

非点源污染河流的水环境容量估算和分配

陈丁江¹, 吕军^{1,2*}, 金树权¹, 沈晔娜¹

(1. 浙江大学环境与资源学院资源科学系, 杭州 310029; 2. 浙江大学污染环境修复与生态健康教育部重点实验室, 杭州 310029)

摘要:通过河流相应集水区氮磷的各污染源分析(包括农地、畜禽养殖和生活排污等), 利用输出系数模型估算各非点源的氮磷投(排)放量和入河量; 采用河段氮磷输入-输出平衡关系分析方法, 估算河流对氮磷的每月自净量. 以此为基础, 参照水功能区划所要求的水质目标, 提出了水质未超标河段相应集水区的氮磷剩余水环境容量按月估算模型, 和水质超标河段相应集水区氮磷投放削减量的按月估算模型, 及其在各污染源之间的分配方案. 结果表明, 长乐江的总氮和总磷自净量分别达到 $775.9 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $30.9 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$, 自净率分别为 28.8% 和 51.2%. 河流对氮磷的自净量不仅受水文生态条件的影响而表现出较大的季节性变化, 而且随着污染负荷量本身的增加而提高. 按照水功能区划中Ⅲ类水的水质要求, 长乐江总氮含量全年超标; 各非点源的总氮投(排)放量均须不同程度的削减, 削减总量应达到 1581.0 t ; 氮源削减量分配结果表明, 化肥是应削减的最大氮源, 要求在河流相应集水区内的化肥氮投放削减量为 $1047.4 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$; 而与各种氮源的投排放现状相比, 要求削减比例最高的是畜禽养殖的氮排放量, 达 32.4%. 长乐江流域尚有一定的总磷剩余水环境容量 ($2335.7 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$). 根据目标水质要求, 平水期是各污染源总氮投放需要削减的量最大的时期, 丰水期则是总磷剩余水环境容量最小的时期.

关键词: 非点源污染; 水环境容量; 污染物投(排)放削减量; 河流自净; 分配; 氮; 磷

中图分类号: X26 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)07-1416-09

Estimation and Allocation of Water Environmental Capacity in Nonpoint Source Polluted River

CHEN Ding-jiang¹, LÜ Jun^{1,2}, JIN Shu-quan¹, SHEN Ye-na¹

(1. Department of Natural Resources, College of Environmental Science and Resources, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China; 2. Ministry of Education Key Laboratory of Environment Remediation and Ecological Health, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China)

Abstract: Based on the investigation of the application and emission quantities (QAE) of total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) for nonpoint sources in river catchment's area, included fertilizer applications, livestock and living pollutants emissions, the quantities of TN and TP entered the river were computed by means of export coefficient model in Changle River, southeast China. Self-purification capacities of TN and TP in the reach were also estimated in terms of input-output balance analysis method. According to the provisions of water function planning in the river, the water environment residual capacity (WERC) or the demand for reducing the application and emission (DRAE) of nitrogen and phosphorus in the corresponding catchment were monthly estimated, and WERC and DRAE were respectively allocated among the pollution sources. Results indicated that about 28.8% of TN loads and 51.2% of TP loads could be self-purified respectively in the reach, i. e., purification of $775.9 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ for TN and $30.9 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ for TP. Seasonal variations of the self-purification for the pollutants not only resulted from riverine hydrological and ecological conditions, but also affected by the pollution loading. According to the demand of the water quality protection in the reach, about $1581.0 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ QAE of TN had to reduce in Changle catchment. The maximum demand for the reducing QAE of TN was the fertilizer application ($1047.4 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$), and the highest ratio for the reducing QAE of TN was livestock-poultry breeding (32.4%). There was about $2335.7 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ WERC for TP in the reach. The largest DRAE of nitrogen was during mid-water season and the least WERC of TP was during higher-water season.

Key words: nonpoint pollution; water environmental capacity; reduced quantity of pollutant application-emission; riverine self-purification; allocation; nitrogen; phosphorus

水环境容量的估算及其在各污染源和区域之间的分配, 是水污染总量控制的基础和核心^[1-8]. 当前已有很多针对以点源污染为主河流的水环境容量研究. 在水环境容量估算过程中, 通常首先设定目标水质和一定保证率下的最枯月流量, 再用一维或二维的水环境容量模型进行以年为单位的估算^[9-12]. 在分配中, 主要追求公平和效益原则^[2, 13-16]. 公平原则下的分配方法包括: 水污染负荷量的公平分

配^[16-19]、收益和处理费用的公平分配^[7, 8-20]、行政协调的公平分配^[6, 8]等. 效益原则下的分配方法包括: 区域内治理费用最小法^[3, 4, 21]、最优组合治理方案分

收稿日期: 2006-07-13; 修订日期: 2006-10-25

基金项目: 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2002CB410807); 国家自然科学基金项目(40571070); 浙江省科技厅计划项目(2004C33067)

作者简介: 陈丁江(1979~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为流域水
资源与水质, E-mail: chendj@zju.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: jlu@zju.edu.cn

配法^[8]、边际净效益最大法^[6]等.另外,一些研究综合考虑水环境、社会、经济之间的协调发展提出了多目标优化分配方法^[2,22].

随着非点源污染问题越来越突出,将总量控制体系纳入到非点源污染的防治中具有重要意义^[23].但是由于非点源污染具有动态性和随机性,其空间位置和排放量都很难进行准确的量化,因此,针对以点源污染为主的河流水环境容量估算方法,很难适用于以非点源污染为主的河流.目前对非点源污染为主河流的水环境容量研究也相对较少^[24].同时,当前用于控制管理点源污染的经济手段尚未涉及非点源污染问题^[25].已有的水环境容量分配研究也侧重于经济效益而忽视了社会性,使得计算结果往往难以直接用于实际工作中^[2].

本研究针对以非点源污染为主的河流污染总量控制问题,提出适用于非点源污染河流的水环境容量和相应集水区内污染源投(排)放削减量的分月估算方法,同时提出考虑环境、社会和经济协调发展的水环境容量和污染源投(排)放削减量分配方案,以建立非点源污染总量控制的方法体系.

1 研究区概况

曹娥江是浙闽水系中位于浙江省的主要河流之一,本研究选择曹娥江的主要支流长乐江及其流域为研究对象.长乐江位于浙江省绍兴地区西南,流域面积 864 km²,全长 70.5 km.河道平均比降 3.6‰,沙砾河床,宽 40~70 m,多年平均流量 18.4 m³·s⁻¹,平均年径流量 5.71 亿 m³,年输沙量 10.9 万 t,年侵蚀模数 127 t·km⁻².该地区气候温和湿润,四季分明.河流“源短流急”,是我国东南地区小流域的典型代表.该流域经济比较发达,人民生活水平较高.试区内的主要土地利用方式为农地(水田、旱地、茶园、苗圃、林地、竹园)和农村人居地,居住人口为 37.35 万.流域范围内工业企业相对较少,据 2003 年统计资料,工业总产值 11.04 亿元,主要为纺织加工、电器、机械等;农林牧产值 10.01 亿元,其中农业产值为 8.35 亿元.水稻种植以单季稻(7~9 月)为主,农业机械化程度较高.

2 材料与方法

2.1 基础资料收集

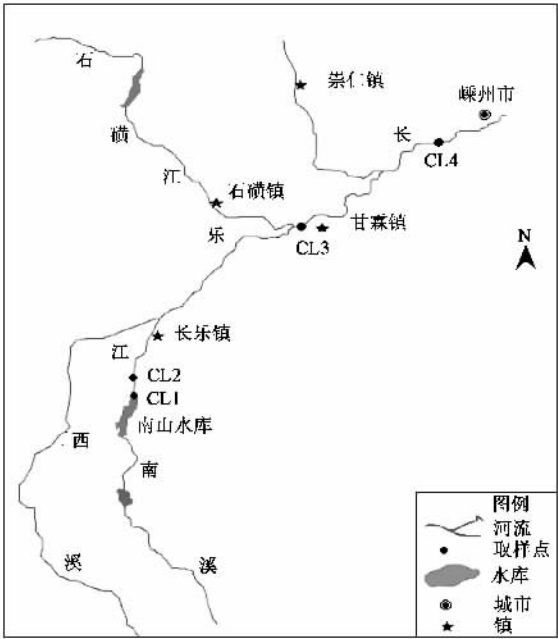
河流水文资料和降雨量资料由当地水利局和气象站提供.流域内当年的人口、经济产值、施肥量、畜禽养殖等数据通过逐村调查获得,由浙江省环境监

测总站提供.研究河段水环境功能区标准根据《浙江省水功能区、水环境功能区划分方案》(2005)确定,水质标准采用国家地表水环境质量标准(GB 3838-2002).

2.2 采样和分析

在长乐江上共设 4 个监测点(图 1),于 2003-07~2005-06 对河流水质进行了以月为单位的连续采样和分析.采用默克 350i 便携式多参数测试仪(WTW)野外实地测定 5 项水质指标,包括水温(*T*)、pH 值、电导(EC)、溶解氧(DO).水样从河道中间离水面 30 cm 处采集,24 h 内运回实验室完成总氮、总磷等化学分析.总氮(TN)含量采用碱性过硫酸钾氧化、紫外分光光度法测定(GB 11893-89);总磷(TP)含量采用过硫酸钾消解、钼酸铵分光光度法测定(GB 11893-89).

变量之间的相关性分析采用 Microsoft Excel 2003,数学方程求解采用 Matlab 7.0.1 及其插件.



CL1~CL4 为 4 个监测采样点,CL1 和 CL2 分别位于南山水库(为当地嵊州市区的饮用水源)坝内和水库坝下,CL3 和 CL4 分别位于长乐江的中游和下游

图 1 长乐江采样点位

Fig.1 Sampling sites in Changle River

2.3 相应集水区氮磷投(排)放削减量和入河量估算及水环境容量分配方法

本研究首先按照研究年份的调查资料分析集水区内氮磷的各污染源,采用输出系数模型法^[26,27]估算氮磷的投(排)放量和入河量.氮磷投(排)放量是

指化肥施用中氮磷的投入量、生活和畜禽养殖产生的氮磷排放量之和.入河量是投(排)放量经过各种复杂过程后进入河流的量.然后基于河流污染负荷输入-输出平衡原理,估算河流对氮磷每月的自净能力,结合统计分析,建立河流自净量的估算模型.以此为依据,估算为保证河流水质达标的每月水环境容量或相应集水区内非点源氮磷投(排)放的削减量.最后根据研究年份各污染源所承载的经济产值、人口差异及其入河量比例,进行水环境容量或削减量的源分配.

2.3.1 集水区氮磷投(排)放量和入河量估算方法

在长乐江流域,农地中化肥施用投入的氮磷以及农村生活和畜禽养殖所产生的氮磷排放是河流氮磷污染主要的来源.根据当地的调查统计,全流域全年点源总氮排放量仅为 0.19 t,几乎没有含磷的点源污染,因此点源污染可以忽略.河流相应集水区氮磷年投(排)放总量(QAE, t·a⁻¹)和年入河量(QIR, t·a⁻¹)通过公式(1)、(2)进行估算:

$$QAE = \sum_{n=1}^3 (W_f + W_d + W_k) \tag{1}$$

其中: $W_f = \sum_{i=1; j=1}^{x; y} f_{ij} \times a_j$, $W_d = P_d \times a_d$,
 $W_k = \sum_{k=1}^z Q_k \times a_k$

$$QIR = \sum_{n=1}^3 \left(\sum_{i=1; j=1}^{x; y} f_{ij} \times a_j \times O_{ij} + W_d \times O_d + W_k \times O_k \right) \tag{2}$$

式(1)中, W_f 为化肥施用投入的氮和磷量(t), f_{ij} 为第 i 种化肥类型在 j 种农地中的年施用量(t), a_i 为第 i 种化肥中氮和磷的含量(%); W_d 为生活污染产生的氮和磷量(t), P_d 为人口总数(人), a_d 为每人每年的氮和磷产生系数并取 TN 4 kg·(人·a)⁻¹ 和 TP 1 kg·(人·a)⁻¹[28]; W_k 为畜禽养殖产生的氮和磷量(t), Q_k 为第 k 种畜禽的数量(头或只), a_k 为第 k 种畜禽的氮和磷产生系数[TN kg·(a·只)⁻¹ 和 TP kg·(a·只)⁻¹],由当地农业局通过实际测算获得(表 1).式(2)中, O_{ij} 为第 i 种化肥类型在 j 种农地中的入河系数(%); O_d 为生活污染产生的氮和磷入河系数(%); O_k 为第 k 种畜禽污染产生的氮和磷入河系数(%). 畜禽养殖产生的氮和磷入河系数采用 Johnes 的研究结果[27]. 由于试区内的人畜粪便均作为有机肥施用到耕地中,农村生活和畜禽养殖产生的污染物质具有相同的入河过程,因此生活污染的氮和磷入河系数取畜类的平均值.各种化肥在不同农地(包括水体、旱地和园地)中的氮和磷入河系数由当地农业局通过试验获得.所有入河系数见表 2.

表 1 不同畜禽类型的氮和磷产生系数¹⁾

Table 1 Produce coefficients of nitrogen and phosphorus for different livestock-poultry type

指标	猪	肉牛	奶牛	蛋鸡	肉鸡	鸭	鹅	羊	兔	鹌鹑	鸽
产生量/kg·(a·只) ⁻¹	390	5 400	9 000	45	30	45	90	450	45	7.5	15
粪 平均含氮量/g·kg ⁻¹	5.88	4.37	4.37	9.84	9.84	11.00	11.00	7.50	7.50	9.84	9.84
平均含磷量/g·kg ⁻¹	3.41	1.18	1.18	5.37	5.37	6.20	6.20	2.60	2.60	5.37	5.37
产生量/kg·(a·只) ⁻¹	870	1 400	2 100	—	—	—	—	225	25	—	—
尿 平均含氮量/g·kg ⁻¹	3.30	8.00	8.00	—	—	—	—	14.0	14.0	—	—
平均含磷量/g·kg ⁻¹	0.52	0.40	0.40	—	—	—	—	1.96	1.96	—	—
氮产生量/kg·(a·只) ⁻¹	5.16	34.8	56.13	0.44	0.30	0.50	0.99	6.53	0.69	0.07	0.15
磷产生量/kg·(a·只) ⁻¹	1.78	6.93	11.46	0.24	0.16	0.28	0.56	1.61	0.17	0.04	0.08

1) 畜类的粪、尿分别测算,禽类按粪尿混合物测算

2.3.2 集水区氮磷年入河量的按月分配方法

径流和排水是非点源污染产生的原动力和载体,尤其在暴雨情况下几乎所有的污染物都会迁移[29].在没有农田排水时,对于同一研究区域而言,由于具有相同的土地利用方式、农作习惯、土壤类型、地形和植被等条件,因此降雨是产生非点源污染的主要原因.许多研究表明,非点源的氮磷入河量与降雨量呈正相关[26,30].同时,长乐江河流水体中氮磷浓度与降雨量和流量也存在着显著的相关性(降雨

量和流量与 TN 平均浓度之间的相关系数分别为 $r = 0.76^{**}$ 和 $r = 0.76^{**}$;降雨量和流量与 TP 平均浓度之间的相关系数分别为 $r = 0.71^{**}$ 和 $r = 0.60^{*}$).因此本研究根据降雨量对集水区全年氮磷入河量进行按月分配:

$$QIR_m = \frac{P_m}{P_{year}} \times QIR \tag{3}$$

式(3)中, QIR_m 为第 m 个月集水区氮和磷入河量(t·月⁻¹); P_m 为第 $m-1$ 个月与第 m 个月采样时间

间隔中的降雨量(mm); P_{year} 为全年降雨量(mm).

表2 不同污染源氮磷的入河系数/%

Table 2 Export coefficients of nitrogen and phosphorus for each pollution source					
污染源		TN 入河系数		TP 入河系数	
畜禽类型 ¹⁾	牛	16.2		2.85	
	猪	14.5		2.55	
	羊	17		3.0	
	家禽	15.3		2.7	
生活污染 ²⁾	人	15.75		2.78	
化肥施用 ³⁾		氮肥		磷肥	
农田类型	施肥量 /kg·hm ⁻²	尿素	碳酸氢铵	复合肥	过磷酸钙 或钙镁磷肥
水田	< 300	18	24	22	
	300 ~ 400	20	26.5	24.5	4
	> 400	22	29	27	
旱作地、园 地及其他	< 300		10		
	300 ~ 400		11		5
	> 400		12		

1) 不同畜禽类型所产生的氮或磷的入河系数采用 Johnes 的研究结果^[27]; 2) 由于生活污染与畜禽养殖污染具有相同的入河过程(均作为农地的有机肥),因此采用畜类入河系数的平均值作为生活污染的入河系数; 3) 各种化肥在不同农地(包括水田、旱地和园地等)中的入河系数由绍兴市农业局通过试验获得

2.3.3 河流氮磷自净量估算方法

河流氮和磷月总输入负荷量包括集水区月入河量和上游流入(IPL_m, t·月⁻¹)的负荷量; 月总输出负荷量包括月下游的输出量(DPL_m, t·月⁻¹)和河流的自净量(RPL_m, t·月⁻¹). 各类河流的污染负荷量通过公式(4~6)进行估算:

IPL_m = c_{im} × Q_{im} × 0.086 4 × t_m (4)

DPL_m = c_{dm} × Q_{dm} × 0.086 4 × t_m (5)

RPL_m = QIR_m + IPL_m - DPL_m (6)

式(4)中, c_{im} 为第 m 个月上游氮和磷浓度(mg·L⁻¹), Q_{im} 为第 m 个月上游流量(m³·s⁻¹), t_m 为估算月份的天数(d). 式(5)中, c_{dm} 为第 m 个月下游氮和磷浓度(mg·L⁻¹), Q_{dm} 为第 m 个月下游流量(m³·s⁻¹).

RPC_m = $\frac{RPL_m}{QIR_m + IPL_m}$ (7)

式(7)中, RPC_m 为第 m 个月河流的氮和磷自净率(%).

2.3.4 河流水环境容量和相应集水区污染物质投(排)放削减量的源分配方法

水环境容量和相应集水区污染物质投(排)放削减量在各污染源的分配必须兼顾经济发展和环境保护^[31], 同时也要考虑污染源之间的社会效益差异. 由于本研究区内各污染源均以非点源的形式作用于

水体, 且没有相应的非点源污染控制措施, 因此不考虑各污染源处理费用, 主要考虑各个污染源所承载的就业人数或生活人数和所产生的 GDP 产值及其对长乐江污染的贡献率进行分配.

(1)水环境容量分配方法 水环境容量分配中应体现出“人人平等”的原则, 这就要求每个人的环境容量占有量相同, 劳动力多的污染源占有的环境容量也多^[19]. 对于生活污染采用研究区内的总人口数来表示其社会效益. 由于目前浙江省已经取消农业税, 所以不考虑畜禽养殖与化肥施用这 2 个生产类污染源由上缴利税所产生的社会效益, 而只考虑各自所承载的就业人数来表示其社会效益. 并采用各自产生的 GDP 产值来表示其经济效益. 考虑到保证人们生活是首要的, 首先进行生活类与生产类污染源之间的分配, 用公式表示为:

WEC_{pm} = WEC_m × $\frac{p + C_m}{2}$ (8)

其中: $p = \frac{P_p}{P}$, $C_m = \frac{QIR_{pm}}{QIR_m}$

WEC_{dm} = WEC_m - WEC_{pm} (9)

式(8)中, WEC_{pm} 为第 m 个月生产类污染源分配到的剩余水环境容量(t·月⁻¹); WEC_m 为第 m 个月的剩余水环境容量(t·月⁻¹); p 为生产类污染源的社会效益系数(%), P_p 为生产类污染源所承载的就业人数(人), P 为研究区中的人口总数(人); QIR_{pm} 为第 m 个月生产类污染源的污染物入河量(t·月⁻¹); C_m 为第 m 个月生产类污染源入河量占总入河量的百分比(%). 式(9)中, WEC_{dm} 为第 m 个月生活污染分配到的剩余水环境容量(t·月⁻¹); 其它符号同上.

对生产类污染源之间的分配, 用公式表示为:

WEC_{nm} = WEC_{pm} × $\frac{p_n + G_n + C_{nm}}{3}$ (10)

其中: $p_n = \frac{P_n}{\sum_{n=1}^2 P_n}$, $G_n = \frac{G'_n}{\sum_{n=1}^2 G'_n}$, $C_{nm} = \frac{QIR_{nm}}{\sum_{n=1}^2 QIR_{nm}}$

式(10)中, WEC_{nm} 为第 m 个月第 n 个生产类污染源分配到的剩余水环境容量(t·月⁻¹); p_n 为第 n 个污染源的社会效益系数(%), P_n 为第 n 个生产类污染源所承载的就业人数(人); G_n 为第 n 个生产类污染源的经济效益系数(%), G'_n 为第 n 个生产类污染源的年 GDP 产值(万元); C_{nm} 为第 m 个月第 n 个生产类污染源入河量占生产类污染源总入河量的百分比(%); QIR_{nm} 为第 m 个月第 n 个生产类污染源的入河量(t·月⁻¹); 其它符号同上.

(2)集水区污染物质投(排)放削减量分配方法在集水区污染物质投(排)放削减量分配中,各污染源分配到的投(排)放削减量应与其所承载的就业人数或人口数和所产生的 GDP 产值成反比,而与其污染物入河量成正比.因此,对农村生活污染而言,本研究定义单位人口数所产生的入河量来表征社会因素及其污染贡献率.对生产类污染源而言,定义某个污染源单位就业人数所产生的入河量来表征其社会因素及其污染贡献率,定义某个污染源的万元 GDP 产值所产生的入河量来表征其经济因素及其污染贡献率.首先进行生活类与生产类污染源之间的分配,用公式表示为:

$$DQ_{im} = DQ_m \times S_{im} \tag{11}$$

其中: $S_{im} = \frac{S'_{im}}{\sum_{i=1}^2 S'_{im}}$, $S'_{im} = \frac{QIR_{im}}{P_i}$
式(11)中, DQ_{im} 为第 m 个月第 i 类(生活类和生产类)污染源分配到的投(排)放削减量($t \cdot 月^{-1}$); DQ_m 为第 m 个月的投(排)放削减量($t \cdot 月^{-1}$); S_{im} 为第 m 个月第 i 类污染源的分配系数(%), S'_{im} 为第 m 个月第 i 类污染源单位就业人数或总人口数所产生的污染量($t \cdot 人^{-1}$); QIR_{im} 为第 m 个月第 i 类污染源的入河量($t \cdot 月^{-1}$); P_i 为第 i 类污染源所承载的人口数(人).

对生产类污染源之间的分配,用公式表示为:

$$DQ_{nm} = DQ_{pm} \times \frac{S_{nm} + E_{nm}}{2} \tag{12}$$

其中: $S'_{nm} = \frac{S'_{nm}}{\sum_{n=1}^2 S'_{nm}}$, $S'_{nm} = \frac{QIR_{nm}}{P_n}$; $E_{nm} = \frac{E'_{nm}}{\sum_{n=1}^2 E'_{nm}}$, $E'_{nm} = \frac{QIR_{nm}}{G'_n}$
式(12)中, DQ_{nm} 为第 m 个月第 n 个生产类污染源分配到的投(排)放削减量($t \cdot 月^{-1}$); DQ_{pm} 为第 m 个月生产类污染源分配到的投(排)放削减量($t \cdot 月^{-1}$); E_{nm} 为第 m 个月第 n 个生产类污染源利用水环境容量资源的经济效率系数(%), E'_{nm} 为第 m 个月第 n 个生产类污染源每万元 GDP 所产生污染物入河量($t \cdot 万元^{-1}$); S_{nm} 为第 m 个月第 n 个生产类污染源利用水环境容量资源的社会效率系数(%), S'_{nm} 为第 m 个月第 n 个生产类污染源单位就业人数所产生的污染量($t \cdot 人^{-1}$); QIR_{nm} 第 m 个月第 n 个生产类污染源的入河量($t \cdot 月^{-1}$); 其它符号同上.

3 结果与讨论

3.1 长乐江流域氮磷投(排)放量和入河量

河段相应集水区各污染源的氮磷入河量大小直接影响了河流氮磷的污染程度.本研究区域内各个污染源 TN 和 TP 年投(排)放的总量分别达到 7 212.0 t 和 1 181.1 t,而入河量分别为 1 266.4 t 和 38.3 t(表 3).从各污染源的 TN 年入河量占 TN 总入河量的比例看,化肥施用(70.5%)>农村生活污染(16.6%)>畜禽养殖(12.9%).TP 为化肥施用(48.5%)>畜禽养殖(27.3%)>农村生活污染(24.2%).显然,化肥施用是引起长乐江 TN 和 TP 污染的主要原因.从氮磷每月的入河量分布看,处于丰水期的 9 月和 6 月 TN 入河量分别达到 177.2 t 和 159.3 t,TP 分别达到 4.0 t 和 7.4 t.

表 3 长乐江流域不同污染源氮磷年投(排)放量和入河量/ $t \cdot a^{-1}$
Table 3 Nitrogen and phosphorus produce and export quantity for each source in Changle watershed/ $t \cdot a^{-1}$

污染源	TN		TP	
	投(排)放量	入河量	投(排)放量	入河量
化肥施用	4 827.4	892.6	462.7	18.6
畜禽养殖	1 049.9	163.6	384.8	10.5
农村生活污染	1 334.7	210.2	333.7	9.3
总量	7 212.0	1 266.4	1 181.1	38.3

3.2 河流氮磷自净

河流自净是污染物进入河流后,由于河流自身生物的作用,通过生物、物理、化学等过程,使得水质得到净化的能力^[32].长乐江氮磷年自净量分别达到 775.9 t 和 30.9 t, TN 自净率达到 28.8%, TP 自净率为 51.2%,这大于 Grizzettie 等^[33]对欧洲 Wash、Zelivka 和 Vilaine 河 TN 自净率的研究结果(2%~17%),主要可能与长乐江中生长的大量大型水生植物有关.

水体自净系统会随着环境条件的变化而变化^[32].从长乐江每月的氮磷自净量分布看(图 2),河流的自净能力具有显著的时间变异性.在降雨集中且温度较高的雨季(6 和 9 月),河流的氮磷自净量分别占了全年的 47.6%和 32.9%.河流每月的氮磷自净量与溶解氧浓度呈负相关(表 4),这表明氮磷在河流中的自净过程需要消耗溶解氧,尤其是含氮磷的有机物降解为无机态,再被水生植物和藻类吸收利用的过程.而 TN 和 TP 的自净量与温度呈正相关,这表明河流中包括水生植物在内的水生生物活性随着温度的增高而增强,从而促进了对水体中氮磷的降解和吸收利用.河流水体中 TN 和 TP 的自净

量随着其总输入负荷量的增加而增加,这主要是由于氮磷本身是许多水生植物和藻类生长的限制性营养元素,氮磷负荷量的增加促进了河流中生物的生长和繁殖,从而增加了对水体中氮磷的吸收利用量.因此,河流水体的自净量,不仅由于水文生态条件的影响而表现为较大的季节性变化,而且随着本身污染负荷量的增加而增加.在通常的水环境容量估算

模型应用中,模型中污染物降解系数的率定与预测估算处于不同时期,尽管水文条件类似(设计流量),但是污染负荷量往往存在着较大的差异,这势必影响到模型的预测能力.而以非点源污染为主的河流中,河流中污染负荷量的时间变异性更为显著.因此,在建立非点源污染的河流水质模型以及以此为基础的水环境容量模型时,必须同时考虑不同时期

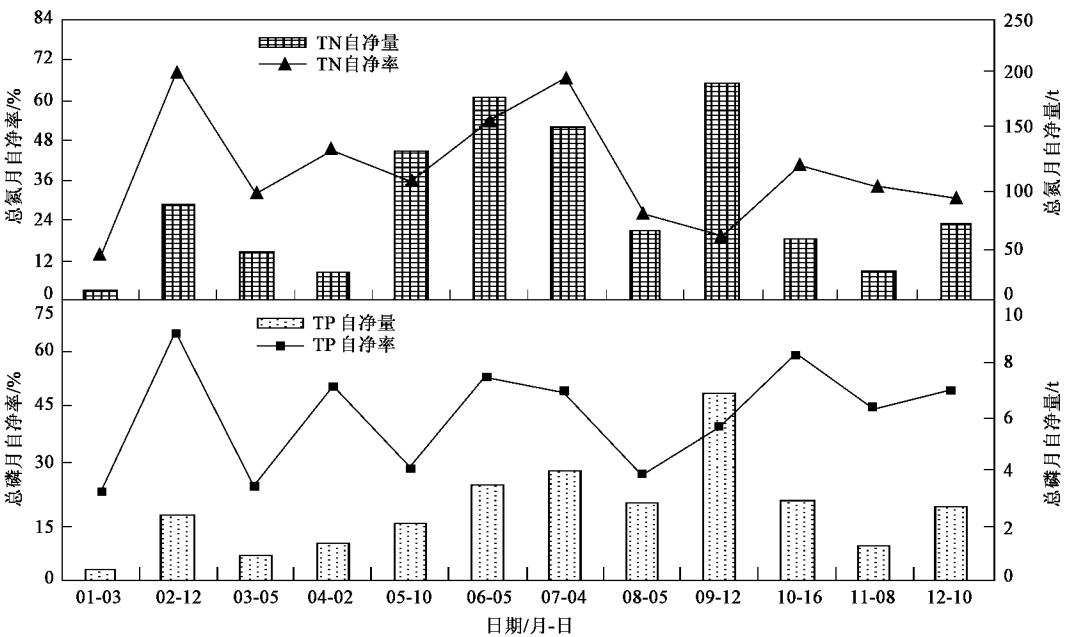


图2 长乐江水体氮磷每月自净量和自净率

Fig.2 Monthly riverine self-purification quantity and ratio of nitrogen and phosphorus in Changle River

表4 长乐江氮磷自净量和自净率相关性分析¹⁾

Table 4 Correlation analysis results for riverine self-purification quantity and ratio in Changle River

参数	TN 自净量 /t·月 ⁻¹	TN 自净率 /%	TP 自净量 /t·月 ⁻¹	TP 自净率 /%
DO/mg·L ⁻¹	-0.74**	-0.26	-0.71**	-0.17
水温/℃	0.64*	0.30	0.63	0.17
TN 或 TP 总输入负荷量/t·月 ⁻¹	0.93**	0.10	0.99**	0.68**

1) **表示 $p < 0.01$, *表示 $p < 0.05$, 其它表示无显著相关性

之间河流对污染物自净能力的差异.

3.3 水环境容量和投(排)放削减量估算

水环境容量或投(排)放削减量的估算是总量控制的基础,而水质目标和估算模型的确定是水环境容量或投(排)放削减量估算的关键.长乐江的水环境功能区要求为Ⅲ类水质($TN \leq 1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $TP \leq 0.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$).研究河段上游流入和下游流出的TN浓度均超过水环境功能区要求.显然,当上一河段的

水质已经超标时,要求下一河段的水质达标,就意味着上一河段造成的河流污染责任,要由下一河段来承担,这是不公平也是不合理的.这种情况下如果要求水质达标,必须责成上游河段实现段末水质达标的控制与治理;而对于下一河段来说,只能要求下一河段的水质不能继续恶化,即下一河段所能利用的水环境容量只能是该河段的自净容量.

目前,上游河段末水质超标的情况较为常见,因此河流自净能力的研究在水环境容量估算中就变得更为重要.在长乐江中,由于各河段对氮磷的自净能力与其污染状况关系密切,而其污染状况在时间尺度上具有显著的变异性,因此不能通过简单地设定一个降解系数来建立水环境容量模型.本研究中,按月建立水环境容量和投(排)放削减量的估算模型.基于以上分析,长乐江河段对TN和TP的自净量(PRL_N 和 PRL_P , $t \cdot \text{月}^{-1}$)与其总输入负荷量之间的关系分别可以用下列回归方程进行拟合:

$$\text{PRL}_N = 64.06 \times \ln(\text{TL}_N) - 244.82 \quad (13)$$

$(R^2 = 0.80, p < 0.01)$

$$\text{PRL}_P = 0.668 \times \text{TL}_P - 0.848 \quad (14)$$

$(R^2 = 0.97, p < 0.01)$

式(13~14)中, TL_N 和 TL_P 分别为 TN 和 TP 总输入负荷量($\text{t} \cdot \text{月}^{-1}$). 由于 TN 污染的控制目标是第 m 个月允许的入河量(ANL_m , $\text{t} \cdot \text{月}^{-1}$)等于河流对 TN 自净量, 因此, 可以得到:

$$\text{ANL}_m = 64.06 \times \ln(\text{ANL}_m + \text{INL}_m) - 244.82 \quad (15)$$

式中, INL_m 为当前第 m 个月上游输入的 TN 负荷量($\text{t} \cdot \text{月}^{-1}$). 基于式(13)可以得到 TN 的投(排)放削减量估算模型:

$$\text{DQ}_m = \sum_{n=1}^3 \frac{[\text{QIR}_N - f(\text{INL}_m)] \times C_{nm}}{O_{nm}} \quad (16)$$

式中, QIR_N 为当前第 m 个月 TN 的总入河量($\text{t} \cdot \text{月}^{-1}$); C_{nm} 为第 m 个月第 n 个污染源的 TN 入河量占总入河量的百分比(%); $f(\text{INL}_m)$ 表示目标水质下第 m 个月河流的允许入河量($\text{t} \cdot \text{月}^{-1}$), 它是 INL_m 的函数; O_{nm} 为第 m 个月第 n 个污染源的 TN 入河系数(%); 其它符号同上. 同理, 可以得到 TP 剩余水环境容量的估算模型:

$$\text{WEC}_m = \sum_{n=1}^3 \times \left(\frac{\text{TDPL}_m - 0.446 \times \text{TPL}_m + 0.332}{0.554} - \text{QIR}_P \right) \times R_{nm} \over D_{nm} \quad (17)$$

式中, TDPL_m 是第 m 个月在目标浓度下 TP 的下游输出量($\text{t} \cdot \text{月}^{-1}$), 其计算公式同式(4)、(5); TPL_m 为当前第 m 个月上游的 TP 输入量($\text{t} \cdot \text{月}^{-1}$); QIR_P 为当前第 m 个月 TP 的入河量($\text{t} \cdot \text{月}^{-1}$); R_{nm} 为第 m 个月第 n 个污染源的 TP 入河量占总入河量的百分比(%); D_{nm} 为第 m 个月第 n 个污染源的 TP 入河系数(%); 其它符号同上.

根据公式(16)、(17), 长乐江流域全年 TN 需削减 1 581.1 t 的投(排)放量才能达到该流域河段水质不再进一步恶化的目标; 这一 TN 削减量占当前该流域 TN 投(排)放量的 21.9%(表 5). 而 TP 尚有 2 335.7 t 的剩余水环境容量, 为当前该 TP 投(排)放量的 197.6%; 也就是说, 当前各污染源增加的 TP 投(排)放总量在小于 2 335.7 t (相当于入河量小于 61.1 t) 的情况下, 均能够满足该河段水环境功能区 III 类水质的要求.

表 5 长乐江流域不同污染源的总氮投(排)放削减量及总磷剩余水环境容量¹⁾

污染源	TN		TP	
	削减量/ $\text{t} \cdot \text{a}^{-1}$	削减比例/%	剩余水环境容量/ $\text{t} \cdot \text{a}^{-1}$	允许增加的投(排)放比例/%
农村生活污染	193.3	14.5	972.5	252.7
畜禽养殖	340.2	32.4	505.0	151.3
化肥施用	1 047.4	21.7	858.3	185.5
总量和比例	1 581.0	21.9	2 335.7	197.8

1) TN 的削减比例和允许增加的投(排)放比例均是相对于当前投(排)放量

3.4 水环境容量和投(排)放削减量的分配

水环境容量或投(排)放削减量在各个污染源中的合理分配是总量控制的核心. 从表 5 可以看出, 为了保证经济、社会、水环境协调发展, 各污染源的 TN 投(排)放量均须不同程度的削减, 削减总量达到 1 581.0 t. 化肥施用是 TN 污染削减量最大的源(1 047.4 t), 而畜禽养殖是削减比例最大的污染源(32.4%). 对于非点源污染而言, 由于其发生具有显著的时间变异性, 除了源分配, 时间上的分配也是至关重要的. 从每月的分布可以看出(图 3), 削减量最大值出现在平水期的 3 月和 10 月. 这表明尽管丰水期是 TN 污染最严重的时期, 平水期却是 TN 污染控制最困难的时期. 对于 TP 而言, 当前尚有较多的剩

余水环境容量存在. 畜禽养殖的剩余容量最小只有 505.0 t (151.3%), 是需要严格控制的污染源. 从每月的分布看, 丰水期是剩余水环境容量最少的时期, 尤其在 9 月只有 78.2 t, 而枯水期则有较多的剩余水环境容量存在. 因此丰水期是 TP 最容易受到污染的时期, 而枯水期是最容易控制的时期.

4 结论

(1) 非点源污染为主的河流水质状况直接取决于非点源污染物的入河量, 而入河量的大小不仅与流域自然条件有关, 还与河段相应集水区的不同类型污染源的投(排)放的总量、比例结构有关, 并常常具有较大的时间变异性. 在长乐江流域, 非点源污染

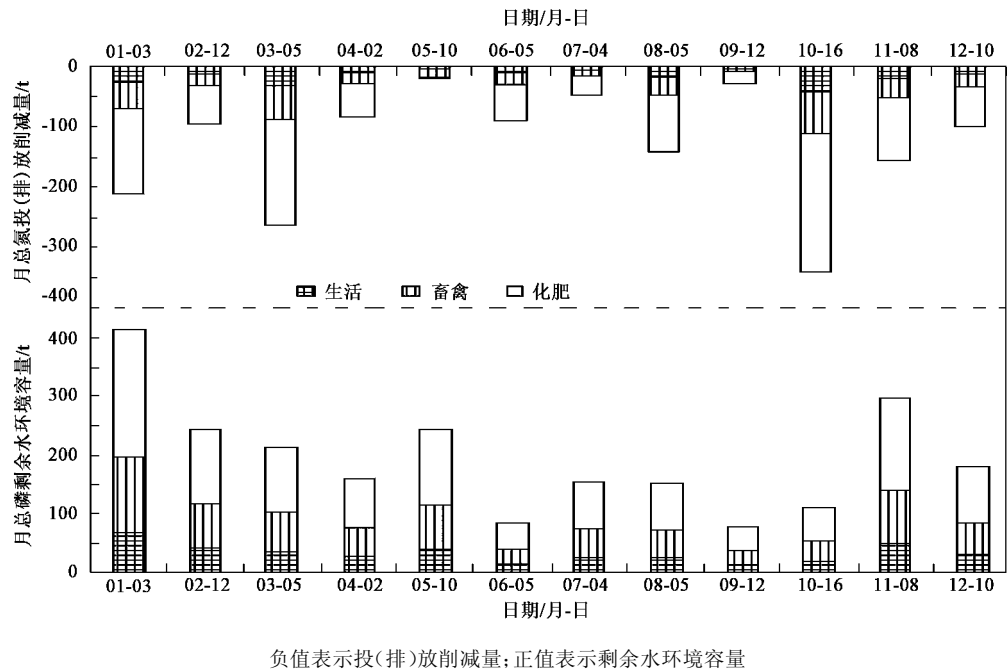


图 3 长乐江流域每月不同污染源的总氮投(排)放削减量及总磷剩余水环境容量

Fig. 3 Decreased quantity of application-emission for TN and residual water environmental capacity of TP for each source and month in Changle watershed

的TN总入河量的比例为:化肥施用(70.5%)>农村生活污染(16.6%)>畜禽养殖(12.9%);TP入河量的比例为:化肥施用(48.5%)>畜禽养殖(27.3%)>农村生活污染(24.2%)。

(2) 长乐江氮磷年自净量分别为 775.9 t 和 30.9 t, TN 自净率为 28.8%, TP 自净率达到 51.2%。河流水体的自净量, 不仅由于水文生态条件的影响而表现为较大的季节性变化, 而且随着本身污染负荷量的增加而增加。

(3) 当河段初始断面(即上一河段末)水质超标时, 研究河段可利用的水环境容量以取其自净容量为宜。按照水功能区划中Ⅲ类水的水质要求, 长乐江TN含量全年超标, 流域内各个非点源的TN投(排)放量均须不同程度的削减, 削减总量达到1 581.0 t; 根据削减量分配结果, 化肥施用是应削减的最大氮源(1 047.4 t), 而削减比例最大的是畜禽养殖(32.4%)。从时间的分布上看, 平水期是各氮源应削减的投(排)放量最大的时期。

(4) 长乐江尚有一定的TP剩余水环境容量存在(2 335.7 t), 畜禽养殖所分配得到的TP剩余容量最小, 只有 505.0 t, 丰水期是TP剩余水环境容量最少的时期(78.2 t)。

参考文献:

[1] Leon P, Georges Z. Time-consistent Shapley value allocation of pollution cost reduction [J]. Journal of Economic Dynamics Control, 2003, 27: 381 ~ 398.

[2] 李如忠,汪家权,钱家忠. 区域水污染负荷分配 Delphi-AHP 法[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2005, 37(1): 84 ~ 88.

[3] 郭宏飞,倪晋仁,王裕东. 基于宏观经济优化模型的区域污染负荷分配[J]. 应用基础与工程科学学报, 2003, 11(3): 133 ~ 142.

[4] 胡康萍,许振成. 水体污染物允许排放总量分配方法研究[J]. 中国环境科学, 1991, 11(6): 447 ~ 452.

[5] 李秉文,金旸,高峰,等. 关于水污染物总量控制方法的探讨[J]. 东北水利水电, 2000, 18(12): 13 ~ 16.

[6] 毛战坡,李怀恩. 总量控制中削减污染物合理分摊问题的求解方法[J]. 西北水资源与水工程, 1999, 10(1): 25 ~ 30.

[7] 黄玉凯. 水污染物排放总量控制的量化过程与方法[J]. 上海环境科学, 1990, 9(5): 2 ~ 4.

[8] 黄玉凯. 总量控制负荷分配技术及经济分析[J]. 环境污染与防治, 1991, 13(6): 18 ~ 21.

[9] 陈燕华,李彦武,谋海省,等. 长江九江段水环境容量研究[J]. 环境科学研究, 1994, 7(1): 24 ~ 29.

[10] 龚若愚,周源岗. 柳江柳州段水环境容量研究[J]. 水资源保护, 2001, 1: 31 ~ 32.

[11] 胡国华,赵沛伦,王任翔. 黄河孟津-花园口河段水环境容量研究[J]. 水资源保护, 2002, 1: 26 ~ 28.

[12] 李永军,陈余道,孙涛. 地理信息模型方法初探河流环境容量-以漓江桂林市市区为例[J]. 水科学进展, 2005, 16(2): 280 ~ 283.

[13] Steffen J, Georges Z. Incentive equilibrium strategies and welfare allocation in a dynamic game of pollution control [J]. Automatica, 2001, 37: 29 ~ 36.

[14] 李彦武,张永良. 污染负荷分配计算的方法研究[J]. 环境科学研究, 1992, 5(2): 45 ~ 48.

[15] 林巍,傅国伟,刘春华. 基于公理体系的排污总量公平分配模型[J]. 环境科学, 1996, 17(3): 35~37.

[16] 王勤耕,李宗恺,陈志鹏,等. 总量控制区域排污权的初始分配方法[J]. 中国环境科学, 2000, 20(1): 68~72.

[17] 岳刚. 关于实施水污染物总量控制中如何进行污染负荷分配的探讨[J]. 环境科技, 1994, 14(6): 1~3.

[18] 颜昌宙,刘文祥,郭海燕. 焉耆盆地水污染物总量控制研究[J]. 环境科学研究, 1999, 12(5): 20~23.

[19] 汪俊启,张颖. 总量控制中水污染物允许排放量公平分配研究[J]. 安庆师范学院学报(自然科学版), 2000, 3: 37~40.

[20] 包存宽,张敏,尚金城. 流域水污染物排放总量控制研究-以吉林省松花江流域为例[J]. 地理科学, 2000, 20(1): 61~64.

[21] 沈堃,胡晟华,鄢烈祥. 列队竞争算法在水污染控制系统规划中应用[J]. 现代化工, 2004, 24(增刊 2): 182~184.

[22] 李开明,陈铎成,许振成. 潮汐河网区水污染总量控制及其分配方法[J].环境科学研究, 1990, 3(6): 36~42.

[23] 王少平,俞立中,许世远,等. 基于 GIS 的苏州河非点源污染的总量控制[J]. 中国环境科学, 2002, 22(6): 520~524.

[24] 朱继业,窦贻俭. 城市水环境非点源污染总量控制研究与应用[J]. 环境科学学报, 1999, 19(4): 415~420.

[25] 曹丽萍,王晓燕. 水污染控制与管理的经济手段[J]. 首都师范大学学报(自然科学版), 2003, 24(3): 74~78.

[26] 蔡明,李怀恩,庄咏涛,等. 改进的输出系数法在流域非点源污染负荷估算中的应用[J]. 水利学报, 2004, 7: 40~45.

[27] Johnes P J. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modeling approach [J]. Journal of Hydrology, 1996, 183: 323~349.

[28] Lester J M, Branley D E. Nitrogen and phosphorus budgets for the sub-tropical Richmond River catchment, Australia [J]. Biogeochemistry, 2000, 50: 207~239.

[29] Grayson R B, Finlayson B L, Gippel C J, et al. The Potential of Field Turbidity Measurements for the Computation of Total Phosphorus and Suspended Solids Loads [J]. Journal of Environmental Management, 1996, 47: 257~267.

[30] 梁新强,田光明,李华,等. 天然降雨条件下水稻田氮磷径流流失特征研究[J]. 水土保持学报, 2005, 19(1): 59~63.

[31] 朱维斌,朱淮宁,郑孝宇. 长江下游环境水力学特征与排污总量控制[J]. 水利学报, 1998, 1: 25~28.

[32] Ostroumov S A. On Some Issues of Maintaining Water Quality and Self-Purification [J]. Water Resources, 2005, 32(3): 305~313.

[33] Grizzetti B, Bouraoui F, de Marsily G, et al. A statistical method for source apportionment of riverine nitrogen loads [J]. Journal of Hydrology, 2005, 304: 302~315.