

长江和长江口高含量无机氮的主要控制因素*

沈志良 刘群 张淑美 苗辉 张平

(中国科学院海洋研究所 青岛 266071)

提要 根据 1997—1998 年长江和长江口河水和雨水的现场调查、历史资料以及相关文献,定量分析长江流域无机氮的主要来源和输送通量。估算表明,降水无机氮、农业非点源氮(化肥和土壤流失的氮)和点源污水氮的输入分别占长江口无机氮输出通量的 62.3%、18.5% 和 14.4%。氮的降水输入是长江口高含量无机氮的主要来源,进入长江的降水氮仅仅大约占长江流域全部降水氮的 36.8%。降水氮主要受控于化肥气态损失、化石燃料燃烧及动植物过程中释放的物质等。实际上,化肥 N 的气态损失和农业非点源流失大约占长江流域年化肥 N 使用量的 60%,这是控制长江口高含量无机氮的关键因素。

关键词 降水,化肥,无机氮,控制因素,长江和长江口

中图分类号 P593

由于人类活动的影响,降水中 N 含量已成倍增加(Meybeck, 1982)。由降水输入海洋的 N,部分被径流带入,部分直接降入海洋。仅仅在最近几十年中,许多原先寡营养的河口和近海水域已经变得中等营养和富营养化(Nixon, 1995; Paerl, 1997)。外源新 N 的输入,常常导致主要限制性营养盐间原子比例的变化,如 N:P, Si:N 和 Si:P(Justic *et al.*, 1995; Shen, 2001),从而引起浮游植物群落的变化并且伴随着有害藻类水花的出现和持续(Conley *et al.*, 1992; Graneli *et al.*, 1995)。因此,人类 N 大量输入对河口近海水域生态的影响是严重的。

Edmond 等在中美联合调查中发现,长江口 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量高达 $65\mu\text{mol/L}$,并把此归因于水稻田一种兰细菌的固氮作用(Edmond *et al.*, 1983),认为来源于农业(Edmond *et al.*, 1985)。顾可堪等(1981)指出这一数值比 1963 年高约 4 倍,认为这与长江流域小化肥厂迅速增加相一致。30 多年来,长江口无机 N 含量数倍增加,N/P 原子比最高已超过 100,水域富营养化日趋严重,长江口海区赤潮增多。长江每年大约把 $9.12 \times 10^5 \text{t}$ 无机 N 输入大海(沈志良, 1991),不仅对东海和舟山渔场有举足轻重的影响,而且对太平洋地区也有相当的影响。如此高的 N 来自何方?至今停留在定性分析上,这是一个为国内外海洋学家所关注的问题。本文试图通过对长江流域比较系统的调查研究,定量分析长江和长江口无机 N 的主要来源及高含量无机 N 的主要控制因素。

* 中国科学院“九五”重点资助项目, KZ952-SI-421 号;国家自然科学基金资助项目, 49876020 号;国家专项资助项目, SX(97)-11-4 号。沈志良,男,出生于 1943 年 10 月,研究员, E-mail: zhshen@ms. qdio. ac. cn

1 调查与研究方法

调查于1997年11月25日—12月25日(枯水期)、1998年8月1日—8月22日和10月5日—10月15日(丰水期)进行。从长江上游金沙江的攀枝花至河口设20个断面(101°40′E—121°40′E),共60个站位,包括长江干流攀枝花、宜宾、重庆、涪陵、万县、宜昌、岳阳、武汉、九江、大通、南京和长江入海口以及主要支流、湖泊入江口雅砻江、岷江、嘉陵江、乌江、洞庭湖、汉水、鄱阳湖和黄浦江。利用不锈钢采水器于水深0.5m处采水,同时在攀枝花、成都(上游),九江(中游),大通和上海(下游)采集雨水。河水和雨水水样经Whatman GF/C玻璃纤维滤膜过滤,立即贮于自行设计和组装的便携式可移动冰柜冰冻,定期送回实验室分析。另外在东湖地区(中游)和太湖地区(下游)设站进行周年逐月降水采样观测。硝酸盐($\text{NO}_3\text{-N}$)以铜镉还原法、亚硝酸盐($\text{NO}_2\text{-N}$)以重氮偶氮法、氨氮($\text{NH}_4\text{-N}$)以靛酚兰法利用荷兰SKALAR微连续流动分析仪分析。

2 结果和讨论

2.1 长江口无机N的输出通量

长江口各站(盐度 ≈ 0)无机N的平均浓度与入海径流量的乘积,即为长江口无机N的输出通量。1997年12月、1998年5月、8月、10月和11月长江口各种形态无机N的输出通量与月平均径流量 Q 均呈线性正相关,其中总无机N(DIN)与 Q 有如下方程式:

$$\text{DIN}(\text{k/s}) = -13.781 + 0.001654Q(\text{m}^3/\text{s}) \quad (r^2 = 0.962, n = 5)$$

它们之间的正相关表明,由长江向长江口海区无机N的输出通量由径流量所控制。由相关方程式可以求得1998年特大洪水年长江口 $\text{NO}_3\text{-N}$ 输出通量为 $143.8 \times 10^4 \text{ t/a}$ 或 $795.1 \text{ kg}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$,占DIN的82.4%,DIN输出通量为 $174.6 \times 10^4 \text{ t/a}$ 或 $965.4 \text{ kg}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 。与1985—1986年调查(沈志良等,1992)相比, $\text{NO}_3\text{-N}$ 输出通量增加了1.3倍,DIN输出通量增加了1.0倍,这主要是因为1998年长江径流量比1985—1986年度增加了0.7倍。

2.2 长江流域无机N的主要来源

相关统计表明,长江枯、丰期DIN浓度与径流量均呈线性正相关(r^2 分别等于0.48和0.54, $p < 0.05$),这说明长江水中DIN主要来自于面源。

2.2.1 长江流域降水无机N的输入 从人类活动影响考虑出发,把长江流域分成4个流域,即长江上游金沙江及以上流域、上游屏山至宜昌、中游(宜昌至湖口)和下游(湖口至河口)。4个流域降水中无机N含量分别根据青藏高原雪水资料(源头本底值)(秦翔等,1999)、丽江全球内陆降水背景站资料(刘嘉麒等,1993)和金沙江下游攀枝花降水中无机N含量;攀枝花和成都降水中无机N含量;九江、东湖降水中无机N含量和湖北省降水资料;大通和太湖降水中无机N含量统计获得。把上述数据与1985—1986年(沈志良,1996)和1992—1993年(王文兴等,1997)降水无机N含量进行比较,结果列于表1。由表1可以看出,全流域加权平均无机N含量略高于1985—1986年的数据,与1992—1993年比较接近。

长江流域径流大部分来自雨水,一般占年径流量的70%—80%,地下水补给占20%—30%,本文取降水补给为75%。根据本次研究长江口输出径流量和各流域所占份额的多年平均,可求得降水补给,由降水补给与降水中无机N含量即可求出各流域由降

表 1 长江流域降水中无机 N 含量($\mu\text{mol/L}$)Tab. 1 Inorganic N concentrations ($\mu\text{mol/L}$) in precipitation in the Changjiang River catchment

流 域	1998			1992—1993			1985—1986		
	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$
金沙江	22.9	6.0	28.9				7.3	8.5	15.8
屏山—宜昌	76.3	4.0	80.3				94.9	15.0	109.9
中 游	77.9	13.4	91.3	77.8	20.0	97.8	56.8	5.5	62.3
下 游	65.2	18.1	83.3	62.4	20.1	82.5	71.8	13.5	85.3
全流域 加权平均	68.2	9.6	77.8				62.4	9.5	71.9

水输入长江的无机 N 通量, 列于表 2。由降水输入的无机 N 中, $\text{NH}_4\text{-N}$ 占 87.7%, $\text{NO}_3\text{-N}$ 占 12.3%。降水中 $\text{NO}_2\text{-N}$ 含量大约占 DIN 的 1%, 则降水中 DIN 通量为 $1\ 087\ 579\ \text{t/a}$ 或 $601.4\ \text{kg}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$, 主要来自上游屏山至宜昌和中游, 分别占全流域降水 DIN 的 33.1% 和 54.7%。长江流域降水中 DIN 的年输入通量占长江口输出通量的 62.3%, 是长江 N 的主要来源。这与 1985—1986 年的初步分析结果是一致的(沈志良, 1996)。

表 2 由降水补给输入长江的无机 N 通量

Tab. 2 Inorganic N fluxes from precipitation into the Changjiang River

流 域	径流量 ($10^8\ \text{m}^3$)	降水补给 ($10^8\ \text{m}^3$)	降水无机 N 输入(t/a)		
			$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$
金沙江	2 010.7	1 508.0	48 347	12 667	61 014
屏山—宜昌	4 223.6	3 167.7	338 374	17 739	356 113
中 游	6 144.8	4 608.6	502 614	86 457	589 071
下 游	807.3	605.5	55 270	15 343	70 613
全流域	13 186.4	9 889.8	944 604	132 207	1 076 811

假设降水补给中的 DIN 全部进入河水, 则降水补给中的 DIN 含量与河水中的 DIN 含量之间可以用 $c(N)_1 \cdot Q_1 = c(N)_2 \cdot Q_2$ 表示。式中 $c(N)_1$ 和 $c(N)_2$ 分别为河水和降水中的 DIN 浓度, Q_1 和 Q_2 分别为河水径流量和降水补给径流量, 则由此可求得 4 个流域由降水补给形成的河水中 DIN 浓度, 与长江水中实际测定的枯、丰期 DIN 的平均浓度相比较列于表 3。4 个流域降水补给形成的河水中的 $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ 含量分别占河水实测含量的大部分, 成为河水中 DIN 的主要部分。

2.2.2 长江流域农业非点源 N 的输入 现有文献中有关农业非点源 N 均包括降水 N, 本文所涉及的农业非点源 N 不包括降水 N, 仅仅指化肥和土壤实际流失的 N。根据 1998 年中国统计年鉴、1993 年和 1997 年长江年鉴等资料, 长江流域耕地面积、化肥 N 使用量及水土流失面积统计列于表 4。

下面估算中, DIN 占 TN(总氮)的比例按太湖地区(朱兆良等, 1990)和巢湖地区(阎伍

表 3 降水径流补给与河水实测 DIN 浓度比较

Tab. 3 Comparison between DIN concentrations of precipitation runoff and river water determined

流 域	降水径流补给	河水实测	降水补给/河水 (%)
	NH ₄ -N+ NO ₃ -N ($\mu\text{mol/L}$)	NH ₄ -N+ NO ₃ -N ($\mu\text{mol/L}$)	
金沙江	21.7	38.8	55.9
屏山—宜昌	60.2	71.9	83.7
中 游	68.5	76.6	89.4
下 游	62.5	75.6	82.7
全流域加权平均	58.4	69.3	84.3

表 4 长江流域耕地、化肥和水土流失统计表

Tab. 4 Statistics on arable lands, fertilizer and water and soil losses in the Changjiang River catchment

流 域	耕地面积 (10^4km^2)	化肥 N 使用量 (10^4t)	水土流失面积 (10^4km^2)
上 游	8.657	196.432	34.601
中 游	10.963	307.053	20.588
下 游	3.657	122.317	2.040
全流域	23.277	625.802	57.229

玖等, 1998) 资料的平均值 65% 计; 表 4 水土流失面积中一部分是耕地面积, 一部分是非耕地, 因没有资料区分, 这里以全部水土流失面积计(耕地部分重复计算)。长江下游以苏南太湖水系农业面源污染为依据(马立珊等, 1997), 水田和旱地分别扣除降水 TN 输入通量求出化肥 N 和土壤 N 通过地表径流的实际流失量。长江中游根据鄱阳湖地区耕地(包括水田和旱地)单元小区试验地表径流 TN 输入资料(朱海虹等, 1997), 按下游相同方法估算。中、下游水土流失 N 通量根据鄱阳湖地区非耕地(包括森林、草地、湖滩、荒地等) N 流失资料估算(朱海虹等, 1997)。长江上游以三峡库区为依据, 根据 1998 年长江三峡工程生态与环境监测公报资料¹⁾; 库区土壤流失面积通量 TN 以 $0.123\text{t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 计(黄时达等, 1994)。把以上估算结果归纳为表 5, 表明全流域通过地表径流化肥和土壤流失 DIN 为 $322\ 643\text{t/a}$ 或 $178.4\ \text{kg}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$, 占长江口输出通量的 18.5%, 以长江流域中游 N 流失量最多, 占全流域的 48.6%。

表 5 长江流域化肥和土壤 DIN 流失通量

Tab. 5 The lost fluxes of fertilizer and soil DIN in the Changjiang River catchment

流 域	耕地化肥和土壤	非耕地土壤面积	总流失通量 (t/a)
	面积通量 [$\text{t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$]	通量 [$\text{t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$]	
上 游	1.297	0.086	133 019
中 游	1.336	0.054	156 813
下 游	0.870	0.054	32 811
全流域	1.149*	0.074*	322 643

* 加权平均

1) 中国环境保护局, 1998, 2000. 长江三峡工程生态与环境监测公报

2.2.3 长江流域点源污水 N 的输入 根据 1998 年中国环境年鉴, 作者对长江流域工业废水和生活污水排放量进行统计, 长江流域各省、区向长江流域排放的工业废水量为 $83.49 \times 10^8 \text{ t}$, 占全国废水量的 36.8%, 其中以四川、湖南、湖北和上海最多, 占全流域废水排放量的 67.8%。按 1995 年长江流域各省、区生活污水排放量占全国污水排放总量的比例计算各省、区生活污水排放总量, 并按人口比例求出各省、区向长江流域排放的污水量为 $63.79 \times 10^8 \text{ t}$, 占全国污水的 33.7%, 以上海、湖北、四川三省、市最多, 占全流域的 67.4%。

根据东湖和武钢生活污水和工业废水中某些形式 N 含量之间的比例, 假设 $\text{NH}_4\text{-N}/\text{DIN}=0.8$, $\text{DIN}/\text{TN}=0.5$ 。从以下资料: 上游, 沱江流域内江地区(王华东等, 1989), 三峡库区¹⁾; 中游, 武汉钢铁公司和东湖地区周年调查; 下游, 巢湖流域(张之源等, 1999), 长江梅山段(吕恩珊, 1992), 太湖地区(金相灿等, 1999), 千岛湖地区(韩伟明等, 1997) 和黄浦江地区(张仲南等, 1987), 可以求得长江流域工业废水和生活污水中 DIN 平均浓度分别为 17.405 mg/L 和 16.716 mg/L 。根据长江流域生活污水和工业废水排放量以及污、废水中的 N 含量, 即可估算点源排污 DIN 的输入通量为 $251\ 952 \text{ t/a}$, 占长江口输出通量的 14.4%, 以中游输入最大, 占全流域的 46.0%(表 6)。

表 6 长江流域点源排污 DIN 的输入

Tab. 6 DIN input from point sources in the Changjiang River catchment

流 域	生活污水		工业废水		点源 DIN 输入总量 (t/a)
	污水量 (10^4 t/a)	DIN (t/a)	废水量 (10^4 t/a)	DIN (t/a)	
上 游	170 326	28 472	214 630	37 365	65 828
中 游	288 203	48 176	388 809	67 672	115 848
下 游	179 375	29 984	231 493	40 291	70 275
全流域	637 904	106 632	834 932	145 320	251 952

2.3 长江口高含量无机 N 的主要控制因素

估算表明长江和长江口 DIN 主要来源于降水、农业非点源化肥 N 和土壤 N 流失及点源工业废水和生活污水排放, 分别占长江口无机氮输出通量的 62.3%、18.5% 和 14.4%, 其中氮的降水输入是第一位的。其他 N 输入很少, 如城镇径流 N 输送和长江流域流动源排污等, 估算结果二者分别大约为 1292 t/a 和 24.37 t/a 。近半个世纪以来, 降水中 N 含量已大量增加。中国国内有关降水 N 含量历史变化的报道很少。根据东湖地区的研究, 降水中的无机 N 含量, 1962—1963 年为 $31.9 \mu\text{mol/L}$ (刘衢霞等, 1983); 1979—1981 年为 $41.8 \mu\text{mol/L}$ (张水元等, 1984); 1997—1998 年为 $64.8 \mu\text{mol/L}$, 也即从 60 年代至 90 年代东湖地区降水中无机 N 含量增加了 1 倍多。由于人类活动, 降水中的 N 主要来源于化肥损失、化石燃料燃烧以及动植物过程中释放的物质等。1962 年我国化肥 N 使用量大约为 $45 \times 10^4 \text{ t}$, 至 1997 年已达到 $2171.7 \times 10^4 \text{ t}$ 。N 肥损失主要是通过反硝化和氨挥发, 在我国, 水田这一比例大约为 60%, 其中反硝化占 35%, NH_3 挥发占 25%, 旱地大约为 50%

1) 中国环境保护局, 1998、2000. 长江三峡工程生态与环境监测公报

(朱兆良等, 1990), 统计年度长江流域大约有高达 $344.2 \times 10^4 \text{ t}$ 化肥 N 进入大气, 由反硝化进入大气的 N 仅有 5%—10% 变成 NO (Jenkinson, 1990) 然后转化为 NO_3^- , 随降水落到地面。 NH_3 则大部分能返回离 NH_3 产生处相对较近的地面 (Jenkinson, 1990)。大气中 NH_3 的另一个重要来源是动物排泄物, 这与人类对动物性蛋白需求的日益增长密切相关。我国猪、牛、羊肉产量 1965 年为 $551.0 \times 10^4 \text{ t}$, 1997 年肉类产量达 $5\,915 \times 10^4 \text{ t}$, 占世界总产量的 27.5%。据估计 (Jenkinson, 1990), 由动物排泄产生的 NH_3 要多于土壤、植物和化肥中产生的 NH_3 。氮氧化物 (NO_x) 也是降水中 N 的一个重要来源, 除了一部分来自大气自身, 大部分来自于化石燃料燃烧, 特别是高温燃烧, 这与人类活动密切相关。陆地上每年大约有 $48 \times 10^6 \text{ t N}$ 的 $\text{NO} + \text{NO}_2$ 进入大气, 其中 $32 \times 10^6 \text{ t N}$ 来自燃烧, $8 \times 10^6 \text{ t N}$ 来自土壤-植物系统, $8 \times 10^6 \text{ t N}$ 由大气本身产生, 它们在对流层中仅能存留 5 天 (Jenkinson, 1990)。大气中的 $\text{NO} + \text{NO}_2$ 较大部分通过降水返还地表, 一部分通过干沉降返回。从 1965 年到 1997 年中国原煤和原油产量分别增加了 5.9 倍和 14.2 倍, 至 1996 年, 中国煤炭产量居世界第 1 位, 原油产量居世界第 5 位。由此可以看出, 降水中 N 的含量还受控于化肥使用、矿石燃料的高温燃烧和动物过程产生的 N 等。

由大气输入陆地生态系统的无机 N, 除降水外, 还有干沉降, Warneck 估计大气中大约有三分之一的 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和不到二分之一的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 通过干沉降输入陆地 (Jenkinson, 1990)。实际上通过干沉降输入陆地的 N 仅有一小部分直接进入水体, 大部分还是通过农业非点源流流等途径由降水径流带入。降水中的 N 不可能全部进入长江并达到沿岸水域。N 滞流既能发生在流域中, 也能发生在河流中 (Gildea *et al.*, 1986, Vorosmarty *et al.*, 1995)。N 滞流与生物过程有关而与沉积过程无关 (Berge *et al.*, 1997)。在长江流域, 由于长江干流和主要支流流量大, 水体混浊 (沈焕庭等, 2000), $\text{DIN}/\text{PO}_4\text{-P}$ 高 (枯水期为 196.0 ± 35.8 , 丰水期为 287.1 ± 34.0), 浮游植物少, 不利于 N 滞留, 因此 N 滞留可能主要发生在流域。在长江流域的降水总量中, 大约 49% 降水形成长江径流 (即长江的径流系数为 0.49), 包括 70%—80% 的地表水, 在这部分降水中本文取 75% 作为长江径流降水补给, 即降水总量中仅有 36.8% 形成径流, 也就是说长江流域的降水滞留高达 63.2%, 其中的 N 也随之被滞留。在长江流域最容易发生 N 滞留的地表覆盖是森林、草原和耕地。这些地区的 N 滞留主要由于植物的吸收或滞留在土壤中。欧洲 65 个森林样点或集水区的调查表明, 当氮的沉降速率低于 $1000 \text{ kg}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 时, 林区没有显著的氮流失发生; 当氮沉降速率大约为 $1000\text{—}2500 \text{ kg}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 时, 某些样点有氮流失发生; 而当氮沉降速率高于 $2500 \text{ kg}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 时, 所有的样点都有显著的氮流失发生 (Dise *et al.*, 1995)。对于北美洲来说, 当氮沉降速率为 $500\text{—}600 \text{ kg}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 时即发生氮流失 (Stoddard, 1994)。长江流域全流域 DIN 湿沉降速率 (降水) 平均为 $1628 \text{ kg}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$, 加上干沉降还要高, 显然会发生氮流失。长江流域山地和高原占全流域面积的 65.6% 也有利于氮流失。特别在丰水期集中了全年降水的 70% 以上, 大雨和暴雨使 N 滞留比较困难。如果形成长江径流的那部分降水氮全部进入长江, 那么通过降水进入长江的 DIN 也仅占全部降水 N 的 36.8%。这部分 DIN 占长江口输出通量的 62.0%, 与挪威 Bjerkreim 河流域相似 (70%) (Kaste *et al.*, 1997)。由于长江流域面积太大且地形和地表类型十分复杂, 要精确估算 N 滞留和 N 流失显然是困难的。

上述的估算表明, 长江流域耕地通过地表径流流失的化肥和土壤 DIN 为 283 655t/a, 占全流域化肥 N 年使用量的 4.5%, 如果加上化肥 N 的气态损失, 则流失的化肥 N 大约占长江流域年化肥 N 使用量的 60%, 相当于长江口无机 N 输出通量的 2.2 倍。由此可见, 化肥 N 的损失对长江和长江口高含量无机 N 和无机 N 数倍增加起了举足轻重的作用。

3 结语

3.1 长江口各种形式的无机 N 输出通量与长江径流量呈明显的线性正相关, 表明它们主要由径流量所控制。1998 年特大洪水年, 长江口 DIN 的输出通量为 1.75×10^6 t 或 965.4 kg/(km²·a), 其中 NO₃-N 占 82.4%。

3.2 长江和长江口无机 N 主要来源于降水、农业非点源化肥 N 和土壤 N 流失以及点源工业废水和生活污水排放等, 三者分别占长江口无机氮输出通量的 62.3%、18.5% 和 14.4%, 降水输入是长江口高含量无机氮的主要来源。

3.3 降水中的无机 N 主要来源于化肥气态损失, 动、植物过程和矿石燃料燃烧释放的 N, 实际上, 化肥 N 的气态损失和农业非点源流失大约占长江流域年化肥 N 使用量的 60%, 这是控制长江口高含量无机氮的关键因素。

3.4 降水中的 N 不可能全部进入长江, 大部分将滞留在长江流域, 这一比例大约为 63.2%, 进入长江流域的 N 只占长江流域全部降水 N 的 36.8%, 也可能还要少。

3.5 尽管估算是粗糙的, 但这是首次对如此大范围的河流流域进行 N 来源的定量估算, 因此是十分有意义的。由于长江流域面积太大且地形和地表类型十分复杂, 要精确估算 N 滞留和 N 流失显然是困难的。有关长江和长江流域 N 循环的研究还刚刚开始, 建议加强国际和国内合作, 加强各相关学科之间的合作, 共同推动这一研究的进行。

致谢 杨龙元教授提供太湖降水中 N 的资料, 唐汇娟硕士提供东湖降水和污水中 N 的资料, 谨致谢忱。

参 考 文 献

- 王文兴, 丁国安, 1997. 中国降水酸度和离子浓度的时空分布. 环境科学研究, 10(2): 1—6
- 王华东, 薛纪瑜等, 1989. 环境影响评价. 北京: 高等教育出版社, 172—173
- 马立珊, 汪祖强, 张水铭等, 1997. 苏南太湖水系农业面源污染及其控制对策研究. 环境科学学报, 17(1): 39—47
- 刘嘉麒, Keene W C, 吴国平, 1993. 中国丽江内陆降水背景值研究. 中国环境科学, 13(4): 246—251
- 刘衢霞, 卢奋英, 惠嘉玉, 1983. 武汉东湖湖区降水中的氮含量及其变化的研究. 海洋与湖沼, 14(5): 454—459
- 朱兆良, 文启孝, 1990. 中国土壤氮素. 南京: 江苏科学技术出版社, 219, 295—298
- 朱海虹, 张本等, 1997. 鄱阳湖. 合肥: 中国科学技术大学出版社, 130—136
- 吕恩珊, 1992. 长江梅山段的污染带研究. 中国环境科学, 12(1): 29—35
- 沈志良, 1991. 三峡工程对长江口海区营养盐分布变化影响的研究. 海洋与湖沼, 22(6): 540—546
- 沈志良, 陆家平, 刘兴俊等, 1992. 长江口区营养盐的分布特征及三峡工程对其影响. 海洋科学集刊, 33: 109—129
- 沈志良, 1996. 长江口无机氮控制机制的初步研究. 海洋科学, 1: 61—63
- 沈焕庭, 张超, 茅志昌, 2000. 长江入河口区水沙通量变化规律. 海洋与湖沼, 31(3): 288—294
- 张之源, 王培华, 张崇岱, 1999. 巢湖营养化状况评价及水质恢复探讨. 环境科学研究, 12(5): 45—48
- 张水元, 刘衢霞, 黄耀桐, 1984. 武汉东湖营养物质氮、磷的主要来源. 海洋与湖沼, 15(3): 203—213
- 张仲南, 高永善, 李小平等, 1987. 黄浦江水质规划和综合防治方案研究. 上海环境科学, 6(9): 2—7

- 金相灿, 叶春, 颜昌宙等, 1999. 太湖重点污染控制区综合治理方案研究. 环境科学研究, 12(5): 1—5
- 阎伍玖, 王心源, 1998. 巢湖流域非点源污染初步研究. 地理科学, 18(3): 263—267
- 秦 翔, 姚檀栋, 王晓春等, 1999. 希夏邦马峰北坡达索普冰川区冰、雪、河水的化学特征. 环境科学, 20(2): 1—6
- 顾宏堪, 熊孝先, 刘明星等, 1981. 长江口附近氮的地球化学 I. 长江口附近海水中的硝酸盐. 山东海洋学院学报, 11(4): 37—46
- 黄时达, 徐小清, 鲁生业等, 1994. 三峡工程与环境污染及人群健康. 北京: 科学出版社, 8—19
- 韩伟明, 胡水景, 金卫等, 1997. 千岛湖水环境质量调查与保护对策研究. 环境科学研究, 10(6): 20—25
- Berge D, Fjeld E, Hindar A *et al.*, 1997. Nitrogen retention in two Norwegian watercourses of different trophic status. *Ambio*, 26: 282—288
- Billen G, Lancelot C, Meybeck M, 1991. N, P and Si retention along the aquatic continuum from land to Ocean. In: Mantoura R F C, Martin J M, Wollast R ed. *Ocean Margin Processes in Global Change*, Wiley & Sons, Chichester, 19—44
- Conley D J And Malone T C, 1992. Annual cycle of dissolved silicate in Chesapeake Bay: implications for the production and fate of phytoplankton biomass. *Marine Ecology Progress Series*, 81: 121—128
- Dise N B and Wright R F, 1995. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For Ecol Mgmt*, 71: 153—161
- Edmond J M, Spivack A, Grant B C *et al.*, 1983. Chemical dynamics of the Estuary of the Changjiang River. In: *Proceedings of international symposium on sedimentation on the continental shelf, with special reference to the East China Sea*. Beijing: China Ocean Press, 1: 251—262
- Edmond J M, Spivack A, Grant B C *et al.*, 1985. Chemical dynamics of the Changjiang Estuary. *Continental Shelf Research*, 4: 17—36
- Gildea M P, Moore B, Vorosmarty C J *et al.*, 1986. A global model of nutrient cycling: I. Introduction model structure and terrestrial mobilization of nutrients. In: *Research Perspectives*, Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 1—31
- Graneli E, Risinger L, 1995. Was the *Chrysochromulina polytypis* bloom in 1988 caused by a release of cobalt or vitamin B₁₂ from a previous bloom of *Skedonema costatum*? In: *Harmful algal blooms, Proceeding of 6th International Conference on Toxic Marine phytoplankton*. Lavoisier, 233—229
- Jenkinson D S, 1990. An introduction to the Global nitrogen cycle. *Soil Use and Management*, 6(2): 56—61
- Justic D, Rabalais N N, Turner R E *et al.*, 1995. Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuarine, Coastal and shelf Science*, 40: 339—356
- Kaste Φ, Henriksen A, Hindar A, 1997. Retention of atmospherically-derived nitrogen in subcatchments of the Bjerkreim River in southwestern Norway. *Ambio*, 26: 296—303
- Meybeck M, 1982. Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science*, 282(4): 401—450
- Nixon S W, 1995. Coastal eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41: 199—220
- Paerl H W, 1997. Coastal eutrophication and harmful algal blooms: Importance of atmospheric deposition and groundwater as “new” nitrogen and other nutrient sources. *Limnol Oceanogr*, 42(5. part 2): 1154—1165
- Shen Zhiliang, 2001. Historical Changes in Nutrient Structure and its Influences on phytoplankton composition in Jiaozhou Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52: 211—224
- Stoddard J L, 1994. Long term changes in watershed retention of nitrogen, Its causes and aquatic In: Baker L A ed. *Environmental chemistry of lakes and reservoirs*. Adv Chem Ser, No. 237, American Chemical Society, Washington DC, 223—284
- Vorosmarty C J, Gildea M P, Moore B *et al.*, 1995. A global model of nutrient cycling: II. Aquatic processing, retention and distribution of nutrients in large drainage basins. In: *Research Perspectives*. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 32—56
1023—1045

THE DOMINANT CONTROLLING FACTORS OF HIGH CONTENT INORGANIC N IN THE CHANGJIANG RIVER AND ITS MOUTH

SHEN Zhi-Liang, LIU Qun, ZHANG Shi-Mei, MIAO Hui, ZHANG Ping

(*Institute of Oceanology, The Chinese Academy of Sciences, Qingdao, 266071*)

Abstract Based upon the site investigations of river and rain waters in 1997—1998 in the Changjiang River and its mouth, together with historical data including those in the literature, the main sources and transport fluxes of inorganic N in the Changjiang River catchment were quantitatively estimated. The results show that the inorganic N coming from precipitation, agriculture non-point sources (lost from fertilizer and soil) and point sources sewages discharged were about 62.3%, 18.5% and 14.4% of the export flux of inorganic N in the Changjiang River mouth, respectively. The N from precipitation was the main source of the high content inorganic N in the Changjiang River mouth and the precipitation N entering the Changjiang River was only 36.8% of total precipitation N in the Changjiang River catchment. The N in precipitation were mainly controlled by the fertilizer losses, the combustion of fossil fuels and the released substances from animals and plants processes and so on. In fact, about 60% of consumption of annual fertilizer N were lost from gaseousness and agriculture non-point sources, this is a key factor to control the high content inorganic N in the Changjiang River mouth.

Key words Precipitation, Fertilizer, Inorganic nitrogen, Control factors, The Changjiang River and its mouth