寡毛纲底栖动物,主要分布在淤泥很厚、溶解氧较低的市区河道,而对水质要求较高的软体动物主要分布在大型水生植物较丰富、底质多为粗沙或碎石块的郊区河道。底泥

出现严重黑臭现象的河道断面,没有活体的大型底栖动物生存。离海岸线较近的少数河道断面采集到常分布于河口咸淡水水域的螺赢蜚科(Corophiidae)动物、背尾水虱(Anthuroidea sp.)、日本刺沙蚕(Neanthes japonica)等大型底栖动物。

2.3 基于大型底栖动物的水质生物学评价

基于底栖动物现场调查数据,分别计算Shannon-Weiner多样性指数、Hilsenhoff生物指数和Goodnight修正指数(表3)。9个断面的水质属于劣V类水质(GB3838-2002),生物栖息环境基本丧失,未采集到活体大型底栖动物样品,因此无法代入公式计算,确定为水质极严

表3 基于三种生物指数的各分级对应的水质数据平均值及标准差(mg/L)

Table 3 The average value and standard deviation of water quality evaluated by three biotic indices

生物学评价 Biotic evaluation		水质指标 Water quality indices						
		溶解氧 Dissolved oxygen	高锰酸盐指数 Permanganate index	化学需氧量 Chemical oxygen demand	生化需氧量 Biological oxygen demand	氨氮 Ammonia nitrogen	总磷 Total phosphorus	总氮 Total nitrogen
Shannon-Weiner 多样性指数 (H')	严重污染 Severely polluted ($H' = 0$)	3.87 ± 1.82	6.32 ± 2.06	20.78 ± 7.90	6.08 ± 1.98	3.36 ± 2.27	0.37 ± 0.19	5.97 ± 2.61
	重污染 Heavily polluted ($0 < H' < 1$)	3.68 ± 1.52	6.92 ± 2.33	21.20 ± 5.85	6.14 ± 1.89	3.56 ± 2.12	0.41 ± 0.16	6.12 ± 2.43
Hilsenhoff 耐污指数 (HBI)	重污染 Heavily polluted ($7.25 < HBI$)	3.12 ± 1.27	7.00 ± 1.86	22.93 ± 6.91	6.66 ± 1.90	4.22 ± 2.19	0.46 ± 0.17	6.80 ± 2.43
	中污染 Median polluted ($6.50 < HBI \leq 7.25$)	4.74 ± 1.88	6.19 ± 0.88	18.14 ± 2.22	5.96 ± 0.73	1.88 ± 0.36	0.34 ± 0.05	4.11 ± 0.30
Goodnight 修正指数 (GBI)	轻污染 Slightly polluted ($HBI \leq 6.50$)	5.11 ± 1.66	6.23 ± 2.85	17.71 ± 4.83	4.98 ± 1.69	2.32 ± 1.41	0.27 ± 0.10	4.98 ± 2.04
	重污染 Heavily polluted ($GBI \leq 0.2$)	2.99 ± 1.29	7.13 ± 2.06	23.38 ± 7.73	6.69 ± 2.13	4.53 ± 2.2	0.48 ± 0.18	7.08 ± 2.37
9个无活体生物断面 Sites with non-living organisms	中污染 Median polluted ($0.2 < GBI \leq 0.4$)	4.27 ± 0.60	6.64 ± 0.87	19.61 ± 1.70	6.50 ± 0.88	2.17 ± 0.69	0.38 ± 0.06	4.70 ± 1.10
	轻污染 Slightly polluted ($0.4 < GBI \leq 1.0$)	4.57 ± 1.67	6.27 ± 2.60	18.44 ± 4.45	5.31 ± 1.49	2.51 ± 1.56	0.31 ± 0.12	5.16 ± 2.22

重断面。其他 74 个有活体样本的断面纳入公式计算。

(1) Shannon-Weiner 多样性指数 74 个断面计算的 Shannon-Weiner 多样性指数数值范围为 0~0.71, 平均值 0.16, 标准差 0.18, 变异系数 1.12。根据 Shannon-Weiner 指数的水质评价标准, 所有断面被分成两种类型, 其中 35 个断面的载 Shannon-Weiner 多样性指数为 0, 属于严重污染断面, 物种绝迹或物种单一, 多样性基本丧失; 其余 49 个断面的 Shannon-Weiner 多样性指数在 0 至 1 之间, 属于重污染断面, 物种丰富度低, 个体分布不均匀。

根据 Shannon-Weiner 多样性指数的评价结果, 35 个严重污染断面和 49 个重污染断面所

对应的总体水质基本接近(表 3), 水质评价区分效率低。而且远郊区域和近郊区域的严重污染断面所占比例分别为 37.5% 和 27.78% (表 4), 明显超过水质污染更严重的市区, 这与水质理化指标的实际空间变化特征不一致, 准确度较低。

(2) Hilsenhoff 耐污指数 Hilsenhoff 耐污指数(*HBI*)的数值范围为 4.30~10.0, 平均值 7.57, 标准差 2.23, 变异系数 0.29。根据 Hilsenhoff 耐污指数的水质评级标准, 74 个断面被分成 3 种类型: 38 个断面的 *HBI* 值介于 7.25~10.00, 属于重污染; 5 个断面的 *HBI* 值介于 6.50~7.25, 属于中污染; 31 个断面的 *HBI* 值小于 6.50, 属于轻污染。

表 4 基于三种生物指数的各分级对应的河道断面数量及在全市范围的分布

Table 4 Sample sites distribution and their water quality evaluated by three biotic indice

生物评价指数 Biotic index	判定级别 Criteria	市区 Urban area		近郊 Suburban area		远郊 Outer suburban area		全市范围 Whole city	
		断面数 No. of sites	比例 Percentage (%)	断面数 No. of sites	比例 Percentage (%)	断面数 No. of sites	比例 Percentage (%)	断面数 No. of sites	比例 Percentage (%)
		Shannon-Weiner 多样性指数 Shannon-Weiner Diversity Index	严重污染 Severely polluted	6	26.1	10	27.8	9	37.5
	重污染 Heavily polluted	13	56.5	22	61.1	14	58.3	49	59.0
Hilsenhoff 耐污指数 Hilsenhoff Biotic Index	重污染 Heavily polluted	15	65.2	15	41.7	8	33.3	38	45.8
	中污染 Median polluted	1	4.4	2	5.6	2	8.3	5	6.0
	轻污染 Slightly polluted	3	13.0	15	41.7	13	54.2	31	37.4
Goodnight 修正指数 Goodnight Biotic Index	重污染 Heavily polluted	14	60.9	14	38.9	5	20.8	33	39.7
	中污染 Median polluted	0	0.0	0	0.0	2	8.3	2	2.4
	轻污染 Slightly polluted	5	21.7	18	50.0	16	66.7	39	47.0
无活体生物 Non-living organism organisms	极严重污染 Extremely polluted	4	17.4	4	11.1	1	4.2	9	10.8

比例是指各区域内(市区、近郊、远郊等)不同评价等级对应的断面数占该区域内总断面数的百分比。

Percentage (%) means the percentage of sites covered by different water quality in urban area, suburban and outer suburban area.

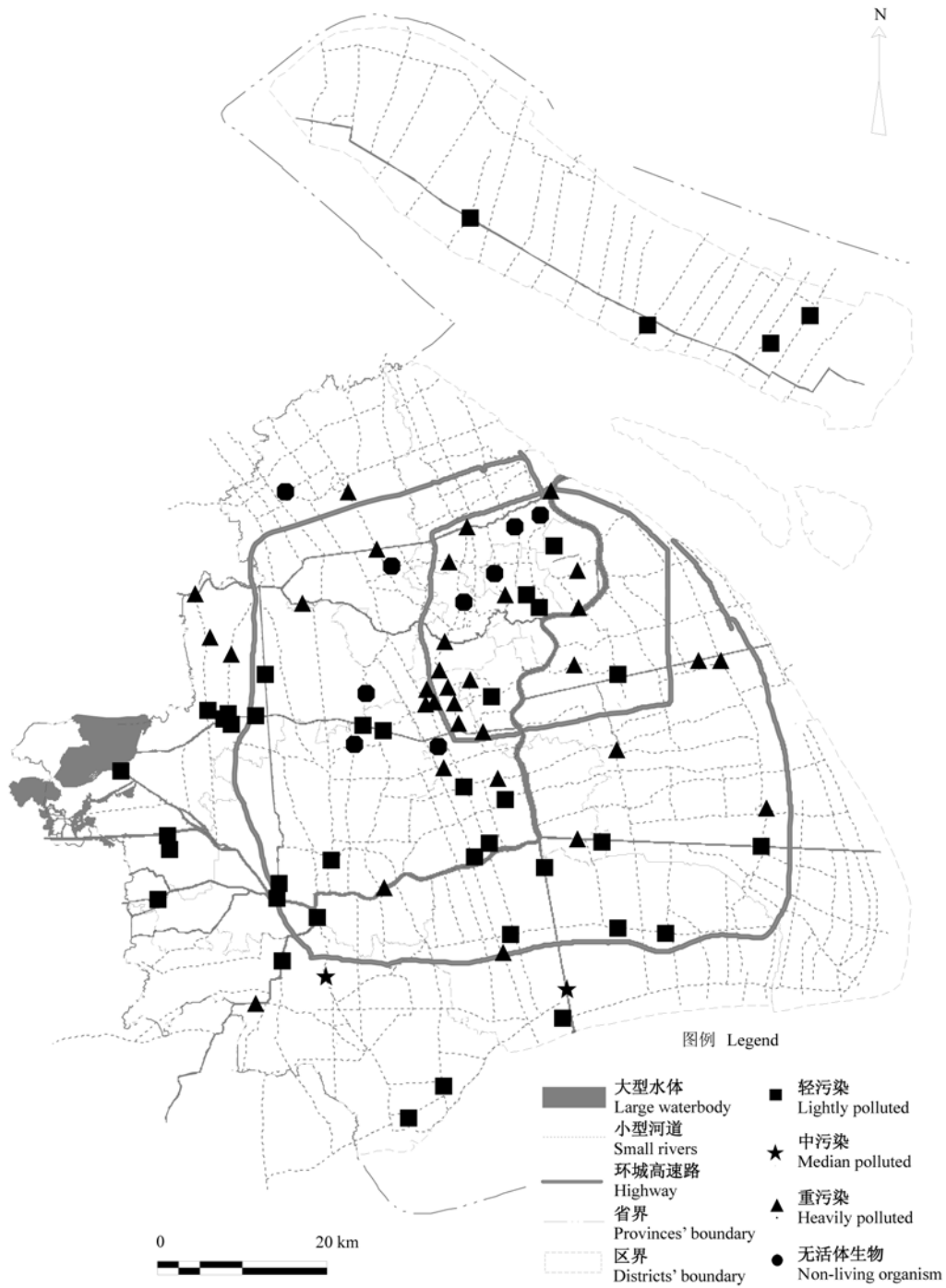


图1 基于大型底栖动物 Goodnight 修正指数的水质评价 (n = 83)

Fig.1 Water quality based on Goodnight biotic index of Macrobenthos

不同分级对应的典型断面水质理化数据比较也反映出类似的结果,重污染断面的溶解氧浓度明显低于中污染和轻污染断面,而有机

物、总氮和总磷的浓度相应上升(表3)。从远郊、近郊至市区,重污染断面的比例逐渐上升,从 33.3% 上升至 65.2%, 而中污染和轻污染断

面的比例均逐渐下降,分别从 8.3% 和 54.2% 下降至 4.4% 和 13.0% (表 4),与水质理化数据的空间分布特征表现一致(表 1)。

(3) Goodnight 修正指数 计算 Goodnight 修正指数 (*GBI*) 的数值范围为 0 ~ 1, 平均值 0.50, 标准差 0.46, 变异系数 0.92。根据 Goodnight 修正指数的水质评价标准,指数值 0 和 0.2 对应的断面水质数值接近。74 个断面被分成 3 种类型,其中 33 个断面的 *GBI* 指数小于 0.2,属于重污染断面,群落结构单一,基本为耐污的寡毛纲物种;2 个断面的 *GBI* 指数介于 0.2 和 0.4 之间,属于中污染断面,群落以寡毛纲物种为主;39 个断面的 *GBI* 指数介于 0.4 和 1.0 之间,属于轻污染断面,物种相对丰富(图 1)。

与水质理化指标比较可知,重污染断面的溶解氧浓度明显低于中污染和轻污染断面,而污染物的浓度相应上升(表 3)。从远郊、近郊至市区,重污染断面的比例从 20.8% 递升至 60.9%,轻污染断面的比例从 66.7% 递减至 21.7% (表 4),与水质理化数据的空间分布特征表现一致(表 1)。

4 结论与讨论

4.1 影响上海大型底栖动物群落的主要环境特征 物理生境条件、水质理化因子和生物因素共同影响河道大型底栖动物群落结构和分布特征(McCormick et al. 2004)。上海地处长江三角洲的平原河网地区,河道水流缓慢,流速一般小于 0.2 m/s,属于典型沉积型环境,本次调查 83 个断面的河床底质以软淤泥质为主,出现频率高达 89.2%,其中有 19 个断面为黑臭淤泥,粗沙、碎石块等硬底质很少。寡毛纲物种往往是沉积生境中底栖生物的绝对优势种(Poulton et al. 2003, Nijboer et al. 2004),本次调查显示以霍甫水丝蚓为代表的寡毛纲动物出现频率和栖息密度明显高于其他类群生物。本次调查河道的周边以居住用地占多数,生活污水排放可能加重河道有机污染。河岸大多经过硬化改造,并以垂直驳岸和陡坡为主,竖式

水泥驳岸出现频率高达 89.2%,自然土岸很少,阻隔了水陆生态系统的联系,并破坏了河漫滩生境,导致大型水生植被分布面积小、覆盖度低、物种数较少等问题,没有任何水生植物出现的断面占到 36.1%,严重限制了软体动物和节肢动物的生长。沿岸植物带和沉水植物区一般以软体动物占优势,水生昆虫次之,其他种类偏少(段学花等 2010)。沉水植物和挺水植物主要分布在郊区河道,因此软体动物在郊区分布较多。近 5 年上海市河道有机污染仍较重,溶解氧浓度明显偏低,尤其是市区河道溶解氧平均浓度甚至低至 2.27 mg/L,属于低氧环境,更适合耐低氧的寡毛纲动物生存,而不利于软体动物和一些节肢动物生存。从市区到远郊,河道的溶解氧浓度逐渐提高,软体动物也随之逐渐占优势。总体上看,河道底质类型、有机污染程度、溶解氧水平、水生植物覆盖度所呈现的空间分布特征成为影响上海市河道大型底栖动物群落结构和分布特征的主要因素,与以往研究结果接近(程曦等 2009)。对于靠近海岸带的崇明岛和浦东新区一些河道断面,溶解氧和有机污染可能不是主要影响因素,河口咸淡水生境特有的螺赢蜚科动物、背尾水虱、日本刺沙蚕等动物在这些断面出现频率较高。

4.2 水质理化指标与生物学评价的互补性

目前,评价河流生态系统的水质状况或环境质量的主要方法是水质理化指标测定,因为理化指标技术分析方法成熟、容易量化、精确度高,而且方便建立不受地域影响的评价标准,进行多类水体质量之间的比较,对水质管理非常有效。但是河道水环境健康状况最终要体现对生物体和人体的影响,保护好生物多样性才是终极目标(Barbour et al. 1999),理化指标并不能直接或全面地反映水质与水生生物及水生态系统的关系,而且一次采样监测只能代表瞬时的水质,要反应河道生态系统整体质量需要监测数十项理化指标,费时费力,成本高。上海环境监测部门对河道的常规水质监测的频次通常是 1 至 2 个月 1 次,采集的水样可能具有较强的随机性,测定的理化指标只反映取样时的瞬时

浓度,是否能全面真实反映河道水环境质量值得商榷。水生生物参数是更加综合性的参数,一次监测可代表长期(数月或数年)的河道环境状况,反映河道长期、整体的环境质量(Maul et al. 2004),水质生物学评价法逐渐成为评价河流生态环境质量不可或缺的方法。对河流水质生物学评价选择大型底栖无脊椎动物最为有效,因为大型底栖动物一般生活在固定的水域,生命周期较长,生活习性相对稳定,对环境胁迫的响应比较敏感,相当于特定河段内全天候水质“固定监测器”,能真正反映它所在水域的长期水环境质量,包括河道营养物水平、有机污染、重金属、持久性有机污染物以及其他未知的污染等(Barbour et al. 1999)。底栖生物监测用于河流水质评价也有一定局限性,影响群落结构的环境因素众多,包括水质、流态、植物、物种间的相互竞争等,底栖动物群落结构除了受水质变化影响,有时会对特大洪水、人为捕捞、工程建设等环境事件产生很大波动(Boyle et al. 2003),因此很难直接用于河道污染源管理和短期污染防治的手段,更适合河道生态系统中长期的生态保护目标。将理化指标评价法和生物学评价法相结合,更有利于全面、系统、真实地评价河道水质变化趋势。

4.3 大型底栖动物生物指数之间的比较 利用大型底栖动物评价河道水质的最常用方法是生物指数法,即运用数学公式反映生物种群或群落结构的变化以评价环境质量的数值(Simone et al. 2010)。经典的生物指数往往是针对特定研究区域而开展研究获取的理论计算方法,而底栖动物具有很强的地域性,同一生物指数移到其他地理区域未必适用。上海市地处长江三角洲平原河网地区,属于典型沉积型环境,底栖动物与当地环境之间的关系密切,更需要构建本地化的指标体系。本文采用三种最常见的生物指数评价上海市河道水质,在效率和准确度上有明显差异:Hilsenhoff 耐污指数和 Goodnight 修正指数将调查的河道断面都分成了 3~4 类水质类型,而且污染程度在市区-近郊-远郊的空间分配与水质理化数据的空间分

布特征表现高度一致,说明这两个生物指数比较适用于上海河道水环境评价,而 Shannon-Weiner 的评价结果与水质理化指标的实际空间变化特征不一致,分级效率低,说明该指数不适用于上海河道水质评价。这与上海市河道底栖动物群落结构单一、物种丰富度低的特征有关,平均每个断面的物种数只有 2.2 种,不同河道断面在物种数方面比较接近,在生物多样性指数方面难以体现差距。但上海河道的水质指标的污染程度在空间上差异比较明显,相应地,耐污种和清洁种的空间分布特征差异性很明显,耐有机污染、耐低氧的环节动物门寡毛纲物种主要分布在污染较重的市区河道,而软体动物和节肢动物更多在郊区河道。Shannon-Weiner 多样性指数虽然是使用最广泛、频率最高、最早的生物指数之一,但许多学者对生物多样性指数提出了批判,因为它未考虑每类生物的耐污性,对生态系统变化非常不敏感,指数的分类标准不太合理,而且不能通用(Metcalf 1989)。群落对污染增长的响应关系并不是线性关系,实际上受中度污染的水体的生物丰度可能反而增加,但物种数并没有减少,而多样性指数可能误导生态系统反而好转。Shannon-Weiner 多样性指数容易分辨污染极重和水质极好的两极环境,很难对处于一般污染程度的不同生态系统进行区分排序。总之,所有生物指数都有自身的适用性,而生物具有很强的区系特征,需要针对研究区域制定本地化的生物指数。Goodnight 修正指数主要基于寡毛类丰度而构建的生物指数,针对不同河道断面的有机污染程度的区分排序特别有效,对于上海这种受有机污染比较严重的地区很适用(徐祖信 2003)。Hilsenhoff 耐污指数既考虑了生物的丰度,又考虑到不同物种对污染的敏感程度,在全球范围使用较广,适用性强,敏感度高(Barbour et al. 1999)。

参 考 文 献

- Barbour M T, Gerritsen J, Snyder B D, et al. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable

- Rivers; Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. 2nd ed. EPA 841-B-99-002. Washington, DC, U. S.: Environmental Protection Agency, Office of Water, 50 - 55.
- Bode R W, Novak M A, Abele L E, et al. 2002. Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State [EB/OL]. [2002-08-15]. http://www.dec.ny.gov/docs/water_pdf/sbuqa02.pdf.
- Boyle T P, Fraleigh H D Jr. 2003. Natural and anthropogenic factors affecting the structure of the benthic macroinvertebrate community in an effluent-dominated reach of the Santa Cruz River, AZ. *Ecological Indicators*, 3(2): 93 - 117.
- Hilsenhoff W L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7(1): 65 - 68.
- Maul J D, Farris J L, Milam C D, et al. 2004. The influence of stream habitat and water quality on macroinvertebrate communities in degraded streams of northwest Mississippi. *Hydrobiologia*, 518(1/3): 79 - 94.
- McCormick P V, Shuford R B E III, Rawlik P S. 2004. Changes in macroinvertebrate community structure and function along a phosphorus gradient in the Florida Everglades. *Hydrobiologia*, 529(1/3): 113 - 132.
- Metcalfe J L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60(1/2): 101 - 139.
- Nabor M, Tomanova S, Oberdorff T. 2007. Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon. *Hydrobiologia*, 589(1): 107 - 116.
- Nijboer R C, Wetzel M J, Verdonschot P F M. 2004. Diversity and distribution of Tubificidae, Naididae, and Lumbriculidae (Annelida: Oligochaeta) in the Netherlands: an evaluation of twenty years of monitoring data. *Hydrobiologia*, 520(1): 127 - 141.
- Poulton B C, Wildhaber M L, Charbonneau C S, et al. 2003. A longitudinal assessment of the aquatic macroinvertebrate community in the channelized lower Missouri River. *Environmental Monitoring and Assessment*, 85(1): 23 - 53.
- Simone G V, Cortes R M V. 2010. Evaluating macroinvertebrate biological metrics for ecological assessment of streams in northern Portugal. *Environmental Monitoring and Assessment*, 166(1/4): 201 - 221.
- Stephane M, Desrosiers M, Pinel-Alloul B, et al. 2010. Relating macroinvertebrate community structure to environmental characteristics and sediment contamination at the scale of the St. Lawrence River. *Hydrobiologia*, 647(1): 35 - 50.
- Trigal C, García-Criado F, Fernández-Áltez C. 2009. Towards a multimetric index for ecological assessment of Mediterranean flatland ponds: the use of macroinvertebrates as bioindicators. *Hydrobiologia*, 618(1): 109 - 123.
- Weigel B M, Henne L J, Martínez-Rivera L M. 2002. Macroinvertebrate-based index of biotic integrity for protection of streams in west-central Mexico. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(4): 686 - 700.
- 程曦, 李小平, 陈小华. 2009. 苏州河水质和底栖动物群落 1996 ~ 2006 年的时空变化. *生态学报*, 29(6): 3278 - 3287.
- 段学花, 王兆印, 徐梦珍. 2010. 底栖动物与河流生态评价. 北京: 清华大学出版社, 1 - 300.
- 上海市环境保护局. 2006. 上海市环境质量报告书(2001 - 2005 年度). 上海, 100 - 105.
- 上海市环境保护局. 2011. 上海市环境质量报告书(2006 - 2010 年度). 上海, 90 - 95.
- 上海市水务局. 2011. 2010 年上海市水资源公报出版时代 [EB/OL]. [2011-01-15]. http://www.shanghaiwater.gov.cn/web/sw/2010_1_1.jsp#.
- 王备新, 杨莲芳. 2001. 大型底栖无脊椎动物水质快速生物评价的研究进展. *南京农业大学学报*, 24(4): 107 - 111.
- 王宏伟, 昌艳萍, 张磊, 等. 2006. 拒马河原生动物和底栖动物初步调查及水质分析. *动物学杂志*, 41(4): 77 - 82.
- 王建国, 黄恢柏, 杨明旭, 等. 2003. 庐山地区底栖大型无脊椎动物耐污值与水质生物学评价. *应用与环境生物学报*, 9(3): 279 - 284.
- 徐祖信. 2003. 河流污染治理规划理论与实践. 北京: 中国环境科学出版社, 103 - 104.

附录 上海市河道大型底栖动物的采样点环境描述

Appendix The environmental feature of sampling sites of river substrate macroinvertebrate in Shanghai

河道 Rivers	断面 Sites	经度 Longitude (°)	纬度 Latitude (°)	土地利用 Land use	底质 Sediment	驳岸 类型 bank type	水生植被 Macro- phytes	流速(m/s) Current speed	河宽 (m) Width
新泾港	吴中路	121.374 6	31.174 8	R,C	iv,iii,i	a1	II	<0.1	15~50
新泾港	漕宝路	121.382 1	31.158 8	R	i	a1	II	0.1~0.3	15~50
北横泾	漕宝路	121.349 7	31.150 2	R	i	a1	IV	0.1~0.3	15~50
大横泾	航中路	121.348 8	31.172 7	R	i*,iv	a1	III	<0.1	<15
新泾港	平阳路	121.387 1	31.138 1	R	i	a3	IV	<0.1	15~50
淀浦河	虹梅路	121.416 6	31.129 2	R,P	i	a1	IV	0.1~0.3	51~150
蒲汇塘	漕宝路	121.357 5	31.159 3	R	i	a1	II	>0.3	15~50
咸塘	国棉37厂	121.577 6	31.110 9	R,P	i	a1	IV	<0.1	15~50
白莲泾	严家桥	121.526 6	31.198 0	R	i*	a3	IV	<0.1	<15
浦南运河	奉城	121.635 6	30.922 7	R,P	i	a1	III	<0.1	15~50
大治河	新场水厂	121.559 3	31.015 6	G	i	a2,b3	I	0.1~0.3	51~150
新农河	上师大分部	121.511 8	30.834 5	R	i*	a1	II	<0.1	<15
浦东运河	城镇东	121.702 1	31.202 6	R	i	a1	II	0.1~0.3	15~50
川杨河	北蔡	121.578 0	31.187 8	G	i	a3	II	<0.1	<15
金汇港	钱桥	121.517 2	30.866 0	P	ii	a3	IV	0.1~0.3	51~150
竹港河	江川路	121.406 1	31.001 3	P	i	a1	II,I	<0.1	<15
川杨河	药师水厂	121.675 8	31.202 8	G	i,ii	a1,a3	IV	0.1~0.3	15~50
俞塘	虹梅南路	121.443 7	31.059 4	A,G	iii	b3	IV	<0.1	<15
蕴藻浜	沪宜公路	121.288 3	31.317 0	P	ii,iii	a1	IV	<0.1	51~150
横泾河	东川路	121.424 2	31.015 3	R,P	iii,i	a1	IV	<0.1	15~50
蕴藻浜	沪太路	121.397 2	31.339 9	P	i	a1	IV	<0.1	15~50
漕河泾港	钦州南路	121.426 3	31.165 6	R	i*	a1	III	<0.1	<15
浦南运河	青村	121.578 5	30.927 6	R,G	i,ii	a1,a3	I,III	<0.1	15~50
金汇港	金汇	121.490 6	30.990 2	R,P	i,ii	a1	III	0.1~0.3	15~50
新泾港	虹桥路	121.364 0	31.192 9	R,G	i	a1	III	0.1~0.3	<15
走马塘	祁连山路	121.375 8	31.304 1	P	iii,iv	a1	I,III	0.1~0.3	<15
庙泾唐	莘北路	121.363 3	31.113 8	R	i*	a1	II,I,III	<0.1	15~50
六磊塘	虹梅南路	121.434 8	31.081 9	P	iv,i	b3	IV	≈0	15~50
浦南运河	南桥	121.449 7	30.920 8	C,G	i	a1	II	0.1~0.3	15~50
嘉定环城河	南大街	121.255 1	31.375 9	R	i	a1	IV	≈0	15~50
竹港	江海	121.440 1	30.902 9	R,G	i	a1	III	>0.3	15~50
大治河	三鲁公路桥	121.529 4	31.019 2	R,P	i,ii	a1	IV	>0.3	51~150
浦东运河	人民路桥	121.756 3	31.051 2	R,C	i*,iv	a3	IV	≈0	15~50
大治河	二团镇	121.750 4	31.011 3	R	i	b3,a1	IV	>0.3	51~150
六磊塘	沪闵公路	121.393 3	31.073 1	R	i*	b3	III	0.1~0.3	15~50
春申塘	中春路	121.369 8	31.092 6	R	i,iv	a1	III	<0.1	15~50
练祁河	沪宜公路	121.179 8	31.375 4	R	iv,i,iii	a1	II,III	<0.1	15~50
蒲汇塘	漕河泾	121.400 8	31.182 7	R	iii	a1	II	<0.1	<15
西大盈港	西大盈港桥	121.089 2	31.226 7	A	i	a1	I,II	<0.1	51~150
太浦河	青浦水厂取水口	121.037 5	31.022 5	G	iii	a2	IV	>0.3	51~150
油墩港	唐明路	121.172 1	30.973 5	R,P	i	a1	I,II,III	<0.1	51~150
胥浦塘	东新镇轮渡	121.143 2	30.850 4	P,G	i*	a1	II,III	<0.1	15~50
市河	廊桥	121.040 9	31.008 0	R	i	a1	I,III	<0.1	15~50
油墩港	北青路	121.155 5	31.188 6	P	i	a1	I,III	<0.1	15~50
张泾河	干巷红光电镀厂	121.227 9	30.878 7	P,A	i*	a1	II	<0.1	15~50

续附录

河道 Rivers	断面 Sites	经度 Longitude (°)	纬度 Latitude (°)	土地利用 Land use	底质 Sediment	驳岸 类型 bank type	水生植被 Macro- phytes	流速(m/s) Current speed	河宽 (m) Width
东大盈港	东大盈港桥	121.114 2	31.136 9	P	i *	a1	I	0.1 ~ 0.3	51 ~ 150
东大盈港	人民桥	121.114 0	31.209 0	P,G	i *	a1	III	<0.1	15 ~ 50
淀浦河	徐泾水厂	121.271 9	31.136 4	G,P	iv, i	a1	I, II	0.1 ~ 0.3	15 ~ 50
青浦环城河	环城河吊桥	121.110 7	31.148 4	R,C	i	a1	II	≈0	15 ~ 50
大蒸港	和尚泾桥	121.318 0	31.140 3	R,G	i	a2	III, I	<0.1	51 ~ 150
淀浦河	318 国道	121.143 4	31.145 4	A,G,R	i	a1	I, II	0.1 ~ 0.3	15 ~ 50
西大盈港	芦湾桥	121.085 6	31.151 2	R,P	iii, ii	a1	II, III	<0.1	15 ~ 50
淀浦河	青浦第一水厂	121.105 0	31.142 7	G,P	i *, iv	a1	I, III	<0.1	15 ~ 50
掘石港	金山大桥	121.174 9	30.894 3	R,P	i	a1	IV	0.1 ~ 0.3	15 ~ 50
大涨泾	金玉路	121.234 0	30.997 1	G,P	i, iii	a1	I, II, III	0.1 ~ 0.3	15 ~ 50
洞泾港	小洞泾港桥	121.261 9	31.115 8	R	iii, ii	a1	I, II, III	0.1 ~ 0.3	15 ~ 50
淀浦河	沪松公路桥	121.296 2	31.130 8	P	iii, ii	a1, b2	II, III	>0.3	15 ~ 50
龙泉港	山阳镇	121.369 0	30.765 7	R,P	i	a2	III	0.1 ~ 0.3	51 ~ 150
园泄泾	斜塘交汇口	121.169 5	30.957 9	A,G,R	ii, iv	a2	I, II, III	0.1 ~ 0.3	51 ~ 150
老龙泉港	卫零路桥	121.327 7	30.732 9	R	iii	a1	II	≈0	<15
横潦泾	大卯港	121.217 6	30.938 3	P	iii, ii	a2	II, III	<0.1	51 ~ 150
东走马塘	营口路桥	121.530 4	31.295 3	R,C	i *, iv	a1	IV	≈0	15 ~ 50
俞泾浦	中山北路桥	121.468 9	31.269 7	R	iv, iii, i	a1	IV	0.1 ~ 0.3	<15
中心横河	北校公路	121.762 2	31.528 4	A,R	i, iv	b3	II	≈0	<15
虹口港	哈尔滨路	121.484 4	31.256 8	R	i	a1	IV	0.1 ~ 0.3	15 ~ 50
彭越浦	延长中路	121.443 3	31.269 7	R	i *, iii	a1	IV	<0.1	15 ~ 50
南横引河	三沙洪	121.401 1	31.657 3	A,R	iii, ii	b2	IV	≈0	15 ~ 50
堡镇港	向堡公路	121.614 3	31.546 6	R,P,A	i	b3	II	≈0	15 ~ 50
八亩河	北沿公路桥	121.809 0	31.557 1	A,R	i	b3	II	≈0	15 ~ 50
杨树浦港	杨树浦路	121.531 6	31.256 6	R	i	a1	II	≈0	15 ~ 50
纬二泾	淞沪路桥	121.502 3	31.319 9	G	i	b3	I	≈0	<15
黄浦江	吴淞口	121.497 5	31.377 0	P	i	a1	II	0.1 ~ 0.3	>150
黄浦江	松浦大桥	121.297 9	30.968 9	G,P	i	a1	II	0.1 ~ 0.3	>150
黄浦江	淀峰	120.981 2	31.089 4	G,R	i	a1	I, II	<0.1	51 ~ 150
苏州河	赵屯	121.070 4	31.271 1	A,P,R	i	b2, a2	I, II	0.1 ~ 0.3	51 ~ 150
苏州河	黄渡	121.200 1	31.260 9	R	i	a1	IV	0.1 ~ 0.3	51 ~ 150
苏州河	北新泾	121.369 9	31.221 8	R,C	i	a1	IV	0.1 ~ 0.3	15 ~ 50
走马塘	古猗园路	121.306 5	31.299 7	R	i *	b3	IV	≈0	15 ~ 50
西泗塘	长江西路	121.454 9	31.340 4	P	i *, iv	a1	IV	0.1 ~ 0.3	15 ~ 50
南泗塘	长江西路	121.485 6	31.351 8	P	i *, iv	a1	IV	<0.1	15 ~ 50
桃浦河	桃浦路	121.393 9	31.262 3	P	i *	a1	IV	>0.3	<15
徐泾港	京华路	121.275 6	31.169 0	R	i	a1	IV	<0.1	15 ~ 50
彭越浦	汶水路桥	121.429 8	31.291 6	P	i *	a1	I	<0.1	15 ~ 50

R. 居住用地;C. 商业办公用地;P. 工厂、码头等用地;A. 农业用地;G. 绿化用地。i. 淤泥; i* . (黑臭)淤泥; ii. 粗沙; iii. 碎石块; iv. 垃圾、枯枝落叶等。a. 水泥驳岸; b. 土质岸; 1. 垂直; 2. 陡坡; 3. 缓坡。I. 有沉水植物; II. 有挺水植物; III. 有漂浮植物; IV. 无水生植物。

R. Residential area; C. Commercial land; P. Industrial area; A. Agricultural area; G. Green land; i. Silty sediment; i*. Black odor silt; ii. Sandy sediment; iii. Crushed stone; iv. Rubbish or trash; a. Concrete bank; b. Earthy bank; 1. Vertical; 2. Steep slope; 3. Gentle slope; I. Submersed macrophyte; II. Emergent macrophyte; III. Free. floating macrophyte; IV. None macrophyte.