

# 欧盟流域水环境监测与评价及对我国的启示

刘 琰, 郑丙辉

中国环境科学研究院国家环境保护饮用水水源地保护重点实验室, 北京 100012

**摘要:**为提升我国水环境监测与管理能力,介绍了欧盟水框架指令关于水环境监测的规定,举例介绍了捷克、波兰和意大利等欧盟成员国的水环境监测与评价方法,并对我国在该领域的工作提出了一些想法。

**关键词:**欧盟; 水环境质量监测; 水环境质量评价

中图分类号:X824

文献标志码:A

文章编号:1002-6002(2013)04-0162-07

## Introduction and Illumination of EU Water Environmental Monitoring and Assessment

LIU Yan, ZHENG Bing-hui

State Environmental Protection Key Laboratory of Drinking Water Source Protection, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China

**Abstract:** To improve the ability of water environmental quality monitoring and management in China, the principal monitoring requirements of the Water Framework Directive (WFD) of the European Union (EU) were reviewed in this paper, and methods for water environmental quality monitoring and assessment in three EU member states including Czech, Poland and Italy were also introduced. Some ideas inspired about the work in the same field in China were put forward.

**Key words:** European Union; water environmental quality monitoring; water environmental quality assessment

欧盟是世界上经济发达、环境质量较好的地区,在水污染防治方面具有丰富的经验。同时,欧盟由于成员国众多,各国面临的水环境问题及水环境管理能力存在较大差异,协调起来难度较大,这一点与我国有一定的相似之处。因此,欧盟在水环境管理方面的经验和做法对我国有很好的借鉴意义。

## 1 欧盟的水环境管理政策

2000年10月,通过了《欧洲议会与欧盟理事会关于建立欧共体水政策领域行动计划框架的2000/60/EC》,简称水框架指令(Water Framework Directive, WFD)<sup>[1]</sup>。作为欧盟水环境保护与管理方面的一个基础性法规,水框架指令整合了已有的法律法规,同时也对各成员国在水保护方面提出了统一的目标和要求,是近几十年来欧盟在水资源领域颁布的最重要的指令。该指令要求各成员国对江、河、湖泊、海洋和地下水等水体制定流

域管理计划,尤其对跨行政区的流域要协调流域管理,以保证水环境持续改善为最终目的。

WFD指令的关键目标是到2015年要使欧洲的所有水域达到良好状态。对于地表水体来说,良好状态与生态及化学条件有关。WFD指令在附件五中对水生态系统和监测系统提出了要求,内容包括水生态系统评价指标、方法以及监测要求等。

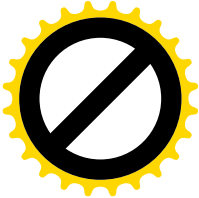
### 1.1 地表水体生态状况分级的质量要素

河流生态分级的质量要素包括3类:①生物质量要素。包括浮生植物的组成与数量,底栖无脊椎动物的组成与数量,鱼类的构成、数量与年龄结构。②水文形态质量要素。包括水文状况(水量与动力学特征、与地下水体的联系)、河流的连续性、形态情况(河流的深度与宽度的变化、河床结构与底层、河岸地带的结构)。③化学与物理化学质量要素。包括总体情况(热状况、氧化状况、盐度、酸化状况、营养状态)和特定污染物(由排入水体中的所有重点物质造成的污染、由大量

收稿日期:2011-11-25; 修订日期:2012-01-06

基金项目:国家水体污染控制与治理科技重大专项课题(2009ZX07528-002-01)

作者简介:刘 琰(1978-),女,河南南阳人,博士,副研究员。



排入水体中的其他物质造成的污染)。

湖泊生态分级的质量要素也包括上述 3 类，具体内容略有不同。这些质量要素成为流域水环境监测与评价的对象。

1.2 生态状况分类的标准定义

地表水体的生态质量分为极好、良好、中等、差和极差 5 种类别。针对地表水体的总体状况，分别给出了 5 种类别的具体定义，见表 1。

表 1 河流、湖泊、过渡性水域和沿海水域的一般定义

状态类别	总体情况
极好状况	人类活动没有或极轻微地改变地表水体类型的物理化学与水文形态质量要素值，使其基本符合未受干扰条件下的水体类型质量；地表水体生物要素值基本反映了未受干扰条件下的水体类型状况，并且没有或极少出现偏离迹象，都是与类型相对应的条件和群落
良好状况	由于人类活动，地表水体类型的生物质量要素值显示出较轻的偏离，但基本符合未受干扰条件下的水体类型质量
中等状况	地表水体类型的生物要素值与未受干扰条件下的水体类型标准相比，存在中等程度的偏差。这些要素值表明人类活动导致了中等程度的改变，并且比良好状况受到的干扰更大
差	地表水体类型的生物质量要素值发生显著改变且其中相关生物群落与未受干扰的正常地表水体类型相比出现了重大偏离
极差	地表水体类型的生物质量要素值发生重大改变且大部分相关生物群落与不受干扰的正常地表水体类型相比缺失

此外，按照生物质量要素、水文形态质量要素和化学与物理化学质量要素，又分别给出了河流与湖泊极好、良好和中等 3 种类别的具体定义。

根据这些定义，即可对地表水体的整体状况以及各种要素的质量状况给予评价。

1.3 不同地表水监测模式中的监测点位及监测要素

WFD 指令中规定了 3 种监测模式<sup>[2-3]</sup>：监督性监测 (Surveillance monitoring)、运行性监测 (Operational monitoring) 和调查性监测 (Investigative monitoring)。3 种监测的目的各有不同，其中监督性监测相当于我国的常规监测，运行性监测针对的是不达标或存在环境风险的水体，调查性监测则是根据某一特定需求而开展的。由于目的不同，因此监测站点的选择以及质量要素的选择也各有考虑。这在 WFD 指令里也有明确说明。

1.4 监测频率

监测频率的选择要求考虑自然条件和人为条件导致参数的可变性。应选择适当的监测频率，以便达到满意的可信度和精确度。WFD 规定，除非依照技术知识和专家判断确定更长的时间间隔外，在监督性监测期间，各项质量要素需采取表 2 给出的监测频率。在监督性监测期间应至少进行 1 次生物或水文形态质量要素的监测。

对于运行性监测而言，为了获得任何参数而采取的监测频率应当由成员国决定，以便提供充分的信息来可靠地评估相关质量要素的状况。同样，除非依照技术知识和专家判断确定更长的时间间隔外，监测的时间间隔应不超过表 2 规定的

时间。

表 2 监督性监测中河流与湖泊的监测频率

质量要素		河流	湖泊
生物方面	浮生植物	6 个月	6 个月
	其他水生植物	3 年	3 年
	大型无脊椎动物	3 年	3 年
	鱼类	3 年	3 年
水文形态方面	连续性	6 年	
	水文	连续的	1 个月
	形态	6 年	6 年
物理化学方面	热量状况	3 个月	3 个月
	氧化状况	3 个月	3 个月
	盐度	3 个月	3 个月
	营养状况	3 个月	3 个月
	酸化状况	3 个月	3 个月
	其他污染物	3 个月	3 个月
	重点污染物	1 个月	1 个月

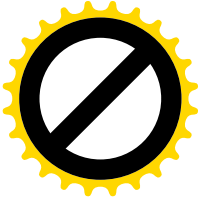
此外，还需合理选择监测的时间，以使季节性变化对监测结果的影响减至最少，从而保证监测结果能够反映由于人为影响造成的水体变化。为此，必要时应增加同一年中不同季节的监测频率。

1.5 监测结果的表述

对地表水体，根据相关质量要素的生物和物理化学监测结果的较低数值，对水体的生态状况进行分类，并按表 3 中的颜色在流域图上进行着色。这使得每个水体的生态状况类别更加直观。

表 3 水体生态状况分类与颜色代码对照表

生态状况分类	颜色代码
极好	蓝色
良好	绿色
中等	黄色
较差	橙色
极差	红色



如果水体符合环境质量标准及其他有关设定环境质量标准的欧共体立法规定,那么该水体就可登记为达到良好化学状况的水体,否则就被登记为未能达到良好化学状况的水体。要求成员国按照表 4 的颜色在流域图上着色,以标明每个水体的化学状况类别。

表 4 水体化学状况分类与颜色代码对照表	
化学状况分类	颜色代码
良好	蓝色
未能达到良好状态	绿色

1.6 WFD 指令中地表水体监测的技术路线

根据前面的分析,WFD 指令中开展地表水体监测的技术路线如图 1 所示。首先根据监测任务的要求确定监测的目的和目标,进而设计监测方案,包括监测点位的确定、监测指标的选取、监测频次的确定等,然后实施监测,根据监测所获得的信息对水体的风险程度进行判断,为环境管理者制订水体的环境管理策略提供支撑。在整个监测方案设计和实施的过程中,要考虑经济成本和技术可行性。

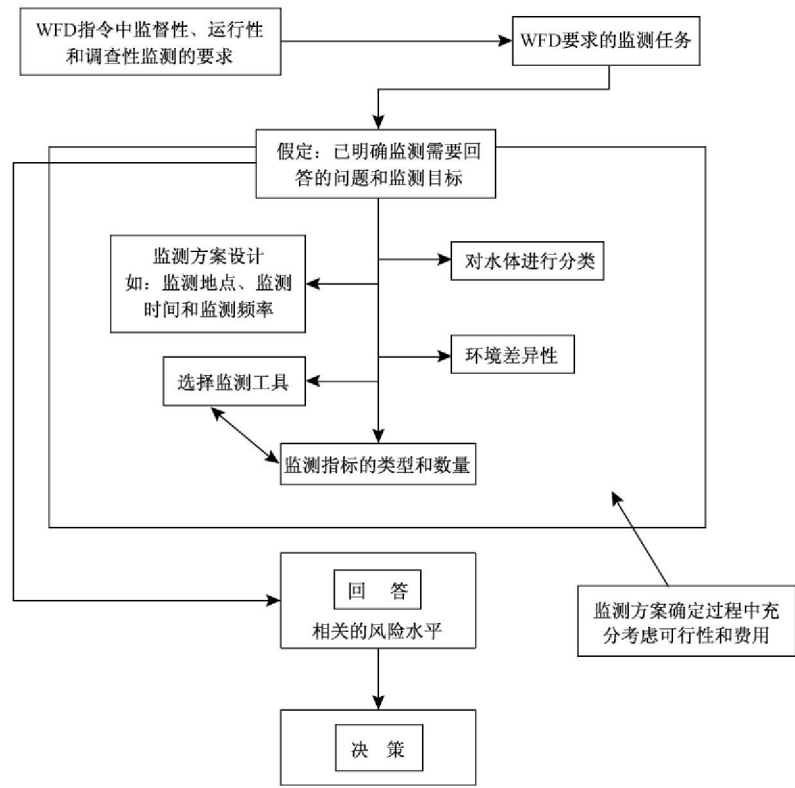


图 1 WFD 指令下成功执行生物和化学监测的技术路线

2 欧盟各成员国的水质评价方法

在 WFD 的总体要求下,欧盟各成员国水环境监测与评价方法各有不同,但其维护水生生态健康的目标是一致的。该文对捷克、波兰和意大利三国的水环境监测和评价方法进行了简要介绍。

2.1 捷克

由于化学分析难以检测出水体中所有的污染物,同时单一污染物对水体的影响与复合污染状态下水体所受的影响程度是完全不同的,因此,在捷克环保部的资助下,布拉格水研究所于 1994—

1995 年对地表水污染的毒性风险评价方法展开了研究。该方法将地表水污染毒性风险分为有机污染毒性风险 and 无机污染毒性风险 2 个部分,以其中最高风险级别作为该地表水污染的风险级别,并规定了不同毒性风险级别水体的使用用途以及需采取的风险消除措施<sup>[4]</sup>。

有机污染毒性风险评价方法:采用有机树脂对一定量的地表水进行浓缩或稀释,然后采用发光细菌法确定达到 20% 致死浓度 ( $EC_{20}$ ) 所需浓缩或稀释的倍数  $x$ 。再采用下式计算有机污染毒性分析指数 ( $pT$ )。





$$pT = \log_{10}(T/100)$$

式中,  $T$  为浓缩或稀释指数, 当浓缩时,  $T = x$ ; 当稀释时,  $T = 1/x$ 。

根据  $pT$  来确定毒性风险的级别, 具体见表 5。

表 5 稀释(浓缩)倍数、 $pT$  及毒性风险级别对照表

浓缩倍数	稀释倍数	$pT$	毒性风险级别及程度
1000		1.0	I 可忽视的风险
500		0.7	
250		0.4	
125		0.1	II 中等风险
100		0.0	III 最大可接受风险
65		-0.2	IV 增加的风险
32		-0.5	
16		-0.8	
8		-1.1	
4		-1.4	
2		-1.7	V 严重风险
1		-2.0	
	2	-2.3	
	4	-2.6	

注: 空表示无数据。

由于地表水常规的无机污染物多为金属, 因此无机污染毒性风险主要依据金属的检出浓度来确定。不同金属的浓度限值及相应的风险级别见

表 6。检出金属的最高风险级别即为该地表水无机污染毒性风险级别。

表 6 金属的浓度限值及相应的毒性风险级别

金属	毒性风险级别				
	I 级	II 级	III 级	IV 级	V 级
Hg	<0.1	<0.2	<0.5	<1.0	>1.0
Cd	<3.0	<5.0	<10	<20	>20
Pb	<10	<20	<50	<100	>100
As	<10	<20	<50	<100	>100
Cu	<2.0	<5.0	<10	<15	>15
Cr	<20	<100	<200	<500	>500
Cr(VI)	ND	<10	<20	<50	>50
Co	<10	<20	<50	<100	>100
Ni	<15	<20	<100	<200	>200
Zn	<3.0	<20	<100	<500	>500
V	<10	<20	<50	<100	>100
Ag	UDL	<1.0	<5.0	<20	>20
Be	<1.0	<10	<100	<500	>500
Se	<50	<100	<500	<1 000	>1 000
Ba	<10	<50	<100	<1 000	>1 000

注: ND 为未检出。

有机毒性污染风险和无机毒性污染风险中风险级别最高的即为地表水毒性污染总风险级别。地表水毒性污染风险级别及相应的水质污染状况和使用功能见表 7。

表 7 地表水毒性风险级别及相应的水质类别

毒性风险级别	地表水水质分类	可能的使用功能
I 可忽视的风险	I 非常清洁	适合各种用途, 尤其适合饮用水源、食品生产或其他需用饮用水的工业、游泳池、鲑鱼养殖, 水体具有很大的景观价值
II 中等风险	II 清洁	适合大部分用途, 尤其适合饮用水源、水上运动、鱼类养殖、工业用水等, 水体具有较大的景观价值
III 最大可接受风险	III 污染水体	仅适用于工业用水, 若用于生产饮用水, 则需经过多重净化; 水体具有较小的景观价值
IV 增加的风险	IV 重度污染水体	用途非常有限
V 严重风险	V 非常严重污染水体	丧失所有使用功能

各种毒性风险级别水体所需采取的消除风险措施列于表 8。

表 8 不同毒性风险级别下消除风险的优先措施

毒性风险级别	优先措施
I 可忽视的风险	无需采取任何措施
II 中等风险	加强保护以避免进一步污染
III 最大可接受风险	加强保护以避免进一步污染
IV 增加的风险	污染具有慢性影响, 有必要执行长期的风险消除计划
V 严重风险	污染具有急性影响, 需采取紧急风险消除措施

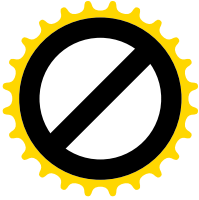
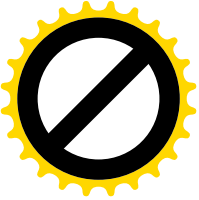
这种毒性风险评价方法在捷克被用于奥得河(Odra)流域水质评价, 经过 6 年时间的应用, 已经成为捷克的水管理技术规范(TNV 75 7231)。

## 2.2 波兰

波兰采用水质指标对水质进行评价。水质指标总体上分为 3 类: 有机污染指标、无机盐类指标和生物性指标。水质指标的数量也由 1962 年时的 8 项(溶解氧、 $BOD_5$ 、 $COD_{Mn}$ 、悬浮性固体、氯化物、硫化物、溶解性固体和酚类物质)增加到目前的 52 项。其中 28 项指标的标准限值及相应的水质类别见表 9<sup>[5]</sup>。

波兰的水质评价方法类似于我国的单因子评价法, 即取污染最严重指标所在的类别作为水体的水质类别, 主要的不同处:

1) 采用流速校正后的当量浓度进行评价。河流中某水质指标的浓度受河流流速的影响很



大,而通常河流在一年之中的流速随季节变化很大。因此,采样时的瞬时浓度难以反映水体的真实污染程度。为此,波兰在水质评价中通常采用流速对瞬时浓度进行校正,采用得到的当量浓度进行水质评价。具体方法:首先根据某条河流某个断面某个水质指标的瞬时浓度与流速建立回归方程,然后再根据该断面的平均最低流速来计算当量浓度。

表9 波兰28项物化指标的允许浓度

序号	指标	不同水质类别的标准限值		
		一级	二级	三级
1	pH	6.5~8.5	6.5~9.0	6.0~9.0
2	总悬浮固体/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 20$	$\leq 30$	$\leq 50$
3	$\text{BOD}_5$ /( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 4$	$\leq 8$	$\leq 12$
4	$\text{COD}_{\text{Mn}}$ /( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 10$	$\leq 20$	$\leq 30$
5	$\text{COD}_{\text{Cr}}$ /( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 25$	$\leq 70$	$\leq 100$
6	溶解氧/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\geq 6$	$\geq 5$	$\geq 4$
7	氨氮/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 1$	$\leq 3$	$\leq 6$
8	硝酸盐氮/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 5$	$\leq 7$	$\leq 15$
9	亚硝酸盐氮/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 0.02$	$\leq 0.03$	$\leq 0.06$
10	总氮/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 5$	$\leq 10$	$\leq 15$
11	磷酸盐/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 0.2$	$\leq 0.6$	$\leq 1$
12	总磷/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 0.1$	$\leq 0.25$	$\leq 0.4$
13	电导率/( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	$\leq 800$	$\leq 900$	$\leq 1200$
14	氯化物/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 250$	$\leq 300$	$\leq 400$
15	硫酸盐/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 150$	$\leq 200$	$\leq 250$
16	总溶解性固体/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 500$	$\leq 1000$	$\leq 1200$
17	Fe/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 1$	$\leq 1.5$	$\leq 2$
18	Zn/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 0.2$	$\leq 0.2$	$\leq 0.2$
19	Cr(Ⅲ)/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 0.05$	$\leq 0.1$	$\leq 0.1$
20	Cr(Ⅵ)/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 0.05$	$\leq 0.05$	$\leq 0.05$
21	Cd/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 0.005$	$\leq 0.03$	$\leq 0.1$
22	Cu/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 0.05$	$\leq 0.05$	$\leq 0.05$
23	Ni/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 1$	$\leq 1$	$\leq 1$
24	Pb/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 0.05$	$\leq 0.05$	$\leq 0.05$
25	Hg/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 0.001$	$\leq 0.005$	$\leq 0.01$
26	苯酚类/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 0.005$	$\leq 0.02$	$\leq 0.05$
27	阴离子洗涤剂/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 0.2$	$\leq 0.5$	$\leq 1$
28	阳离子洗涤剂/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\leq 0.5$	$\leq 1$	$\leq 2$

2) 采用河长对水质评价结果进行表述。在评价某条河流或者某个流域的水质状况时,与我国采用断面个数或断面达标率的表述方法不同,

波兰采用达标河段的长度来进行描述,如给出某条河流总的长度,然后分别给出达到Ⅰ类、Ⅱ类、Ⅲ类及以上水质的河段长度。

### 2.3 意大利

意大利现行的地表水环境管理规范是2006年4月颁布的152号令(D. L. 152/2006),是基于WFD而制定的。D. L. 152/2006中定义了所有水体(地表水、海洋和地下水)需达到的水环境质量目标,并明确了具有特定使用功能的水体所需达到的最低环境质量状况。水环境质量目标的确定充分考虑了水体的自净能力以及水体对野生动植物的承载力,这些都对水体和水生态系统的数量和质量有重要影响<sup>[6]</sup>。

意大利地表水水质监测指标包括综合性指标(MI)、扩展生物指数(IBE)和微污染指标(MCI),其中综合性指标包括溶解氧、COD、 $\text{BOD}_5$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、总磷和埃希氏菌群;微污染指标包括镉、总铬、汞、镍、铅、铜、锌等无机物和艾氏剂、狄氏剂、异狄氏剂、DDT等有机物。根据意大利的水环境管理规范,在最初的监测阶段,综合性指标的监测频率为至少每月监测1次,生物性指标的监测频率为至少每季度监测1次。一旦监测点位和监测指标的采样频率被认可,监测工作就可以开始了。

地表水体的环境状态由生态状态和化学状态共同决定,前者取决于水生态系统多样性,后者取决于水体中必须控制的有毒有害污染物的浓度水平。因此,要评价地表水体的环境状态,首先要分别评价出生态状态和化学状态,进而评价环境状态。地表水环境状态的具体评价方法:

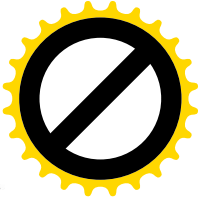
1) 根据某个MI的监测数据,计算出第3个四分位数,根据表10确定该指标的污染类别及特定类别指数(SCS)。

2) 将所有MI的SCS相加,得到MI的最大污染水平(MIL),并根据表10确定MIL所属的类别。

表10 MI的标准及SCS、MIL的计算表

指标	一级	二级	三级	四级	五级
溶解氧饱和和百分率/%	<10	<20	<30	<50	>50
$\text{BOD}_5$ /( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	<2.5	<4	<8	<15	>15
COD/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	<5	<10	<15	<25	>25
$\text{NH}_3\text{-N}$ /( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	<0.03	<0.1	<0.5	<1.5	>1.5
$\text{NO}_3^-\text{-N}$ /( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	<0.30	<1.5	<5	<10	>10
总磷/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	<0.07	<0.15	<0.3	<0.6	>0.6
大肠杆菌/(个 $\cdot\text{L}^{-1}$ )	<100	<1 000	<5 000	<20 000	>20 000
SCS	80	40	20	10	5
MIL	480~560	240~475	120~235	60~115	<60





3) 根据所获得监测数据的平均值计算  $IBE$ ，并确定  $IBE$  所处的类别： $IBE > 10$  为一级， $IBE = 8 \sim 9$  为二级， $IBE = 6 \sim 7$  为三级， $IBE = 4 \sim 5$  为四级， $IBE = 1 \sim 3$  为五级。

4) 比较  $MIL$  所属的类别和  $IBE$  所属的类别，将其中较差的类别作为水体生态状态的类别。

5) 根据所有  $MCI$  的监测数据，分别计算出第 3 个四分位数，并与各自的允许污染水平 ( $MCL$ ) 进行比较，只要有一个  $MCI$  的第 3 个四分位数大于  $MCL$ ，则该水体的化学状态就是“ $> MCL$ ”；只有全部  $MCI$  的第 3 个四分位数小于  $MCL$ ，该水体的化学状态为“ $< MCL$ ”。

6) 根据确定的生态状态类别及化学状态，依据表 11 判断该水体的环境状态。水体的环境状态用优、良、中、差或极差来描述。

表 11 水体环境状态的判断标准					
生态状态	一级	二级	三级	四级	五级
化学状态为“ $< MCL$ ”	优	良	中	差	极差
化学状态为“ $> MCL$ ”	差	差	差	差	极差

3 欧盟流域水环境管理的特点

在 WFD 的要求下，欧盟及其成员国在流域水环境管理方面具备很多先进性，如打破属地界限，强调流域的概念，以及实行水质、水量和水域生态系统一体化管理等，但是在具体的实施过程中也存在着一些问题：

1) WFD 在各成员国的执行情况存在较大的差异。目前欧盟有 27 个成员国，各国水环境管理体制存在较大的差异，有的国家中央政府水环境管理能力很弱，部分区域有很强的地方自治，同时由于各国的环境状况不同，对环境问题的重视程度也不同。因此，尽管 WFD 已经明确了各项主要任务的时间表，但由于上述原因，进展并不十分顺利。

2) 各成员国的地表水水质标准和评价方法多样，造成评价结果不可比，尤其在跨界河流的评价与管理中矛盾更为突出<sup>[5]</sup>。奥得河 (Odra) 是欧盟一条跨界河流，起源于捷克，流经波兰和德国。Chalupki 为波兰-捷克跨界断面。2003 年 Chalupki 断面  $BOD_5$  的年均值为 4 mg/L，按照捷克和德国的水质标准 (分别为 4 mg/L 和 6 mg/L)， $BOD_5$  已达标，而按照波兰  $BOD_5$  的水质标准 (3 mg/L) 则不达标。2001 年 Chalupki 断面

总氮的年均值为 5 mg/L，按照波兰的水质标准 (5 mg/L)，总氮已达标，而按照德国总氮的水质标准 (3 mg/L) 则不达标。总磷也存在同样问题，1997 年 Chalupki 断面总磷的年均值为 0.4 mg/L，已达到波兰的水质标准，而按照捷克和德国总磷的水质标准 (均为 0.15 mg/L) 则不达标。

4 启示

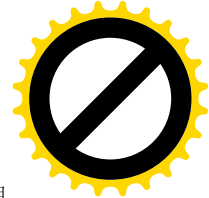
近年来，随着水污染形势的日趋复杂化和水环境管理需求的提升，我国流域水质监测与评价工作中存在的问题也逐步凸显，如水环境质量评价仅局限于水质评价；普遍采用的单因子评价法以污染最严重的指标判定水质类别，忽视了不同指标对污染程度的贡献不同等。通过对欧盟及其成员国流域水质监测、评价与管理方法的学习与分析，对我国在该领域的工作有以下几点启示：

1) 将水生生物的监测与评价纳入日常的水环境监测工作中。水生生物作为水环境系统的重要组成部分，其健康状况与水质状况密切相关，并能在一定程度上反映水质的优劣及变化。因此，建议尽快筛选适宜的水生生物指标，并通过研究其与水质的响应关系，确定判断标准，尽早将水生生物的监测工作纳入我国日常的水环境监测体系，以便更为全面地评价水环境质量状况。

2) 补充水质综合毒性评价方法。水体中存在的污染物质是多种多样的，受监测条件的限制，这些污染物质不可能全部被检出，同时，水体的污染程度是众多污染物质复合作用的结果，因此，目前我国水质评价中常用的单因子评价法具有很大的局限性，建议尽快研究建立水质综合毒性评价方法，并将其纳入水环境质量评价体系中，以判断复合污染状况下水质的综合毒性。

3) 采用流量或流速校正后的浓度进行水质评价。水体流量对污染物质的浓度有显著影响。目前我国地表水体的监测频次通常为每月一次，而流量在一月的监测周期内难免发生变化，因此每月一次的瞬时采样浓度难以代表该月污染浓度的平均值。因此，在我国的水环境监测中，建议补充监测流量或流速，并研究其变化规律，采用流量或流速校正后浓度进行水质评价。

4) 对断面的布设方法进行优化，使其能够反映一定河长的水质状况。目前在评价某河流或某流域的水质状况时，通常采用断面达标率进行评



价。而目前我国在布设监测断面时,过多地考虑行政方面的因素,对断面的代表性考虑不足,这种情况下,即使某条河流或某流域上的全部断面都达标,也难以保证该河流或该流域的水质达标。因此,建议对水质监测断面的布设方法进行优化,使某一断面的水质能够代表一定河长的水质状况,这样采用断面达标率评价河流或流域水质才有意义。

5) 不同地区采用不同的水环境评价标准。我国地域辽阔,不同地区的水环境本底值以及污染特征存在显著差异,采用全国统一的水环境质量标准难免出现“过严”或“过宽”的情况。因此,建议根据水环境本底状况和污染特征的差异,不同流域或不同地区执行不同的水环境质量标准。或根据水体的使用功能,制定相应的水环境质量标准,以使用功能达标作为水环境质量评价的主要内容。

6) 妥善解决跨界水体评价与管理问题。与欧盟类似,由跨界水体引发的上下游矛盾在我国也屡见不鲜。针对跨界水体问题,应尽快出台相关法律制度,包括适宜的流域生态补偿制度,做到有法可依;并针对实际情况,由上级环境主管部门出面协调,根据水体使用功能需求,采用相应的水

环境质量标准进行评价与管理,以解决跨界水体引发的上下游矛盾。

参考文献:

- [1] 马丁·格里菲斯 (Martion Griffiths), 水利部国际经济技术合作交流中心. 欧盟水框架指令手册 [M]. 北京:中国水利水电出版社, 2008: 93-123.
- [2] Kallis G, Butler D. The EU water framework directives: Measures and implications [J]. Water Policy, 2001, 3: 125-142.
- [3] Allan I, Mills G, Vrana B, et al. Strategic monitoring for the European Water Framework Directive [J]. Trends in Analytical Chemistry, 2006, 25 (7): 704-715.
- [4] Soldán P. Toxic risk of surface water pollution—six years of experience [J]. Environmental International, 2003, 28: 677-682.
- [5] Korol R, Kolanek A, Strońska. Trends in water quality variations in the Odra River the day before implementation of the Water Framework Directive [J]. Limnologia, 2005, 35: 151-159.
- [6] Naddeo V, Zarra T, Belgiorno V. Optimization of sampling frequency for river water quality assessment according to Italian implementation of the EU Water Framework Directive [J]. Environmental Science and Policy, 2007, 10: 243-249.