

# 施肥与水体环境质量

## 论施肥对环境的影响(2)

曹志洪

(中国科学院南京土壤研究所 南京 210008)

**摘要** 氮肥施用量,无论是无机 N 肥或有机肥都会在土壤中积累。特别是栽种浅根系和小根系的蔬菜地,土壤累积的  $\text{NO}_3^-$ -N 能淋洗到地下水使  $\text{NO}_3^-$  超标。在种植深根系和有较大根系的作物如稻、麦、玉米和棉花等大田粮食和经济作物的土壤,目前的施肥水平下尤其在作物生长期内一般不会有  $\text{NO}_3^-$  积累,也不可能污染地下水。

地表水体中 85% 以上是  $\text{NH}_4^+$ -N,主要来源于人畜粪尿和有机肥,不是源于当季施入的无机 N 肥。保护水环境质量的重点应放在控制畜禽养殖业污染和城乡生活污水等非点源污染的治理上。温带地区大多数地表水体富营养化的限制因子是 P。有机肥和无机 P 肥过量使用都会使土壤 P 不断累积。据在苏南太湖地区的调研证明,P 素非点源污染中,农田进入水体的 P(含水体下淤泥扩散的 P)的相对贡献率不到 10%,而畜、禽、人排泄物及生活污水、淡水养殖业等 P 的相对贡献率在 90% 左右。农田 P 进入水体的冬麦季比稻季多 2~3 倍。旱地中以蔬菜基地土壤 P 素累积最多(蔬菜基地多数在城市近郊)对水体污染威胁最大。为此,建议蔬菜基地最好从近郊迁移到较远的地区,该区种植结构可作相应调整。从经济效益、社会效益和生态效益综合考虑,保持足够面积的稻田,压缩冬麦面积,部分改种油菜或其它经济作物;部分种牧草养鹅,增加农民收入满足市场需求;部分种冬绿肥是可取的。

**关键词** 施肥;地下水; $\text{NO}_3^-$ -N;地表水;富营养化

**中图分类号** S143;X52

水是生命过程不可或缺的资源,也是地球上最为宝贵和紧缺的资源之一。地球上的水有 97% 存于海洋中,淡水只占 3%。其中 70% 的淡水存在于地球的两极和高山之颠永不融化的积雪和冰层中,30% 的淡水则绝大部分是在地层下或土壤中,可供人类利用的自由水(包括地表水和部分地下水)是极少一部分。

世界上水的分布很不均匀。非洲、中东、中国的西部和北部,中亚及前苏联的部分地区,印度和墨西哥的部分地区,美国的西部及巴西的北部等都是长期遭受干旱的地区。

农业是水的最大用户,灌溉用水消耗了全球 70% 的淡水。因此,缺水将首先使农业蒙受最大的损失。为了保证农业、工业和饮用水的需求,人们对地下水资源进行了大规模的开发,以弥补地表水的不足。但从全球范围来看,地下水的开采已超过了最佳的开采深度和回灌容量,造成不少地方出现大面积的漏斗或地面沉降、海水倒灌等现象。工业化的进程及现代生活用水量的急剧增加,20 世纪中叶

起有不少未经处理的污水进入水体,很多地表水已被有机和无机的污染物所污染,碧水变黑发臭而不能利用。全球 500 条主要河流中,除了巴西亚马逊河和刚果河外都不同程度地受到污染。水资源数量上的不足又加上质量型的缺水,使人类正面临严重的水危机。

我国是世界上水资源严重不足的国家之一,人均占有的水资源只有世界水平的 1/4。1997 年黄河断流时间长达 226 天,断流河段长达 780km。淮河变黑,几十个城市供水困难;滇池、巢湖、太湖等水体严重富营养化!水已成为我国社会经济持续发展最突出的制约因子。

农业不仅受水资源不足的危害,农业产量和产品品质也受水污染之害;农业的水利用率极低又是水污染的源之一。从施肥(无论是无机肥还是有机肥)的角度来看, $\text{NO}_3^-$ -N 对地下水的污染,土壤中 NP 积聚及可能导致水体富营养化是人们普遍关注的两大问题。

## 1 施肥与硝态氮( $\text{NO}_3^-$ -N)的淋洗及地下水污染

硝酸根离子是一种负离子,粘粒矿物和有机-无机复合体组成的土壤颗粒对其只有很微弱的吸持力(主要靠土壤颗粒上少量的正电荷位点)。因此 $\text{NO}_3^-$ 可随水流动。自由水在土体的大空隙或缝隙中流动的速度较慢,因为大多数的缝隙(cracks)和通道(small channels)都很狭窄。至于在土壤细小孔隙(pores)中的水是不易移动的。

溶于水中的硝酸根离子可随渗漏水从土壤剖面的上部向下淋洗,也可从远离根系的部位向根部运输。而处于小空隙中的水及其所溶解的 $\text{NO}_3^-$ -N则是通过扩散过程(diffusion)进出的。植物根系的吸收使土壤中 $\text{NO}_3^-$ -N形成浓度梯度, $\text{NO}_3^-$ 可逐渐从较远的部位向根系表面扩散运动<sup>[1]</sup>。

另一方面,溶于水中的 $\text{NO}_3^-$ -N,也可以随地面径流,田间排水从农田土壤向地表水体迁移。特别是牲畜粪肥,有机肥堆放的地方,如遇降雨而发生径流时,或大水灌溉田间水溢出时,或畜牧养殖棚廄冲洗时, $\text{NO}_3^-$ -N、低分子量的有机N和 $\text{NH}_4^+$ -N等将直接与地表径流一起进入水体。

### 1.1 旱地土壤的 $\text{NO}_3^-$ -N及其对地下水的污染

虽然某些有机N(如尿素、氨基酸和小分子的蛋白质)也可以溶解于水,在土壤中也可是被淋洗。但除非是上面提到的有机肥堆放的地方或刚施过尿素就发生降雨或灌溉的情况,一般被淋洗的N素形态主要还是 $\text{NO}_3^-$ -N。土壤溶液中溶解的 $\text{NO}_3^-$ -N,既有直接施入的 $\text{NO}_3^-$ -N肥(在我国 $\text{NO}_3^-$ -N肥的用量很少),而大量的还是有机肥和无机 $\text{NH}_4^+$ -N肥经硝化作用产生的 $\text{NO}_3^-$ -N。

在植物旺盛生长的季节,腾发作用(植物吸收水分到叶面的蒸腾加上裸露地面的蒸发)强烈,旱地作物条件下很少有向下淋洗的自由水。只有当满足了如下两个条件时,即土体完全的湿润,同时有超过腾发量的水量进入时,才有可能产生淋洗。向下淋洗的速度、数量取决于降水、灌水和冰雪融化的水量、时间长短,也取决于土壤的质地和结构。水量大,持续时间长的给水,质地轻、结构疏松的土壤中淋洗的速度快也易于发生淋溶, $\text{NO}_3^-$ -N的淋失问题也较严重。但在种植灌溉水稻的土壤中,表面淹水层的覆盖使土壤中以还原条件为主,由于硝化作用弱而反硝化作用强,因此,水稻生长发育期间,土壤很少有可观数量的 $\text{NO}_3^-$ -N;在犁底层发育、结构紧实的水田,一般更不会有 $\text{NO}_3^-$ -N淋洗的问

题。

由于 $\text{NO}_3^-$ -N对人类健康的潜在威胁(虽然目前还有不同的意见),但世界卫生组织建议饮用水中 $\text{NO}_3^-$ 不应超过50mg/L,而且认为每个成人(60kg体重)每天摄入的 $\text{NO}_3^-$ 不能超过220mg<sup>[2]</sup>。因此, $\text{NO}_3^-$ -N对地下水的污染是许多科学家关心的课题<sup>[3]</sup>。

据Lag Reid等报道<sup>[1]</sup>,西欧国家有22%耕地的地下水中 $\text{NO}_3^-$ 是超过50mg/L的。美国密西西比流域的灌溉土壤中超标的现象也很普遍。此种情况多数发生在:冬季休闲的土地;牧草放牧场地;

施大量有机肥基础上又大量使用无机肥的蔬菜地。这些都是投入的N素大大高于收获所支出的N素。例如德国平均投入N量为165kg/(hm<sup>2</sup>·年),而支出的N素为105kg/(hm<sup>2</sup>·年),净盈余N素为60kg/(hm<sup>2</sup>·年)。在我国北方、东北、西北干旱、半干旱地区,分布有大量的石灰性土壤,如黄淮海平原的潮土,北京、山西、内蒙古的褐土、褐潮土,黄土高原的塬土、垆土及东北的黑土、黑钙土等旱作耕地,这些农田中N素损失的主要途径是 $\text{NH}_3$ 挥发和反硝化<sup>[4]</sup>。虽然土壤中有 $\text{NO}_3^-$ -N存留,但因为雨量少(500~600mm),地下水埋藏深,大面积农田(特别是粮食作物上)的施N量也并不很大,因此 $\text{NO}_3^-$ -N淋洗对地下水的污染还不是问题的主要方面。

陈子明等<sup>[5]</sup>在北京褐潮土上用<sup>15</sup>N示踪做的排水收集器的试验,3年的结果表明尽管是冬春降雨量少的季节, $\text{NH}_4^+$ -N肥施入土壤后20天左右硝化过程便可完成。而 $\text{NO}_3^-$ -N主要集中在0~10cm的土层中,即使在施N量为225kg/hm<sup>2</sup>的处理下土壤中的 $\text{NO}_3^-$ -N浓度可达100mg/kg,也没能观察到被淋洗到剖面深处的情况。然而在夏秋高温的季节, $\text{NO}_3^-$ -N的淋洗略深一些,在20~40cm的土层中可测到10~20mg/kg。秋冬施肥后,由于较长一段时期没有作物或仍处于幼苗期,被作物吸收的很少,因此在0~10cm的土层有时 $\text{NO}_3^-$ -N积累了300mg/kg,此时如遇一次灌水超过60m<sup>3</sup>/hm<sup>2</sup>,或降水量>100mm时才会有 $\text{NO}_3^-$ -N淋洗到60~80cm的深处或更深一点的地方。但因为时间不长,强度不大,并不形成该地区地下水受 $\text{NO}_3^-$ -N污染的问题。

宝德俊<sup>[6]</sup>在河南潮土上进行了2年的连续研究,结果表明冬麦-夏玉米轮作复种体系下,每季作物施N量<225kg/hm<sup>2</sup>时,在40~60m的土层中没有观察到 $\text{NO}_3^-$ -N的累积。如果每季施N量是常规的

150kg/hm<sup>2</sup>，那么在 0~150cm 的土层中 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的浓度 <10mg/L，应是安全的。但施 N 量提高到每季 >225 kg/hm<sup>2</sup> 时，则可能会威胁到地下水的质

西北黄土高原壤土上的研究指出，雨量充沛的 8~9 月份在壤土剖面 220~320cm 深处，可观察到 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N，但浓度较低。壤土土层深厚，地下水一般位于 10m 或几十米的深处，当每季施 N 量为 180kg/hm<sup>2</sup>，连续施肥 4~5 季都没有造成 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 对地下水的污染<sup>[7]</sup>。

在东北黑土区的玉米/大豆轮作地上的试验表明，正常施 N 量条件下，NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 在土壤中的分布：旱季时多在 0~60cm 的土层内，雨季可向下延伸，但还不构成对地下水的污染<sup>[8]</sup>。

张维理等<sup>[9]</sup>在河北、山东地区对“地下水”NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 污染问题的调查中，部分结果与上述结果吻合。例如他们在种粮食的大田中所采的 9 个井水标本，只有蓟县李庄的 1 个样本是硝酸盐浓度 (55mg/L) 超标，只是约占 10% 的大田地下水中可测到 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的污染。因为小麦、玉米、高粱等都属于深根系和有庞大根系的作物，在大田施 N 量不超过 225kg/hm<sup>2</sup> 的情况下，作物生育期内是不会有太多剩余 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的，即使有过量的灌溉水或一次较大的降雨，一般也不会有 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 被淋洗到地下水中的现象。

然而在蔬菜基地或农户房前屋后的自留菜地，情况则不同。为了追求一时的高产高回报，在蔬菜生产上肥料的投入很大。常常在使用大量精有机肥 (高 N、低有机质的人畜粪尿) 基础上，再施用大量的无机肥 (N、P、K 肥)。全年 2~3 季蔬菜共施 N: 600~1300kg/hm<sup>2</sup> 是常见的<sup>[10]</sup>。这样大量的投入，而支出仅为 21%~36%<sup>[9]</sup>，必然促使土壤中 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N

大量累积和 P 素的不断提高。调查表明，由稻麦(油)轮作田改种为露地蔬菜或大棚蔬菜后，由于土壤利用方式和施肥量不同，土壤肥力产生显著的变化：pH 由高变低呈明显的酸化；有机质含量由多到少呈逐渐降低的趋势；肥料盐向表层积聚呈现次生盐渍化<sup>[10]</sup>；NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N，速效 P 和 K 都出现大幅度上升 (表 1)。据对 40 个大棚蔬菜土壤 (0~20cm) 的分析表明，NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 含量达 100~300mg/kg 的占 57%，其中有 31% 的样品达 300mg/kg 以上。土壤剖面中大量 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 和速效 P 的存在对地下水和附近的地表水体的环境质量构成了威胁。因为大多数蔬菜是浅根系和没有庞大根系的作物，如果遇灌水过量或降水量较大的情况，NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 淋洗到地下水，或地面径流把土壤表层的 P、N 携带入周围的地表水 (渠、沟、河、湖) 是会经常发生的。

张维理等<sup>[9]</sup>对北方地下水 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 污染情况的调查中发现，我国北方某些地方在蔬菜上年施 N 量为 1000~1900kg/hm<sup>2</sup>，而全年作物吸收的只有 21%~36%，其中 64%~74% 的 N 残留于土体，继而产生 N 素损失。其中极大部分是以 NH<sub>3</sub> 挥发和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的反硝化等以气态 N 损失，也有以 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 淋失进入地下水而损失。11 个采自蔬菜地地下水 (井水) 的样本，其中有 8 个硝酸盐严重超标 (75~180mg/L)，超标率达 73%。报告还特别指出，唐山路北许郭子村的 3 个井水样品所在的菜地都是施有机肥基本不施无机肥的，井水硝酸盐 (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) 含量分别为 100, 150, 180mg/L，100% 的严重超标。证明导致地下水中 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 超标并不只是无机 N 肥“惹的祸”，有机肥多了一样是“祸害”。

表 1 土地利用对土壤肥力(速效养分 N, P, K: mg/kg) 和 pH 的影响 (2002.5, 浙江嘉兴)

Table 1 Effect of land use on contents of soil available N, P, K(mg/kg) & Soil pH

土壤类型	采样点及利用方式	pH	OM (g/kg)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	速 P	速 K
滞水型 (水稻土)	农科院稻-麦轮作*	5.47	49.1	1.22	30.1	27.9
	农科院露地蔬菜	5.25	27.5	2.76 <sup>#</sup>	58.7	142.9
	农科院大棚蔬菜	5.27	27.7	160.10	123.7	974.5
积水型 (水稻土)	殷秀村稻-油轮作*	5.07	36.7	0.89	17.2	72.9
	殷秀村露地蔬菜	4.60	23.5	41.98	109.7	120.9
	殷秀村大棚蔬菜	4.16	27.0	109.57	186.1	299.5
渗漏型 (水稻土)	乍浦稻-油轮作*	6.14	31.0	0.98	32.7	56.0
	乍浦露地蔬菜	5.13	16.7	42.18	84.5	107.0
	乍浦大棚蔬菜	4.51	27.8	69.61	145.4	155.9

\*采样时，稻麦轮作土壤已淹水半月以上。

## 1.2 淹水稻田的施肥与地下水 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 污染

淹水的稻田土壤是以强烈的还原状态为主，土

壤中硝化作用很弱。故稻田土壤 N 的形态绝大部分是  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 。水稻是喜铵作物, 虽然在其生育后期也可吸收部分  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ <sup>[11]</sup>。

在稻田淹水泡田以前, 多数是种冬小麦(油菜)、蔬菜或冬季休闲。在水稻生育期, 稻田水浆管理措施也有干干湿湿的时候。另外水稻根系可分泌氧气( $\text{O}_2$ )使根系周围微域环境处于局部的氧化状态等等。这些都是有利于稻田土壤中硝化过程的进行。因此, 淹水稻田土壤中也有少量的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  存在(表 1)。

大多数质地粘重, 犁底层发育的稻田, 基本上不会有大量的渗漏水移动。例如长江以南的青紫泥, 黄泥田, 红壤性水稻土和紫泥田。除非有人为干扰而产生大的裂隙(例如深度烤田等), 一般每日的渗漏量只在 2~3mm 之间或测不到。此类稻田中施 N 量低于  $300\text{kg}/\text{hm}^2$  时, 水稻生育期是检测不到  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  淋失的<sup>[12, 13]</sup>。

少数质地轻、犁底层没有发育的渗水型或漏水型稻田, 例如在沿江, 沿河, 沿海等冲积性砂壤土上发育的稻田, 虽然其渗漏水中的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度只有 3~5mg/L, 全生育期的渗漏量在 540mm 左右, 则二季水稻可收集到  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的淋失量为  $23\text{kg}/\text{hm}^2$ <sup>[14]</sup>。此类水稻土只占很小的比重, 且大多分布在大江、大河两岸或沿海为主, 因此其淋失的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  也是向江、河、海等水体注入为主, 很少进入地下水。

冲积平原的稻田中, 地下水位很高, 一般在 60~70cm 的深度, 有时甚至与田面淹水层连接。随着生长季节中田面淹水层的变动, 浅层地下水中的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  在土壤剖面中上下波动, 供作物吸收。稻田地区浅层地下水中的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  是否会进入村、镇、城市的饮用水, 至今还没有直接的证据。

马立珊<sup>[15]</sup>在 20 世纪 80 年代后期, 对苏南太湖流域井水  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的污染调查表明, 在 51 个井水样品中约有 31% 的样品超过了  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  (>10mg/L) 的允许标准。而邢光熹等<sup>[16]</sup>, 在 2000 年初对该地区 39 个井水样的调查证明平均的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度为 7.89mg/L, 其中约有 28% 的样品超过 10mg/L 的标准。

这两次调查说明, 苏南地区井水中  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的浓度一般有约 30% 的样品超过世界卫生组织规定的  $\text{NO}_3^-$  为 50mg/L 或美国规定的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  为 10mg/L 标准。这与江苏省环保监测局监测的苏州、无锡、常州城区有 20%~30% 的井水有  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  污染的结果也是相吻合<sup>[17]</sup>。从马立珊等 80 年代的调查到 90

年代末的邢光熹等的调查, 该区农业的施 N 量提高了约 2~3 倍(施 N:  $90\sim 225\text{kg}/\text{hm}^2$ , 最高达  $300\text{kg}/\text{hm}^2$ ), 但是井水中  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的超标率不仅没有提高, 反而略有下降, 至少可以说明该地区井水中的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量与农业的施 N 量没有直接的关系, 这种情况也被澳大利亚(CSIRO)的科学家在印度尼西亚爪哇岛水稻产区井水中  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  污染的调查所证明<sup>[18]</sup>。

位于平原的水稻产区, 一般的村镇、城镇都位于高出田面 1~2m 的高地(或自然选择, 或人为的填高)上, 地下水或地表水的流向主要是由村镇、城镇流向外围的农田, 不太可能倒流回乡、村、镇、城市。同时地下水的流动一般每年只有几厘米到 1~2m 的距离<sup>[1]</sup>, 如果浅层地下水中的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  要影响到村镇、城市井水的话, 也决不是最近几十年的事。因此, 稻区城乡井水中 20%~30% 的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  超标的原因还应深入研究, 可能与生活污水, 工业用水及其它来源的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  污染更有直接的关系, 与农用 N 肥用量的多少还缺少直接有关的证据。

## 2 施肥与地表水的 N、P 污染及水体富营养化

### 2.1 我国地表水污染的概况

据 21 世纪饮水委员会的报道, 全世界主要河流中, 超过半数正在干枯或受到污染。全球 500 条著名河流中, 最洁净的是南美洲的亚马逊河和非洲的刚果河, 因两河沿岸均很少有工业中心, 所以基本没有污染。其它的河流由于水资源被取用过度, 两岸工业及生活污水的注入, 河水流量不足, 水质恶化, 河流周围生态环境退化, 威胁到依赖河水饮用和灌溉的人们的身体健康与生计。据有关文章报道, 2000 年全世界因河水(或湖水)污染共造成了 2500 万“环境难民”, 此数超过了以往因战争造成的难民(2100 万)记录。我国主要河流情况与此类似, 淮河呈黑河, 黄河闹“水荒”, 汛期要断流。

1992 年全国已有 63.9% 的淡水湖泊不同程度富营养化<sup>[19]</sup>, 上下都十分关注。已采取了不少治理措施, 投入了大量的人力和物力, 但收效并不十分乐观。

环保部门 1995 年对太湖地区 77 条河流断面的监测表明, 水质 Ⅲ级以上的占 38%, Ⅱ级占 4%, Ⅰ级为 58%; 2001 年对该区 35 条河水断面的监测是: Ⅲ级以上的仅占 9%, Ⅱ级占 34%, Ⅰ级为 17%, 劣于 Ⅴ级的占 40%。河流水体质量不仅没有明显的改善, 还有下降的趋势。

为什么在努力对点源污染进行治理（关、停污染严重的工业，强制污染严重的工矿企业的污水、污物、废弃物的处理等等）后，河水和湖水的质量没有明显改善？一方面是点源污染的治理不彻底或“走过场”，有地方保护主义的区域还有“死灰复燃”或新的污染企业投产的现象；或者治污设备只是为参观、检查而设置，并没有真正投入使用；另一方面则是对大量非点源污染之治理还刚刚开始。例如，大中城市污水的处理到现在才有一个合理的机制（从自来水费中增加一部分污水治理费）使其着手运行；而农村乡镇和村庄的生活污水的治理还没有开始，畜禽养殖业的污染治理还没有全面实施，农

业生产中施肥及农业废弃物对水体污染的贡献率尚不清楚。

## 2.2 农田 N 素对湖、河水体中 N 素的贡献

与地下水中以  $\text{NO}_3^-$ -N 为主（90 % 以上的全 N）不同，河湖等地表水体中  $\text{NH}_4^+$ -N 占 80 % 以上， $\text{NO}_3^-$ -N 占 10%，有机 N 等为 5% ~ 7%。河湖水中  $\text{NH}_4^+$ -N 的来源是什么？邢光熹等<sup>[16]</sup>对太湖流域水体中的  $\text{NH}_4^+$ -N、常用的有机肥和市售  $\text{NH}_4^+$ -N 肥的  $\delta^{15}\text{N}$  的自然丰度进行了测定比较（表 2）；其结果与国际上关于无机  $\text{NH}_4^+$ -N 肥  $\delta^{15}\text{N}$  的自然丰度的测定结果是吻合的。

表 2 太湖流域水体中的  $\text{NH}_4^+$ -N 及常用有机、无机 N 肥的  $\delta^{15}\text{N}$  自然丰度测定值<sup>[16]</sup>

Table 2 The Natural abundance of  $\delta^{15}\text{NH}_4^+$  in water, organic manure and mineral fertilizers used in the Taihu Lake region

N 源	$\delta^{15}\text{NH}_4^+$ 自然丰度	N 源	$\delta^{15}\text{NH}_4^+$ 自然丰度
河水	+ 9.971	尿素	- 1.12
湖水	+ 23.795	硫酸铵	- 1.48
猪粪尿	+ 7.47	氯化铵	- 1.35
禽粪尿	+ 13.30		
人粪尿	+ 14.87	碳铵	+ 0.91

上表结果证明河水和湖水中的  $\text{NH}_4^+$ -N 具有很高的  $\delta^{15}\text{NH}_4^+$  自然丰度，其最可能的给源是畜禽和人排泄的粪尿等有机肥，而不可能是尿素、氯化铵、硫酸铵和碳酸氢铵等无机 N 肥。因为畜禽和人排泄的粪尿的  $\delta^{15}\text{NH}_4^+$  自然丰度与之较接近，而无机 N 肥的  $\delta^{15}\text{NH}_4^+$  自然丰度极低与之相去甚远。邢光熹等还测到河、湖水中少量有机 N 的  $\delta^{15}\text{NH}_4^+$  自然丰度为 + 3.448 ~ 142.254，认为很可能是进入水体的石油污染物或工业废水中的有机污染物，不可能是新近

施入的无机 N 肥转化而来的<sup>[16]</sup>。

李荣刚<sup>[17]</sup>对苏南地区的人口，生活水平、耗水量，畜禽及水产养殖业的情况进行统计和计算，同时也根据农用的肥料利用率、径流和淋失等的数据及相应的换算系数，初步得出的农业和农村 N 素面源污染的相对比例见表 3。表 3 结果可见，农村和农业的各种 N 素面源污染中，以人类自己的排泄物和生活废弃物的贡献率最大为 54 % 左右，其次是禽畜养殖业的排泄物占 30 % 左右，而直接由农田进入

表 3 太湖流域农村、农业 N 素面源污染对水体 N 素的相对贡献率

Table 3 Relative contribution of agricultural non-point sources N pollution to N content in the water system in the Taihu Lake Region China<sup>[17]</sup>

N 素来源	负荷 (t/年)	相对贡献率 (%)
人排泄物	11498.4	30.74
生活废弃物 (固、液)	8938.5	23.80
畜禽排泄物	10454.8	27.85
淡水养殖业	3739.7	10.15
其它：农田经流、淋失	2773.9	7.46
总计	37405.3	100.0

水体的 N 素不到 10%。即使是这 10% 的贡献中，来自有机肥矿化的 N 素还占有很大的比例。因此，可以认为无机 N 肥的使用对目前水体 N 素的贡献率不是主要的。防止水体质量恶化，就 N 素来说首先要对面源污染中大量的生活污水进行处理：农村城

镇化后，农民生活水平提高，具抽水卫生设备的已占很大比例，而化粪池的污水及农村生活污水绝大多数都不处理而直接向水体排放；其次是对面广量大的畜禽养殖业的排泄物及废水要强行治理；再就是“退渔还水”，控制水产养殖业的数量和面积，防止

过量饵料的投放。

### 2.3 农田 P 素向水体迁移及其对水体富营养化的贡献

2.3.1 P 素是温带地表水富营养化的限制因子 温带地表水体中一般都含有足够藻类生长的 N 素,且不少蓝绿藻都有固定大气中的  $N_2$  供其本身所需的能力。自然水体中的 N/P 比例通常为 20/1,而大多数藻类旺盛生长的最适宜的 N/P 比值为 7/1<sup>[20]</sup>。因此,水体 P 素不足是藻类旺盛生长或藻华爆发的限制因子。水体富营养化是指因水体中养分浓度和总量增加而导致初级生产(藻类生长)过旺,使水体中  $O_2$  耗竭,透光度大大下降(浊度大大提高),并造成鱼类大量死亡的现象。

2.3.2 地表水体中 P 的来源及其相对贡献率 位于无人干扰的崇山峻岭或原始森林深处的一片水体(池塘、湖泊、海)或一条小溪、河流的 P 素主要是来自地表径流或两岸渗(漏)滤水所携带的 P(溶解态的无机、有机 P 和土壤颗粒或微细有机颗粒所吸附的无机 P、有机 P-枯枝落叶的分解残体,动物的排泄物中的有机 P 等),P 素是土壤溶液中浓度最低和植物有效性最小的营养元素之一,这种自然水体富营养化的可能性是极低的。

在城市、乡镇周围或农牧区周边的水体,其 P 素来源是多样化的,数量和规模也大大超过上述的“纯”自然的水体。因此,除了工业生产排污的 P 素外,人类的排泄物和生活废弃物及废水中的 P 是相当可观的。例如平均每人每天排尿 1kg,排粪 0.25kg,人粪尿中含  $P_2O_5$ (以鲜物计)分别为 0.5% 和 0.13%<sup>[21]</sup>,那么每人每天可生产 2.55g 的  $P_2O_5$ 。据 Foy 等<sup>[22]</sup>报导,英国每人每天向水体排放的 P 可达 1.6~1.9g。欧美等发达国家的生活污水是经处理后再排放的,而我国城乡的生活污水(含化粪池污水)基本上是未经处理而排放的,故每人每天向水体排放的 P 估计应在 2g 以上(除部分被吸持或沉淀外)。我国人口密度较大的东部地区,仅这一项 P 的排放量就是非常大的负荷了。这就是为什么大多数严重富营养化的湖泊都位于大中城市内或近郊,例如滇池、巢湖、太湖、东湖、南四湖等。

随着我国人民生活水平的不断提高,对肉奶鱼蛋的需求量急剧增加,一方面是促使畜禽、水产养殖业的大发展而产生更多的畜禽排泄物和鱼饵料的投入水体,P 的污染增加(牲畜的排泄物中含 0.03%~0.47% 的  $P_2O_5$ ,禽类尿中含有更高的 N 和

P),另一方面也会因荤菜增加使人体排泄物中的 P 素增加。

我国 P 肥的施用已有 50 余年的历史,特别是 20 世纪 60 年代“以 P 增 N”技术的大力推广,使 P 肥的施用量、施用面积大幅度上升。到 80 年代,P 素平衡已出现了较大的盈余。1991 年盈余 31%,1994 年达 85%<sup>[23]</sup>。有部分耕地(如经济发达的东部地区)和有的经济作物(如蔬菜和烤烟)的土壤 P 素累积更是突出。土壤全 P 有的高达 1.7g/kg,速效 P 高达 80~100mg/kg<sup>[10]</sup>。从土壤肥力的角度看,这样高的 P 素累积,若干年内可少施或不施 P 肥;但对生态环境而言,对附近水体的富营养化将造成潜在的威胁。国内外的土壤学家、环境科学家对于旱地、牧场等土壤 P 素向水体迁移的研究已发表了大量的结果<sup>[22~26]</sup>。在发达国家,点源污染(包括工业、大规模养殖场)及城乡生活污水的防治已取得明显的成效,因此农田、牧场、放牧地及小流域内的径流、排水携带(或包括可能的淋失)的 P 是对周边水体中 P 污染的主要贡献者<sup>[26]</sup>,但涉及稻田生态系统稻麦轮作制下的土壤 P 素的迁移和对水体富营养化贡献的研究则很少见。

根据我国的国情,从 1999 年起在太湖流域稻麦轮作体系下土壤 P 素迁移及对太湖流域水体污染的贡献率做了研究,获得了大量新数据,得到不少新认识。

2.3.3 P 肥用量对水稻生长季中农田 P 素迁移的影响 太湖流域的水稻田主要分布在坡降很小的水网平原上。在平原稻田生态系统中,所谓径流是指降雨量大到足以使田面淹水层的水漫过田埂外溢的现象。因此,田间试验中径流小区的设置必须选择在田面平整、土壤质地均匀、地下没有暗沟和大裂隙的田块。溢水闸口必须设计在相等的高度上。径流池要建得足够大,使 50 年一遇的降水所产生的径流都能完全收集在内。P 肥用量(P)为 0,30,150,300kg/hm<sup>2</sup> 共 4 个处理。各处理重复 4 次,随机排列。30kg/hm<sup>2</sup> 代表正常的 P 肥用量,150 和 300 kg/hm<sup>2</sup> 分别代表施 P 肥 5 年和 10 年后的土壤 P 素累积(当然一次施用与分 5 年、10 年使用会有些差异),以创造不同的土壤有效 P 水平。试验地点是在无锡的黄泥土和常熟的乌珊土(代表爽水型和囊水型两种水稻土)上进行,分别占 30% 的太湖流域的稻田面积<sup>[27]</sup>。

表 4 P 肥用量 (kg/hm<sup>2</sup>) 对稻季轻流中 P 浓度 (g/L) 的影响 (2000 年)

Table 4 Effect of P application rate on P concentration in runoff from paddy soils in the Taihu Lake region, China (2000)

地点	产流日期	300kg/hm <sup>2</sup>		150 kg/hm <sup>2</sup>		30kg/hm <sup>2</sup>		CK	
		TP	PP	TP	PP	TP	PP	TP	PP
锡山	30/06	7.88	5.98	5.21	4.41	1.26	1.0	0.57	0.49
	25/07	3.85	3.55	1.38	1.19	0.96	0.89	0.69	0.64
	20/08	186	1.45	1.04	0.87	0.95	0.81	0.61	0.55
常熟	20/08	2.43	2.32	1.89	1.87	1.32	1.29	0.94	0.92
	04/10	2.45	2.15	1.58	1.45	1.05	0.47	0.75	0.67

将各处理每次发生的径流所携带 P 的总和作为该处理 (施 P 肥量) 下该年当季由径流携带可能进入水体的 P 负荷量, 上表说明 P 肥用量对稻季发生的径流中的总 P (TP) 和颗粒 P (PP) 浓度有非常显著的影响 ( $P < 0.01$ ), 都随 P 肥用量的增加而增加, 其中颗粒 P 占总 P 的 80% ~ 85%。2000 年太湖流域的降水为 964.5mm 左右, 是百年平均降雨量略偏少的年份, 产生径流的次数较少。稻季径流 P 的携带量从 CK 的 102 ~ 150g/hm<sup>2</sup> 到最高施 P 量的

270 ~ 670g/hm<sup>2</sup>。数据还说明土壤质地和土体结构对径流 P 的携带量影响很大, 常熟的竖头乌珊土质地较轻, 有垂直的裂隙, 因此所产径流的数量和次数较少; 而质地粘重, 结构紧实, 基本无渗漏的无锡黄泥土所产径流次数多流量大, 相应的所携带的 P 也就较多 (表 5)。年降雨量多少对径流次数和产流量有直接影响。例如 2001 年降雨量较多 (1166.4 mm), 阴雨天多则蒸发量反而少。因此该年田间产流次数多, 径流流量大, P 的负荷也大 (表 5)。

表 5 P 肥用量 (kg/(hm<sup>2</sup>·季)) 对稻季径流携带的 P 负荷 (g/(hm<sup>2</sup>·季)) 的影响Table 5 Effect of P application rate (kg/hm<sup>2</sup>·season) on P load (g/hm<sup>2</sup>·season) in runoff from paddy soil during the rice growing season in the Taihu Lake region, China

年代	试验地点	施 P 水平 (kg/(hm <sup>2</sup> ·季))			
		300	150	30	0
2000 年	锡山	670	395	220	150
	常熟	270	210	140	102
2001 年	锡山	3744	1828	440	298
	常熟	589	395	166	128

苏南地区太湖流域的稻用面积 (2000 年) 约为 48 万 hm<sup>2</sup>, 其中爽水型水稻土 (锡山) 和囊水型水稻土 (常熟) 各为 14.4 万 hm<sup>2</sup> 左右。据此, 常规施 P 量处理的 P 负荷可计算得到 2000 年稻季在这两种水稻土上由径流携带出稻田的 P 负荷总量分别为 31.7 t 和 20.2 t, 而 2001 年则分别为 63.4 t 和 23.9 t。取两年稻季的平均值, 这两种水稻土由径流携带的 P 负荷分别为 47.6 t 和 22.1 t, 稻季共计 69.7 t。

该区其它 3 种水稻土是滞水型水稻土, 漏水型水稻土, 侧渗型水稻土, 总面积为 19.2 万 hm<sup>2</sup><sup>[26]</sup>。这 3 种水稻土上的径流携带的 P 负荷的试验还在进行中, 因此其径流携带的 P 素只能做粗略的估计, 假定这 40 % 的水稻土上也有 69.7 t/季的 P 负荷携带出去 (这是留有余地和保险的估计, 因为漏水型和侧渗型水稻土的径流量比囊水型的要少, 而滞水型的水稻土因为粘粒和有机质含量高, 径流中携带

的颗粒较少, 实际的径流携出 P 可能少于爽水型水稻土)。由此得知, 整个苏南稻区在水稻生长季, 可能携出农田的最大 P 负荷为  $69.7 \times 2 = 139.4$  t/季 (约 140 t/季)。

2.3.4 P 肥用量对冬小麦生长季中农田 P 素迁移的影响 太湖流域的稻作地区, 冬季一般种小麦或油菜。由于地势平坦, 地下水位高, 冬作物期间水浆管理是获得优质高产小麦的关键。为了及时排除田间渍水 (冬季的雨、雪)、降渍除害, 通常采取挖深沟排水的措施。因此实际上只要有降雨、降雪, 田间都有排水流出。排水收集器 (径流池) 的闸口要降低到与排水沟沟面相齐, 以利于收集所有从田间排出的水量。田间试验小区是建立在稻季试验的基础上, 只是冬季的施 P 量处理与稻季的不同, 共设 CK, 20, 80, 160kg/hm<sup>2</sup> 等 4 级。

结果证明 2000 ~ 2001 年的麦季比 2001 ~ 2002

年的麦季发生的田间排水次数少,但两年中都明显地揭示了 P 肥用量对排水中的 P 的浓度影响很大,  $P_{160} > P_{80} > P_{40} > P_0$  ( $P < 0.01$ )。同时,麦季发生排水的次数在常熟的乌珊土比在锡山的黄泥土要多,数量也大。这与稻季的结果正相反。这与两类水稻土基本性质有密切关系:乌珊土属囊水型水稻土,质地轻,持水力差,土体的蓄水量少,在麦季开深沟的情况下,排水次数多且排水量大;而黄泥土属爽水型水稻土,质地较粘重,土体保蓄水量大而排水量少。同时,乌珊土的粉砂粒易随水流动,

排水流中携带较多的颗粒;而黄泥土属粘壤土,结构较好,粘结力也较强,故随水移动的颗粒量少。所以,与淹水植稻的情况正好相反。爽水型水稻土中随排水流失的 P 较少,而囊水型的乌珊土 P 的流失则较多。

与计算稻季各处理径流所携带 P 的方法一样,据两年数据计算出每年每公顷每季排水中总的 P 负荷量的平均值列于表 6。

表 6 施 P 量 ( $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{季})$ ) 对两地麦季排水所携带的 P 负荷量 ( $\text{g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{季})$ ) 的影响

Table 6 Effect of P application rate ( $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{season})$ ) on P load in drainage ( $\text{g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{season})$ ) during the winter wheat growing season in the Taihu Lake region, China in 2000~2002

年代	试验地点	施 P 水平 ( $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{季})$ )			
		160	80	20	0
2000~2001	锡山	818	580	382	253
	常熟	1972	1357	539	396
2001~2002	锡山	1552	1123	709	573
	常熟	5333	3001	1185	812

以常规施 P 量 ( $20 \text{ kg}/\text{hm}^2$ ) 处理每季排水中 P 的负荷量分别为  $382\text{g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{季})$  和  $709\text{g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{季})$  (锡山) 以及  $539\text{g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{季})$  和  $1185\text{g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{季})$  (常熟) 计算,两种水稻土冬麦的种植面积仍然分别为  $14.4$  万  $\text{hm}^2$ ,那么 2000~2001 年和 2001~2002 年两年在冬季季节排水所携带的 P 的总量分别为  $55\text{t}$  和  $102\text{t}$  (锡山),以及  $78\text{t}$  和  $171\text{t}$  (常熟)。

取两个试点两年的平均值,爽水型和囊水型水稻土冬季季节农田的 P 排放量分别为  $78.5\text{t}$  和  $124.5\text{t}$ ,合计为  $203\text{t}$ 。因为另外 3 种 (40% 面积) 水稻土的试验也尚在进行中,也以水稻季节的估算办法,则假定其排放的 P 量与这 60% 的土地相等,即也为  $203\text{t}$ 。那么苏南太湖流域水稻土冬季 P 的排放量应为  $203 \times 2 = 406\text{t}$ 。可见冬季排水所携带的 P 是稻季的 3 (2.9) 倍左右。苏南水稻土全年合计所排放的 P 为  $546$  ( $140 + 406$ )  $\text{t}$ 。

**2.3.5 蔬菜、果园等旱地 P 的排放量** 苏南地区的总耕地面积为  $70.5$  万  $\text{hm}^2$ ,其中  $48$  万  $\text{hm}^2$  为稻麦轮作的大田, $22.5$  万  $\text{hm}^2$  是传统的或新近改制的蔬菜、果园、桑园等经济作物的面积。其中蔬菜地施肥量很大 (大多为有机肥 + 无机肥),其它果园、桑园的施肥量与大田的施肥投入接近。蔬菜地可能有较多的 P 素由径流携带入水体,其它旱作物表土结壳硬化,有较强的抗侵蚀能力,排水沟也不深,

一年内地面的叶冠或其它覆盖的时间较长,故其 P 素随水排放量应是不大的。这些土地利用方式下的 P 素径流携带负荷的研究尚未开展,但估计总的排放量约在稻田和麦田的排放量之间,假如我们取其中间值 [ $(546 \div 2) \div 48$ ]  $\times 22.5 = 128\text{t}$ 。

综上所述苏南地区农田中每年可能向水体排放的 P 量为:稻麦轮作  $48$  万  $\text{hm}^2$  排放的有稻季  $140\text{t}$ ,麦季  $406\text{t}$ ,从  $22.5$  万  $\text{hm}^2$  旱地上排放的有  $128\text{t}$ ,合计为  $674\text{t}$ 。

### 2.3.6 苏南太湖地区进入水体的其它来源的 P 素

**畜禽排泄物。**苏南地区养殖的畜禽主要是猪、牛、羊、鸡、鸭等,虽然畜禽粪尿曾经是有有机肥源,但随着农民生产和生活条件的改善,年青一代的农民不再愿意干这种“笨活”和“粗活”了。不少畜禽粪尿就被直接冲入水里,或作为养鱼的饵料投入水体。这是随着畜禽饲养量的增加而大幅度上升的一种污染源。

人排泄的粪尿、生活废弃物和废水原本也是宝贵的有机肥,现在除了在蔬菜生产上有用外,大多数未处理即排入水体,只有少数的示范村、镇有处理系统。显然这也是一个很大份额的 P 素投入,考虑到进入水体前有部分 P 被吸持,每人每天向水体排放的 P 约为  $1.5 \sim 2\text{g}$  左右。

鱼池或网箱养鱼在太湖地区是十分发达的产

业,由于投放的饵料过多,残余饵料及鱼的排泄物也是一个重要的P素来源,且多是直接为藻类所利用的P素。

还有,从水体底下的淤泥扩散进入水体的P。淤泥的含P量比水体高<sup>[19]</sup>。我们对太湖流域河、荡、池、塘、湖底淤泥含P量作过调查,大多数都比水体的含P量高出1个数量级以上。淤泥中的有效P在17~50mg/kg之间,比周围大田土壤的有效P也高1~4倍。淤泥处于强还原条件下,P的有效性较高。太湖淤泥的全P为0.45g/kg,巢湖淤泥为0.51g/kg。巢湖的淤泥每年扩散到水体的P为220.4t<sup>[19]</sup>,太湖则估计为881.6t。

根据李荣刚<sup>[17]</sup>收集整理的数据、换算系数及国家重大基础研究规划项目(973)的初步成果,对注入太湖水体各种来源P的数量作了如下估计:每年总量17708.6t,其中畜禽排泄物为7773t,占43.9%,人类排泄物为4208t,占23.8%,淡水养殖业4072t,占23.0%,水底淤泥扩散为881.6t,占5.0%,农田径流和排水为674t,占4.3%。

### 3 结论与建议

#### 3.1 地下水NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N污染问题

只要是N肥用量过头,作物吸收不了那么多N,不管是无机N还是有机肥的N同样都会在旱地积累。特别是种浅根系和小根系的蔬菜作物的土壤,加之有机肥和无机肥的用量一般特别大,土壤质地也较轻,土壤累积的NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N就有可能淋洗到地下水而使NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N超标。在深根系和有较大根系的作物如稻、麦、玉米和棉花等大田粮食和经济作物的土壤,在目前的施肥水平下,尤其在作物生长期一般不会有NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N积累,也不可能被淋洗而污染地下水。少数休闲田块或无作物生长时期也可能有暂时的NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N积累,但不会是大面积的。所以防治因过量施肥而对地下水污染的重点是在城市和村镇郊区的蔬菜地,严格控制N肥用量,保持N素平衡。在已有大量NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N累积的田块可以不施或少施N肥,对产量不会有大的影响。

#### 3.2 地表水富营养化问题

根据对河湖等地表水的全N和N素形态分析及 $\delta^{15}\text{N}$ 自然丰度的测定结果表明,地表水体中85%以上是NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N。水体中的 $\delta^{15}\text{NH}_4^+$ -N自然丰度值测定证明其来源于人畜粪尿和有机肥,不是源于当季施入的无机N肥。因此,治理太湖水环境的重点仍

应放在点源污染的控制(巩固已有成果,防止反弹),以及畜禽养殖业的污染治理和城乡生活污水治理上;淡水养鱼也要继续治理,应压缩网箱养鱼面积,“退鱼还水”。

制约温带地区大多数地表水富营养化的限制因子是P素,N素一般不缺,而且很多藻类本身具有固N能力。有机肥和无机P肥的过量使用同样都会使土壤P素不断累积。目前从全国范围来看,水体严重富营养化主要发生在人口密集的大中城市内的或其近郊的湖泊,如埭池、巢湖、太湖、东湖,南四湖等,根据在苏南太湖地区的调研证明,在排除工业点源污染后,各种面源污染中每年从农田进入水体的P素(含水体底下淤泥扩散的P素)的相对贡献率不到10%,而畜、禽、人排泄物及生活污水、淡水养殖业等的P素之相对贡献率达90%左右。

由农田进入水体的P素以旱地的排水或径流所运移的要比淹水稻田运移的多2~3倍。旱地中又以蔬菜基地中土壤P素累积最多(蔬菜基地多数在城市近郊),其对水体P污染威胁最大。根据国外资料及我们调查,有机肥中的P素较无机P肥更易于随水迁移。因此,蔬菜基地大量施用有机肥其土壤中积累的P素对水体富营养化的威胁将更大。为此,建议蔬菜基地最好从近郊迁移到较远的地区,蔬菜也不能过量使用有机肥,要适量且有机-无机肥相结合。

根据苏南冬小麦排水携带的P比稻田高3倍的实际,建议农田种植结构可作相应调整。从经济效益、社会效益和生态效益综合考虑,对苏南地区来讲,夏季应保持足够面积的灌溉稻田,既保证有足够的粮食供应,同时又充分发挥稻田(作为一种人工湿地)对生态环境的保护作用;冬季,可大大压缩本来就不宜种植的小麦面积(太湖流域的小麦产量不高,面粉质量又差),同时其对水环境的威胁大。在粮食供应没有问题的前提下,可不种麦子。将部分农田改种油菜或其它冬季经济作物;部分农田可种冬季牧草养鹅,是增加农民收入满足市场需求的出路之一,或种冬绿肥、甚至抛荒复盖稻草养田也是可取的。

#### 参考文献

- 1 Lagreid M, Bockman OC and Kaarstad O. Agriculture, Fertilizers and Environment. Norsk Hydro ASA Porsgrunn, Norway CABI publishing, 1999, 122~157, 174~180

- 2 WHO. WHO Health hazards from nitrates in drinking water. Report on a WHO meeting, Copenhagen, 1984, March 5~9
- 3 Spalding RF and Exner ME. Occurrence of nitrate in groundwater –a review. *Journal of Environmental Quality*, 1993, 22:392~402
- 4 李仲林, 曹志洪. 石灰性土壤上氮肥施用方法对春小麦氮素利用率的影响. *土壤*, 1984, 16 (3): 134~137
- 5 陈子明, 袁锋民, 姚适华, 周春生, 傅高明, 李小平, 王丽霞. 氮肥使用对土体中氮素移动及其对环境和产量的影响. 见: 陈子明主编. 氮素、产量、环境. 北京: 中国农业科技出版社, 1996, 1~31
- 6 宝德俊, 张鸿程, 皇甫湘荣, 刘纯敏, 王永歧. 潮土硝态氮淋失及预防措施. 见: 陈子明主编. 氮素、产量、环境. 北京: 中国农业科技出版社, 1996, 53~62
- 7 吕殿青, 杨学云, 张航, 戴万宏, 张文章: 陕西壤土中硝态氮运移特点及其影响因素. 见: 陈子明主编. 氮素、产量、环境. 北京: 中国农业科技出版社, 1996, 63~76
- 8 孙宏德, 李军, 高惠贤, 刘淑环, 刘成祥, 吴国俊, 刘翔: 黑土中硝态氮移动和施肥关系研究. 见: 陈子明主编: 氮素、产量、环境. 北京: 中国农业科技出版社, 1996, 77~83
- 9 张维理, 田哲旭, 张宁, 李晓齐: 我国北方农用氮肥造成地下水硝酸盐污染的调查. *植物营养与肥料学报*, 1995, 1(2): 80~87
- 10 Cao ZH and Huang JF. Soil quality evolution and public healthy issues after land use change from rice to vegetables. Paper presented at the international conference on Environment change and public healthy. *In* Baptist University Hong Kong, Hong Kong, 2002, March 12~16
- 11 杨肖娥, 孙羲. 不同水稻品种  $\text{NH}_4^+$  和  $\text{NO}_3^-$  吸收的动力学. *土壤通报*, 1991, 22(5): 222~224
- 12 刘洪斌, 周则芳, 毛知耘. 水稻生育期间紫色土氮素动态变化研究. 见: 陈子明主编. 氮素、产量、环境. 北京: 中国农业科技出版社, 1996, 84~88
- 13 王德建, 林静慧, 夏立忠. 太湖地区稻麦轮作农田氮素淋洗特点. *中国生态农业学报*, 2001, 9 (1): 16~19
- 14 王家玉, 王胜佳, 陈义, 郑纪慈, 李超英, 计小江. 稻田土壤中氮素淋失的研究. 见: 陈子明主编. 氮素、产量、环境. 北京: 中国农业科技出版社, 1996, 89~102
- 15 马立珊. 太湖地区水体氮素面源污染及其对策. *应用生态学报*, 1992, 3(4): 346~354
- 16 邢光熹, 曹亚澄, 施书莲, 孙国庆, 杜丽鹃, 朱建国. 太湖地区水体中氮的来源和反硝化作用. *中国科学 (B)*, 2001, 3 (2): 130~137
- 17 李荣刚. 苏南太湖地区水体中总氮何总磷的负荷量. 博士论文: 苏南高产农田氮磷肥料的利用率和管理. 北京, 中国农业大学, 2000, 26~36
- 18 Wetselaar R, Fox JJ, Smith GD, Ali MR, Moermanto RJ and Irdam Ahmad. Groundwater nitrate in East Java, Indonesia. *AGSO Journal of Australia Geology and Geophysics*, 1993, 14 (2/3): 273~277
- 19 杜青英. 巢湖富营养化. 南京: 河海大学出版社, 1997, 146~178
- 20 Bockman OC, Kaarstad O, Lie OH and Richards I. *Agriculture and Fertilizers*. Norsk Hydro Oslo. 1990, 123~128
- 21 中国农业科学院土壤肥料研究所. 中国肥料概论. 上海: 上海科学技术出版社, 1962, 47~65
- 22 Foy RH and Dils R. Practical and innovative measures for the control of agricultural phosphorus losses to water. *In*: Workshop paper abstracts & Poster papers. Greenmount College of Agricultural and Horticulture, Northern Ireland, 1998, Jun 16~19
- 23 鲁如坤等. 土壤-植物营养学原理与施肥. 北京: 化学工业出版社, 1998, 423~443
- 24 Edwards AC and Withers PJA. Soil phosphorus management and water quality: A UK Perspective. *Soil Use and Management*, 1998, 14:124~130
- 25 Havlin JL, Beaton JD, Tisdale SL and Nelson WL, *Soil Fertility and Fertilizers*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey 07458, USA, 1999, 86~196
- 26 Sharpley AN, Daniel T, Smis T, Lemunyon J, Stevens R and Parry R. *Agricultural Phosphorus and Eutrophication*. USDA, Agricultural Research Service, ARS, 1999, 149
- 27 徐琪, 陆彦春, 刘元昌, 朱洪官. 我国太湖地区水稻土. 上海: 上海科学技术出版社, 1992, 56~71

## EFFECT OF FERTILIZATION ON WATER QUALITY

### Effect of Fertilization On Environment Quality (2)

Cao Zhihong

(*Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008*)

**Abstract** Overuse of N fertilizers either in mineral or in organic form will inevitably lead to N accumulation in soil where it is applied. In upland soil, nitrification of N is dominant, when it is grown with vegetable crops with a shallow and small root system in particular. The accumulated high content of nitrate N in the upper layer will certainly be leached down to the groundwater, bringing  $\text{NO}_3^-$  concentration above limit (50 mg/L). In fields grown with food and other economic crops such as wheat, corn or cotton with deeper and larger root systems, no extra  $\text{NO}_3^-$  will be left with the current fertilization rate during the growing season in particular, excluding the risk of polluting the groundwater.

About 80 % of the N in the surface water in the Taihu Lake region is in  $\text{NH}_4^+$ -N form and most likely comes from human, livestock and poultry excreta, rather than seasonally applied mineral N fertilizer, as is identified by  $\delta^{15}\text{N}$  method. So the key to protection of the water environment quality is to control non-point source pollution, like domestic sewage and livestock and/or poultry manure.

Phosphorus is the most contributive factor of water eutrophication in the temperature zone. Overuse of P fertilizers, in mineral or organic form, will build up soil P. According to the soil survey and field study, among all sources of rural and agricultural non-point source P pollution, domestic sewage, livestock and poultry manure (liquid or solid) and fish culture are the major ones, contributing about 90%, while P in runoff and drainage from the field entering the water system accounts for less than 10%. Soil P load to water is about 2~3 folds higher in the wheat season than in the rice season. Much higher accumulation of soil P in vegetable field than in food crops field. Therefore, it is suggested that vegetable fields should be moved from the near suburban areas to further rural area, meanwhile the area for winter wheat could be reduced from this region. On other hand that the area for wetland rice should be kept as much as possible in summer, and in winter season, oil rapeseed crop, winter green manure crops or fallow with rice straw mulch are suggested considering food security, and environment friendly sustainable use of the soil resources.

**Key words** Fertilization, Groundwater, Nitrate N, Surface water, Eutrophication