

北京密云水库流域1980~2003年地表水质评价

张微微^{1,2},孙丹峰¹,李红^{2*},周连第²

(1. 中国农业大学资源与环境学院,北京 100193; 2. 北京市农林科学院农业综合发展研究所,北京 100097)

摘要:对密云水库所处流域的4个监测点1980~2003年的地表水质数据进行分析,并参考单因子水质标识指数方法以国家地表水环境质量标准为标准进行地表水质评价。结果表明,4个监测点上都是TP的年际波动最大,变异系数分别为93.86%、86.08%、50.56%和139.47%;其次是Hg,4个监测点的变异系数分别为86.08%、25.75%、56.52%和47.01%;其余5个指标的变异系数相对较小。流域内4个监测点的高锰酸盐指数、BOD₅、Pb和Cr都未超过饮用水标准限值;Hg只是在个别年份上(S1和S3在1992年,S4在1996年)超过饮用水标准限值。该流域主要是以TN和TP的污染为主,而且大部分年份TN比TP的污染严重。与1990年前十年平均水平相比,流域内1990年后十年平均化肥、农药和农用薄膜使用量分别增加了46%、1.73倍和3.59倍。畜牧业产值比重从1990年前的24.4%增加到1990年后的39.8%。与1990年前十年平均水平相比,1990年后十年平均工业总产值增长了4.24倍。空间上的分析表明,密云水库上游的污染风险大于下游出口的污染风险,而且潮河流域TN和TP污染物质对库区TN和TP污染发生的贡献大于白河流域。

关键词:水质评价;单因子水质标识指数;密云水库流域

中图分类号:X824; X832 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2010)07-1483-09

Surface Water Quality Assessment in Miyun Reservoir Watershed, Beijing in the Period 1980-2003

ZHANG Wei-wei^{1,2}, SUN Dan-feng¹, LI Hong², ZHOU Lian-di²

(1. College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China; 2. Institute of Comprehensive Research, Beijing Academy of Agriculture and Forestry Sciences, Beijing 100097, China)

Abstract: Single factor water quality identification index was adopted to assess the surface water quality of Miyun reservoir watershed in Beijing using nearly 20 years monitoring data of 4 sites, also the surface water quality pollution sources were analyzed. The results indicated TP had the largest temporal variation at every monitoring site, coefficients of variation were 93.86%, 86.08%, 50.56% and 139.47%, respectively. The following element was Hg, the coefficients of its variation were 86.08%, 25.75%, 56.52% and 47.01%, respectively. While TN, permanganate index, BOD₅, Pb and Cr were relatively stable with small coefficient of temporal variation. The permanganate index, BOD₅, Pb and Cr did not exceed to the Chinese surface drinking water standard limit in the study period, while Hg had high pollution risk in several years, such as monitoring sites S1 and S3 in 1992, monitoring sites S4 in 1996. The major pollutants of Miyun reservoir watershed in Beijing were TN and TP, and TN had larger pollution risk compared with TP in most years. Comparing to that before the 1990s, the decade average fertilizer, pesticide and agricultural plastic mulch inputs after the 1990s had increased by 46%, 173% and 359%, respectively. The husbandry proportion in agriculture rose from 24.4% to 39.8%, and the average gross industrial production by 424%. The upstream of Miyun reservoir had larger pollution risk than its downstream. In addition, Chaohe watershed contributed more TN and TP to the reservoir than Baihe watershed.

Key words: water quality assessment; single factor water quality identification index; Miyun Reservoir watershed

在工业化、城镇化的快速推进下,越来越多的生活、工业和农业排放物伴随着自然过程(比如降水、地表径流)进入到河流中,引起地表水质的污染和退化,进而威胁人类健康和破坏生态环境。同时,人类活动对水的需求也日益增加。因此,监测和评价流域地表水质,控制流域的地表水污染,对于满足日益增加的水需求和生态环境保护非常重要。

目前,有许多评价流域水质的方法,比如污染指数法^[1~3]、模糊评价法^[4~9]、模糊物元模型法^[10~12]、神经网络法^[13~15]和灰度系统法^[16,17]等。这些评价河流系统水质的方法都存在优缺点。徐祖信^[18]建立

了一种简单而容易的方法评价水质并判断水污染情况,对2003年上海市黄浦江典型断面水质监测数据的年平均值进行评价,并得到合理的结果。该方法既能按照国家标准类别定性评价,又能根据标识指数进行水质数据的分析;既可以比较分析同一类水质指标在同一级别的差异,也可以在不同类别水质

收稿日期:2009-09-14;修订日期:2009-12-07

基金项目:国家科技支撑计划项目(2006BAB15B05,2006BAD10A06-03);“十五”国家科技攻关计划项目(2004BA617B04);北京市财政局项目

作者简介:张微微(1981~),女,博士研究生,主要研究方向为土地利用变化效应评价,E-mail:zhangwei492@163.com

* 通讯联系人,E-mail:lihsdf@cau.edu.cn

指标中比较分析水质的污染程度^[18,19].

水资源成为首都可持续发展的资源瓶颈。密云水库作为北京市地表饮用水水源地,其流域是生态环境建设和污染防治的首要区域。然而,农业化肥、农药的不合理利用以及畜禽粪便、水产养殖、农村生活垃圾和污水等的不合理排放,对密云水库流域的水质产生了不可忽视的影响。因此,需要对流域的地表水质进行评价分析,确定流域水质的污染风险和潜在污染源,为密云水库的水质保护和流域农业发展提供科学依据。本研究对密云水库所处流域的4个监测点1980~2003年的地表水质数据进行分析,并参考单因子水质标识指数方法进行地表水质评价,分析密云水库流域水质指标在时间上污染风险发生的特点,并弄清流域的主要污染指标及其空间上的关系。

1 研究区域与方法

1.1 区域概况和数据来源

研究区为北京密云水库上下游流域,有潮河和白河2个水系,跨延庆、怀柔、密云3个区县。在研究区流域上设有4个监测点(图1),其中白河上设有3个监测点S1、S2和S4,潮河上设有一个监测点S3。研究区地貌以山地、丘陵为主,丘陵区主要分布在潮河流域及水库周边,中低山分布在水库的西北和东北部,其中低山土壤类型是淋溶褐土,中山土壤为棕壤。降水季节变化明显,6~8月最多,降水和径流为研究区流域水质污染的发生提供了动力^[20]。研究区以农业活动为主,而且大量的研究说明了农业非点源污染是影响密云水库流域水质的主要因素^[21~23]。

研究区年平均地表水质的长期监测数据(1980~2003年)来源于北京市水务局。选取7个有代表性的水质参数^[24],包括高锰酸盐指数、五日生化需氧量(BOD₅)、总汞(Hg)、总镉(Cd)、总铅(Pb)、总磷(TP)和总氮(TN)。每个地表水质指标采样在每年的5月和10月各1次,采用国家地表水环境质量标准基本项目分析方法进行分析,然后取5月和10月水质浓度的平均值作为该年份年平均地表水质数据。

1.2 地表水质数据基本统计

用最大值、最小值、平均值、标准偏差和变异系数描述各个监测点上不同水质指标时间序列数据的基本统计特征。用箱线图(boxplots)表示4个监测点地表水质时间序列数据的中位数、范围以及分布情况。矩形盒内的水平线表示数据的中位数,盒子的范

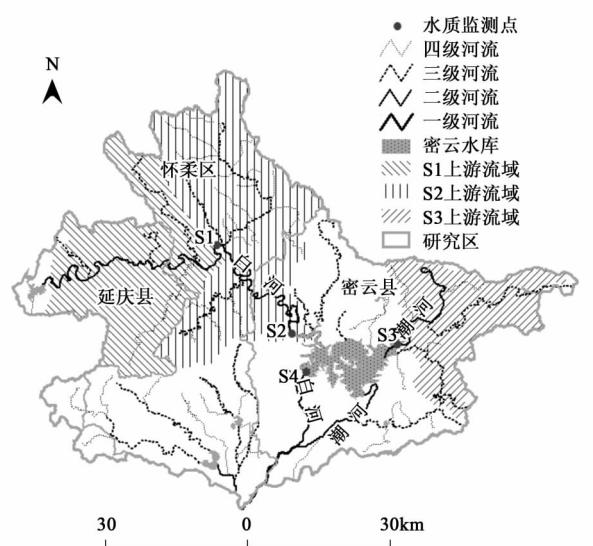


图1 研究区及水质监测点分布

Fig. 1 Study area and the monitoring sites

围为四分位间距(IQP),上下两端边的位置分别对应数据的75%百分位数(Q3)和25%百分位数(Q1)。从矩形盒两端边向外各画一条线段直到不是异常值的最远点,表示数据正常值的分布区间。箱线图为识别异常值提供了一个标准,异常值被定义为小于Q1-1.5IQR或大于Q3+1.5IQR的值。统计分析采用SPSS13.0软件完成。

1.3 地表水质评价方法

参考徐祖信^[18]的方法,用两位编码作为单因子水质标识指数(P)[式(1)]。编码的第一位(X)表示水质指标所属的水质类别,数字越大,表示监测指标的水质污染越严重。编码的第二位(Y)表示监测数据在其所属类别水质中位置,用0~9表示,数字越大,表示在同一类别的水质中监测指标的污染越严重。

$$P = XY \quad (1)$$

当水质介于I~V类水之间时,用水质监测数据与国家地表水环境质量标准进行比较确定 X ,其意义为: $X=1, 2, 3, 4, 5$ 时,分别表示该指标为I类、II类、III类、IV类、V类水。对于 Y 的确定,首先计算监测数据在 X 类水质变化区间的位置 y ,然后用0~9数字来表示 y 的范围作为编码的第二位 Y ,见表1。所用的水质监测数据是随水质类别数的增大而增加,因此用公式(2)计算 y 。

$$y = \frac{\rho_i - \rho_{ik下}}{\rho_{ik上} - \rho_{ik下}} \quad (2)$$

式中, ρ_i 为第*i*项指标的监测数据, $\rho_{ik下} \leq \rho_i \leq \rho_{ik上}$, $\rho_{ik下}$ 和 $\rho_{ik上}$ 分别为第*i*项水质指标第*k*类水区间质量浓度的下限值和上限值,*k*即是 X 。

表1 编码第二位Y

Table 1 Coding in the second place Y

Y	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
y	$0 \leq y < 0.1$	$0.1 \leq y < 0.2$	$0.2 \leq y < 0.3$	$0.3 \leq y < 0.4$	$0.4 \leq y < 0.5$	$0.5 \leq y < 0.6$	$0.6 \leq y < 0.7$	$0.7 \leq y < 0.8$	$0.8 \leq y < 0.9$	$0.9 \leq y \leq 1$

当水质大于V类水的上限值时, X 用 $5 + n$ 表示, n 表示水质数据超过V类水的上限值的超标倍数, 也就是当超过1倍V类水的上限值时用 $X = 6$ 表示, 当超过2倍V类水的上限值时用 $X = 7$ 表示, 以此类推. Y 用0~9数字表示, 首先用式(3)计算 y 表示超标 n 倍后的位置, 然后根据表1确定 Y .

$$y = \frac{\rho_i - n\rho_{i\text{上}}}{\rho_{i\text{上}}} \quad (3)$$

式中, $\rho_{i\text{上}}$ 为第 i 项水质指标V类水的上限值.

2 结果与讨论

2.1 地表水质指标的统计对比分析

表2 研究流域4个监测站点7个水质指标浓

表2 4个监测站点地表水质指标的基本统计

Table 2 Comparison of concentrations of surface water quality index for the four monitoring sites

监测站点	水质指标	年份	最小值 /mg · L ⁻¹	最大值 /mg · L ⁻¹	平均值 /mg · L ⁻¹	标准偏差	变异系数 /%
S1	高锰酸盐指数	1984~2003	0.8	3.7	1.994	0.682	34.20
	BOD ₅	1991~2003	0.4	2.3	1.277	0.553	43.27
	Hg	1991~1994 2000~2003	0.000 02	0.000 09	0.000 029	0.000 025	86.08
	Cd	1993	0.002	0.002	0.002		
	Pb	1993	0.004	0.004	0.004		
	TP	1986~2003	0.012	0.157	0.040	0.038	93.86
	TN	1988~2003	0.56	2.43	1.768	0.497	28.09
	高锰酸盐指数	1980~2003	1.3	3.32	2.314	0.515	22.27
	BOD ₅	1991~2003	0.8	3	1.585	0.622	39.23
	Hg	1991~2003	0.000 02	0.000 04	0.000 022	0.000 006	25.75
S2	Cd	1993~2003	0.002	0.003	0.002 1	0.000 32	15.06
	Pb	1993~2003	0.004	0.004	0.004	0.000	0.00
	TP	1986~2003	0.013	0.078	0.035	0.018	50.56
	TN	1988~2003	1.05	2.21	1.533	0.307	20.01
	高锰酸盐指数	1980~2003	0.9	5.2	1.996	0.892	44.71
S3	BOD ₅	1991~2003	0.5	2.1	1.546	0.479	30.97
	Hg	1991~2003	0.000 02	0.000 07	0.000 025	0.000 014	56.52
	Cd	1993~2003	0.002	0.002	0.002	0.000	0.00
	Pb	1993~2003	0.004	0.008	0.004 4	0.001 3	28.75
	TP	1986~2003	0.022	0.442	0.072	0.100	139.47
S4	TN	1988~2003	0.13	5.12	3.144	1.282	40.77
	高锰酸盐指数	1980~2003	0.7	2.9	2.170	0.473	21.82
	BOD ₅	1991~2003	0.8	2.3	1.300	0.465	35.81
	Hg	1991~2003	0.000 02	0.000 06	0.000 024	0.000 011	47.01
	Cd	1993~2003	0.002	0.002	0.002	0.000	0.00
	Pb	1993~2003	0.004	0.004	0.004	0.000	0.00
	TP	1986~2003	0.005	0.06	0.016	0.012	76.47
	TN	1988~2003	0.658	2.16	1.108	0.375	33.80

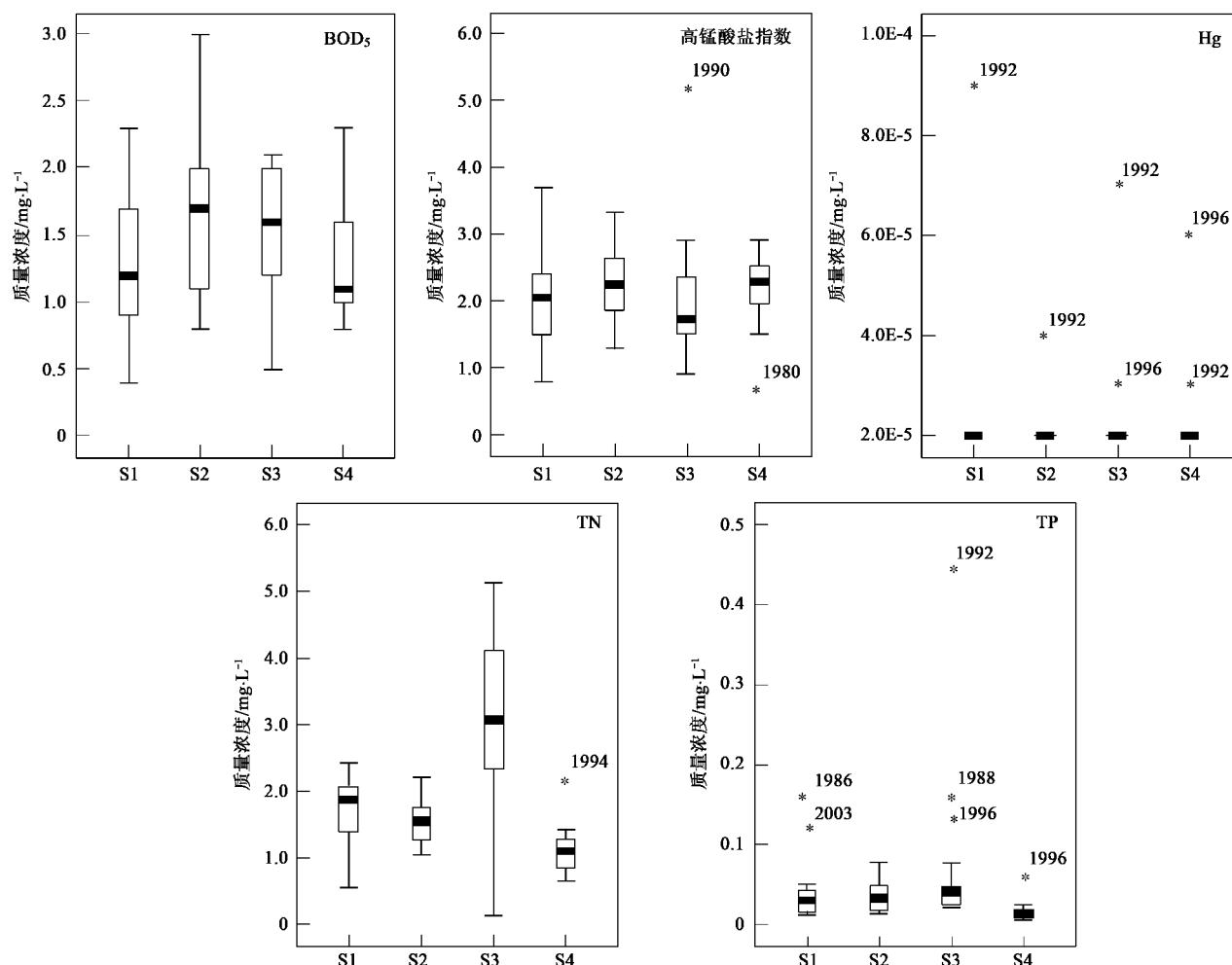
度的基本统计结果. 对于 S1 监测点上的 7 个水质指标, TP 浓度的时间变异最大, 变异系数是 93.86%; Hg 浓度的时间变异也很大, 仅次于 TP, 变异系数为 86.08%; 其它 5 个指标的时间变异则相对较小. 在 S2 监测点上, TP 含量的时间变异最大, 变异系数为 50.56%; 其它 6 个指标的时间变异较小. S3 监测点上, TP 含量的时间最大, 变异系数达到了 139.47%; 其次, Hg 含量也存在很大的时间变异, 变异系数为 56.52%; 剩余 5 个指标在时间尺度上的变异相对小一些. S4 监测点的统计表明, TP 浓度在时间尺度上变异最大, 变异系数是 76.47%, 此外 Hg 含量的时间变异也较大, 变异系数为 47.01%, 而其余 5 个指标的变异系数相对较小.

4个监测站点上,有一定的相似性。对于有机污染物(高锰酸盐指数和BOD₅),4个监测点上的时间变异相对较小,说明年际间的波动相对较小,在其监测时期内比较稳定。在3个重金属污染物指标中,Cd和Pb在4个监测点上的时间变异很小,所以年际波动小,在时间上比较稳定。Hg除了S2监测点的时间变异小之外,其它3个站点Hg在时间上波动都很大。4个监测点上都是TP含量的时间变异最大,说明在时间尺度TP的波动最大。这4个监测点,TN在时间上的变化幅度不大。

图2表示4个监测点5个地表水质数据的中位数、范围以及分布情况。由于Pb和Cr在时间上的变异很小,所以不再用箱线图进行分析。S1监测点上,变异系数比较大的TP和Hg存在异常值。TP在1986年和2003年的年平均浓度很高,超出了正常

值的分布区间;Hg在1992年的年平均浓度值高出其它年份很多,被认为是异常值。S2监测点上,虽然TP的变异系数比较大,但是它的时间序列数据都属于正常值的分布区间。Hg虽然变异系数不大,但在1992年的浓度高出了正常值的范围。S3监测点上,高锰酸盐指数1990年的数据异常,高于正常值的分布区间;变异系数非常大的TP在1988、1992和1996年的数据异常,严重高出了正常值的分布范围;而Hg也在1992和1996年的数据异常高。S4监测点上,高锰酸盐指数在1980年的数据异常,低于正常值的分布范围;TN在1994年的数据明显高于其它年份数据;TP在1996年上数据高于正常值的范围;Hg在1992和1996年的监测数据异常,严重高于正常值范围的最大值。

水质指标TP和Hg的异常值并不是孤立出现



“*”表示异常值

图2 各个监测点水质指标箱线图

Fig. 2 Boxplots for water quality index at each monitoring site

的。Hg 在 4 个监测点出现异常高值的年份基本相同,而由于 TP 与 Hg 的伴生关系,S3 和 S4 监测点上 TP 异常值出现的年份与 Hg 的相似。这说明了这些异常值存在合理性,有必要进行下一步的分析。而对于其它指标的异常值,虽然是孤立存在的,且不符合统计规律,但是本研究中也没有随意地剔除,因为它们有可能是真实存在的现象,反映了地表水质监测数据在其异常年份可能存在较大的污染风险。

2.2 不同水质指标的时间格局

S1 监测点 7 个地表水质指标的单因子水质标识指数见图 3。可以看出,高锰酸盐指数和 BOD_5 浓度控制在国家水域功能的 II 类水之内,没有超过饮用水的限值(III类水的限值)。重金属的污染指标中,只有 Hg 的数据有时间序列,除了 1992 年 Hg 浓度超过了饮用水的限值以外,其他年份都在 I 类水的范围内。总磷和总氮存在污染风险,特别是总氮,除了 1993 年没有超过饮用水的限值外,其它年份都已经超出了饮用水的限值,污染风险大。而对于 TP,1986、1991 和 2003 年是 TP 超标的年份,不能满足于饮用水的要求,而 1997 和 2001 年在超标的边缘,作为饮用水也有潜在的风险。

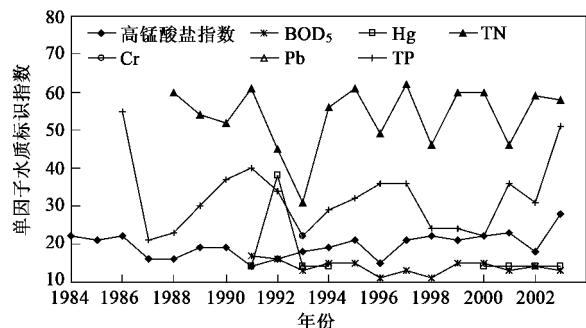


图 3 监测点 S1 水质指标的单因子水质标识指数

Fig. 3 Single factor water quality identification index at S1

由图 4 看出,S2 与 S1 类似,有机污染物,比如高锰酸盐指数和 BOD_5 的污染风险很小,在 II 类水质内。3 个重金属指标也没有超过饮用水的限值,污染风险小,其中 Hg 和 Pb 属于 I 类水质的范围,Cr 属于 II 类水质。与前几个水质指标相比,TP 和 TN 的污染风险较大。TN 在 1988~2003 年都属于超标的,超出了饮用水的限值。TP 在 1995、1996 和 2001 年出现了超标,在 1986、1988、1990、1992 和 2003 年已经接近饮用水的限值,有污染的潜在风险。

图 5 表明,监测点 S3 的高锰酸盐指数和 BOD_5 在其监测年份都没有超过饮用水的限值,但是 1990 年的高锰酸盐指数接近了饮用水的限值,存在潜在

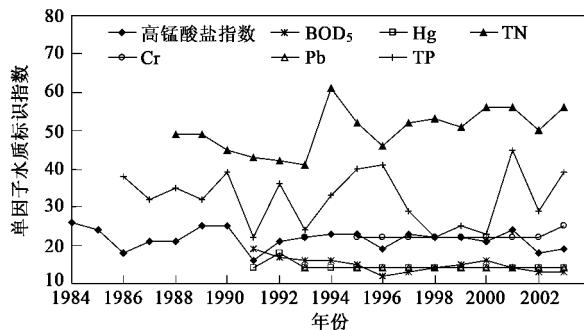


图 4 监测点 S2 水质指标的单因子水质标识指数

Fig. 4 Single factor water quality identification index at S2

的污染风险。重金属指标中,1993~2003 年这 10a 中,Pb 和 Cr 的污染风险都很小,Pb 属于 I 类水质,Cr 属于 II 类水质。Hg 在 1992 年平均浓度偏高,虽然没有超过饮用水的限值,但是相对其它污染风险小的年份很高,面临污染的风险。1988~2003 年的 TN 除了 1997 年污染风险很小外,其它年份的污染风险很大,超出了饮用水的限值,— 超出了 V 类水的限值,而且还在缓慢的上升。TP 的监测数据在 1986~2003 年比较复杂,年际波动比较大,在 1988、1992、1996 和 2003 年污染风险大,超过了饮用水的限值,在 1986、1995、1998 和 2001 年接近了饮用水的限值,有污染的风险。

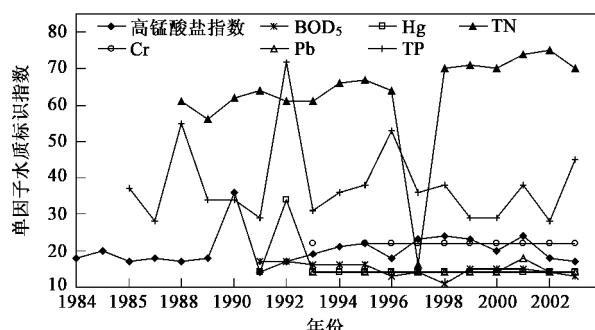


图 5 监测点 S3 水质指标的单因子水质标识指数

Fig. 5 Single factor water quality identification index at S3

从图 6 可看出,监测点 S4 的高锰酸盐指数和 BOD_5 的时间序列监测数据都没有超过饮用水的限值。重金属指标中,与 S3 监测点相似,1991~2003 年 Pb 和 Cr 的污染风险都很小,Pb 属于 I 类水质,Cr 属于 II 类水质。Hg 除了 1996 年偏高接近了饮用水的限值外,其它年份的污染风险很小。TP 从 1986~1996 年是一个污染风险缓慢增强的趋势,到 1996 年污染风险较大,超出了饮用水的限值,1997 年污染风险减轻,继而从 1998~2003 年又是一个污染风

险持续增强的趋势。该监测点中 TN 的污染风险最大,在 1988~2003 年中,1993 年和 2000 年 TN 的年平均浓度超过了饮用水的限值,存在污染风险;剩下年份的监测数据接近了饮用水的限值,有潜在的污染风险。

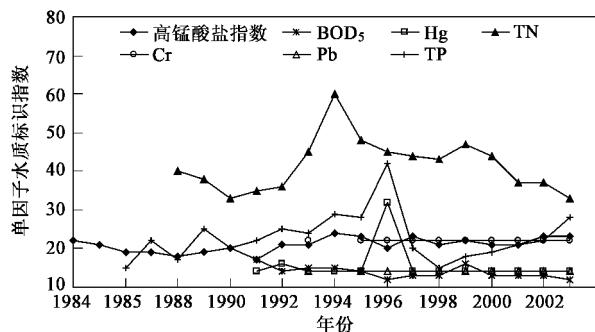


图 6 监测点 S4 水质指标的单因子水质标识指数

Fig. 6 Single factor water quality identification index at S4

总之,对于这 4 个监测点,有机污染物指标在其监测时期都没有超过饮用水的限值,污染风险小。重金属指标中 Pb 和 Cr 也都没有超过饮用水的限值,污染风险小,Hg 在个别年份(S1 和 S3 在 1992 年,S4 在 1996 年)存在污染风险,已不能满足地表饮用水的要求。对于 TN 和 TP,在 1988~2003 年监测年份中,S1、S2 和 S4 监测点的 TN 污染风险要高于 TP

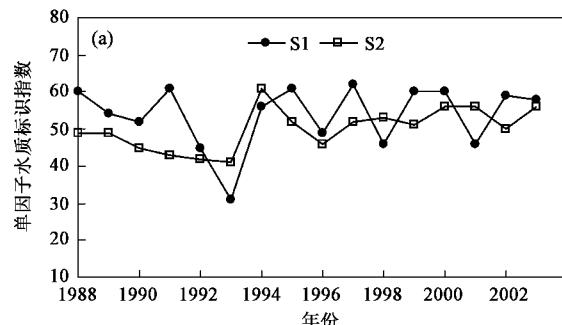


图 7 不同水质监测点的 TN 单因子水质标识指数

Fig. 7 Single factor water quality identification index for TN at each monitoring site

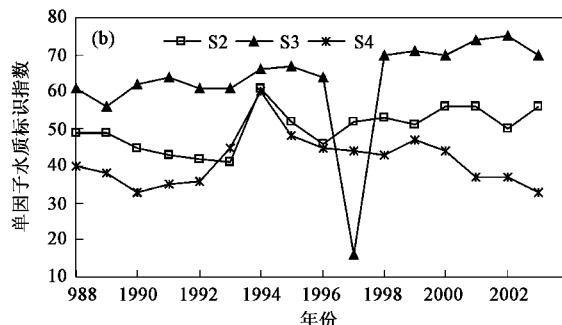
图 8 表示了各个水质监测点 TP 单因子水质标识指数,用以说明流域内部 TP 污染风险的空间关系。1987~1990、1992~1996 和 1999~2001 年这 3 个时间段,监测点 S2 的污染重于其上游监测点 S1;1986、1991、1997~1998 和 2002~2003 年这 4 个时期相反,上游 S1 的污染高于 S2[图 8(a)]。密云水库的 2 个人水口监测点,在 1986~1987、1990、1995 和 2001~2002 年 S2 的污染略高于 S3,其它时期都是潮河入密云水库的 TP 污染高于白河入密云

污染风险,S3 监测点除了个别年份(1992 年和 1997 年)TP 污染风险大于 TN 外,剩余年份也是 TN 污染风险要高于 TP 污染风险。

2.3 不同水质指标的空间关系

从各个水质指标的时间格局分析得到 TP 和 TN 在 4 个监测点上存在的污染风险较大,因此对这 2 个指标分析它们在流域上的空间格局。

从水质监测点的空间分布看,S1 和 S2 属于白河,—— S1 位于 S2 的上游;S2 和 S3 分别是白河和潮河汇入密云水库的入水口的监测点,S4 位于密云水库的白河出水口。比较 S1 和 S2 TN 单因子水质标识指数[图 7(a)],不同年份的空间格局不一样。1988~1992、1995~1997、1999~2000 年和 2002~2003 年这 4 个时间段,上游 S1 的 TN 污染高于 S2。1993~1994、1998 和 2001 年这 3 个时间的 TN 污染是 S2 高于 S1。比较密云水库 2 个人水口的监测点[图 7(b)],除了 1997 年白河上 S2 的 TN 污染高于潮河上 S3 外,其它年份都是潮河入密云水库的 TN 污染远远高于白河入密云水库的 TN 污染。比较密云水库出水口和入水口的 TN 污染,图 7(b)表明 1993 年出水口的 TN 污染略高于入水口 S2,—— 此后 1994~1996 年出水口的 TN 污染与入水口 S2 的污染很接近。剩余其它年份的 2 个人水口的 TN 污染远远大于出水口的 TN 污染。



水库的 TP 污染[图 8(b)]。密云水库出水口的 TP 除了在 1991、1993 和 1996 年这 3 年与 S2 监测点的 TP 污染接近外,其它年份的 TP 污染低于 2 个人水口 S2 和 S3 的 TP 污染[图 8(b)]。

3 水质污染来源分析

研究区流域主要以 TN、TP 和 Hg 的污染为主,污染主要来自农业活动、工业和生活等方面,主要的污染源包括农业化肥农药和农用薄膜的投入、农村

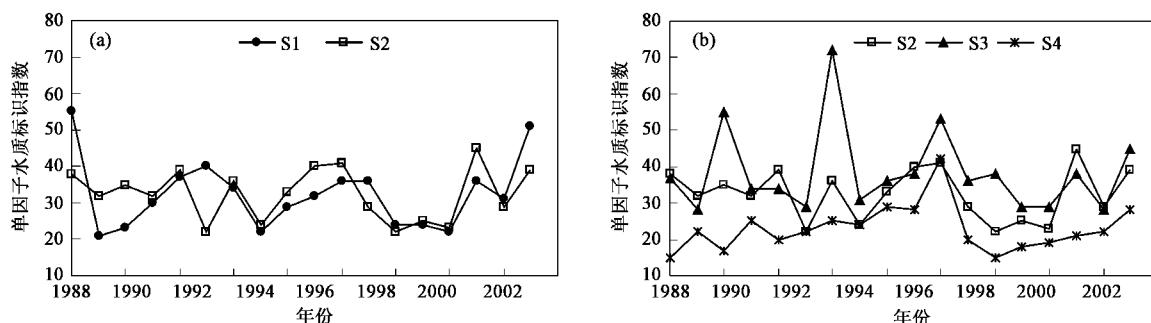


图 8 不同水质监测点的 TP 单因子水质标识指数

Fig. 8 Single factor water quality identification index for TP at each monitoring site

畜禽养殖、工业废水和生活污水等。通过研究区流域1990年以前(1981~1990年)和1990年以后(1991~2000年)2个时期乡镇统计年鉴各10年平均数据分析(表3),研究区流域内施用化肥、农药和农用薄膜的强度大。1990年后10年化肥平均使用量为14 622 t,单位面积用量为 $2\ 621 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,比1990年前10年平均使用量增加了46%,单位面积用量增加了24%。化肥投入中以氮肥的投入居多,氮肥使用量占化肥总量的80%左右。农药使用量的增长速度更大,1990年后比1990年前增加了1.73倍,单位面积用量增加了1.09倍。农用薄膜的使用量虽然不大,但是前后2个时期相比增加了3.59倍。不同监测点上游流域的化肥、农药和农用薄膜投入有很大差异。在每个时期,化肥、农药和农用薄膜的使用量以及单位面积的化肥农药使用量都是S3点上游流域最大,其次是S2点上游流域,S1点上游流域最小。然而,农地对投入的化肥农药的利用率很低^[25,26],其余的化肥农药通过分解、挥发、渗漏、淋溶等途径将部分氮、磷和有毒有害物质汇入河流形成污染。

农村畜禽养殖也是流域内TN和TP等污染的重要来源,据统计,流域内畜牧业产值在大农业总产值中的比重越来越大,1990年前后2个时期的10年平均比重分别为24.4%和39.8%,增加了63%。尤其是S3点上游流域的密云县鼓励畜禽养殖,该监测点流域内1990年前后2个时期的畜牧业产值在大农业总产值中的比重由23.6%增加到42.8%,高于S2和S1点上游流域的牧业产值比重。

流域内工业污染源也影响了各监测点水质质量。据统计,与1990年前10年平均水平相比,1990年后10年平均工业总产值增长了4.24倍,工业的快速发展导致越来越多的工业废弃物不加

放到水体中引起水污染问题。水库上游3个监测点流域,2个时间段上的潮河S3点流域年平均工业总产值远远高于白河S1和S2点流域。据调查^[25],1997年潮河流域内有酿酒厂、制药厂、造纸厂各1家,铁矿7座,日处理矿石20 t以上的金矿5座,群采小金矿百余处。白河流域内有县乡属工矿企业12家,其中铁矿4座,金矿2座。这些污染源中大部分没有废水处理设施,尤其是群采小金矿,污水任意排放导致潮河和白河流域年接纳污水量分别为 $399 \times 10^4 \text{ t}$ 和 $96.73 \times 10^4 \text{ t}$,从而引起某些年份重金属Hg和TP的超标。此外,生活污水带来的污染也是流域水质污染的一个来源。据统计(表3),流域内1990年前后2个时期的10年平均人口分别为14万和14.42万,变化幅度不大。其中S3流域上的人口最多,占流域总人口的一半左右。流域内生活污水量为工业废水量的12.5%^[25],在一定程度上加重了TP污染的超标。

潮河和白河作为密云水库的两大主要入库水源,需要重视密云水库上游的水源保护。采取措施控制上游流域的主要污染源,保护入库河流地表水质,对于密云水库库区水质安全可起到重要的作用。不管从哪个污染源来看水库上游潮河流域的污染总是大于白河流域,因此尤其要加强对潮河流域的农业活动和相关工业活动控制,一方面要尽快调整工业化农业向生态农业转变,充分利用山区农业资源的特色优势,发展有机、绿色产业。通过发展循环农业,将农村畜牧业和人类生活产生垃圾进行无害化处理,发展沼气等能源转化;另一方面要禁止或控制矿产资源开采、提高矿产资源的开发技术和无害化处理水平。此外,从氮、磷的迁移转化特征上看,磷的固定累积效应远远大于氮,氮的污染源、机理过程相对清楚,在流域尺度上的调控措施相对容易。磷的污染

源比较复杂，并伴生其他污染（如重金属等）过程，治理和修复比较困难，而且磷成为水库水质（如富

营养化）污染发生的约束因素，因此更需要重视磷对水库流域地表水环境的影响。

表3 流域1990年前后2个时期的10年平均数据统计

Table 3 Decade average socioeconomic data before and after 1990s in the watersheds

流域	年份	人口/人	工业总产值/万元	农业总产值/万元	牧业比重/%	化肥/t	单位面积化肥/kg·hm ⁻²	农药/t	单位面积农药/kg·hm ⁻²	农用薄膜/t
研究区流域	1990前	140 092	11 906	7 136	24.4	10 005	2 116	33.92	7.60	11.96
	1990后	144 239	62 372	21 924	39.8	14 622	2 621	92.70	15.90	54.94
	增长率	0.03	4.24	2.07	0.63	0.46	0.24	1.73	1.09	3.59
S1流域	1990前	20 318	402	628	27.1	1 487	802	3.81	2.05	1.11
	1990后	19 591	5 071	4 640	41.6	1 476	625	4.03	1.71	5.71
	增长率	-0.04	11.62	6.39	0.54	-0.01	-0.22	0.06	-0.17	4.12
S2流域	1990前	43 293	1 474	1 434	36.2	2 257	586	14.26	3.70	6.20
	1990后	40 340	8 071	5 146	31.1	2 449	639	21.92	5.72	36.00
	增长率	-0.07	4.48	2.59	0.19	0.09	0.09	0.54	0.55	4.80
S3流域	1990前	76 481	10 030	5 075	23.6	6 261	728	15.86	1.84	4.64
	1990后	84 308	49 231	12 138	42.8	10 697	1 357	66.75	8.47	13.23
	增长率	0.10	3.91	1.39	0.81	0.71	0.86	3.21	3.59	1.85

4 结论

(1) 有机污染物水质指标高锰酸盐指数和BOD₅的时间变异系数较小,年际变化波动小,时间上比较稳定,并且没有超过饮用水的限值,污染风险小。

(2) 重金属污染指标中,Pb和Cr在时间上的波动也很小,比较稳定,——污染风险低;而Hg只是在个别年份上存在较大的污染风险,其它年份时间上趋于稳定且污染风险小。

(3) TN变异系数小,时间上的变化幅度较小,而TP的变异系数最大,时间波动大.—TN和TP污染风险都很高,除极个别年份外,TN污染风险都大于TP的污染风险,但是从时间尺度的变化来看,每个监测点TP污染的时间波动较大一些。

(4) 密云水库潮河入水口的TN和TP的污染风险在大多数年份都高于水库白河入水口的TN和TP污染风险.密云水库出水口的TN和TP污染风险在大多数年份都低于密云水库入水口的污染风险.

(5) 流域主要以TN、TP和Hg的污染为主,污染源主要是农业化肥农药投入、农村畜禽养殖、工业废水和生活污水等.采取措施,控制主要污染源对密云水库上游的水源进行保护应该引起人们的重视.

参考文献:

- [1] Nives S G. Water quality evaluation by index in Dalama [J]. Water Res, 1999, 33(16): 3423-3440.
- [2] Pesce S F, Wunderlin D A. Use of water quality indices to verify the impact of Cordoba City on Suquia River [J]. Water Res,
- 2000, 34(11): 2915-2926.
- [3] 薛巧英, 刘建明. 水污染综合指数评价方法与应用分析 [J]. 环境工程, 2004, 22(1): 64-67.
- [4] Chang N B, Chen H W, Ning S K. Identification of river water quality using the Fuzzy Synthetic Evaluation approach [J]. J Environ Manage, 2001, 63(3): 293-305.
- [5] 邹志红, 孙靖南, 任广平. 模糊评价因子的熵权法赋权及其在水质评价中的应用 [J]. 环境科学学报, 2005, 25(4): 552-556.
- [6] 田景环, 邱林, 柴福鑫. 模糊识别在水质综合评价中的应用 [J]. 环境科学学报, 2005, 25(7): 950-953.
- [7] Liou Y T, Lo S L. A fuzzy index model for trophic status evaluation of reservoir waters [J]. Water Res, 2005, 39(7): 1415-1423.
- [8] Zou Z H, Yuan Y, Sun J N. Entropy method for determination of weight of evaluating indicators in fuzzy synthetic evaluation for water quality assessment [J]. J Environ Sci, 2006, 18(5): 1020-1023.
- [9] 邹志红, 云逸, 王惠文. 两阶段模糊法在海河水系水质评价中的应用 [J]. 环境科学学报, 2008, 28(4): 799-803.
- [10] 樊文艳, 吴国元. 水质综合评价物元模型的建立与应用 [J]. 上海环境科学, 2000, 19(5): 205-207.
- [11] 张先起, 梁川. 基于熵权的模糊物元模型在水质综合评价中的应用 [J]. 水利学报, 2005, 36(9): 1057-1061.
- [12] 席北斗, 于会彬, 郭旭晶. 基于模糊权物元理论的地下水水质评价模型构建及应用 [J]. 环境工程学报, 2009, 3(2): 381-384.
- [13] Shetty G R, Malki H, Chellam S. Predicting contaminant removal during municipal drinking water nanofiltration using artificial neural networks [J]. J Memb Sci, 2003, 212(1-2): 99-112.
- [14] Chaves P, Kojiri T. Deriving reservoir operational strategies considering water quantity and quality objectives by stochastic

- fuzzy neural networks [J]. *Adv Water Resour.*, 2007, **30**(5): 1329-1341.
- [15] He L M, He Z L. Water quality prediction of marine recreational beaches receiving watershed baseflow and stormwater runoff in southern California, USA [J]. *Water Res.*, 2008, **42**(10): 2563-2573.
- [16] Karmakar S, Mujumdar P P. Grey fuzzy optimization model for water quality management of a river system [J]. *Adv Water Resour.*, 2006, **29**(7): 1088-1105.
- [17] Karmakar S, Mujumdar P P. A two-phase grey fuzzy optimization approach for water quality management of a river system [J]. *Adv Water Resour.*, 2007, **30**(5): 1218-1235.
- [18] 徐祖信. 我国河流单因子水质标识指数评价方法研究 [J]. 同济大学学报(自然科学版), 2005, **33**(3): 321-325.
- [19] Li Z W, Fang Y, Zeng G M, et al. Temporal and spatial characteristics of surface water quality by an improved universal pollution index in red soil hilly region of South China: a case study in Liuyanghe River watershed [J]. *Environ Geol.*, 2008, **58**(1): 101-107.
- [20] 王晓燕, 王一峋, 蔡新广, 等. 北京密云水库流域非点源污染现状研究 [J]. 环境科学与技术, 2002, **25**(4): 1-3.
- [21] 黄生斌, 刘宝元, 刘晓霞, 等. 密云水库流域农业非点源污染基本特征分析 [J]. 农业环境科学学报, 2007, **26**(4): 1219-1223.
- [22] 王晓燕, 王晓峰, 汪清平, 等. 北京密云水库小流域非点源污染负荷估算 [J]. 地理科学, 2004, **24**(2): 227-231.
- [23] 王晓燕, 郭芳, 蔡新广, 等. 密云水库潮白河流域非点源污染负荷 [J]. 城市环境与城市生态, 2003, **16**(1): 31-33.
- [24] 罗海江, 朱建平, 蒋火华. 我国河流水质评价污染因子方案探讨 [J]. 中国环境监测, 2002, **18**(4): 51-55.
- [25] 杜桂森, 孟繁艳, 李学东, 等. 密云水库水质现状及发展趋势 [J]. 环境科学, 1999, **20**(2): 110-112.
- [26] 黄生斌, 叶芝菡, 刘宝元, 等. 密云水库流域非点源污染研究概述 [J]. 中国生态农业学报, 2008, **16**(5): 1311-1316.