

基于 PPI 的河段水体潜在污染研究

李婷, 武晓峰

(清华大学水文水资源研究所, 水沙科学与水利水电工程国家重点实验室, 北京 100084)

摘要:提出了一种预报河段水体潜在污染的方法——河段潜在污染指数法 (river section potential pollution index, R-PPI), 并在北京市山区 3 个典型小流域进行应用. 河流水体污染是我国目前最为突出的水环境问题, 在治理工作开展前需要确定重点污染河段、区域和污染源, 而基于河流水质监测的水质评价方法难以确定重点污染源. 因此引入了潜在非点源污染指数 (potential non-point pollution index, PNPI) 法, 进行了土地利用类型扩展、土地利用分类比对和土壤渗透性分级 3 个方面改进, 得到潜在污染指数 (potential pollution index, PPI), 并在此基础上建立了河段潜在污染指数法. 通过在 3 个小流域的应用研究可知, 该方法具有所需监测资料少、操作简单、便于确定重点污染源、综合性强等特点, 可为流域污染治理提供科学指导.

关键词:河段; 水质; PPI; 河段潜在污染指数; 污染治理

中图分类号:X143 **文献标识码:**A **文章编号:**0250-3301(2010)11-2619-08

Study on the Potential Pollution in River Section Based on PPI

LI Ting, WU Xiao-feng

(State Key Laboratory of Hydro-science and Engineering, Institute of Hydrology & Water Resources, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract: A new method named river section potential pollution index (R-PPI), which could forecast the influence of the potential pollution in river section was developed and applied in the three typical watersheds in mountainous area in Beijing. Water pollution is one of the most important water environment problems, and the administration needs to clear main polluted river section, area and pollution source. Assessment methods of river water quality based on water quality monitoring is hard to clear main pollution source. Based on potential non-point pollution index (PNPI), 3 important improvements were made including extending land use types, matching land use types and dividing the soil permeability classes and the PPI and R-PPI was developed. The research on the application in three watersheds showed that R-PPI is a simple and comprehensive method. It needs less monitoring data and is easier to find main pollution source, which can offer scientific rule for watershed pollution control.

Key words: river section; water quality; potential pollution index (PPI); river section potential pollution index (R-PPI); pollution control

河流水质污染是我国目前最为突出的水环境问题, 与经济发展及人民生活质量提高关系最为密切, 也是我国目前环境污染治理的重点^[1]. 现阶段国内的河流水质评价目的主要是如实反映水质的客观状况, 从而为污染的综合治理、区域环境的规划管理以及水的用途和利用价值提供依据, 所以一般的步骤是根据具体目标选择相应的水质参数、水质标准和计算方法, 对水的利用价值及水的处理要求做出评定^[2]. 国内水质评价发展很快, 方法很多, 有考虑单一指标的单因子评价法、定量描述整体水体质量的污染指数评价法, 有的水质评价法甚至把水体作为一个有着随机性、模糊性和灰色性的不确定系统^[3~8], 进而引入各种不确定性方法进行评价. 这些方法的共同特点即力求真实反映河流水质, 并与国内水质分级标准相匹配, 重视河流本身的功能分级, 但无法准确反映河流污染物的来源, 所以尽管这些方法极大地促进了水的功能评价和区域环境的规划

管理工作的开展, 但从污染源的认定以及污染治理目标的确定角度来看, 存在一定的不足.

事实上, 河段中的水质是河段两侧入流以及河段上游汇流共同作用的结果, 一个污染源不单单影响其汇入河段的水质, 还会影响下游河段的水质, 所以根据河流水质的监测结果进行评价经常会出现难以确定污染源的情况. 同时, 这些水质评价方法在实际应用中需要河道水质的长期监测资料, 在一些数据匮乏、监测设施不够完善的地区, 应用难度较大.

基于这些方面的考虑, 笔者提出了一种预报河段水体潜在污染影响的方法——河段潜在污染指数法.

收稿日期: 2009-12-15; 修订日期: 2010-04-25

作者简介: 李婷 (1986~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水环境保护, E-mail: lit-04@hotmail.com

1 河段潜在污染指数方法

1.1 潜在非点源污染指数 PNPI

为了评价对河流的潜在污染,意大利学者 Cecchi 等在 2005 年建立了潜在非点源污染指数 (potential non-point pollution Index, PNPI) 法,并在意大利 Tiber 流域和 Viterbo 省得到成功应用,PNPI 方法是一种基于 GIS 的流域尺度上的污染评价工具^[9-11]. 通过计算可以得到流域内每个土地单元的 PNPI 值,代表该单元对河流水体造成的潜在非点源污染,从而给决策者和公众提供对水环境产生潜在影响的污染源及污染影响的空间分布信息.

PNPI 由 3 个代表性指标计算得到:

$$\text{PNPI} = a \times \text{LCI} + b \times \text{ROI} + c \times \text{DI} \quad (1)$$

其中,土地利用指标 (land cover indicator, LCI):代表了由于单元的土地利用方式而可能产生的非点源污染,其值借鉴了欧洲 PNPI 专家打分的结果,在本研究计算中,由于在国内应用专家打分方法需要的成本较高,所以在考虑我国社会经济和流域条件的情况下,只对原有结果进行修正后应用于我国,LCI 由专家打分法得出的土地利用分值标准化后得到,其值介于 0~1 之间.

径流指标 (run-off indicator, ROI):代表了斜坡、土地覆盖、土地利用以及地质条件和土壤类型引起的污染物的迁移和可能的渗漏. 首先,基于土地利用图和土壤类型图根据专家打分法得到初步径流系数,然后利用 DEM 得到的坡度图对 Γ 径流系数进行修正,得到每个单元的径流系数,单元 i 的径流指标即单元 i 到河网流经的所有单元的径流系数的算术平均值. LCI 和 ROI 中专家打分法的结果详见文献^[9~11],由于篇幅限制,此处不再赘述.

距离指标 (distance indicator, DI):考虑了污染源和河网间距离的影响,采用经验公式^[10]计算,由计算单元至河网的流经长度确定.

根据专家打分法得到 3 个权重系数分别是: $a = 4.8, b = 2.6, c = 2.6$.

1.2 潜在污染指数 PPI

与 PNPI 模型比较,根据我国的社会经济状况和小流域的特征,做了土地利用类型扩展、土地利用分类比对、土壤渗透性等级划分三方面的改进,改进后得到的新模型的土地利用类型得到了有针对性的补充,包含了村庄、养殖场和旅游区等污染强度大、污染源较集中的非点源,更适用于我国的状况,在本

研究中称之为潜在污染指数 (potential pollution index, PPI).

土地利用类型扩展即在原有 PNPI 模型的基础上,计算时把养殖场和旅游区也考虑在内. PNPI 模型中考虑的土地利用类型适用于以农业活动为主的山区流域. 而我国人口数量多、人口密度大,即便是在山区,兴建 ϕ 养殖场和开发旅游区的情况也十分 $\propto$, 这 2 种土地利用类型污染强度大,在很多地区甚至已成为主要的污染源之一,根据张雅帆所在课题组多年对密云水库上游流域的长期非点源污染研究发现,密云县内畜禽养殖业发展较快,已经成为区域非点源污染的主要污染源之一,对水库水质造成很大威胁^[20]. 同时,在北京市山区典型小流域实地考察时也发现旅游区沿湖修建农家院、餐馆等建筑,大量生活污水未经处理直接排放入河道,生活垃圾未经处理露天堆放在河道边,对河流水质和周围景观造成恶劣影响,因此,应在模型计算中对这 2 种土地利用类型加以考虑. 而 PNPI 中涉及的土地利用类型并未包含养殖场和旅游区,为了更全面准确地评价流域内不同区域对河流水质造成的潜在污染影响,需要对 PNPI 模型中的土地利用类型表进行扩展.

尽管这些污染源具有污染排放集中、单位面积上的污染负荷大等特点,但由于山区水土保持工作开展时间较短,污水收集和集中处理设施不完善,所以村庄、养殖场和旅游区的汇流方式与农田、荒野、牧场等其它非点源的汇流方式相同. 在 PNPI 的 3 个代表性指标中,只需在土地利用类型表中加入养殖场和旅游区这 2 种类型,并给出恰当的 LCI,而 ROI 和 DI 按照 PNPI 模型的方法进行计算即可.

根据林文婧^[12]关于温榆河流域平水年情况下 11 种土地利用类型单位面积 TN、TP 等负荷量的研究,以及王晓燕、王晓峰等^[13-15]在密云水库流域的相关研究数据,对 TN、TP 与 LCI 进行相关性分析,结果表明 TN 与 LCI 具有较好的线性相关关系,因此可以根据不同土地利用方式的 LCI 值和单位面积 TN 负荷量的线性相关关系,确定新增土地利用类型养殖场和旅游区的 LCI 值. 养殖场单位面积 TN 负荷量的计算方法采取定额法计算,公式详见文献^[16],相关参数选取参见《畜禽养殖业污染物排放标准 GB 18596-2001》中的相关规定和国家环境保护部确定的太湖流域污染源调查数据. 旅游区可视为具有较多度假村的村庄进行计算,同样采用定额法进行计算,将人口分为旅游人口和常住居民两部

分,其中旅游人口生活污水排放浓度的确定借鉴了颜森等^[17]的研究,将其生活废水平均水质浓度定为 0.085 g/L.

此外,由于原有 PNPI 模型中所采用的 Corine 土地利用分类法和土壤渗透性分级与我国的情况不一致,为了能有效利用 PNPI 模型中专家打分法的结果,需要根据我国的社会经济条件和流域状况进行修正. 研究中根据地图说明、Corine 土地利用分类标准^[18]和实地考察所得资料,将北京市政务版电子地形图 1:10 000 比例尺地形图中的土地利用类型与欧洲 CORINE 土地利用类型进行比对,得出土地利用分类比对表,确定了与我国土地利用分类相一致的专家打分结果.

在 PNPI 计算中采用的 1 类型图中已根据渗透能力划分出由 A(高渗透性)到 D(低渗透性)4 个等级,而本研究采用的是全国 1 普查办公室 1995 年编制并出版的《1:100 万中华人民共和国 1 图》,没有直接对应的渗透能力数据和分级,考虑 PNPI 计算的是相对值,土壤渗透性等级划分的标准与欧洲采用的是否一致对计算结果的相对大小并无影响,所以本研究根据文献[19]中关于土壤渗透能力的算法,根据土壤的特征半径计算得到不同土壤类型的渗透能力,并基于渗透能力的大小同样划分为 A~D 这 4 个等级.

改进后的 PPI 模型不仅在土地利用分类方法和土壤渗透性评价上更适用于我国,而且包含的土地利用类型更完善,更符合我国的社会经济发展条件和流域状况,其值域为 0~25,由于是潜在污染影响的相对值,故单位为 1.

PPI 模型计算得到的是流域内各单元潜在污染的相对值,不针对特定的污染物类型,能够综合反映每个单元产生的所有污染物对水环境的影响,便于管理者更直观地了解流域内对河流的潜在污染影响的空间分布,而不需要去掌握不同污染物对环境的影响. 同时,在计算中只需要利用 GIS 软件和 VB 语言编程即可得到评价结果,需要的土地利用图、1 类型图和 DEM 都是基本的数据,并不需要输入河流水质监测资料、降雨资料等,因此具有简单方便、易于操作和需要数据量较少的优点.

1.3 河段潜在污染指数 R-PPI

在 PPI 计算结果的基础上,如果假定这些单元中的潜在污染影响都实际地发生在河流上,即将这些单元内的 PPI 代表的污染按照各自的汇流路径汇入相应河段,但不考虑河道内来自上游的汇流过程,

则可得到 $Q_{\text{总}}$,代表了河网中各河段接纳各自汇流区汇入的总的潜在污染影响. 统计各河段汇流区的土地单元总数 $W_{\text{总}}$,代表了相应河段的汇流区总单元数.

定义 $Q_{\text{总}}$ 与 $W_{\text{总}}$ 的商为河段潜在污染指数 (river section potential pollution index, R-PPI),代表了两侧汇流区每个单元对该河段的平均潜在污染影响.

R-PPI 的计算主要基于 PPI 模型的计算成果,利用 JAVA 编程和 GIS 技术相结合,一般而言,没有必要对每一个河段单元进行计算. 可以从河段潜在污染影响分析的实际需要出发,根据流域的大小和工作的目标来确定评价河段的长度. 则可得到河段潜在污染指数的公式如下:

$$R-PPI = Q_{\text{总}} / W_{\text{总}} \quad (2)$$

式中, $Q_{\text{总}}$:代表了每固定长度河段汇流区汇入的总的潜在污染影响; $W_{\text{总}}$:相应长度河段的汇流区总单元数, R-PPI 值域范围与 PPI 一致,为 0~25,相应的其单位也为 1.

R-PPI 是在评价流域各单元对河流潜在污染影响的基础上得到的,因此与 PPI 模型一样具有简单方便、易于操作和所需数据量较少的优点. R-PPI 可以在缺乏水质监测和降雨等数据的流域快速地计算两侧汇流单元对各河段潜在污染影响的相对大小,从而便于管理者迅速做出决策. 同时, R-PPI 不计入上游汇流的潜在污染影响,更有利于管理者找到河流中受自身汇流区潜在污染影响较大的河段,进而找到这些河段的汇流区以及区域中的主要污染源,为污染治理提供指导,该方法在河流水质监测资料、降雨资料等较缺乏的区域具有明显的优势.

2 案例计算

作为该方法的应用,选取北京市密云水库流域内的 3 个典型小流域——曹家路、蛇鱼川和黄土坎进行了计算研究. 限于篇幅,这里以曹家路小流域为例,介绍 PPI 模型和 R-PPI 的应用. 曹家路流域位于密云县东北角,包含曹家路村和大角峪村 2 个行政村,下辖 6 个自然村,由于靠近雾灵山景区,曹家路村主要以旅游业为主,发展了很多度假山庄和农家院,同时存在 2 家集中养殖场,研究区域代表性强. 案例计算中所用到的数据包括:北京市政务版电子地形图 1:10 000 比例尺地形图、全国 1 普查办公室 1995 年编制并出版的《1:100 万中华人民共和国 1 图》、5 m 精度 DEM 和流域的乡镇调查资料,其

中流域的乡镇调查资料主要用于确定扩展的土地利用类型的范围和污染负荷,若没有可以根据经验和类似流域相关参数进行估算,而由于本研究应用的小流域面积较小,要求分析的精度高,对数据的要求相对较高,在较大流域或数据相对匮乏的流域可在考虑研究目的和计算精度要求的基础上选取相应精度的数据。

计算得到曹家路小流域潜在污染指数 PPI 分布图如图 1 所示。PPI 值在河道两侧及下游平原地区较大,而远离河道区域相对较小,且随距离递减。这与定性分析的结果是相符的,远离河流的山区对河流水体产生的潜在污染会相对较小,而靠近河流的平原地区对河流水体产生的潜在污染相对较大。

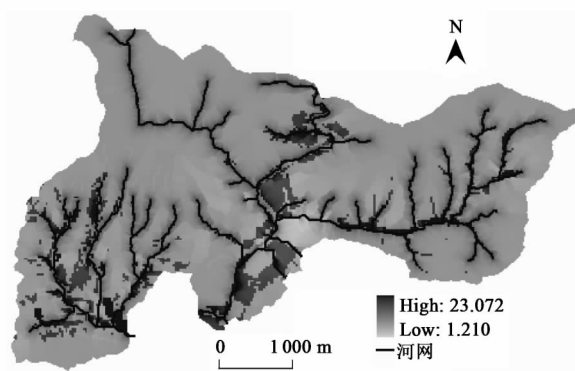


图 1 曹家路流域潜在污染指数 PPI 分布示意

Fig. 1 Distribution map of PPI in Caojialu watershed

在 PPI 分布图的基础上,对曹家路流域内河道按 100 m 进行分段,根据公式(2)计算得到各河段的 R-PPI 值(0~11.984)。在本研究中,为了分析方法的优缺点和应用效果,按照 3 个典型流域中各河段的 R-PPI 指标值从小到大的顺序将 R-PPI 等分为 5 级,得到各河段水质分级的结果如图 2 所示。为使图示便于观察和分析,图 2 中对河道进行了加粗,河流的长度和宽度比例与实际并不一致。

3 讨论

河段潜在污染指数法有以下 5 个方面特点。

3.1 可综合反映流域内各种污染源对河道水质的潜在影响

在 PNPI 模型基础上发展得到的 PPI 模型综合考虑了流域内各种污染源对河道水质的潜在影响,该方法并不具体针对某一种特定的污染物,而是综合反映了流域内不同土地单元对河流水质的总体污染影响的相对大小,便于决策者快速地了解流域内

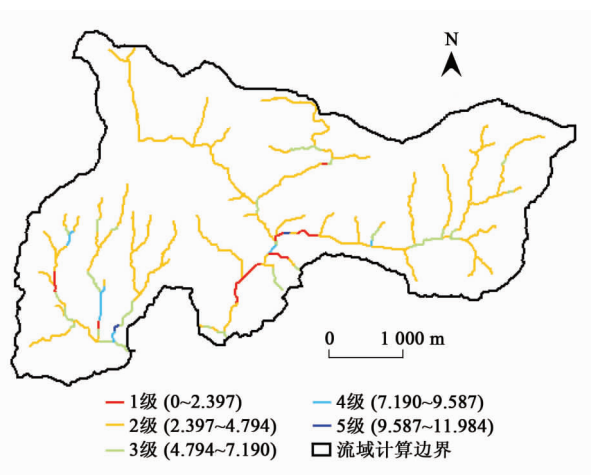


图 2 曹家路流域河段潜在污染指标等级划分图

Fig. 2 Class dividing of R-PPI in Caojialu watershed

潜在非点源污染影响的空间分布情况,计算简单,在数据匮乏的地区与那些需要复杂输入数据的机制性模型相比有较好的应用前景。

3.2 可用于识别重点污染河段、区域和污染源

各河段总 PPI 对流域总 PPI 的贡献率代表河段对整条河流的潜在污染影响,值越大,说明影响越大,但这种影响可能是由于河段本身汇入的污染物较多,自身水质较差,也可能是由于河段汇流区面积较大、汇流单元较多,前一种情况需要重点关注,而后一种情况则不需要。同样的,R-PPI 代表河段两侧汇流区单元平均潜在污染影响,当河段 R-PPI 值较大时,由于有上游来水的稀释作用,河段水质不一定很差,对河段下游和流域出口水质的影响也不一定很大,河段不一定需要重点关注。

因此,这两者都无法单独用于识别重点污染河段,只有当河段自身 R-PPI 较大,同时河段总 PPI 贡献率也较高时,才能说明该河段是重点污染河段,不仅自身受到的潜在污染影响较大,而且对整个流域也有较大的潜在污染影响。在污染防护和治理工作中这些河段需要重点关注,采取针对性的污染治理措施。

由于在流域治理中,决策者最关心的是流域出口的水质,所以,在判断河段需要关注的程度时,认为各河段总 PPI 值贡献率为主要控制因素,而 R-PPI 值为次要因素。

若各河段 PPI 值相同,则其所占比例均为 $1/367 = 0.002725 = 0.2725\%$ 。因此,比例 $> 0.2725\%$ 的河段其总 PPI 值超过均值,对河流出口水质影响较大。统计各河段 R-PPI 值可知整个河网平均的 $R-PPI = 3.46$,则 $R-PPI > 3.46$ (或者可根据需要选取

一个恰当的 R-PPI 值作为标准)的河段其两侧汇流区单元平均潜在污染影响较大. 同时满足这 2 个条件的河段共有 37 个.

如图 3、4 所示,在这 37 个河段中,按照河段总 PPI 贡献率将各河段进行降序排列,可以发现有些贡献率较小的河段 R-PPI 却很大,由于在管理中更多关注的是该河段对整个流域潜在污染贡献的大小,所以即使这些河段两侧汇入的水质较差,但由于自身水量较小,认为其对整个流域的影响并没有那些虽然 R-PPI 相对较小,但对整个流域的 PPI 贡献率较大的河段大,因此把河段总 PPI 贡献率作为河段需要关注程度的主要判断因素,河段总 PPI 贡献率越高,则河段需要关注程度越高. 按照河段需要关注的优先顺序对河段进行排序(最上面的污染最重,最需要关注)如表 1 所示.

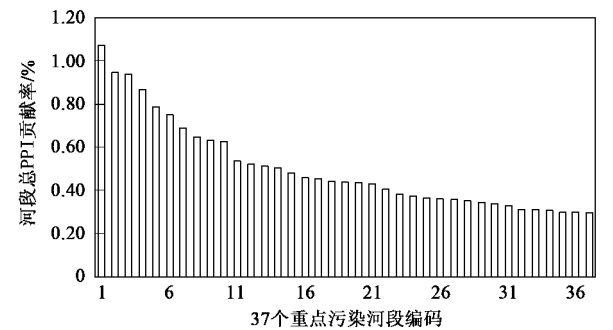


图 3 重点污染河段的 PPI 贡献率图
Fig. 3 PPI contribution rate of main polluted river sections

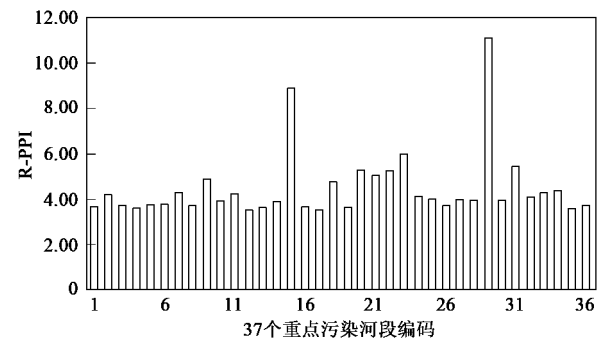


图 4 重点污染河段的 R-PPI 图
Fig. 4 R-PPI of main polluted river sections

针对重点污染河段,可进一步找出其对应的重点污染区域和污染源. 首先,根据流向确定 37 个重点污染河段的汇流区,并通过 GIS 中的叠加分析操作,得到相应汇流区内 PPI 空间分布图,并直观地找出其中重点污染区域,即 PPI 较大,颜色较深的区域,如图 5 所示.

表 1 重点污染河段的河段信息			
Table 1 River sections which need to be focused on			
河段编码	R-PPI	河段总 PPI 值	河段总 PPI 贡献率/%
190	3.65	28 800.09	1.07
361	4.14	25 402.18	0.94
338	3.71	25 215.55	0.94
228	3.58	23 296.10	0.87
307	3.72	21 183.54	0.79
35	3.72	20 194.88	0.75
358	4.30	18 521.32	0.69
314	3.68	17 457.90	0.65
317	4.86	16 998.28	0.63
285	3.92	16 754.84	0.62
322	4.23	14 461.78	0.54
364	3.49	13 941.78	0.52
341	3.59	13 817.39	0.51
108	3.86	13 559.45	0.50
337	8.89	12 831.77	0.48
102	3.64	12 304.27	0.46
240	3.50	12 136.51	0.45
189	4.73	11 856.63	0.44
344	3.61	11 797.15	0.44
335	5.25	11 752.84	0.44
75	5.01	11 628.63	0.43
352	5.24	10 866.43	0.40
267	5.97	10 313.59	0.38
365	4.10	9 992.06	0.37
109	3.97	9 690.76	0.36
362	3.66	9 619.31	0.36
326	3.95	9 615.59	0.36
347	3.91	9 459.16	0.35
336	11.13	9 259.23	0.34
68	3.90	9 113.63	0.34
70	5.40	8 915.29	0.33
251	4.07	8 414.42	0.31
339	4.27	8 297.24	0.31
160	4.35	8 248.37	0.31
67	3.55	8 022.62	0.30
31	3.69	8 010.62	0.30
238	4.48	7 962.48	0.30

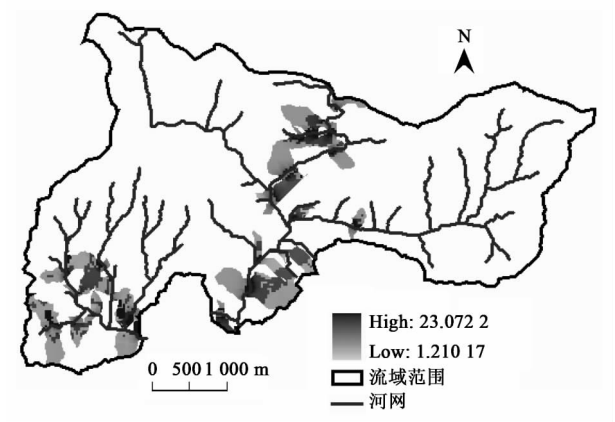


图 5 37 个重点污染河段汇流区内 PPI 的空间分布
Fig. 5 Spatial distribution of PPI in the doab of 37 main polluted river sections

同样,可得到重点污染河段汇流区内土地利用类型的空间分布图,如图 6 所示.按不同土地利用类型进行汇总,即可得到汇流区内不同土地利用类型对应的总 PPI 值及对河道的贡献率,代表了不同土地利用类型对河道的总影响,如表 2 所示.其中,旱地对河道的贡献率最大,密集灌木丛次之,而不同土地利用类型单位面积 PPI 值中,养殖场、旅游区、居民地、旱地和菜地均大于流域单位面积 PPI 值,其它土地利用类型则相对较小,说明这些土地利用类型对河道的单位面积潜在污染影响较大,可通过退耕还林、还草,采取更先进的管理及技术措施,对垃圾、污水等进行集中处理等方法来减小其对河道的不良影响,而表 2 中其他土地利用类型如密集灌木丛的单位面积潜在污染影响较小,这里只是因为其分布面积较大,所以对河道潜在污染的贡献率最大.

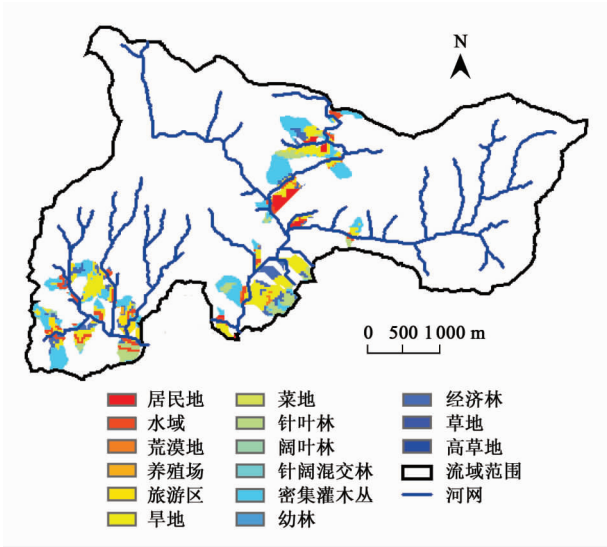


图 6 37 个重点污染河段的汇流区内土地利用类型空间分布
Fig. 6 Spatial distribution of land use type in the doab
of 37 main polluted river sections

因此,对于曹家路流域,重点污染河段共 37 个,其编码及需要关注的优先顺序如表 1 所示,可以考虑根据其对河流水质潜在影响的大小在河岸两侧布置缓冲带、种植水生植物等措施,减少进入河道的污染物.通过分析这 37 个河段汇流区 PPI 和土地利用类型的空间分布,可知图 5 中颜色较深的区域都是重点污染区域,在这些区域内养殖场、旅游区、居民地、旱地和菜地则是重点污染源.

另外,也可以单独针对某一个或某几个河段进行汇总,从而识别其需要重点关注的土地利用类型.表 3 针对最需要重点关注的河段(编码为 190,表 1 中的第一行)进行汇总,与之前总的分析结果不同,190 号河段汇流区中居民地对河流的污染影响最大,而密集灌木丛次之,同时旱地和经济林的污染贡献率也在 10% 以上.同前面分析,可知 190 号河段汇流区中居民地、旱地、菜地和针叶林均大于流域单位面积 PPI 值,考虑到针叶林为自然植被,可优化的空间较小,因此认为 190 号河段汇流区中重点污染源是居民地、旱地和菜地,可根据其特点进行针对性的防护和治理工作.这种针对重点污染河段、区域和污染源层层递进的方法便于决策者直观地了解潜在污染影响的空间布局,并快速找出需要重点治理的河段、区域和污染源,便于根据其特性有的放矢地开展工作的.

3.3 可用于确定污染治理工作的强度

根据河流水质保护的要求确定治理目标的等级,并根据治理目标等级与现状等级间的差距,得出需要通过治理工作削减的污染负荷量,确定需要对前面确定下来的重点污染河段、区域和污染源采取的治理强度,以及治理工作所要达到的效果,从而实现对人力、物力和资金的最优配置.例如一个 3 级(4.794 ~ 7.190)的河段需要通过治理达到 2 级

表 2 重点污染河段汇流区不同土地利用类型面积和 PPI 值汇总
Table 2 PPI and area of different land use types in main polluted river sections

土地利用类型编码	土地利用类型	面积汇总/m ²	面积比例/%	总 PPI 值	PPI 贡献率/%	单位面积 PPI 值/m ⁻²
99	居民地	157 675	5. 18	36 468. 82	7. 30	0. 23
199	水域	285 950	9. 39	38 924. 08	7. 79	0. 14
299	荒漠地	40 075	1. 32	5 432. 34	1. 09	0. 14
399	养殖场	7 925	0. 26	6 816. 18	1. 36	0. 86
499	旅游区	85 600	2. 81	44 209. 14	8. 85	0. 52
92 201	旱地	730 000	23. 98	169 198. 15	33. 86	0. 23
92 501	菜地	3 900	0. 13	775. 13	0. 16	0. 20
93 111	针叶林	302 525	9. 94	34 077. 53	6. 82	0. 11
93 121	阔叶林	36 850	1. 21	4 289. 71	0. 86	0. 12
93 211	密集灌木丛	1 069 700	35. 14	122 927. 11	24. 60	0. 11
93 801	经济林	323 750	10. 64	36 595. 46	7. 32	0. 11

表 3 190 号河段汇流区内不同土地利用类型面积和 PPI 值汇总

Table 3 PPI and area of different land use types in No.190 river sections which need to be focused on

土地利用类型编码	土地利用类型	面积汇总/m ²	面积比例/%	PPI 值汇总	PPI 贡献率/%	单位面积 PPI 值/m ⁻²
99	居民地	58 875	29. 81	12 785. 81	44. 40	0. 22
199	水域	16 950	8. 58	1 941. 39	6. 74	0. 11
299	荒漠地	2 250	1. 14	205. 48	0. 71	0. 09
92 201	旱地	15 550	7. 87	3 158. 35	10. 97	0. 20
92 501	菜地	3 900	1. 97	775. 13	2. 69	0. 20
93 111	针叶林	600	0. 30	93. 25	0. 32	0. 16
93 211	密集灌木丛	57 500	29. 11	6 040. 82	20. 98	0. 11
93 801	经济林	41 875	21. 20	3 799. 85	13. 19	0. 09

(2.397~4.794)的目标,其河段潜在水质指标值至少需要<4.794,由此可计算得到治理前后 R-PPI 的差值 $\Delta R\text{-PPI}$,乘以汇流入该河段的单元数 $W_{\text{总}}$,即可得到河段汇流区需削减的污染负荷量 $\Delta Q_{\text{总}}$,依次对重点污染源逐个进行削减,直到达到治理目标为止.当然,需要根据实际情况和地区特征给出治理目标的等级,然后才能应用这一方法确定污染治理工作的强度,准确地给出污染治理需要削减的潜在污染影响.

3.4 可用于流域治理效果的评价

由于在 PPI 模型中计算的是不同土地管理模式对河流造成的潜在污染影响,而 R-PPI 指数代表了河段两侧汇流区的单元平均潜在污染影响,所以利用 R-PPI 评价流域治理效果主要体现在因改变土地管理模式而产生的流域治理效果上,这也恰恰是人类活动影响最大,政府在规划中最容易控制和改变的工作.在流域治理工作开展前首先对流域计算 PPI 的空间分布,得到河网中所有河段的 R-PPI 值;然后,在改变土地管理模式后,根据土地利用管理模式变化的周期和决策者的需要定期计算所有河段的 R-PPI 值,将其与治理前的值进行逐河段的对比分析,即可有效评价流域治理的效果.这种评价可以充分反映流域中所有河段的治理效果,而不局限于观测点的位置、数量和观测人员的素质.

3.5 可用于土地利用规划方案的环境影响评价

在进行区域土地利用规划时,可以根据当地的经济、社会发展的需求拟定不同的土地利用规划方案,用 PPI 模型和 R-PPI 指数可以快速的评价不同的土地利用数量结构和空间布局对河流潜在污染影响的空间分布,以及河段两侧汇流区的单元平均潜在污染影响,便于决策者在选择方案时充分考虑对环境的影响.

4 结论

(1)基于改进的 PPI 模型提出了一个可以预报

河段潜在污染影响的指数,给出了“河段潜在污染指数(R-PPI)”的定义和计算方法,该指数不考虑上游来水水质的好坏,只考虑河段两侧汇流的影响,可以非常直观地反映整个流域河流两侧汇流区的单元平均潜在污染影响的相对大小. R-PPI 能够综合反映流域内各种污染源对河道水质的潜在污染影响,可用于识别河道内的重点污染河段区域和污染源,可用于确定污染治理的目标、流域治理效果的评价和土地利用规划方案环境影响评价的比较.

(2)该方法在北京市密云水库流域的 3 个典型小流域进行了应用. PPI 分布图揭示了河流水质潜在污染影响的空间分布情况,基于 PPI 的 R-PPI 计算结果,可用于判断河段两侧汇流的影响,通过层层递进的方法确定重点污染河段、区域和污染源,为流域污染治理提供科学指导.

参考文献:

[1] 梁德华,蒋火华. 河流水质综合评价方法的统一和改进[J]. 中国环境监测,2002,18(2):63-66.

[2] 尤洋. 综合评价法及其应用研究[D]. 西安:西安理工大学,2007.

[3] 刘国东,黄川友,丁晶. 水质综合评价的人工神经网络模型[J]. 中国环境科学,1998,18(6):514-517.

[4] 兰文辉,安海燕. 环境水质评价方法的分析与探讨[J]. 干旱环境监测,2002,16(3):167-169.

[5] 谢宏斌. 环境质量评价与预测方法的现状[J]. 四川环境,1998,17(3):37-40.

[6] 沈珍瑶,谢彤芳. 环境质量评价中若干评价方法的比较[J]. 干旱环境监测,1998,12(1):25-27.

[7] 潘峰,付强,梁川. 模糊综合评价在水环境质量综合评价中的应用研究[J]. 环境工程,2002,20(2):58-61.

[8] 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.

[9] Munafò M, Cecchi G, Baiocco F, et al. River pollution from non-point sources: a new simplified method of assessment [J]. Journal of Environmental Management, 2005, 77: 93-98.

[10] Cecchi G, Munafò M, Baiocco F, et al. Estimating river pollution from diffuse sources in the Viterbo province using the

- potential non-point pollution index[J]. Ann Ist Super Sanità, 2007, **43**(3):295-301.
- [11] 李婷,武晓峰. 潜在污染指数模型在密云县小流域三道防线划分中的应用[J]. 北京水务, 2009,(A02):68-71,84.
- [12] 林文婧. 温榆河流域非点源污染研究[D]. 北京:清华大学, 2009.
- [13] 王晓峰. 北京市密云水库上游石匣小流域非点源污染特征研究[D]. 北京:首都师范大学,2001.
- [14] 王晓燕,王一岫,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.
- [15] 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.
- [16] 孟伟. 流域水污染物总量控制技术与示范[M]. 北京:中国环境科学出版社,2008.
- [17] 颜森,陈求稳,李伟峰,等. 重要水源地小流域水环境动态模拟及调控研究[J]. 水利学报,2007,**38**(9):1038-1049.
- [18] 王桥,王文杰. 基于遥感的宏观生态监控技术研究[M]. 北京:中国环境科学出版社,2006.
- [19] David K T. Groundwater Hydrology[M]. Canada: John Wiley & Sons, Inc. , 1976. 68-72.
- [20] 王晓燕,张雅帆,欧洋. 北京密云水库上游太师屯镇非点源污染损失估算[J]. 生态与农业环境学报,2009,**25**(4):37-41.