

冬小麦氮素渗漏淋失规律测坑研究

陈国军, 陆贻通, 曹林奎, 张大弟

(上海交通大学农业与生物学院, 上海 201101)

摘要:通过测坑试验,研究了麦田渗漏水中氮素的变化动态和流失规律。结果表明,冬小麦田渗漏水中氮素以 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为主, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 作为氮素在土壤中流失的主要形态将成为施用氮肥造成地下水污染的重要来源;施用精制有机肥代替部分化学氮肥有利于减少麦田渗漏水中氮素的淋失,施用腐熟的粗猪粪没有这种效果。

关键词:冬小麦麦田;氮素;变化动态;渗漏流失

中图分类号:S131 **文献标识码:**A **文章编号:**1672-2043(2004)03-0494-05

Testing – Hole on the Nitrogen Leaching Loss in the Winter Wheat

CHEN Guo-jun, LU Yi-tong, CAO Lin-kui, ZHANG Da-di

(School of Agriculture and Biology, Shanghai Jiaotong University, Shanghai 201101, China)

Abstract: Based on the testing – hole experiment, the transformation process, rule of nitrogen leakage loss in the leaching water of the winter wheat field were studied. The result showed that the loss of $\text{NO}_3^- - \text{N}$ was the main part of the nitrogen loss in leaching water in the winter wheat field. As the main form of nitrogen leakage loss in soil, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ would be an important groundwater pollution source after fertilizer application. Application of refined organic fertilizer could decrease the pollution of nitrogen to the environment, while no effect was observed in piggy excreta.

Keyword: winter wheat field; nitrogen; transformation dynamic; leaching loss

农业生产者为了提高作物产量施用了大量的化学氮肥,但作物对化学氮肥的利用率很少超过50%,施用氮肥不当使氮损失最高可达89%^[1]。化学氮肥损失途径有淋失、侵蚀、地表径流和气体挥发等。对大多数农业生态系统而言,正常情况下认为引起化学氮素损失的主要机理是气体挥发作用(以氨气为主要形式)、硝化和反硝化作用。氮素从土壤-作物生态系统中流失会对环境造成污染,如 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋失会污染地下水和地表水^[2], NH_3 沉积会增加土壤的酸度和引起湖泊富营养化^[3], N_2O 则会对温室效应有贡献^[4]。

上海郊区耕地(2001年)氮肥平均用量为436 $\text{kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$,麦季平均用量260 $\text{kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$ 左右。据估计,约有10 000 $\text{t} \cdot \text{a}^{-1}$ 的氮素进入水体,加速了水体富营养化的进程,直接影响了黄浦江上游自来水取水

口的水质^[5]。

本文通过测坑定位试验,对上海郊区麦田中氮素的渗漏淋失规律进行了研究,重点分析了有关麦田中氮素在渗漏水中浓度变化动态和淋失量,为合理使用氮肥、防止氮素对环境的污染提供了科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试设施和材料

小麦田氮素流失规律试验布置在上海市青浦区重固镇。该区2002年降雨量为1 044.7 mm,小麦生长期降雨量为529.4 mm。试验所用测坑为田间水利试验设施,其长、宽、高分别为3 m,2 m,3 m,设有底座,坑内原状土壤柱高度2.5 m,面积6 m^2 。测坑内设有4个不同深度的管道,可接引土壤中不同深度的渗漏液,本试验采取的是经50 cm土壤的渗漏液;供试土壤为青紫泥土,上季种植的作物为水稻。

本试验所用小麦为苏麦5号,种前用多菌灵浸种24 h,播种量为210 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。2002年11月11日播种,2003年5月28日收获。测坑试验研究内容包括:

收稿日期:2003-09-20

基金项目:上海市环境保护局2002科技攻关项目:沪环科(攻关-02-03)

作者简介:陈国军(1977—),男,在读硕士研究生,现在从事农业面源污染研究。

联系人:陆贻通, E-mail: ytlu@sjtu.edu.cn

麦田氮素在渗漏水中的变化动态、淋失规律。

N_{C20} (施粗猪粪,减少化学氮肥 20%)。每个处理设 3 个重复,在测坑中的布置为 N_{CK} (1[#],3[#],9[#]坑), N_{J20} (2[#],4[#],10[#]坑), N_{C20} (5[#],6[#],7[#]坑)。具体方案见表 1。

1.2 氮素渗漏试验方案

施肥试验设 3 个处理,即 N_{CK} (不施有机肥,同当地施肥情况), N_{J20} (施精制鸡粪,减少化学氮肥 20%),选用过磷酸钙作为磷肥,用量为 $375\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。

表 1 麦田氮素流失测坑试验方案

Table 1 Project of testing – hole on the nitrogen loss in the winter wheat field

处理	单位	有机肥用量	化学氮肥(以 N 计,下同)					氮素总计(N)
			基肥	分蘖肥	冬前肥	拔节肥	小计	
N_{CK}	$\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$	0	105	45	45	60	255	255
	$\text{g}\cdot\text{坑}^{-1}$	0	63	27	27	36	153	153
N_{J20}	$\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$	3 750	75	30	39	60	204	279
	$\text{g}\cdot\text{坑}^{-1}$	2 250	45	18	23.4	36	122.4	167.4
N_{C20}	$\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$	12 000	75	30	39	60	204	264
	$\text{g}\cdot\text{坑}^{-1}$	7 200	45	18	23.4	36	122.4	158.4

本试验中精有机肥中有机质含量> 40%, N, P, K> 6%, 含 N 2%; 粗有机肥为从农家购买的猪粪, 含 N 0.5%。每次雨后出现渗漏水时取样。具体施肥时间见表 2。

表 2 测坑施肥时间和肥料种类

Table 2 Time and kind of fertilization

施肥时间	施肥名称	肥料种类
2002 – 11 – 10	基肥	有机肥和碳酸氢铵
2002 – 12 – 15	分蘖肥	碳酸氢铵
2003 – 01 – 20	冬前肥	尿素
2003 – 04 – 05	拔节肥	尿素

1.3 测定项目和分析方法

测定麦田径流水、渗漏水中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和凯氏氮,并以此计算总氮(凯氏氮与 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 之和)和有机氮(凯氏氮与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 之差)。 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 用紫外分光光度法测定^[6],仪器为岛津紫外分光光度仪 UV1240; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和凯氏氮用自动定氮仪测定,仪器型号为 Gerhardt Vap – 45。

测定凯氏氮时取 75 mL 水样于石英测管中,加适量浓硫酸,硫酸铜和硫酸钾溶液,在 $165\text{ }^{\circ}\text{C} \sim 175\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下消煮 1 h,以便有机氮转化为铵态氮。消煮液冷却后在碱性条件下蒸馏 5 min 左右,氨用硼酸溶液吸收,用稀硫酸标准溶液自动滴定并显示用量。每批样品做空白实验。测定 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 时水样无需消煮,可用仪器直接蒸馏测定。

2 结果与讨论

2.1 麦田渗漏水中氮素的变化动态

从冬小麦播种到收获,共有 12 次降水产生渗漏水,将每次产生的渗漏水作为一次样品进行分析,每

次样品中氮素(总氮用 TN 表示,有机氮用 Org – N 表示,以下同)浓度的变化情况列于表 3,不同处理中各种氮素的平均值及其在总氮中的比例见表 4。

表 3 表明,不同处理的 TN 浓度有所不同, N_{CK} 处理中 TN 浓度变化范围为 $2.94 \sim 17.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均值为 $10.08\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; N_{J20} 处理中 TN 浓度变化范围为 $1.74 \sim 19.93\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均值为 $8.22\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; N_{C20} 处理中 TN 浓度变化范围为 $2.53 \sim 24.7\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均值为 $11.46\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。各个处理中 TN 浓度具有先升高而后降低的趋势,2003 年 2 月中旬至 3 月中旬达到最高。各处理 TN 浓度按大小顺序排列依次为 N_{C20} , N_{CK} , N_{J20} 。

从表 3 和表 4 可以看出,在麦田渗漏水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 Org – N 在 TN 中所占的比例有很大不同。非常明显, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的所占比例最大,如在 N_{CK} , N_{J20} , N_{C20} 处理中平均为 91.92%, 91.67% 和 94.66%; 而麦田渗漏水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, Org – N 的浓度很少超过 $1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,两者之和在 TN 中不到 10%。所以,对麦田氮素的淋失而言, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 是主体。 N_{CK} 处理中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度变化范围为 $1.52 \sim 16.80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均值为 $9.26\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; N_{J20} 处理中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度变化范围为 $1.31 \sim 19.02\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均值为 $7.53\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; N_{C20} 处理中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度变化范围为 $1.86 \sim 24.21\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均值为 $10.85\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度变化趋势与 TN 相似。

2.2 麦田氮素的渗漏流失

利用青浦区农田水利推广站的观测仪器,测出各个测坑由于降水产生的渗漏量,通过加权平均计算,得出不同日期各处理氮素的渗漏损失量,见表 5。

从表 5 可以看出, N_{C20} TN 淋失量最大,为 42.53

表 3 不同处理麦田渗漏水中氮素浓度(mg · L⁻¹)

Table 3 Nitrogen concentration in the winter wheat leaching water under different treatments(mg · L⁻¹)

出现渗漏时间	各处理不同氮素浓度											
	N _{CK}				N _{J20}				N _{C20}			
	NO ₃ ⁻ - N	NH ₄ ⁺ - N	Org - N	TN	NO ₃ ⁻ - N	NH ₄ ⁺ - N	Org - N	TN	NO ₃ ⁻ - N	NH ₄ ⁺ - N	Org - N	TN
2002 - 11 - 15	5. 01	0. 35	0. 32	5. 68	5. 9	0. 48	0. 35	6. 73	5. 41	0. 52	0. 62	6. 55
11 - 21	8. 24	0. 7	0. 54	9. 48	8. 34	0. 37	0. 04	8. 75	9. 39	0. 51	0. 26	10. 16
12 - 03	6. 38	0. 24	0. 12	6. 74	8. 63	0. 12	0. 47	9. 22	11. 02	0. 3	0. 25	11. 57
12 - 19	9. 15	0	0. 8	9. 95	11. 26	0. 70	0	11. 96	12. 03	0. 26	0. 06	12. 35
2003 - 01 - 28	11. 5	0. 16	0. 79	12. 45	15. 14	0. 80	0. 1	16. 04	9. 42	0. 31	0. 05	9. 78
02 - 15	13. 85	0. 32	0. 79	14. 96	19. 02	0. 89	0. 02	19. 93	6. 8	0. 36	0. 05	7. 21
02 - 26	15. 96	0. 93	0. 02	16. 91	5. 94	0. 33	0. 46	6. 73	21. 42	0. 07	0. 25	21. 74
03 - 06	16. 8	0. 4	0. 2	17. 4	5. 24	0. 44	0	5. 68	24. 21	0. 4	0. 09	24. 7
03 - 18	15. 7	0. 18	0	15. 88	4. 19	0. 06	0. 43	4. 68	21. 15	0. 16	0. 1	21. 41
04 - 04	3. 87	0. 36	0. 28	4. 51	3. 42	0. 68	0. 23	4. 33	3. 1	0. 35	0. 98	4. 43
04 - 20	3. 17	0. 18	0. 68	4. 03	1. 98	0. 63	0. 18	2. 79	4. 34	0. 71	0. 01	5. 06
05 - 13	1. 52	1. 42	0	2. 94	1. 31	0. 26	0. 17	1. 74	1. 86	0. 23	0. 44	2. 53

表 4 不同处理麦田渗漏水中氮素平均浓度及占 TN 的比例(mg · L⁻¹)

Table 4 Mean concentration of nitrogen and its proportion in TN in the winter wheat leaching water under different treatments(mg · L⁻¹)

处理名称	NO ₃ ⁻ - N		NH ₄ ⁺ - N		Org - N		TN
	平均值/mg · L ⁻¹	占 TN 比例/%	平均值/mg · L ⁻¹	占 TN 比例/%	平均值/mg · L ⁻¹	占 TN 比例/%	平均值/mg · L ⁻¹
N _{CK}	9. 26	91. 92	0. 44	4. 33	0. 38	3. 75	10. 08
N _{J20}	7. 53	91. 67	0. 48	5. 84	0. 20	2. 49	8. 22
N _{C20}	10. 85	94. 66	0. 35	3. 04	0. 26	2. 30	11. 46

表 5 各处理氮素的渗漏损失量(kg N · hm⁻²)

Table 5 The leaching loss of nitrogen under different treatments(kg N · hm⁻²)

出现渗漏时间	N _{CK}			N _{J20}			N _{C20}		
	渗漏水量/mm	NO ₃ ⁻ - N	TN	渗漏水量/mm	NO ₃ ⁻ - N	TN	渗漏水量/mm	NO ₃ ⁻ - N	TN
2002 - 11 - 15	10. 95	0. 54	0. 81	17. 35	0. 63	0. 78	10. 43	0. 72	0. 84
11 - 15	17. 47	1. 42	1. 63	18. 13	1. 56	1. 63	20. 13	1. 88	2. 03
12 - 03	48. 80	3. 10	3. 27	47. 20	3. 61	3. 89	43. 80	4. 98	5. 22
12 - 19	48. 03	1. 68	1. 81	47. 13	2. 62	2. 74	49. 60	5. 83	5. 88
2003 - 01 - 28	26. 93	3. 10	3. 35	27. 13	4. 11	4. 35	27. 00	2. 54	2. 63
02 - 15	32. 83	4. 55	4. 91	32. 67	6. 21	5. 15	32. 87	2. 24	2. 35
02 - 26	27. 30	4. 39	4. 47	27. 30	1. 62	1. 82	27. 30	5. 85	6. 60
03 - 06	23. 23	3. 90	4. 04	23. 23	1. 22	1. 32	23. 20	5. 60	6. 40
03 - 18	38. 13	5. 99	6. 05	37. 97	1. 59	1. 78	38. 00	8. 04	9. 28
04 - 04	1. 37	0. 06	0. 06	1. 30	0. 04	0. 06	1. 40	0. 04	0. 06
04 - 20	17. 33	0. 55	0. 70	17. 40	0. 34	0. 49	17. 50	0. 76	0. 77
05 - 13	21. 33	0. 32	0. 63	21. 37	0. 28	0. 37	21. 37	0. 40	0. 46
总计	313. 72	29. 59	31. 74	318. 18	23. 84	24. 38	312. 60	38. 89	42. 53

kgN · hm⁻²; N_{J20} 处理最小, 为 24. 38 kgN · hm⁻²; N_{CK} 处理居中, 31. 74 kgN · hm⁻²。麦田氮素淋失以 NO₃⁻ - N 为主, 其中 N_{CK} 处理中 NO₃⁻ - N 占总氮的 93. 23%, N_{J20} 和 N_{C20} 分别为 97. 78%, 91. 44%。2002 年 12 月初到 2003 年 3 月中旬是冬小麦生长期降水集中的时段, 这一时段的降水量占总降水量的 77. 25%, 相应 N_{CK}、N_{J20} 和 N_{C20} 处理 NO₃⁻ - N 淋失量分别占总量的

90. 23%, 88. 04% 和 90. 2%。

2. 3 不同处理之间渗漏水中氮素浓度差异的分析

冬小麦渗漏水中氮素流失以 NO₃⁻ - N 为主是因为带负电荷的土壤胶体对 NO₃⁻ - N 几乎不吸附, 使得 NO₃⁻ - N 可以随渗漏水向下迁移至作物根系活动层以下, 由于不能被作物根系吸收而进入地下水循环, 当其浓度超过地下水的环境容量时即形成污染。因此

施用氮肥可能成为地下水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 污染的一个重要潜在来源,这与国内外同类研究的结果较为相似^[7]。而 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{Org} - \text{N}$ 则易于被带负电荷的土壤胶体吸附,所以随渗漏水淋失量少,相应对污染贡献小。

施加追肥后,渗漏水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的浓度随时间有一定变化,均有前期上升而后期下降的趋势,这是由于尿素或有机氮肥施入麦田后要经过水解作用转化为铵态、酰胺态氮和氨态氮,在 4~5 d 后达到高峰,而后又经过硝化作用使 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度达到高峰,被植物吸收后并形成淋溶高峰^[7],不断淋失后浓度降低。不同处理不同追肥时段 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度变化规律有所不同,在 12 月 15 日施分蘖肥之前, N_{CK} 渗漏水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度在 10 d 后达到峰值,随后下降,而 N_{J20} 和 N_{C20} 渗漏水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度则一直上升,这可能因为后 2 个处理的基肥含 N 量高的原因。

在追施分蘖肥(12 月 15 日)、冬前肥(1 月 20 日)后,各处理渗漏水中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度均有上升趋势,在 3 月初达到最高值然后急剧下降,即便追施拔节肥后, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度也没有明显升高,都在 $4\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下,这是由于小麦在拔节、孕穗、灌浆期根系发育成熟,生长旺盛,对氮素的需求量猛增,因此其浓度迅速降至很低的水平^[7]。

总体来看,虽然 N_{J20} 处理施 N 量最高,但其渗漏水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度相对最低,平均值为 $7.53\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,这是因为 N_{J20} 处理施用精制有机肥(N、P、K 有合理配比)的缘故。研究认为,合理的氮、磷、钾配施可以改善作物营养,增加植物对 N 的吸收,进而减少土壤中硝酸盐的累积,使硝酸盐在土壤剖面中的分布比较均匀,不产生明显的硝态氮累积峰^[8]。而 N_{C20} 渗漏水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度最高,平均值为 $10.85\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,这可能是由于该处理施用的猪粪使土壤中易分解的有机物质 C/N 比值降低,促使分解有机物质的土壤微生物转向利用更多的有机肥料氮,在通气良好的土壤中,化能自养的硝化微生物可以很快将氨转化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$,从而增加硝酸盐淋失的可能性^[9]; N_{CK} 居中,平均值为 $9.26\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,这与化学肥料氮易溶解于水有关,当有较大的降水产生时很快会随渗漏水淋失。

2.4 不同处理之间渗漏水中氮素流失量差异的分析

2002 年 12 月初到 2003 年 3 月中旬降水量占总降水量的 77.25%,相应各处理渗漏水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋失量达到淋失总量的 90% 左右,这是因为较大的降水形成的下渗水流可以为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的迁移提供载体,从而使硝酸盐的淋失主要发生在降雨比较集中的季

节^[10, 11]2003 年 3 月 18 日前氮素淋失量很大,与小麦在这一期间生长缓慢有关,大量降水的存在和小麦对氮素较弱的吸收能力加剧了硝酸盐在土壤中的淋失。3 月 18 日之后,小麦生长旺盛,对氮素吸收能力强,几乎没有氮素淋失现象。

N_{CK} 处理施肥情况与上海西郊 2001 年农业生产相同, N_{J20} 处理使用了精制有机肥减少了 20% 化学氮肥,试验表明,与 N_{CK} 处理相比可以减少 TN 淋失量 $7.36\text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋失量 $5.75\text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。而 N_{C20} 处理施用腐熟的粗猪粪代替 20% 化学氮肥增加了渗漏水中氮素的淋失,与 N_{CK} 处理相比增加 TN 淋失量 $10.79\text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋失量 $9.3\text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。这与我们所做的水稻氮素淋失试验得出的结论有所不同,具体差异见表 6。

表 6 稻田各处理不同施肥日期氮素的渗漏损失量
($\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$)

Table 6 The leaching loss of nitrogen in rice filed under different treatments and different fertilization date ($\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$)

施用日期	N_{CK}		N_{J20}		N_{C20}	
	$\text{NO}_3^- - \text{N}$	TN	$\text{NO}_3^- - \text{N}$	TN	$\text{NO}_3^- - \text{N}$	TN
基肥	16.48	18.75	13.30	14.49	7.33	8.23
第 1 次追肥	5.57	6.08	5.85	6.55	4.40	5.34
第 2 次追肥	2.44	3.51	2.39	2.99	1.45	2.62
第 3 次追	1.58	2.05	1.21	1.92	0.91	1.62
小计	26.07	30.39	22.75	25.95	14.09	17.81

注:该水稻氮素淋失试验设 3 个处理,每个处理 3 个重复,其中 N_{CK} 处理不施有机肥(同当地施肥情况),施用化学氮素 $300\text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, N_{J30} 处理施精制鸡粪,减少氮肥 30%, N_{C30} 处理施粗猪粪,减少氮肥 30%。肥料施用分 4 次进行,1 次基肥,3 次追肥。

如表 6, N_{CK} 处理 TN 淋失量最大 $30.39\text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$, N_{C30} 处理 TN 淋失量最小 $17.81\text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$,相对减少 $4.94\text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$,与小麦试验得出的结论完全不同。这可能是因为水稻生长在淹水条件下,使泥土相对于小麦田处于缺氧状态,加上猪粪中含有丰富的碳源为反硝化细菌提供了生长条件,稻田田水中的硝酸盐在反硝化细菌作用下浓度降低,从而减少了流失量。因此要针对不同作物的生长条件合理使用猪粪代替化学氮素才能起到减少氮素流失的目的。

2.5 测坑与大田在渗漏水量上的差异分析

作为模拟研究自然条件下土壤中溶质运移的试验设施,青浦的测坑无疑是很适合的。但限于施工条件,测坑中的土柱是经过分层填装而成,破坏了土壤的自然结构,导致土柱的孔隙率增大,再加上播种小麦时测坑表层土壤经过翻耕,与自然土壤相比土柱中

水渗漏速率加大,使算出的渗漏水量大于自然土壤的实际渗漏量。

通过对冬小麦整个生长期的降水量、径流量、蒸发量和植物吸收水量进行计算,得出大田土壤水的渗漏速率与青浦区农田水利站多年观测的数据相似,约为 $4 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ 。估算出在大田条件下, N_{CK} 处理 TN 淋失量 $24.61 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋失量 $22.71 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$; N_{J20} 处理 TN 淋失量 $20.56 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋失量 $18.94 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$; N_{C20} 处理 TN 淋失量 $28.42 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋失量 $27.13 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。与 N_{CK} 处理相比, N_{J20} 处理可以减少 TN 淋失量 $4.05 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋失量 $3.77 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$; 而 N_{C20} 处理比 N_{CK} 处理增加 TN 淋失量 $3.81 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋失量 $4.42 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

根据上海统计局出版的《2003 年上海郊区统计年鉴》,上海西郊地区如金山区、青浦区、松江区 2002 年小麦播种面积为 $4\,963 \text{ hm}^2$ 。使用精制有机肥代替 20% 化学氮素累计可以减少 TN 淋失量 $20\,103.12 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋失量 $18\,697.57 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$, 从而可为黄浦江上游水源保护区的氮素污染减轻压力。

3 结论

(1) 麦田渗漏水中氮污染物主要由 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 构成, 占 TN 比例为 90% 左右。

(2) 2002 年 12 月初到 2003 年 3 月中旬是冬小麦生长期降水集中的时段,这一时段的降水量占总降水量的 77.25%, 相应 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋失量占总量的 90% 左右, 这段时期要注意防止施用化学氮肥造成的污染。

(3) 在氮素用量相似的情况下, 施用有机肥可以减少麦田渗漏水中氮素的流失量。测坑试验表明, 使用精制有机肥代替 20% 的化学氮肥可以减少 TN 淋失量 $7.36 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋失量 $5.75 \text{ kgN} \cdot$

hm^{-2} , 达到了减少氮素对水环境污染的目的; 使用腐熟的粗猪粪代替 20% 化学氮肥则增加 TN 淋失量 $10.79 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋失量 $9.3 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

(4) 使用有机肥代替部分化学氮肥来减少氮素对环境的污染有重要意义。关于有机质对土壤中氮素变化的影响机理及确定有机肥与化学氮素合理配比的研究工作有待加强。

参考文献:

- [1] Shukla B D, Misra A K, Gupta R K. Application of nitrogen in production and postproduction systems of agriculture and its effect on environment in India[J]. *Environmental Pollution*, 1998, 102, 115 ~ 122.
- [2] Foster S S D, Cripps A C, mith - Carrington A. 82. Nitrate leaching to ground water. *Philos. Trans. R. Soc. Lond.* 296, 477 - 489.
- [3] Roelofs J G L, Houdijk A L M. Ecological effects of ammonia[A]. In: Nielson VC, Pain BF, Hartung J. (eds.). *Ammonia and Odour Emission from Livestock Production*[C]. Elsevier, Barking, UK, 1991. 10 - 16.
- [4] Bouwman A F. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere[A]. In: Bouwman AF (ed.). *Soils and the Greenhouse Effect*[C]. Wiley, Chichester UK, 1990. 61 - 127.
- [5] 张大弟, 章家骥, 汪雅谷. 上海市郊主要的非点源污染及其防治对策[J]. *上海环境科学*, 1997, 16(3): 1 - 3.
- [6] 国家环保局. 水和废水监测方法(第三版)[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1997. 272.
- [7] 王少平, 高效江, 等. 上海西郊麦期氮素淋溶定位研究[J]. *环境污染与防治*, 2002, 24(2): 68 - 70.
- [8] Benbi D K, et al. Nitrate distribution and accumulation in an ustochrept soil profile in a long term fertilizer experiment[J]. *Progr Soil Sci*, 1992, 20(2): 52 - 53.
- [9] 张庆忠, 陈欣, 沈善敏, 等. 农田土壤硝酸盐积累与淋失研究进展[J]. *应用生态学报*, 2002, 13(2): 233 - 238.
- [10] Wang X - B, Bailey L D, Grant C A. A review of fertilizer N behavior in soils, and effective N management under conservation tillage systems [J]. *Progr Soil Sci*, 1995, 23(2): 1 - 11.
- [11] Yang L, Xue D - S, Henry C L, et al. The effects of biosolids in nitrogen cycle and nitrate leaching in soil[J]. *Agri - Environ Protect*, 1997, 16(4): 182 - 186.