

doi:10.6041/j.issn.1000-1298.2017.08.030

猪场废水灌溉对土壤氮素时空变化与氮平衡的影响

杜臻杰^{1,2} 齐学斌^{1,2} 李平^{1,3} 黄仲冬^{1,3} 高青¹ 胡艳玲¹

(1. 中国农业科学院农田灌溉研究所, 新乡 453003; 2. 中国农业科学院河南新乡农业水土环境野外科学观测试验站, 新乡 453003;
3. 中国农业科学院农业水资源安全高效利用重点开放实验室, 新乡 453003)

摘要: 利用地中渗透仪测坑开展了田间灌溉试验,研究了猪场废水和等氮投入清水处理土壤铵态氮、硝态氮含量在时间、剖面上的变化规律,根据氮平衡原理对不同处理氮输入和氮输出项进行对比分析,估算了不同处理的氮矿化量。结果表明:各处理土壤铵态氮和硝态氮含量在时间上的变化规律基本一致,表现为追肥期出现峰值,随后下降的趋势;土壤铵态氮含量随土层深度的增加而迅速下降,土壤硝态氮含量随土层深度的增加变化规律不明显,且易淋移至下层土壤并累积。PWH(猪场废水高氮)处理土壤铵态氮、硝态氮含量在追肥期出现峰值后下降的幅度较慢,而CKH(清水高氮)处理下降的幅度较快。猪场废水高氮处理PWH作物吸氮量及氮矿化量比等氮清水处理CKH分别高6.91%和21.29%,表明该处理有利于土壤有机氮的矿化,但同时硝态氮深层淋溶量也较大,比CKH高出11.82%。

关键词: 猪场废水; 灌溉; 铵态氮; 硝态氮; 氮平衡; 氮矿化

中图分类号: S156.4⁺3; X71 文献标识码: A 文章编号: 1000-1298(2017)08-0262-08

Effect of Piggery Wastewater Irrigation on Temporal-spatial Variation and Balance of Nitrogen

DU Zhenjie^{1,2} QI Xuebin^{1,2} LI Ping^{1,3} HUANG Zhongdong^{1,3} GAO Qing¹ HU Yanling¹

(1. Farmland Irrigation Research Institute, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Xinxiang 453003, China

2. Agriculture Water and Soil Environmental Field Science Research Station of Xinxiang City of Henan Province, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Xinxiang 453003, China

3. Key Laboratory of High Efficient and Safe Utilization of Agriculture Water Resources, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Xinxiang 453003, China)

Abstract: As an alternative water sources, piggery wastewater has attracted more and more attention. Study on piggery wastewater irrigation technology is essential for alleviating agricultural water resource deficit, reducing nitrogen fertilization and protecting eco-environment. Based on a field irrigation experiment in reinforced concrete lysimeters, the effects of piggery wastewater and clean water (equal nitrogen inputs) irrigation on soil NH_4^+ -N and NO_3^- -N variations in time and profiles were studied. The inputs and outputs of nitrogen and the amount of nitrogen mineralization of different treatments were analyzed according to the principle of nitrogen balance. The results showed that the changes of soil ammonium nitrogen with time showed a similar trend to nitrate nitrogen, which had a peak in top-dressing stage at first, and then decreased. Ammonium nitrogen content was decreased with the increase of soil depth, but there was no significant difference in nitrate nitrogen. It can be easily leached and accumulated. Ammonium nitrogen and nitrate nitrogen were slightly decreased in PWH (piggery wastewater with high nitrogen) treatment after top-dressing stage, while the decrease range was more sharply in CKH (clean water and high nitrogen) treatment. PWH treatment was beneficial to the mineralization of organic nitrogen, and crop nitrogen uptake, nitrogen mineralization and nitrate nitrogen leaching amount in PWH treatment were higher than those in CKH treatment with values of 6.91%,

收稿日期: 2017-05-12 修回日期: 2017-05-31

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFD0800703, 2016YFD0800704)、中央级科研院所基本科研业务费项目(FIRI2017-12)和国家自然科学基金项目(51209209, 51679241, 51479201)

作者简介: 杜臻杰(1982—),男,助理研究员,博士,主要从事农业水资源与水环境研究, E-mail: imdzj11@163.com

通信作者: 齐学斌(1963—),男,研究员,博士生导师,主要从事农业水资源优化配置与调控研究, E-mail: qxb6301@sina.cn

21.29% and 11.82%, respectively.

Key words: piggery wastewater; irrigation; ammonium nitrogen; nitrate nitrogen; nitrogen balance; nitrogen mineralization

引言

水是农业生产及作物生长极为重要的限制因素^[1],我国水资源时空分布不均,而且随着经济的迅速发展,工业耗水量激增,使得农业用水紧缺问题日趋严重,许多地区只能利用污水或超采地下水来进行灌溉^[2-3]。其中,污水再生利用方面的研究成为广大学者关注的热点^[4-6]。

养殖废水作为替代性水源,一方面,由于含有较高浓度的氮素^[7]和丰富的营养成分,用于灌溉能够为植物生长提供重要的养分,提高土壤肥力和生产力水平^[8];另一方面,如果不经处理直接进行农田灌溉,也会导致土壤氮素深层淋失及污染物的输入,给土壤-作物-地下水系统带来威胁,污染环境。国内外关于养殖废水资源化利用方面的研究主要集中在养殖废水灌溉对作物生长和品质的影响^[9]、对土壤养分含量和重金属、有机污染物负荷的影响^[10-13]、对土壤微生态环境的影响^[14-15]等方面。

氮素是极为重要的生命元素,植物需要的氮有 50%~80% 来自于土壤。但是,土壤中的氮素大部分以有机态形式存在,而植物能够吸收利用的是矿质态氮和少量水溶性有机氮^[16]。其他有机氮只有在土壤动物和微生物的作用下转化为矿质态氮才能被植物吸收利用,这一过程称为土壤氮的矿化,能够反映土壤的供氮能力。研究表明^[17-18],利用城市再生水灌溉可以促进表层土壤微生物数量的增加及其生物活性的提高,促进土壤有机氮素的释放。笔者前期研究也表明,猪场废水相比城市再生水,氮磷含量高,营养元素丰富,用来灌溉会改变土壤微生态环境,进而影响土壤氮库的转化^[19]。然而,目前针对猪场废水灌溉条件下土壤氮素的时空变化及矿化特征的研究极少,且氮矿化方面的研究主要以室内培养试验为主。鉴于此,本文选择华北平原典型潮土为研究对象,利用地中渗透仪的测坑平台,研究田间状况下猪场废水灌溉土壤铵态氮和硝态氮含量在时间、空间上的变化特征,探讨猪场废水与等氮投入的清水对照处理相比土壤氮输入及输出项的差异特征,通过氮平衡公式,计算田间状态下各处理的氮矿化量,以期安全高效利用猪场废水、提高氮素利用效率及防止面源污染提供科学依据,也为推进化肥减量提效及实现 2020 年零增长目标提供理论指导和技术支持。

1 材料与方法

1.1 试验材料

田间试验在中国农业科学院河南新乡农业水土环境野外科学观测试验站地中渗透仪的测坑内进行,该地区地理位置为北纬 35°19′、东经 113°53′,海拔高度 73.2 m,多年平均气温 14.1℃,无霜期 210 d,日照时数 2 398.8 h,多年平均降水量 588.8 mm(丰水年与枯水年可相差 3~4 倍),7—9 月份降水量占全年降水量的 70% 左右,多年平均蒸发量 2 000 mm。田间试验为夏玉米、冬小麦轮作体系,试验自 2013 年开始至 2015 年收获(冬小麦于每年的 2013 年 10 月份播种,次年 6 月份收获,夏玉米为每年 6 月份播种,当年 10 月份收获)。试验前,以整个试验地为对象,按五点混合法分别采集 0~20 cm、20~40 cm、40~60 cm、60~80 cm 4 层土样,对供试土壤的基本理化性状进行测定(表 1)。本文数据来源于 2014 年 10 月—2015 年 6 月的冬小麦季试验(品种为豫麦 18,2014 年 10 月 10 日播种,2015 年 6 月 15 日收获)。猪场废水取自新乡市盛达牧业有限公司,公司建有大型微生物厌氧发酵处理系统,试验用水为猪场原水发酵后的产物,相比清水,其氨氮、COD 及全磷等养分含量较高,能够为作物提供必要的养分元素。废水 pH 值偏低,矿化度较高(表 2),废水中抗生素以四环素(0.36~0.40 μg/L)、土霉素(2.93~3.38 μg/L)及金霉素(3.86~4.07 μg/L)为主,Cd(0.011~0.014 mg/L)、Pb(0.018~0.071 mg/L)含量较低。灌溉前与清水按比例进行混合稀释。

试验设计 2 种灌溉水质(经过处理的猪场废水和清水),猪场废水设置 2 种浓度 PWH(原液稀释 1/5)、PWL(原液稀释 1/10);每次灌水时,清水对照处理对应追施与猪场废水等氮量的氮肥 CKH、CKL;灌水制度参照表 3,即灌水方式为畦灌,灌水定额 900 m³/hm²,废水灌溉时期选择:返青水(3 月 8 日)、拔节-抽穗水(4 月 15 日)。底肥参照当地农民习惯,氮肥在播前施入 75 kg/hm²(以纯氮计),高氮组施氮量共计 291 kg/hm²,低氮组施氮量共计 183 kg/hm²;磷、钾肥为磷酸二氢钾作为底肥一次性施入 150 kg/hm²(P₂O₅ 78 kg/hm²、K₂O 51 kg/hm²)。其余田间管理按一般高产田进行。本试验共设 4 个处理,每个处理重复 3 次,共 12 个处理。试验设计见表 3,土壤基本理化性质见表 1。2013—2015 年试验区降水量见图 1。

表1 试验前土壤基本理化性质

Tab.1 Basic properties of soil before test

土层深度/ cm	pH 值	容重/ ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	总孔隙度/ %	土壤机械组成/($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)			全氮质量比/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	全磷质量比/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	有机质质量比/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)
				粘粒	粉砂粒	砂粒			
0~20	8.95	1.42	46.42	157.77	478.97	363.26	0.50	0.70	15.43
20~40	9.15	1.28	51.70	177.50	372.95	449.55	0.27	0.43	8.12
40~60	9.32	1.54	41.89	276.10	470.80	253.10	0.20	0.37	10.81
60~80	9.31	1.47	46.42	276.10	470.80	363.26	0.24	0.36	9.24

表2 灌溉用水水质成分

Tab.2 Composition of irrigation water

水质类型	硝态氮质量浓度/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	氨态氮质量浓度/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	全氮质量浓度/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	全磷质量浓度/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	高锰酸盐质量浓 度/($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	pH 值	总含盐量/ ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
清水	1.70~1.81	0.89~0.95	3.85~4.26	2.88~3.05	7.86~7.92	7.52~7.58	1.60~1.67
厌氧废水	1.03~3.05	600~850	651.23~890.03	3.25~11.15	639~652	6.35~6.51	9.14~9.57

表3 冬小麦试验设计

Tab.3 Experiment design of winter wheat

处理编号	处理说明	越冬水	返青水	拔节水	抽穗灌浆水
PWH	原液稀释 1/5	清水	养殖废水	养殖废水	清水
PWL	原液稀释 1/10	清水	养殖废水	养殖废水	清水
CKH	与 PWH 等氮投入	清水	清水	清水	清水
CKL	与 PWL 等氮投入	清水	清水	清水	清水

注:PW 为 Piggery wastewater 缩写,CK 为清水对照;H 表示高氮处理,L 表示低氮处理。

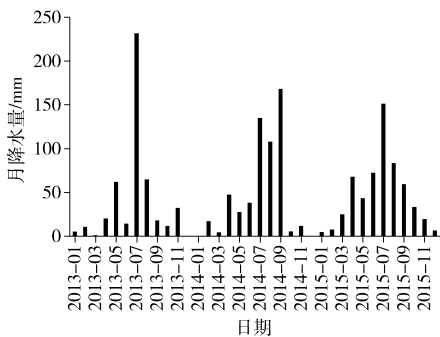


图1 试验期间(2013—2015年)月降水量

Fig.1 Monthly precipitation amount during experiment period of 2013—2015

1.2 试验方法

冬小麦生育期间,分别在2015年3月8日(返青—拔节期、第1次灌水追肥日)、3月10日(拔节期)、3月15日(拔节期)、4月6日(拔节期)、4月15日(拔节—抽穗期、第二次灌水追肥日)、4月20日(拔节—抽穗期)、5月8日(抽穗—扬花期)、5月19日(灌浆期)及6月10日(收获)按小区采集0~20 cm、20~40 cm、40~60 cm、60~80 cm 4层土样,测定土壤硝态氮、铵态氮含量。

6月10日(小麦收获日),利用地中渗透仪在测坑中不同埋深(1.0~5.3 m)的土壤溶液收集装置土壤溶液监测1 m以下土层硝态氮的累积量。植株

样品干燥后称量计算地上部干物质质量,粉碎过筛后用常规方法(凯氏法消煮—蒸馏定氮)测定植株含氮量,进而计算植物吸氮量。

土壤容重的测定:环刀法;土壤含水率测定:负压计和烘干法;土壤质地测定:吸管法(国际单位制标准);土壤 pH 值测定:pH 计电位法(PHBJ-260 型便携式 pH 计,上海雷磁,0.01 级);土壤有机质测定:重铬酸钾外加热法;土壤全氮、全磷的测定:连续流动分析仪法(Auto Analyzer 3 型,德国 BRAN LUEBBE,灵敏度 0.001 AUFS)。水中 pH 值的测定:玻璃电极法(GB/T 6920—1986);化学需氧量的测定:重铬酸盐法(GB/T 11914—1989);总氮的测定:碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(GB/T 11894—1989);铵的测定:纳氏试剂比色法(GB/T 7479—1987),硝酸盐氮的测定紫外分光光度法(HJ/T 346—2007);总磷的测定钼酸铵分光光度法(GB/T 11893—1989)。铅、镉等重金属的测定:原子吸收分光光度法;四环素、土霉素、金霉素等抗生素采用超高效液相色谱/串联质谱(UPLC-MS/MS)进行分析。

1.3 氮矿化量的计算

本试验条件下,各处理土壤氮矿化量^[20-21]根据氮平衡公式推算

$$N_m = N_c + N_a + N_l - N_f - N_i \quad (1)$$

式中 N_m ——氮矿化量

N_c ——收获后作物吸氮量

N_a ——土壤浅层(0~80 cm)矿质氮累积量

N_l ——土壤深层(80~530 cm)矿质氮累积量

N_f ——施入氮肥量(化肥、有机肥)

N_i ——测坑中土壤初始无机氮量(0~530 cm)

土壤剖面中各土层矿质氮(硝态氮或铵态氮)累积量(N_{min} , kg/hm²)计算式为

$$N_{min} = 0.1dP_bC \quad (2)$$

式中 d ——土层厚度, cm

P_b ——土壤容重, g/cm³

C ——某土层中矿质氮含量, mg/kg

0~80 cm 累积量按 20 cm 的平均矿质氮含量计算, 80~530 cm 按 50 cm 平均矿质氮含量计算。

1.4 数据处理

数据用 Excel 2007 和 SPSS 17.0 进行分析处理。

2 结果与分析

2.1 不同处理下土壤氮素时空变化特征

2.1.1 土壤铵态氮含量在冬小麦生育期内的动态变化

不同处理相同土层铵态氮含量(质量比)随时间变化规律基本一致(图 2)。各处理 0~20 cm、20~40 cm 土层铵态氮含量均在 3 月 10 日、4 月 16 日出现 2 个波峰, 这是由于 3 月 8 日、4 月 15 日为灌水追肥日。整个生育期内, 各处理 0~20 cm、20~40 cm

土层铵态氮含量以两波峰为顶点, 呈 M 型的趋势分布, 5 月 8 日即灌浆期后, 铵态氮下降平缓并维持在 10 mg/kg 以下, 这可能是由于 2015 年 5 月份降水量相对较小(图 1), 旱地土壤环境土壤硝化作用强烈, 使铵态氮转化为硝态氮所致。猪场废水高氮处理 PWH 0~20 cm 土壤铵态氮含量在 2.36~119.73 mg/kg 之间, 清水高氮处理 CKH 土壤铵态氮含量在 1.03~125.36 mg/kg 之间, 猪场沼液低氮处理 PWL 铵态氮含量在 1.53~63.95 mg/kg 之间, 清水低氮处理 CKL 铵态氮含量在 0.07~68.32 mg/kg 之间。猪场废水处理组相比清水处理组, 0~20 cm、20~40 cm 土层铵态氮含量出现峰值后随时间下降幅度较为平缓, 后者出现峰值后随时间下降幅度较为陡急。这是由于猪场废水处理有利于土壤有机氮矿化所致(表 1), 因为厌氧发酵后的猪场废水中含有氨氮、氨基酸等高浓度氮素(表 2), 加上随废水施入土壤中的沼渣还含有大量有机质和腐殖酸, 这些官能团能够使土壤胶体固持铵态氮的能力增强, 而且氮源和碳源的增加为土壤微生物提供了必要的养分和能量, 进而促进土壤有机氮的释放, 提高土壤矿质氮的含量^[19]。

相同处理土壤铵态氮含量均随土层深度的增加而减小。相比而言, 猪场废水处理从 0~20 cm 至 20~40 cm 土层铵态氮下降幅度较小, 清水对照处理铵态氮下降幅度较大。各处理从 20~40 cm 至 40~60 cm 土层土壤铵态氮含量开始急剧下降, 尤其是 4 月 16 日猪场废水高氮处理 20~40 cm 至 40~60 cm 土层铵态氮含量降幅达 91.01%。这是由于铵态氮

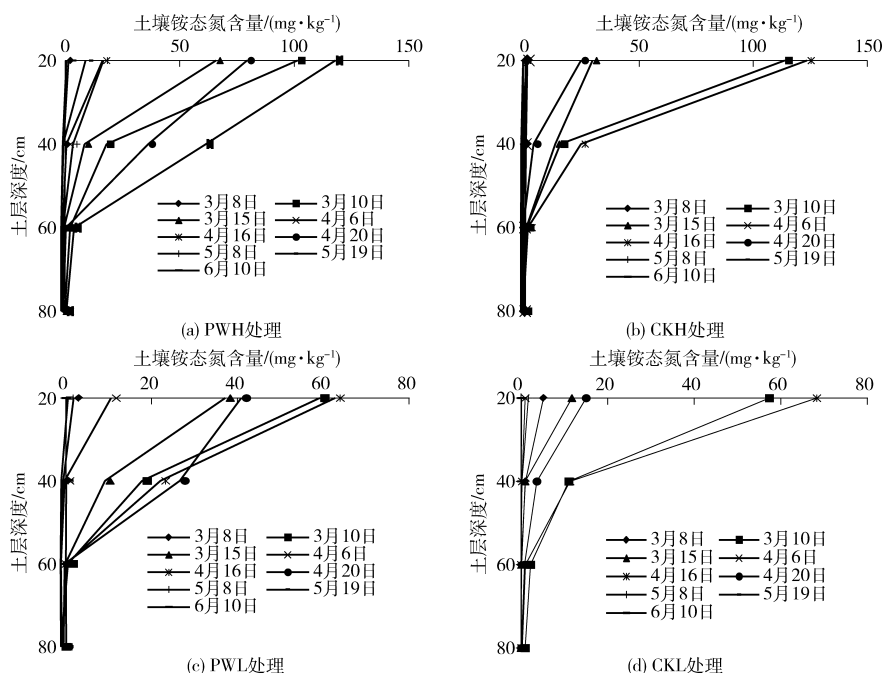


图 2 2015 年不同时期各处理土壤铵态氮在剖面上的变化

Fig. 2 Changes of NH₄⁺-N content in soil profile of each treatment at different growth stages in 2015

携带正电荷,极易被带负电荷的土壤胶体吸附固持,向下淋移能力较弱。

2.1.2 土壤硝态氮含量在冬小麦生育期内的动态变化

不同处理相同土层硝态氮随时间变化规律比较相似(图3)。各处理0~20 cm、20~40 cm 土层硝态氮含量在3月10日、4月16日左右出现2个波峰,这同样是由于3月8日、4月15日为灌水追肥日所致。整个生育期内,各处理0~20 cm 土层硝态氮含量以两波峰为顶点,呈不规则的M型趋势分布,5月8日即灌浆期后,硝态氮含量变化逐渐平缓,基本维持在10~30 mg/kg 范围内。不同处理20 cm 以下土层的硝态氮含量随时间变化规律不明显,波动性较强,如图3所示猪场废水高氮处理PWH 40~60 cm 土层出现多次波峰,本试验条件下,猪场废水中高浓度的氮素、腐殖酸及其他矿质养料为微生物生长和繁殖提供了丰富的营养来源,有利于土壤中微生物的生长,土壤酶活性升高^[18],进而

激发土壤有机氮库释放矿质氮,而在旱地土壤大部分铵态氮都会最终转化为硝态氮,随着灌溉和降水淋移到下层土壤(表4),故PWH处理下层土壤硝态氮含量随时间延长会出现多次波峰。各处理0~20 cm 土层硝态氮含量随时间的变化趋势一致。均在施肥期出现波峰后下降,猪场废水处理相比等氮投入的淡水处理,硝态氮含量出现波峰后下降的坡度较为平缓。而且6月10日冬小麦收获后废水处理组土壤硝态氮残留量要高于清水对照处理,增加了淋溶风险,这可能是由于猪场废水处理能够矿化更多的土壤有机氮所致(表4)。猪场废水高氮处理0~20 cm 土层硝态氮含量在17.30~176.06 mg/kg 之间,清水对照高氮处理0~20 cm 土层硝态氮含量在11.94~184.15 mg/kg 之间,猪场沼液低氮处理土壤硝态氮含量在14.26~61.95 mg/kg 之间,清水低氮处理硝态氮含量在9.65~71.26 mg/kg 之间。

各处理土壤硝态氮含量随土层深度变化的规律较为复杂。在2015年5月份之前,各处理土壤硝态

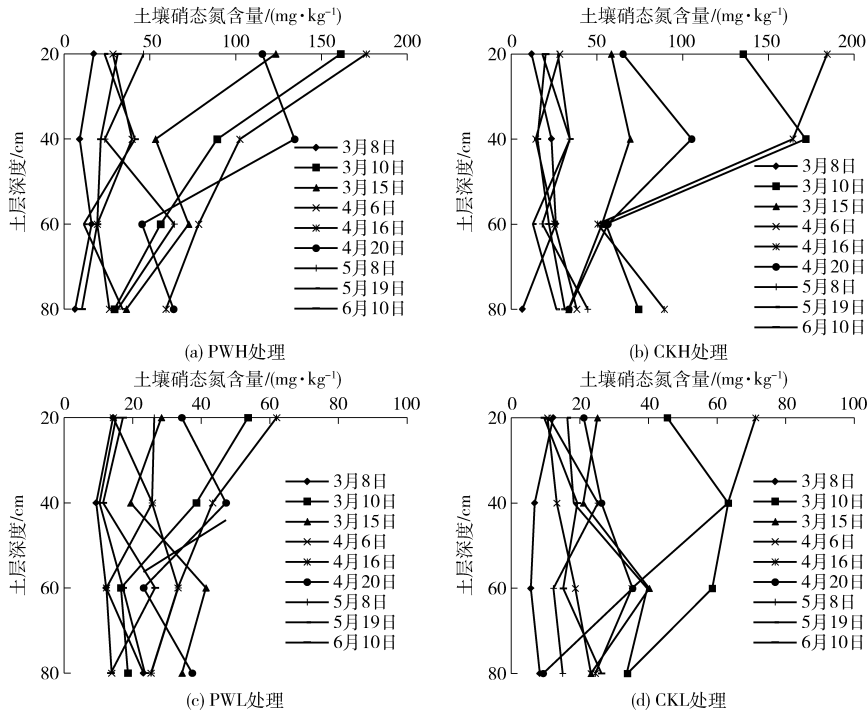


图3 2015年不同时期各处理土壤硝态氮在剖面上的变化

Fig. 3 Changes of NO_3^- -N content in soil profile of each treatment at different growth stages in 2015

表4 冬小麦整个生育期的矿质氮平衡

Tab. 4 Nitrogen balance during whole wheat growth season

kg/hm²

处理	施氮量 (0~20 cm)	播前初始氮含量 (0~530 cm)	收获作物吸氮量	氮残留累积量 (0~80 cm)	硝态氮深层淋失量 (80~530 cm)	氮矿化量
PWH	291	218.35 ± 10.52 ^a	269.57 ± 10.28 ^a	240.66 ± 11.58 ^b	163.85 ± 9.17 ^a	164.73 ± 14.37 ^a
CKH	291	221.65 ± 11.07 ^a	252.14 ± 9.43 ^b	249.79 ± 17.91 ^a	146.53 ± 11.36 ^b	135.81 ± 10.16 ^b
PWL	183	214.91 ± 12.18 ^a	212.46 ± 7.36 ^c	196.02 ± 13.14 ^c	78.74 ± 7.06 ^c	89.31 ± 9.04 ^c
CKL	183	204.95 ± 12.36 ^a	223.28 ± 15.16 ^c	196.36 ± 9.17 ^c	66.41 ± 6.37 ^d	98.09 ± 11.12 ^c

注:同列数值后不同小写字母表示处理间差异性显著(LSD法, $P < 0.05$)。

氮含量随土层深度加大呈下降的趋势。相比清水对照处理,猪场废水处理土壤硝态氮含量下降幅度相对较小,这是由于该时间段为追肥期(3月10日、4月16日),且降水量较小,硝态氮向下淋移速度相对缓慢。此外,猪场废水所携带的腐殖酸含有羟基、羧基等亲水基团,会使土壤亲水能力增强^[19],而在一定程度上减缓土壤硝态氮向深层淋失。2015年5月份以后,各处理(尤其是清水对照处理CKH、CKL)土壤硝态氮含量随土层深度增加呈逐渐上升的趋势。如图3所示,5月8日猪场废水高氮处理土壤硝态氮含量由大到小表现为:40~60 cm、0~20 cm、60~80 cm、20~40 cm 土层。6月10日清水对照处理CKH、CKL土壤硝态氮含量由大到小表现为:60~80 cm、20~40 cm、40~60 cm、0~20 cm 土层,这是由于2015年5—6月降水量增大,而硝态氮本身带负电荷不易被土壤胶体吸附,便随着降水向下淋移累积,因此,在高氮肥料的处理条件下,应注重水肥的合理运筹,遵循作物的需氮节律,以免造成氮素的损失甚至地下水的面源污染。

2.2 不同处理对土壤氮平衡及氮矿化量的影响

农田系统中氮输入量与氮输出量是相等的。氮输入量包括施入氮肥、土壤无机氮和氮矿化3项,而氮输出量包括作物吸收、残留无机氮和氮表观损失3项^[20]。北方旱地土壤硝化作用较强,氮表观损失主要来自硝态氮的深层淋失,氮排放损失量所占比例很低。吴得峰等^[22]和郝小雨等^[23]通过北方旱作土壤氧化亚氮和氨挥发的试验发现,黄土高原农田氧化亚氮年均量排放量在0.089~2.016 kg/hm²之间,华北平原有机无机肥料配施处理潮土氨挥发周年累积量在2.5~3.8 kg/hm²之间,可见,氮排放对于表观损失量(氮输出量)的贡献比较小,而等氮处理间的氮排放差异对于氮平衡的影响几乎可以忽略不计。

由表4可知,6月10日冬小麦收获后,各处理在氮输出方面表现了如下规律:作物吸氮量在212.46~269.57 kg/hm²之间,吸氮量由大到小依次为:PWH、CKH、CKL、PWL,不同施氮水平条件下,高氮组处理(施氮量291 kg/hm²)PWH、CKH显著大于低氮组处理(施氮量183 kg/hm²)PWL、CKL,等氮投入的猪场废水PWH处理与清水CKH处理相比,作物吸氮量显著高出6.91%,而等氮投入的猪场废水PWL处理与清水CKL处理相比差异不显著。土壤残留氮累积量(0~80 cm)为196.02~249.79 kg/hm²,不同处理残留氮累积量由大到小依次为:CKH、PWH、CKL、PWL,不同施氮水平条件下,高氮组处理PWH、CKH显著大于低氮组处理PWL、CKL,等氮投

入的猪场废水PWH处理与清水CKH处理相比,土壤残留氮累积量显著低了3.79%,而等氮投入的猪场废水PWL处理与清水CKL处理相比差异不显著。土壤硝态氮深层累积量(80~530 cm)在66.41~163.85 kg/hm²之间,不同处理由大到小依次为:PWH、CKH、PWL、CKL,各处理均存在显著性差异。不同施氮水平条件下,猪场废水高氮处理PWH硝态氮深层累积量显著高出低氮处理PWL 108.09%,清水高氮CKH处理硝态氮深层累积量显著高出低氮CKL处理120.64%,这说明随着施氮量的增加,氮素深层淋失量随之增加,而且化肥的大量施用更容易发生氮素的深层淋失。等氮投入的猪场废水PWH处理与清水CKH处理相比,土壤硝态氮深层累积量显著高出11.82%,等氮投入的猪场废水PWL处理与清水CKL处理相比,土壤硝态氮深层累积量显著高出18.57%。

在氮输入方面各处理表现为如下规律:施氮量方面,高施氮组PWH和CKH大于低施氮组CKL和PWL;播前初始氮无显著性差异;土壤氮矿化量为89.31~164.73 kg/hm²,不同处理土壤氮矿化量由大到小依次为:PWH、CKH、CKL、PWL。不同施氮水平条件下,高氮组处理PWH、CKH土壤氮矿化量显著高出低氮处理PWL、CKL,这说明氮素的矿化量随着外源矿质氮的增加而增加。等氮投入的猪场废水PWH处理与清水CKH处理相比,土壤氮矿化量显著高出21.29%,作物吸氮量高出6.91%,土壤深层淋失量也增加了11.82%;等氮投入的猪场废水PWL处理与清水CKL处理相比土壤氮矿化量差异不显著,土壤深层淋失量也增加了18.57%。这说明猪场废水适宜的水氮组合模式(猪场废水原液稀释1/5左右,配以施氮量75 kg/hm²的底肥,在返青期、拔节期分别进行定额为900 m³/hm²灌水)有利于氮矿化量的增加,也更有利于作物吸氮量的增加,这是作物产量、品质提高的重要原因。但该模式增加了土壤硝态氮深层累积量,增加了地下水面源污染的风险,这有待于进一步研究。

氮素利用效率问题一直是农业可持续发展中的关键问题之一^[24]。刘学军等^[20]研究表明,长期大量施用有机氮肥和化学氮肥有利于土壤的培肥,而且培肥土壤不基施或适当降低基肥用量不影响冬小麦的产量,对作物吸氮量的影响也相对有限,并指出残留无机氮是作物不减产的主要因素。猪场废水和氮肥的适宜组合PWH(即猪场原液稀释1/5,在返青期、拔节期进行定额为900 m³/hm²的灌水处理)氮素残留量较大,而且还有利于激发氮素的矿化和作物吸氮量的提高,因此该处理虽然底肥施用量较

少,但并未减产。郭天财等^[25]研究指出,施氮量较低时土壤残留氮保持在较低水平,氮肥表观损失量也很低,而施氮量过多,土壤中氮素残留量和氮损失量均显著增加。尽管种植作物能改变土壤剖面硝态氮向深层迁移及淋洗状态,但当氮素超过作物需求时,施肥仍会导致土壤中硝态氮累积,且积累量随施氮量的增加而增加。本试验中,PWH处理冬小麦收获后土壤残留无机氮及深层淋失量都比较大,这会地下水污染造成潜在的威胁,有必要进一步优化猪场废水灌溉条件下的水氮组合模式,兼顾减施氮肥、保证作物产量、保护地下水环境。同时,养殖肥水中含有较高的养分和水溶性有机质^[26-27],可作为能源为土壤微生物利用,提高作物根际土壤微生物数量和酶活性^[28-29],促进养分向有效态转化,当作物需氮量增加时,微生物群体释放出所固定的氮素供作物生长所需,有利于作物对氮吸收和利用^[30-31]。有必要对猪场废水灌溉后土壤理化特性及氮转化相关指标的响应特征进行监测分析,深入挖掘氮矿化的激发因子及驱动机理。

3 结论

(1)各处理土壤铵态氮和硝态氮含量在时间上的变化规律基本一致,表现为追肥期出现峰值,随后下降的趋势;土壤铵态氮随土层的增加而迅速下降,土壤硝态氮随土层的增加变化规律不明显,且易淋移至下层土壤并累积。

(2)猪场废水高氮处理 PWH 作物吸氮量及氮矿化量均显著高于等氮投入的清水处理 CKH;猪场废水低氮处理 PWL 硝态氮深层淋溶量显著高于等氮投入的清水处理 CKL,其他氮输入和氮输出项无显著性差异。

(3)本试验条件下,猪场废水高氮处理 PWH (即猪场原液稀释 1/5,在返青期,拔节期进行定额为 900 m³/hm²的灌水处理)有利于土壤有机氮的矿化和释放,故该处理土壤硝态氮、铵态氮含量出现峰值后下降的幅度相对较为平缓,而清水高氮处理 CKH 下降的幅度较为陡急。然而,该处理土壤硝态氮深层淋溶量也较大,应当注意土壤释氮与作物需氮时期的同步性,避免氮素的损失和浪费。

参 考 文 献

- 1 武阳,赵智,王伟,等. 调亏灌溉和灌溉方式对香梨树吸收根系重分布的影响[J/OL]. 农业机械学报,2017,48(5):244-250,257. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx?flag=1&file_no=20170530&journal_id=jcsam. DOI: 10.6041/j.issn.1000-1298.2017.05.030.
WU Yang, ZHAO Zhi, WANG Wei, et al. Effect of regulated deficit irrigation and irrigation mode on fine roots redistribution of fragrant pear trees [J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2017, 48(5):244-250,257. (in Chinese)
- 2 王全九,单鱼洋. 微咸水灌溉与土壤水盐调控研究进展[J/OL]. 农业机械学报,2015,46(12):117-126. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx?flag=1&file_no=20151217&journal_id=jcsam. DOI:10.6041/j.issn.1000-1298.2015.12.017.
WANG Quanjiu, SHAN Yuyang. Review of research development on water and soil regulation with brackish water irrigation [J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2015, 46(12):117-126. (in Chinese)
- 3 沈荣开,王康,张瑜芳. 水肥耦合条件下作物产量、水分利用和根系吸氮的试验研究[J]. 农业工程学报,2001,17(5):35-38.
SHEN Rongkai, WANG Kang, ZHANG Yufang. Field test and study on yield, water use and N uptake under varied irrigation and fertilizer in crops [J]. Transactions of the CSAE, 2001, 17(5):35-38. (in Chinese)
- 4 LOPEZ A, POLLICE A, LONIGRO A, et al. Agricultural wastewater reuse in southern Italy [J]. Desalination, 2006, 187(1-3):323-334.
- 5 彭致功,杨培岭,任树梅,等. 再生水灌溉对草坪草生长速率、叶绿素及类胡萝卜素的影响特征[J]. 农业工程学报,2006,22(10):105-108.
PENG Zhigong, YANG Peiling, REN Shumei, et al. Impact characteristics of reclaimed water irrigation on the growth rate, chlorophyll and carotenoids contents of lawn grasses [J]. Transactions of the CSAE, 2006, 22(10):105-108. (in Chinese)
- 6 MAPANDA F, MANGWAYANA E N, NYAMANGARA J, et al. The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2005, 107(2-3):151-165.
- 7 许振成, 谌建宇, 曾雁湘, 等. 集约化猪场废水强化生化处理工艺试验研究[J]. 农业工程学报, 2007, 23(10):204-209.
XU Zhencheng, ZHAN Jianyu, ZENG Yanxiang, et al. Experimental research on piggery farm wastewater treatment by enhanced biological process [J]. Transactions of the CSAE, 2007, 23(10):204-209. (in Chinese)
- 8 JOTHI G, PUGALENDHI S, POORNIMA K. Management of root-knot nematode in tomato with biogas slurry [J]. Bioresource Technology, 2003, 89(2):169-170.
- 9 GUPTA R K, SHARMA V R, SHRMA K N. Increase the yield of paddy and wheat with the application of biogas slurry [J]. Progressive Farming, 2002, 39:22-24.
- 10 CAI G X, CHEN D L, DING H, et al. Nitrogen losses from fertilizers applied to maize, wheat and rice in the North China Plain [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2002, 63(2):187-195.
- 11 CHARY N S, KAMALA C T, RAJ D S S. Assessing risk of heavy metals from consuming food grown on sewage irrigated soils and

- food chain transfer[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2008, 69(3): 513 – 524.
- 12 BITTMAN S, MIKKLSEN R. Ammonia emissions from agricultural operations: livestock[J]. *Better Crops with Plant Food*, 2009, 93(1): 28 – 31.
- 13 FANGUEIRO D, SENBAYRAN M, TRINDADE H, et al. Cattle slurry treatment by screw press separation and chemically enhanced settling: effect on greenhouse gas emissions after land spreading and grass yield[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(15): 7132 – 7142.
- 14 NDAYEGAMIYE A, COTE D. Effect of long-term pig slurry and solid cattle manure application on soil chemical and biological properties [J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 1989, 69(1): 39 – 47.
- 15 RAMOS I, PÉREZ R, REINOSO M, et al. Microaerobic digestion of sewage sludge on an industrial-pilot scale: the efficiency of biogas desulphurisation under different configurations and the impact of O₂ on the microbial communities [J]. *Bioresource Technology*, 2014, 164: 338 – 346.
- 16 BURTON J, CHEN C R, XU Z, et al. Gross nitrogen transformations in adjacent native and plantation forests of subtropical Australia [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(2): 426 – 433.
- 17 龚雪, 王继华, 关健飞, 等. 再生水灌溉对土壤化学性质及可培养微生物的影响 [J]. *环境科学*, 2014, 35(9): 3572 – 3579. GONG Xue, WANG Jihua, GUAN Jianfei, et al. Impact of reclaimed water irrigation on soil chemical properties and culturable microorganisms [J]. *Environmental Science*, 2014, 35(9): 3572 – 3579. (in Chinese)
- 18 潘能, 侯振安, 陈卫平, 等. 绿地再生水灌溉土壤微生物量碳及酶活性效应研究 [J]. *环境科学*, 2012, 33(12): 4081 – 4087. PAN Neng, HOU Zhen'an, CHEN Weiping, et al. Study on soil enzyme activities and microbial biomass carbon in greenland irrigated with reclaimed water [J]. *Environmental Science*, 2012, 33(12): 4081 – 4087. (in Chinese)
- 19 杜臻杰, 樊向阳, 吴海卿, 等. 生物质炭和猪场沼液施用对潮土团聚体及氮素形态影响研究 [J]. *灌溉排水学报*, 2015, 34(9): 20 – 23. DU Zhenjie, FAN Xiangyang, WU Haiqing, et al. Effect of biochar and piggery biogas slurry on distribution of nitrogen pools in different sizes of aquatic soil aggregates [J]. *Journal of Irrigation and Drainage*, 2015, 34(9): 20 – 23. (in Chinese)
- 20 刘学军, 赵紫娟, 巨晓棠, 等. 基施氮肥对冬小麦产量、氮肥利用率及氮平衡的影响 [J]. *生态学报*, 2002, 22(7): 1122 – 1128. LIU Xuejun, ZHAO Zijuan, JU Xiaotang, et al. Effect of N application as basal fertilizer on grain yield of winter wheat, fertilizer N recovery and N balance [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(7): 1122 – 1128. (in Chinese)
- 21 巨晓棠, 刘学军, 张福锁. 冬小麦/夏玉米轮作体系中土壤氮素矿化及预测 [J]. *应用生态学报*, 2003, 14(12): 2241 – 2245. JU Xiaotang, LIU Xuejun, ZHANG Fusuo. Soil nitrogen mineralization and its prediction in winter wheat – summer maize rotation system [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(12): 2241 – 2245. (in Chinese)
- 22 吴得峰, 姜继韶, 高兵. 添加 DCD 对雨养区春玉米产量、氧化亚氮排放及硝态氮残留的影响 [J]. *植物营养与肥料学报*, 2016, 22(1): 30 – 39. WU Defeng, JIANG Jishao, GAO Bing, et al. Effects of DCD addition on grain yield, N₂O emission and residual nitrate-N of spring maize in rain-fed agriculture [J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2016, 22(1): 30 – 39. (in Chinese)
- 23 郝小雨, 高伟, 王玉军, 等. 有机无机肥料配合施用对日光温室土壤氨挥发影响 [J]. *中国农业科学*, 2012, 45(21): 4403 – 4414. HAO Xiaoyu, GAO Wei, WANG Yujun, et al. Effects of combined application of organic manure and chemical fertilizers on ammonia volatilization from greenhouse vegetable soil [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2012, 45(21): 4403 – 4414. (in Chinese)
- 24 ZHANG Q C, WANG G H, XIE W X. Soil organic N forms and N supply as affected by fertilization under intensive rice cropping system [J]. *Pedosphere*, 2006, 16(3): 345 – 353.
- 25 郭天财, 宋晓, 冯伟, 等. 高产麦田氮素利用、氮平衡及适宜施氮量 [J]. *作物学报*, 2008, 34(5): 886 – 892. GUO Tiancai, SONG Xiao, FENG Wei, et al. Utilization and balance of nitrogen and proper application amount of nitrogen fertilizer in winter wheat in high-yielding regions [J]. *Agronomica Sinica*, 2008, 34(5): 886 – 892. (in Chinese)
- 26 MARTÍNEZ-SULLER L, PROVOLO G, BRENNAN D, et al. A note on the estimation of nutrient value of cattle slurry using easily determined physical and chemical parameters [J]. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, 2010, 49(1): 93 – 97.
- 27 靳红梅, 常志州, 叶小梅, 等. 江苏省大型沼气工程沼液理化特性分析 [J]. *农业工程学报*, 2010, 27(1): 291 – 296. JIN Hongmei, CHANG Zhizhou, YE Xiaomei, et al. Physical and chemical characteristics of an aerobically digested slurry from large-scale biogas project in Jiangsu Province [J]. *Transactions of the CSAE*, 2010, 27(1): 291 – 296. (in Chinese)
- 28 ABUBAKER J, CEDERLUND H, ARTHURSON V, et al. Bacterial community structure and microbial activity in different soils amended with biogas residues and cattle slurry [J]. *Applied Soil Ecology*, 2013, 72(7): 171 – 180.
- 29 冯伟, 管涛, 王晓宇, 等. 沼液与化肥配施对冬小麦根际土壤微生物数量和酶活性的影响 [J]. *应用生态学报*, 2011, 22(4): 1007 – 1012. FENG Wei, GUAN Tao, WANG Xiaoyu, et al. Effects of combined application of biogas slurry and chemical fertilizer on winter wheat rhizosphere soil microorganism and enzyme activities [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2011, 22(4): 1007 – 1012. (in Chinese)
- 30 CHRISTOPH M, RONALD J L, PETER C, et al. Effects of repeated fertilizer and cattle slurry applications over 38 years on N dynamics in a temperate grassland soil [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(6): 1362 – 1371.
- 31 NANNEN D U, HERRMANN A, LOGES R, et al. Recovery of mineral fertilizer N and slurry N in continuous silage maize using the ¹⁵N and difference methods [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2011, 89(2): 269 – 280.