

农田氮素淋失研究进展^①

张国梁 章 申

(中国科学院地理研究所 北京 100101)

摘 要 本文概述了农田氮素淋失的研究进展。指出了氮素淋失的农学和环境学意义,描述了氮素迁移过程和机理,介绍了主要的模拟模型。对气候、土壤、作物和肥料等影响氮素淋失的主要因素进行了详细的分析和比较。介绍了氮素淋失的研究方法和技术及其工作难点。最后从“农业最佳管理措施”的高度提出了防止氮素淋失的对策,并提出了氮素淋失研究未来的工作重点。

关键词 氮素淋失;影响因素;最佳管理措施

1 氮素淋失与农业和环境

氮素是人类提高粮食产量的巨大动力。自六十年代“绿色革命”以来,大量的化肥进入农田,加上不合理的农业管理措施,导致作物利用率降低,氮素损失加剧,其中淋失(leaching loss)作用被认为是氮素损失的重要途径之一。

氮是构成生命的要素之一,但过量的吸收也会危及生命。四十年代就报道了饮水中的 NO_3^- 可以引起婴儿高铁血红蛋白症(methemoglobinemia),俗称氰紫症(cyanosis)^[1],后来被证实是由 NO_2^- 氧化血红蛋白所致。 NO_3^- 在肠胃中就可以还原为 NO_2^- ,而 NO_2^- 还可以形成致癌物-亚硝胺(nitrosamines)。因此,WHO, USEPA, EC等组织规定饮水中的 NO_3^- 最大允许含量(按纯N计,下同)为10mg/L,我国生活饮用水卫生标准(GB5749-85)规定为20mg/L^[2]。

化肥(尿素和硝铵)使用对浅层地下水污染的发展起始于本世纪六十年代。进入七十年代,一些农学家已建议限制化肥使用量,提高氮肥利用率^[3]。近二十年来,全球氮素淋失有增无减。如美国中北和东北部的“玉米带”以及西部和东南部的灌溉农业区^[4]、英格兰中、东部石灰岩和砂岩地区^[5]、我国北京郊县^[6]和太湖流域^[7]的研究都表明了化肥使用与浅层地下水 NO_3^- 浓度升高的明显相关性。

当前我国面临着提高粮食产量和保护水、大气环境的双重挑战,迎接挑战的有效方法就是深入了解土壤氮素淋滤迁移的机理,以及气候、土壤和水肥管理措施对氮素淋失的影响。

2 氮素淋滤迁移机理

2.1 氮素淋失过程

土壤中的N以及施入土壤的肥料N,在降雨和灌溉水的作用下,部分直接以化合物形式(如尿素),而大部分最终以可溶性的 NO_3^- , NO_2^- 和 NH_4^+ 形成淋失到土壤下层。N的迁移过程伴随着转化反应,如矿化(有机质 $\rightarrow \text{NH}_4^+$),水解(尿素: $(\text{NH}_2)_2\text{CO} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CO}_2 + \text{NH}_3 \rightarrow \text{NH}_4^+$),氨挥发($\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \rightarrow \text{NH}_3$),硝化($\text{NH}_3 \rightarrow \text{NO}_3^-$),反硝化($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$),土

① 本文为国家自然科学基金重大项目(批准号:39790100)研究成果之一。

壤固定(NH_4^+)以及作物吸收。上述转化反应往往离不开土壤微生物的参与。有关的动力学研究建立了转化反应速率与水分,湿度,温度,pH,有机碳和C/N等因子的定量关系。

农田N淋失以 NO_3^- 为主, NO_2^- 次之, NH_4^+ 只占很小比例^[8]。由于土壤颗粒吸附 NH_4^+ 而几乎不吸附 NO_3^- ,因此 NH_4^+ 基本上滞留在剖面上、中层,而 NO_3^- 在下层大量存在^[9,10]。 NO_2^- 作为硝化和反硝化过程的中间产物,存在时间有限,因而淋失也并不重要。

氮素淋失受气候、土壤、植物、施肥等多种因素的制约,但概括而言,总是与水分下渗同步。

2.2 土壤氮素淋失模型

描述氮素迁移的模型很多,它们从不同层次上看待氮素迁移过程。大多数N淋失模型是以对流—扩散原理为基础,并将N迁移与转化,吸收等过程加以耦合。其中以水流子模型处理季节性土壤—水循环,包括灌溉和降水,土壤水力学性质,以及蒸散作用;以氮流子模型处理N转化,作物对N的吸收和N的对流—扩散迁移。前者的输出作为后者的输入。同时假定,移动态N成分(NH_4^+ 和 NO_3^-)的溶质迁移服从对流—扩散方程; NH_4^+ 的离子交换服从可逆一级动力学;硝化、反硝化、矿化和固定服从不可逆一级动力学,植物对 NH_4^+ 和 NO_3^- 的吸收受可变吸收系数的约束。上述过程可以用多个微分方程来表述,进行同步求解就可获悉某种土壤某一时刻移动性N的淋失过程^[11]。

SLIM模型^[12]采用可动—不动水区的假扩散迁移方程描述溶质传输。通过对可动、不动水比例系数的适当调整,可以很好地模拟 NO_3^- 淋失(误差5%)^[13]。

在那些模拟作物生长,物候学,水分和N平衡,产量,甚至耕作和残留物效果的氮素行为综合模型中,如CERES—Wheat^[14]和CERES—Maize^[15],氮素淋失作为其中的一个子模型,处理相对简单。它对 NO_3^- 运动的假设是: NO_3^- 在土壤剖面上的运动取决于水分运动,某一层次的氮素淋失是其相邻土层饱和后推移输出的结果。

3 氮素淋失的影响因素

3.1 降雨和灌溉

水是可溶态氮素向下迁移的载体,只有饱和水流才能引起氮的淋失。休闲期的陕西武功垆土在进入8—10月高温多雨季节,土壤中的硝态氮明显下移深度达1—1.5m,甚至2m,每2—3mm的降雨可使土壤中的硝态氮下渗1cm^[16]。在降雨为700mm的美国Kansas州细质土壤上,1—1.5年内硝铵可被淋滤到3.5m深处,224kg/ha的氮肥中有98kg/ha被淋失^[17]。通常情况下N淋失和降雨量呈正相关^[18]。

供水的数量和分布对 NO_3^- -N迁移都有重要影响。土柱模拟表明,尿素在一次使用和过度灌溉时淋失最大,而分次使用和适度灌溉时淋失最小,灌溉量对氮素淋失的影响甚至比施肥量明显^[19]。休闲期的砂土在施用硝铵后5周内连续灌水和降雨300mm,引起 NO_3^- -N下移到75—150cm深度^[20]。美国Nebraska西部和Colorado东北部的壤质细砂土必须依靠灌溉来供水,当年供水量(灌溉加降雨)为600mm时,不同水肥管理条件下 NO_3^- -N的年淋失量为19—59.7kg/ha^[21]。西班牙中部玉米地的水量平衡研究表明,在1.4m土壤深度,生长季累积排水量为75±22mm,约为灌溉总量的19%^[22]。

3.2 土壤质地

土壤质地主要决定土壤的透水性质。通常砂质土壤上的氮素淋失较为严重,即使在最佳

管理措施下也不例外^[23]。而且砂地土壤上可溶性氮源(如硝酸铵)的淋失往往取决于最初几次淋滤^[24]。

但有些细质土壤的氮素淋失也很明显。在粉砂粘土和粉砂粘壤土上连续15年每年施氮120 kg/ha,可以使中包气带2—18m深度的NO₃水平增长25kg/ha^[25]。在瑞典中部重粘土上施用Ca(NO₃)₂-N后,尽管当地降雨量只有600mm,却在2—4m的浅层地下水中看到了施肥影响。粘质土壤上氮素淋失的主要原因是大孔隙的存在^[18]

3.3 耕作方式

耕作方式影响土壤扰动程度和残留物存在,进而影响土壤水分运动。近20年来,农田耕作由传统方式逐渐向少耕或免耕方向发展。免耕技术具有节能、减小土壤侵蚀以及促进土壤水分下渗的优点。但水分下渗增加并不意味着氮素淋滤的必然增加。在美国“玉米带”上的长期(1982—1992年)研究发现,尽管免耕比传统耕作平均每年多渗漏12%(约35mm),但氮素总淋失却比后者低5%^[26]。在壤土上的降雨模拟研究表明,淋滤到150cm以下的NO₃⁻-N呈:免耕<传统耕作,分别占总氮量的6%和27%^[27];但随后3年^[28]的结果则与此相反。还有的类似研究则没有发现差异。另一项连续试验表明,耕作方式对氮水(202 kg/ha)淋失的影响程度为(kg/ha):垄耕(95)<铧式犁(102)<免耕(106)<耧式犁(131)。证实免耕和垄耕条件下地下水中的NO₃浓度最小,通常年淋失量也最小^[29]。

耕作制度引起氮素在作物、土体和地下水各室的新的耦合分配,也是制约N素淋失量的原因之一。长期耕作制度对作物产量的影响比氮素淋失的影响大,而且这种影响是在多年之后才显示出来^[26]。

3.4 肥料品种与用量

各化肥品种的移动能力不同。¹⁵N标记化肥的水田淋失动态表明,硝酸铵的淋失量大大高于尿素和硫酸^[8]。尿素N的硝化淋失进程较慢,也比碳铵的淋失量小^[10]。通常氮素淋失量与氮肥用量呈正相关^[18]。

目前,控释性化肥的使用在某些经济发达国家有所增加。所谓控释或缓释性化肥(controlled/slow release fertilizer)是指那些本身溶解度低或经人工包膜而肥效减缓的化肥品种。肥料氮淋失的数量和形式主要取决于肥料的溶解度,因此控释性化肥较普通型化肥的淋失大为降低。譬如,包膜型的硝酸铵只有普通型淋失总量(NO₃+HN₄⁺)的1/15^[30]。普通硝酸铵和缓释性的IBDU(异丁叉双脲)和Meister(聚烯烃树脂包膜尿素)在砂地土壤上使用29天后,1m深度淋出液中的累计量为:硝酸铵(88—100%)>IBDU(27—32%)>Meister(11.5—11.7%)^[24]。在西班牙中部盆地灌溉量高达400mm的玉米地上,尿素的NO₃-N的淋失量比控释性化肥—Floranid 32(低溶解度)和Multicote 4(包膜)高出2倍,约20%的水量被渗漏到1.4m深度^[31]。国内也报道涂层尿素(广州产)比普通尿素淋失量减少32.2%,释放高峰推迟7—9天^[10]。

发达国家长期偏重化肥而忽略有机肥的使用,有的国家直到厩肥堆置引起了一系列环境问题之后,才呼吁将其还田。在粘质壤土长期施用有机厩肥,如果降雨量异常高或加灌溉(380mm降雨+167mm灌水)时,NO₃可淋失到1.5m以下,且长期平均淋失量与厩肥施用量呈线性相关,由此推算引起淋失厩肥临界用量为13.77吨/ha^[32]。1991—1992年在上述地点玉米—土豆轮作体制下进行的灌溉制度(固定定额和可变动额)、氮源(尿素和火鸡粪)和用量对玉米产量和氮素淋失影响的研究,证明厩肥对植物的有效性比尿素稳定,如在相同用量的火

鸡粪与尿素施用条件下,二者的产量相同或前者稍高,而氮素淋失量正好相反^[33]。

3.5 作物种类、种植方式和作物覆盖

作物根系直接吸收水分和养分,因而氮素的淋失与作物根系发育和分布关系密切。通常“淋失”正是以根圈(root zone)底部为边界定义的。根圈即根系分布的范围,其厚度因作物种类、生长期、土壤和气候条件而异,就一定地区的具体作物,根圈是相对稳定的。

在水稻幼苗期和旺盛生长期等量施N,发现前者淋失量大大高于后者,这是由于根系发育程度及其对肥料的吸收能力不同造成的^[8]。通常具有较深的根系的作物如小麦和玉米(1.5-2.0m),比浅根系作物如土豆、花生,豆类等更能有效地吸收氮素,从而减少 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的淋失^[34]。在黄土高原丘陵侵蚀区旱作土壤上,谷子地N素淋失深度只达80—100cm,仍在根系吸收范围;而大豆地与裸露地N素下渗至120cm以下,可能发生淋失^[35]。美国Florida中部蔬菜地和柑桔地显示,前者1m深度内 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度峰值最大达到130mg/L,且空间分布不太稳定。而后的浅层地下水下降到2—4m, $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度稳定在20—40mg/L^[36]。轮作制度比耕作方式对 $\text{NO}_3\text{-N}$ 淋失有更大幅度的影响^[29]。玉米与田菁属作物以及与杂草的轮作利用比玉米单作更有效地利用下层 NO_3 和水分而减少淋失^[37]。春油菜—冬小麦轮作也有很强的减少高肥量下氮素淋失的能力^[18]。

不同农业措施影响氮素淋失的方向和强度。影响重要程度依次为:当季作物、后期作物和秸秆还田。保持前期作物和冬季绿色覆盖能有效地减少氮素淋失^[38];而秸秆还田能减少地面蒸发而增加水分下渗,对淋失的影响甚至比施氮量因素的影响更大^[39]。

3.6 土壤理化、生化性质

土壤对 NO_3 吸附的增强意味着淋失的减少,这对热带氧化性土壤有一定意义。如在肯尼亚半湿润高原土壤上, NO_3 的吸附量随土壤深度的增加、pH的降低(正电荷增加)而增加^[40]。

NO_3 的形成是硝化细菌作用的结果,其强度与土壤理化性质有密切关系。研究表明尿酶活性与有机碳呈正相关^[41],尿酶水解活性在 $\text{pH}<5$ 急剧减少^[42]。土柱模拟实验表明,尿素氮在12天内大多转化为 $\text{NO}_3\text{-N}$;另外与硝化反应有关的灌溉或降雨时间的早晚对 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的淋失量有重要影响^[43]。淋滤初期,控释性化肥IBDU和Meister总淋失量的19.5—35.5%是尿素态,9天之后转化为以 NO_3 和 NH_4^+ 为主,也说明尿酶水解活性增强对氮素淋失的影响^[40]。

4 氮素淋失的测量方法

土壤氮素质量平衡法是测量和计算氮素淋失的常用方法之一,其技术特点是用土壤化学方法分别定量输入、输出项含量,间接地用差减方式求得该值,其精度取决于相关项的测定情况^[33,34]。以水分质量平衡为基础的各类方法目前则运用最多,主要有排水采集器(Lysimeter)法和多孔杯—气象数据综合技术。淋失量计算基于淋滤液浓度(C)和数量(D)的测定,C和D的乘积^[45]或C—D曲线的面积即为淋失总量^[46,47]。

Lysimeter是研究水分迁移和氮素淋失的最直接、有效的手段,其优点是能直接定量C、D值,缺点是安装复杂,对土壤的扰动大,并且通过底部开放而难以模拟底土的基质势(吸力),常用的如土柱和盘式采样器。近十多年来多孔技术与气象数据结合,被广泛用来研究轻质土壤上的氮素淋失,多孔杯可获取浓度C,而气象数据可用来计算渗漏量D。D的计算方法主要有

三种,分别以土壤水分平衡法^[33]、Darcy定律^[48]和水分零通量面理论^[22,49]为依据。可以说,D值的获得是目前淋失量计算的核心和难点。不过目前已有 MORECS^[50]和 IRRIGUIDE^[51]等模型来直接计算D;或用 LEACHM模型^[52]直接计算氮素淋失量,并预测栽培和水分管理技术对土壤水分和氮素平衡的影响。有关用多孔杯(即吸力杯)采集土壤溶液的建议提出很早^[53],但真正得到使用是在六十年代以后^[54,55]。其优点是安装简单,对土壤扰动小;缺点则表现在:(1)截面积小不能反映土壤及溶液的空间变异性^[56]。(2)在结构好,或者土壤水势高的土壤上,优先流(Preferential flow)越过多孔杯周围而难以被有效接收。(3)多孔杯只有在连续抽吸时方能采集到水样,如果中断则会引起关键时刻(如降雨和施肥)渗滤液采集的失败^[44]。(4)多孔杯吸力影响范围可达几米,能够干扰土壤水的自由下渗^[57]。鉴于上述缺点,对多孔杯操作技术深为人们关注。对埋深、倾角、采样频度、开始采样时间等因素的研究表明,首先要使土壤和杯之间最大程度地接触,以避免土壤扰动后产生优先流;其次必须在土壤刚返回到田间持水量就开始采样,通常此时浓度最高,一旦错过会严重影响结果^[45]。

英国“农业和发展咨询局”(ADAS)和“农作物研究所”(IACR)曾共同组织研究,以评价几种氮淋失测定方法的优劣。在比较了大型土柱、陶土吸力杯和土芯提取三种方法在3年期间的表现后发现,第一年土柱法和吸力杯法有所差异,估计为安装扰动误差;第二、三年二者结果高度一致,都优于土芯提取法^[47]。

5 研究进展和展望

氮素淋失绝非硝酸盐在水分作用下的单纯物理迁移,而是耦合于作物吸收、土壤转化等过程中。对于一定的作物和耕作制度,水分和肥料管理是制约氮素淋失的最关键环节。水肥协调分用可以在减少肥料在土壤中滞留和积累的同时降低灌溉频率和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 向深层的淋失^[3]。以蒸散量为基础的合理灌溉,乃至一定水平的亏度灌溉(deficit irrigation),可以减少因灌溉引起的水肥损失^[58]。为了解决农业对水质的影响,英国粮农渔业部(MAFF)还划分出“氮素敏感区”,鼓励当地农民采取措施,减少土壤中的氮素损失^[59]。欧共体(CEC)在1991—1994年也曾发起过国际性多学科研究,以确定在粮食产量并不显著降低,而氮素在根系的残留和向地下水的淋滤却能减少的“最佳的施肥量”^[48]。

比较成熟的有关防止和减轻污染的最佳管理措施(BMP)提出于九十年代初^[60],其实质是以产量、经济效益和环境综合效益为目标,优化水肥管理。核心内容是通过(1)在播种期根据根层 NO_3^- 储量和灌溉水中数量来计算作物需肥量(N), (2)肥料和灌溉的分配应该与作物生理需求同步。如 Diez等^[31]提出控制土壤对地下水N污染的方法是通过土壤分析合理施肥,同时改善对灌溉水量的控制并运用控释性化肥。Pier和Doerge^[61]提出了一个兼顾经济和环境最佳效益的折中“最佳氮投入量”基准,即95%最大产量时的施肥量。Sexton等^[33]建立了N输入—产量响应—淋失量的函数关系,它表明当施肥量定为最大产量时用量的95%,淋失量可减少35%。

氮素淋失是我国氮素循环研究中的薄弱环节^[62]。我国典型地区农业生态系统养分支出参数表明,南方和北方稻田都有一定数量的淋失,水田淋失较多,旱田较少甚至不发生^[63]。与此结论相类似,已有的一些研究都侧重于水田方面^[8,10],而对旱作土壤系统中氮素淋失的观测和评价甚为缺乏,“淋失”往往是土壤养分动态常规观测基础上的推断^[64]。这一状况与我国“氮肥大国”(高达世界平均水平的3倍以上)的地位极不相称^[65]。

有人从环境意义出发建议制定 NO_3^- 淋失限定,必要时加以法律制约。但由于受气候(降雨、积温)和作物生长等不确定因素的影响, NO_3^- 淋失量,特别是淋失的环境效益尚无法确切定量,因此这一提法尚难实践^[33]。

氮素淋失研究未来工作重点将是:(1)完善原状土柱和多孔杯等试验装置的设计和安装技术。加强对土壤水分-养分同步观测。(2)加强不同气候圈、不同土壤质地和农业管理措施下的作物产量和淋失数据观测,建立区域性的氮素淋失参数模型。

参 考 文 献

- 1 Comly H R. JAMA. 1945, 129:112 - 116
- 2 中华人民共和国国家标准(GB 5749 - 85):生活饮用水环境质量标准. 中国标准出版社, 1988, 226 - 230
- 3 Singh B, Sekhon G S. Agriculture and Environment, 1978, 4:207 - 225
- 4 Hallberg G R. J. Soil Water Conserv. 1986, 41(6):357 - 364
- 5 Croll B T, Hayes C R. Environmental Pollution, 1988, 50:163 - 187
- 6 朱济成, 田应录. 化学氮肥与地下水污染. 水文地质 - 工程地质, 1986, (5):38 - 41
- 7 马立珊, 钱敏仁. 太湖流域水环境硝态氮和亚硝态氮污染的研究. 环境科学, 1987, 8(2):60 - 65
- 8 张福珠, 熊先哲, 戴同顺. 应用 ^{15}N 研究土壤 - 植物系统中氮素淋失动态. 环境科学, 1984, 5(1):21 - 24
- 9 Starr J L, Broadbent F E, Nielsen D R. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 1974, 38: 283 - 289
- 10 王家玉, 王胜佳, 陈义. 稻田土壤中氮素淋失的研究. 土壤学报, 1996, 33(1):28 - 35
- 11 Tanji K K, Nour El Din M. Nitrogen Solute Transport. In: Kanks, R. J., Ritchie, J. T. ed. Modeling plant and soil systems. Agron. Monogr. 31. ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI., 1991, 341 - 364
- 12 Addiscott T M, Whitmore A P. Soil Use Manage, 1991, 7:94 - 102
- 13 Gabrielle B, Kegni L. Soil Sci. Soc. Am. J., 1996, 60:142 - 149
- 14 Jones C A, Kiniry J R. ed. CERES - Maize. TX: Texas A&M Univ. Press, College Station, 1986.
- 15 Godwin D C, Vlek P L G. Simulation of nitrogen dynamics in wheat cropping systems. In: Day, W., Atkin, R. K. ed. Wheat growth and modelling. New York: Plenum Publ. Corp., 1985, 311 - 332
- 16 彭琳, 彭祥林, 卢宗藩. 垆土旱地土壤硝态氮季节性变化与夏季休闲的培肥增产作用. 土壤学报, 1981, 18: 212 - 222
- 17 Jones R D, Schwab A P. Soil Sci., 1993, 155:272 - 282
- 18 Bergstrom L, Brink N. Plant and Soil, 1986, 93:333 - 345
- 19 Bauder J W, Schneider R P. Soil. Sci. Soc. Am. J, 1979, 43:348 - 352
- 20 Olsen R J, Hensler R F, Attoe O J. Soil. Sci. Soc. Am. Proc. 1970, 34:448 - 452
- 21 Smika D E, Heermann D F, Duke H R. Agron. J., 1977, 69:623 - 626
- 22 Roman R, Caballero R, Bustos A. Soil Sci. Soc. Am. J., 1996, 60:1530 - 1536
- 23 Hergert G W. J. Environ. Qual., 1986, 15:272 - 278
- 24 Wang F L, Alva A K. Soil. Sci. Soc. Am. J., 1996, 60:1454 - 1458
- 25 Spalding R F, Kitchen L A. Ground Water Monit. Rev., 1988, 8:89 - 95
- 26 Randall G W, Iragavarapu T K. J. Environ. Qual., 1995, 24:360 - 366
- 27 Kanwar R S, Baker J L, Laflen J M. Trans. ASAE, 1985, 28:1802 - 1807
- 28 Kanwar R S, Baker J L, Baker D G. Trans. ASAE, 1988, 31:453 - 460
- 29 Weed D A J, Kanwar R S. J. Environ. Qual., 1996, 25:709 - 719
- 30 Alva A K. Environ. Manage, 1992, 16:769 - 776
- 31 Diez J A, Roman R, Cartagena M C. Agric. Ecosyst. Environ, 1994, 48:49 - 56
- 32 Chang C, Entz T J. Environ. Qual., 1996, 25:145 - 153
- 33 Sexton B T, Moncrief J F. J. Environ. Qual., 1996, 25:982 - 992

- 34 Singh B, Sekhon G S. *Plant Soil*, 1977, 47:585-591
- 35 彭琳,王继增,余存祖. 侵蚀旱作土壤氮素吸收利用与淋溶流失. *土壤侵蚀与水土保持学报*, 1996, 2(2):9-16
- 36 McNeal B L, Stanley C D, Graham W D. *J. Environ. Qual.*, 1995, 24:95-100
- 37 Hartemink A E, Buresh R J, Bashin Jama. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 1996, 60:568-574
- 38 Bertilsson G. *Acta Agriculturae Scandanavica*, 1988, 38:3-11
- 39 Shepherd M A, Lord E I. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, 1996, 127:215-229
- 40 Wild A J. *Soil Sci.*, 1972, 23:315-324
- 41 Zantua M I, Dumenil L C, Bremner J M. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1977, 41:350-352
- 42 Fenn L B, Hossner L R. *Adv. Soil Sci.*, 1985, 1:123-169
- 43 Tillman R W, Scotter D R. *Aust. J. Soil Res.*, 1991, 29:185-196
- 44 Barbee G C, Brown K W. *Soil Science*, 1986, 141:149-154
- 45 Lord E I, Shepherd M A. *Journal of Soil Science*, 1993, 44:435-449
- 46 Bergstrom L. *J. Environ. Qual.*, 1987, 16:11-18
- 47 Webster C P, Shepherd M A, Goulding K W T. *Journal of Soil Science*, 1993, 44:49-62
- 48 Kengni L, Vachaud G, Thony J L. *J. Hydrol. (Amsterdam)*, 1994, 162:23-46
- 49 李保庆,刘昌明,杨克定. 零通量面方法的应用研究. *地理研究*, 1990, 9(2)
- 50 Thompson N, Barrie I A, Ayles M. MORESC (The Meteorological Office rainfall and evaporation calculation system). *Hydrological Memorandum 45*, London: Meteorological Office, 1981
- 51 Spackman E. Irriguide system descriptions, section II and III. ADAS internal document, 1990
- 52 Wagenet R J, Hutson J L. Leaching Estimation and CHEMISTRY Model. Continuum. Vol. 2, (Version 2). Center for Environ. Res., Cornell Univ., Ithaca, NY, 1989
- 53 Briggs L J, McCall A G. *Science*, 1904, 20:566-569
- 54 Wagner G H. *Soil Science*, 1962, 94:379-386
- 55 Hansen E A, Harris A R. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 1975, 39:528-536
- 56 Haines B L, Waide J B, Todd R L. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1982, 46:658-661
- 57 Van der Ploeg R R, Beese F. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1977, 41:466-470
- 58 Braunworth W S, Mack H J. *Agron. J.*, 1987, 79:837-841
- 59 Lord E. *Aspects of Applied Biology*, 1992, 30:19-28
- 60 Logan T J. *J. Soil Water Conserv.*, 1990, 45:201-206
- 61 Pier J W, Doerge T A. *J. Environ. Qual.*, 1995, 2:75-84
- 62 朱兆良,文启孝主编,中国土壤氮素. 江苏科学技术出版社, 1992, 212-249
- 63 鲁如坤,刘鸿翔,闻大中. 我国典型地区农业生态系统养分循环和平衡研究. *土壤通报*, 1996, 27(4):45-51
- 64 徐志红,曹志洪,李庆逵. 尿素颗粒在石灰性砂壤土上对夏玉米效应及氮素去向的研究. *土壤学报*, 1987, 24:51-58
- 65 FAO. *Yearbook, fertilizers*, 1994, V. 44

《土壤与环境》欢迎投稿

《土壤与环境》是经国家科技部批准的学术性期刊(原刊名:《热带亚热带土壤科学》),向国内外公开发行。主要刊登国内外土壤科学(含肥科学)、环境科学以及这两者之间的交叉领域具有创新性的研究论文、研究简报;另辟有专题综述等栏目。欢迎国内外同仁们投稿。来稿请寄:广州市乐意居广东省生态环境与土壤研究所《土壤与环境》编辑部收;邮编:510650。