

# 中国土壤氮素研究

朱兆良

(中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

**摘要** 概述了自 20 世纪 30 年代以来中国土壤氮素研究的某些进展。主要包括: 土壤氮素的本性和氮素肥力, 有机肥料氮, 农田中化肥氮的去向和氮肥增产效果, 农田中化肥氮的损失对环境的影响和农业生态系统的氮素平衡。土壤氮素研究的进展得益于相关学科的进展。并强调指出, 对我国来说, 在研究的指导思想上必须高度重视高产与环境保护的协调与统一。

**关键词** 土壤氮素肥力; 氮肥; 有机肥料; 氮素循环; 农业和环境

中图分类号 S1531.61 文献标识码 A

土壤氮素是土壤学中一个非常活跃的分支, 涉及的领域十分广泛。我国土壤氮素研究, 从 20 世纪 30 年代起, 经过几十年的努力, 已经涉及几乎所有主要领域。下面主要是根据几本专著, 就作者比较熟悉的方面做一概述, 疏漏和不当之处在所难免。这些著作是: 5 中国土壤 6 (1987), 5 中国土壤氮素 6 (1992), 5 中国农业持续发展中的肥料问题 6 (1998), 5 中国土壤肥力 6 (1998), 以及 1986 年和 2002 年出版的两次全国土壤氮素工作会议论文集。文内不再注明参考文献。

关于生物固氮, 我国已进行了长期的基础研究和应用研究, 成绩斐然。在生产上, 根瘤菌接种、绿萍的繁殖和利用, 以及豆科作物的/以磷增氮 0 等技术均已得到了广泛应用。但是, 作者对此了解很少, 下面将不涉及。

## 1 土壤氮素的本性和氮素肥力的研究

### 1.1 不同类型土壤的含氮量与剖面分布

土壤的含氮量是土壤氮素矿化与积累的平衡结果。在大量搜集土壤含氮量数据的基础上, 探讨了自然植被下我国不同类型土壤的含氮量、剖面分布和储量及其与生物气候带的关系; 分析了不同地区耕作土壤耕层的含氮量及其与利用方式和施肥、地形和土壤质地、以及水热条件等的关系。

### 1.2 土壤有机态氮的形态与生物有效性

20 世纪 60 年代中期, 采用 Bremner 的酸解 - 分

级测定法, 研究了我国某些类型土壤的有机氮形态分布。对耕地和未开垦地的研究表明, 无论是自然植被下的砖红壤或是黑土, 开垦后, 其全氮含量虽然下降了 50% ~ 70%, 但其氮素形态分布与未开垦的并无明显差异。这说明, 各种形态氮素的生物学稳定性的差别并不大, 它们处于动态平衡之中。90 年代, 采用  $^{15}\text{N}$  固体核磁共振、热解 - 色谱/质谱等方法进行的研究表明, 无论是新形成的或是自然土壤中的腐殖物质, 其中的氮素约 70% 均以酰胺态存在, 80% 以上以多肽存在, 但是, 这些多肽与土壤中其他组分的结合方式及其生物有效性仍有待研究。一般认为, 土壤酸解后得到的残渣氮主要是杂环态, 难以被作物利用, 但是, 研究表明, 残渣氮可能主要是土壤或腐殖物质酸解时的人工产物, 其形态主为酰胺态, 并有一定的生物有效性。

### 1.3 土壤中氮素的矿化与生物固持作用

培养法是研究土壤矿化能力 (矿化量和矿化进程) 的基本方法。研究发现, 培养中, 矿化释出的铵可部分地被土壤黏土矿物重新固定, 从而使测得的矿化量偏低。

用一级反应方程式表达好气培养下土壤氮素的矿化进程时, 其矿化势  $N_0$  与土壤全氮有很好的正相关, 矿化速率常数  $k$  受温度的强烈影响, 但与土壤性质的关系则不明确; 还采用两个一级反应方程式区分了土壤氮素中矿化快和矿化慢的两部分有机氮, 前者受干燥处理的强烈影响,  $N_0$  值很低但  $k$  值高。用有效积温式表达淹水培养下氮的矿化进程

时, 式中的指数  $n$  值反映氮素矿化进程的特点, 潜育性水稻土的  $n$  值多大于 1, 培养后期的矿化量较高, 从而表现为 / 晚发 0, 干燥处理强烈地影响到  $n$  值的大小, 提出了预培 2 周以消除其影响的建议。

加入  $^{15}\text{N}$  标记化肥氮后土壤氮素的矿化量常有所增加, 称之为 / 激发效应 0。研究表明, 其增量 (所谓激发量) 与被土壤微生物固持的  $^{15}\text{N}$  标记化肥氮量 (即化肥氮残留量) 基本相当, 二者相抵后大多并无明显的净激发或净残留; 而且, 在培养试验中, 加入氮肥也并未增加土壤  $\text{CO}_2$  的释放, 即并未促进土壤有机质的分解。因此, 这种激发效应可以认为是一种表现现象, 是土壤氮与加入的  $^{15}\text{N}$  标记化肥氮之间进行的微生物交换作用的结果。

示踪法测得的氮肥利用率一般低于差减法。因为前者仅包括作物吸收的  $^{15}\text{N}$  标记化肥氮, 而未计入作物对通过这种交换作用所释出的那一部分土壤氮的吸收, 因而低估了施用氮肥后作物氮素营养水平的提高程度。因此, 应以差减法的表现利用率来评价氮肥的农学效应。

水稻的盆栽试验表明, 种稻下土壤氮素的表现矿化量 (采样时水稻吸氮量 + 采样时的土壤铵态氮量 - 起始土壤铵态氮量) 高于培养后的铵态氮增量 (矿化量)。这可能是由于: (1) 前者包括了水稻根系联合固氮作用的贡献, 其量可达无氮区水稻吸氮量的约 1/5, 因而高估了水稻生长下土壤氮素的矿化量; (2) 在培养试验中, 土壤矿化出的铵又部分地被土壤黏土矿物所固定, 导致测得的矿化量偏低, 而在水稻生长下, 由于根系对铵的吸收减少了这种固定。看来, 水稻生长并未明显地促进土壤氮素的矿化。

#### 114 土壤供氮能力的评价与预测

11411 土壤供氮量的量度及供氮进程 在盆栽或田间条件下, 土壤供氮量是以无氮区在采样时土壤已提供给作物的可利用态氮量作为量度的, 其中包括已被作物吸收的氮量和土壤中尚未被作物吸收的速效态氮量。在作物成熟时, 由于土壤中速效氮量很低, 可以直接用作物吸氮量计作土壤供氮量。但实际上, 其中包括了土壤来源氮和非土壤来源氮两个部分, 因此, 严格说来, 由此计得的土壤供氮量应是田块自然供氮量, 而不是土壤供氮量。

20 世纪 80 年代, 用差减法进行的研究表明, 高产水稻的吸氮量中, 田块自然供氮量的贡献高达 52% ~ 70%, 小麦也达 49% ~ 48%。但是, 扣除非土壤来源氮量后, 高产水稻对土壤来源氮 (严格意

义上的土壤供氮量) 的依赖性仅为 34% ~ 46%。基础产量高的田块, 施肥所能达到的产量水平也较高。

土壤对一季作物的供氮量和供氮进程与土壤有机氮的矿化特性和土壤结构性以及作物生长期间的水热条件等有密切关系。长江三角洲的水稻田, 对单季晚稻的供氮量大于双季早稻或双季晚稻。这与单季晚稻的生长期较长、其间的有效积温较高、因而矿化量较多有关。结构性好的土壤, 松而不僵, 其氮素的矿化和作物根系在其中的伸展均较快, 有利于作物的早期生长。

11412 田块自然供氮量的解析和预测 20 世纪 80 年代, 对太湖地区稻田自然供氮量的构成进行的研究表明, 其主体虽然是土壤来源氮, 但仅占稻田自然供氮量的 58% ~ 72%, 其余的是非土壤来源氮 (包括水稻的联合固氮、降雨、灌溉水及秧苗带入的氮)。而且, 在土壤来源氮中, 来源于耕层土壤的仅占 50% ~ 84%, 平均 70%, 而来源于耕层以下土壤的则占 10% ~ 50%, 平均 30%, 因此, 真正来自耕层土壤的氮量仅占稻田自然供氮量的约 40% ~ 50%。

土壤来源氮中, 可区分为起始速效氮和在作物生长期间的矿化氮两部分, 当前者的数量较大时, 可以作为推荐适宜施氮量的一个依据, 如旱作土壤的根系活动层中的起始硝态氮量。但是, 无论是耕层或下层土壤的矿化氮量的预测, 因影响因素较多而则难以达到定量水平。

长期以来, 人们一直试图用简易的测试方法来预测土壤矿化氮量和供氮量, 并进行了很多研究。在这些研究中, 均以各种化学方法测得的土壤有效氮指标与培养中的矿化氮量或无氮区作物的吸氮量之间的相关性, 作为筛选化学方法的依据, 因此, 都是经验性的, 并没有坚实的有机氮形态基础。

在水稻进行的研究中, 无论是培养法的矿化氮量, 或是各种氮素有效性的化学指标, 均与盆栽试验中的无氮区作物吸氮量之间有很高的相关性; 但是, 在苏浙稻区进行的许多稻田田间试验中, 这种相关性均很低, 确定系数约为 0.13 或更低, 只能达到半定量水平。其原因可能是: (1) 在田间条件下, 影响土壤氮素矿化的因素多、变化大 (例如, 年度间和田块间的水热条件和耕作晒垡措施的变化等); (2) 仅以耕层土壤的测试作为预测依据, 忽视了下层土壤来源氮和非土壤来源氮的变异。应当特别指出, 根据最近在太湖地区和华北地区的观测, 由降雨和灌溉水带入的氮量已高达  $80 \sim 90 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , 远高于以往的  $15 \sim 30 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , 从而成为田块自然

供氮量的重要构成部分, 显然, 不同田块之间其量的差异必然会降低预测的准确性。

在这种情况下, 有的研究者采用了在田间设置无氮区直接测定田块自然供氮量的做法。此时, 如何使测得的供氮量数据能适用于尽可能大的范围, 是必须思考的问题。

### 115 土壤中铵的黏土矿物固定与释放

早在 1938 年, 我国就发表了主要土壤固铵能力的研究报告。此后的研究明确了我国主要类型土壤的固定态铵含量和剖面分布及其与黏土矿物类型和质地等的关系。对表层土壤来说, 固定态铵可达全氮含量的 10% 左右, 下层土壤的这一比例更高。

研究指出, 新固定的固定态铵的有效性很高, 而土壤固有的固定态铵的有效性则很低。据此认为, 各土壤均有一个被土壤黏土矿物牢固吸附而不能为作物吸收的固定态铵量的固定值, 只有超过这一固定值的那一部分固定态铵才能被植物所利用。此外, 施入的铵态氮肥被土壤黏土矿物固定和重新释放, 也在一定程度上影响到作物对化肥氮的吸收进程。

## 2 有机肥料氮的研究

有机肥料的施用对培肥土壤、保证我国农业的可持续发展发挥了历史性的重要作用。但是, 近些年来, 随着氮肥使用量的快速增加, 有机肥料的农业利用受到漠视, 从重要的养分资源变为重要的污染源(见第 5 节)。为了促进畜禽排泄物的农业利用以减轻环境污染, 开展了将这些排泄物制成商品有机肥料的研究, 并取得了一定进展。

我国对有机肥料的研究已有较长的历史。

(1) 积累了我国主要有机肥料含氮量的大量数据; 研究了人畜排泄物在储存中的氮挥发损失和保氮技术等。

(2) 研究表明, 有机肥料的全氮(C/N比)及木质素的含量是影响其氮素释放和损失的重要因素。除鲜嫩的豆科绿肥外, 有机肥料氮的当季利用率和损失率均低于化肥氮, 而残留率则较高。<sup>15</sup>N 标记有机肥料的微区试验结果表明, 有机肥料氮可以区分为易分解和较难分解的两大部分, 前者在施用的当季即可分解释出矿质氮, 而后的矿化则较慢、持效时间则较长, 在长期连续施用时可以产生累积效应。与此不同, 在适宜施氮量下, 化肥氮几乎没有

净残留。在一些长期试验中, 氮肥区土壤含氮量常高于无氮区的主要原因, 可能是由于施用氮肥后作物的根茬等生物量的增加(除其本身所含的氮素外, 其宽的碳氮比还可能促进生物固氮)所致, 而不是化肥氮残留的直接累积结果。

(3) 在封丘进行的等量 NPK 对比的田间长期试验结果表明, 在试验初期, NPK 化肥的增产效果明显高于有机肥料, 但这种差异逐渐缩小, 从 14 年的累积效果来看, 有机肥料已接近化肥, 如果试验年限进一步延长, 有机肥料的效果是否会等于甚至超过等养分量的化肥则有待继续观察。采用有机肥料氮和化肥氮的<sup>15</sup>N 交叉标记方法, 研究了二者配合施用时代氮素的转化和供应特点。结果表明, 配合施用使得土壤中氮素的供应进程趋于平缓。但是, 从上述的封丘长期试验的结果来看, 有机肥料与化肥 NPK 各半配合施用的, 在产量上并未表现出正交互作用。看来, 在有些试验中, 有机肥料与氮肥配合施用(未配施 PK)时表现出的正交互作用, 可能主要是有机肥料中磷钾等元素的效果。

## 3 农田中化肥氮的去向和氮肥增产效果的研究

### 311 氮肥的增产效果

从 1935 年开始, 迄今我国已进行了 3 次全国性、大规模的化肥肥效田间试验, 涉及多种粮食作物和经济作物。明确了我国农田土壤普遍缺氮, 氮肥的增产效果显著。1949~1998 年的 50 年间我国粮食年总产与化肥氮年使用量的相关系数高达 0.19。氮肥的增产效果与农田的基础产量有关。

### 312 农田中化肥氮的去向

1974 年, 我国开始利用<sup>15</sup>N 示踪技术研究化肥氮在土壤中的去向。1980 年以后, 这种研究逐步扩展到主要农区的主要作物和主要氮肥品种, 并涉及不同损失途径的定量评价。应当指出, 这种方法只是反映化肥氮本身的去向(作物回收、土壤中残留和损失), 但不能给出施用氮肥后, 农田生态系统中作物氮素营养水平和氮素损失量的提高程度以及土壤中氮素的净残留量。

早在 20 世纪 50 年代, 我国就发表了关于石灰性土壤上氮肥氮挥发的研究论文, 此后, 对于旱地和水稻土的氮挥发及其影响因素开展了许多研究。80 年代初期, 开始用微气象学的质量平衡法对稻田氮挥发进行田间原位定量观测, 此后又扩展到旱

作。研究表明, 氮挥发是水稻田(无论其土壤 pH 的高低)和石灰性土壤上氮肥表施或浅混施时的重要损失途径。但是, 硝化 - 反硝化损失的田间直接观测, 由于方法的限制, 积累的数据较少, 且多显著偏低, 因而仍采用差减法以测得表观硝化 - 反硝化损失。

80年代初期。对太湖地区稻麦轮作中氮素淋洗损失的研究表明, 稻季的淋洗损失低于小麦季, 化肥氮的年淋洗损失率约为 2% ~ 3%; 在华北地区的小麦 - 玉米轮作中, 玉米季的淋洗损失明显高于小麦季, 淋洗损失率因年际间降雨量的不同而有很大变化, 在干旱年份, 几无淋失, 而在多雨年份则可达 19%。这里存在一个问题, 即从作物利用来说, 氮素淋洗至根系活动层以下即可视为淋失, 但从环境的角度来看, 由于尚未进入地下水, 似乎只能看作是对环境有潜在的威胁。径流损失的研究则较少。

在总结国内研究结果的基础上, 对我国农田中化肥氮的去向进行了初步估计: 作物吸收 39%、氮挥发 11%、表观硝化 - 反硝化 34% (其中  $N_2O$  排放率为 11%)、淋洗损失 2%、径流损失 9%, 以及未知部分 13%。由于积累的数据不多以及方法论上存在的一些问题(例如, 微区结果如何扩大到大田尺度等), 这一估计具有很大的不确定性, 但是, 总的来看, 氮肥利用率较低, 损失率较高当是无疑的。

在长期试验中, 用差减法计得的氮肥表观利用率常达 50% ~ 60%, 显著高于当季表观利用率(30% ~ 35%)。这似乎主要是由于: (1) 施氮区作物根茬氮(其中一部分来自氮肥)的累积贡献; (2) 作为对照的无氮区, 作物的生长随试验时间的延长而变差、吸氮量很少。因此, 在长期试验中, 如何计算表观利用率值得进一步思考。

### 313 农田中化肥氮的损失机制与影响因素的研究

如氮挥发方面, 包括土壤性质、气象条件、施用技术、稻田田面水中藻类的生长以及作物生长期的影响等; 硝化 - 反硝化方面, 包括微生物机制, 稻田中的无定型铁锰氧化物可能引起的化学机制等。特别应当提到的是, 早在 20 世纪 60 年代初的研究就已证明, 在缺氧条件下硝化微生物同样能进行繁殖, 而且无论是在稻田的氧化层或还原层中均能进行硝化作用。还用特制的密闭生长室和高丰度  $^{15}N$  标记氮肥对稻田氧化层或还原层中进行的硝化 - 反硝化作用, 以及田面水中藻类生长和水稻根际的影响等均进行了研究和评价。

### 314 降低农田中化肥氮损失、提高氮肥利用率和增产效果的技术

在高产施氮技术中, 确定适宜施氮量是关键, 也是难点。一般, 适宜施氮量的确定是以田块自然供氮量的预测为基础的。但是, 由于田块自然供氮量预测中存在着测试方法不理想以及难以广泛和不误农时地进行测试等问题, 一些研究中探索了尽可能避开土壤测试以确定适宜施氮量的方法。例如, 根据我国农村田块小而多、测试工作量大以及测试条件差等实际情况, 提出了不需要进行土壤测试的 / 区域总量控制与田块适当调整相结合 0 的推荐方法, 其有助于高产高氮地区在当前栽培水平下, 在大面积生产中避免盲目过量施氮, 以达到节本、保产、减轻污染的目的。显然, 这一区域适宜施氮量应随栽培技术(包括氮肥施用技术)的提高而重新研究确定。在这一研究中, 还尝试了与土壤信息系统相结合以提高因地制宜推荐的针对性。又如, 针对某一类型土壤和生产条件, 求取田间无氮区田块自然供氮量与培养中土壤矿化氮量之间的经验性比值, 并以此作为换算系数, 将同类型土壤的其他田块之矿化氮量测定值换算为田块自然供氮量, 以作为估算该田块适宜施氮量的参考。这是一个值得探索的半经验性方法。又如, 在田间设置无氮区以测定田块自然供氮量, 并在供需平衡法其他有关参数研究确定的基础上, 根据水稻高产的吸氮规律, 提出了水稻精量施氮技术, 获得了约  $10 t hm^{-2}$  的高产, 氮肥利用率达到 38% ~ 44%, 这对于高产地区通过改进栽培技术、进一步提高产量水平并减轻对环境的压力具有重要意义。看来, 可在明确各种方法的应用条件和优缺点的基础上, 因地制宜地加以运用。

氮肥深施、稻田无水层混施和 / 以水带氮 0 以及旱作上表施氮肥(特别是尿素)后随即适量灌水, 在旱作上可显著降低氮挥发, 在稻田中同时还可降低硝化 - 反硝化损失。作物根系对土壤中矿质氮的竞争性吸收, 不仅可以显著提高氮肥利用率, 而且还因降低了土壤中矿质氮的浓度从而减少氮肥损失。因此, 尽可能提高根系的竞争性吸收能力(例如, 消除影响作物生长的限制因素(包括平衡施肥、水肥综合管理等)、以及尽可能在根系吸收能力强的时期施用氮肥(例如, / 前氮后移 0, 即减少生长前期的施氮量, 重点施于旺盛生长期)等应是氮肥合理施用的一个原则。此外, 还研究了硝化抑制剂、脲酶抑制剂、抑制稻田氮挥发的水面分子膜, 以及

改性氮肥(包括大粒碳铵或大粒尿素,以及各种缓释和控释肥料等),其中一些研究已取得了可喜的进展。

## 4 农田中化肥氮的损失对环境的影响

$N_2O$  由于其排放率很低,在氮肥的农学效应研究中多不涉及,但是,它的环境意义重大。

研究表明,水稻田中氮肥的  $N_2O$  排放率明显低于旱作土壤,稻田在落干烤田期间,  $N_2O$  的排放出现短暂的高峰,收获前的排水也促进了  $N_2O$  的排放。根据已有观测结果估计,我国农田(包括水稻田和旱地)中化肥氮的  $N_2O$  排放率约为 110%, 低于 IPCC 的估计值。还对我国不同时期农田  $N_2O$  的排放量及其来源进行了估算。

已有结果表明,施入农田的化肥氮中,除  $N_2$  外,以活性氮形态进入环境的氮量约占其使用总量的近 1/5。

我国的氮肥消费量已占世界总消费量的约 30%,农田的氮肥损失对环境的影响受到国内外的广泛关注。人们怀疑,在高施氮量下,氮肥通过各个途径的氮素损失率是否因施氮量的增高而增大,从而导致更大的环境影响。在太湖地区进行的初步研究表明,在稻麦轮作的稻季,氮挥发量大,且氮挥发率有随施氮量的增加而增高的趋势,但  $N_2O$  的排放率和淋失率则均较低,且并不随施氮量的增加而明显改变,这种差异可能与其损失机制的不同有关。在华北地区小麦、玉米地的研究表明,氮挥发和  $N_2O$  的损失率在  $150\sim 180\text{ kg hm}^{-2}$  处有一拐点,施氮量超过此值后,损失率随施氮量的增加而明显增大。

在一些施氮量较高的旱作地区,由于长期过量施用氮肥,农田土壤剖面中积累了大量硝态氮(华北地区农田土壤 90 cm 深的土层中平均达到约  $200\text{ kg hm}^{-2}$ ,最高可达  $600\sim 900\text{ kg hm}^{-2}$ )。土壤剖面中的硝态氮在夏季有随降雨而下移的趋势,成为地下水的潜在污染源。因此,剖面下层土壤中硝态氮的利用受到了关注。关于太湖水体富营养化的研究表明,从农村污染源来说,人畜禽的排泄物是当前地表水氮素的主要来源,其次是大气干湿沉降氮,再次才是农田中氮肥的淋洗和径流损失。实际上,大量的干湿沉降氮也主要是来自人畜禽粪尿和施于农田氮肥的氮挥发,是其再循环部分。

## 5 农业生态系统氮素平衡的研究

对我国农业中氮素平衡账的估算表明,从 1979 年至 1998 年的 20 年间,总收入氮量增加了约 1 倍,其中共生固氮量基本没有变化( $N$  110 万~120 万 t, 仅分别占总收入氮量的 71% 和 31%),化肥氮的投入量增加了约 2 倍,而有机肥料氮只增加约 1/4。有机肥料氮在投入的肥料氮总量中的比重,已从 1979 年的 30%,下降为 1998 年的 10% 左右。在支出项中,收获物氮量只增加了约 1/2 而从农田损失的氮量却增加了约 2 倍,其中主要是化肥氮损失的大量增加。从收支平衡账来看,氮素盈余量也随总收入氮量的增加而增加。因此,反映氮素农业效益的收获物氮量占总收入氮量的比例,已从 1979 年的 57% 下降为 1998 年的 43%,20 年间下降了 14 个百分点。

曾根据 1961~1993 年的有关资料,对如何估计我国农业中化肥氮的利用效率进行过探索。一种算法是将这段时间分为 7 个时段,以各个时段中年均作物收获氮量较前一时段的增量,除以在此时段中化肥氮年均使用量的增量,以计得化肥氮的年均(偏)利用效率,其值波动于 31%~100% 之间,化肥氮使用量的增量较高时,其值多较低。另一种估计方法是以 1961~1965 年为基数,因为在此时段中的年均化肥氮使用量仅为 9112 万 t 以 1991~1993 年间的年均收获物氮量较 1961~1965 年时段的增量,除以在此时段中年均化肥氮使用量的增量,计得 1991~1993 年间化肥氮的年均利用效率为 50%。显然,无论采用哪种计算方法,均假定在此期间土壤含氮量和除肥料氮外的其他来源氮量没有变化,而且,计得的化肥氮利用效率中,除当季吸收的化肥氮外,也均包含了化肥氮通过作物收获氮的农业再利用的贡献。

在平衡账中未能反映出来的另一问题是,大量未用于农业的有机肥料氮直接或间接地进入了环境,其量已远多于农田中化肥氮的淋洗和径流损失以及氮挥发损失的总和(后者通过干湿沉降而部分地进入地表水),从而成为当前我国地表水中氮素的主要来源。

看来,我国农业中氮素的生产效率趋于下降,而农业环境污染则趋于加重。

我国土壤氮素的研究是围绕着我国农业生产的不同发展时期的需要进行的。在指导思想,从

初期的围绕提高单产发展到当前的高产与环保相协调,社会效益、经济效益和环境效益相统一。在为生产做出贡献的同时,土壤氮素研究也得到了快速发展,并随着相关学科(如信息技术和生物技术等)的发展和研究技术的进步而逐渐深入和拓展。例如,近些年来开始开展的氮高效作物品种的相关研究,以及模型工作等。

我国人多地少,保障粮食安全和农产品供应的任务艰巨,如何在力争高产的同时保护好环境,是我们面临的、不同于某些发达国家同行的严峻挑战,任重而道远。令人欣慰的是,我们已经建立了一支具有一定水平的土壤氮素科技队伍,国家对科技工作的支持力度也越来越大。我们一定能够在保证我国农业可持续发展中做出应有的贡献。

## RESEARCH ON SOIL NITROGEN IN CHINA

Zhu Zhaoliang

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

**Abstract** A summary is presented of progresses that have been achieved since the 1930s in the research on soil nitrogen (N) in China covering 1) nature of soil N and soil N fertility, 2) N in organic manure, 3) the fate and yield-increasing effect of chemical fertilizer N applied to agricultural fields, 4) impacts on the environment of the losses of chemical fertilizer N applied to agricultural fields, and 5) N balance in the agricultural ecosystem. It is obvious that the research benefits much from the progresses made in other relevant disciplines. And it is therefore stated with emphasis that the guiding ideology of the research in China must give high attention to harmonization and integration of high yield and environment protection.

**Key words** Soil nitrogen fertility, Nitrogen fertilizer, Organic manure, Nitrogen cycle, Agriculture and environment