# 镉污染下不同类型水稻土氮素供应特征及其影响因素①

周艳丽[1,3]，吴 亮[1,3]，龙光强[1]，孙 波[1,2*]

(1 中国科学院南京土壤研究所，南京 210008；2 国家红壤改良工程技术研究中心，中国科学院红壤生态实验站，江西鹰潭 335211；3 中国科学院大学，北京 100049)

摘 要：污染条件下的土壤氮素供应影响了作物生产和植物生态修复。采用温室盆栽试验，研究了两种剂量镉污染下我国 21 种水稻土无机氮的供应特征和影响因素。结果表明：淹水 10 天后，不同水稻土土壤溶液无机态氮含量变幅为 1.42 ~ 70.40 mg/L (平均值为 16.76 mg/L)，其中 $NH_4^+$-N 和 $NO_3^-$-N 分别占 62.5% 和 33.7%；与施肥对照相比，镉污染降低了大多数水稻土土壤溶液无机态氮的含量，平均降幅为 58.4%，主要是由土壤溶液 $NH_4^+$-N 含量下降所致；土壤溶液 $NO_3^-$-N 含量受镉污染的影响程度则因土壤类型而异。基于典范对应分析的偏因子分析(VPA)表明镉污染对水稻土土壤溶液无机氮含量的影响最大，其次是土壤类型，施肥影响最小，三类因子单独作用的影响比例分别为 40.38%、6.51% 和 0.05%。镉污染下，pH、CEC 和土壤质地显著影响水稻土无机氮供应，其中土壤 pH 是镉污染条件下影响 $NH_4^+$-N 含量变化的首要因子。

关键词：水稻土类型；镉污染；土壤溶液；无机态氮总量；偏因子分析

中图分类号：S153

土壤无机氮供应是保障水稻高产的基础[1-2]。稻田土壤氮素供应是一个多因素控制的复杂过程，其中不同土壤类型导致的土壤性质差异是影响土壤氮素供应的最重要因素之一[3-5]，同时土壤环境胁迫条件如重金属污染等也显著影响了土壤氮素的转化与供应[6-7]。

在众多土壤性质中，较高的土壤黏粒含量可以减少有机氮的分解[3]；黏土矿物可以通过层间固定降低溶液 $NH_4^+$-N 含量[8]，在浓度降低时大量释放以维持水稻土的氮素供应；土壤有机物[9]可通过活性基团络合$NH_4^+$增加其淋失风险；此外，土壤 Eh[10]和 pH[11]也是影响氮素供应的重要因子。重金属污染土壤常表现出营养供给性差、结构不良等问题[12]。Jansen 等[13]认为重金属不仅通过取代生物体必需金属离子、改变活性分子形成等途径抑制微生物活性，还能与酶活性位点反应，甚至直接影响生物体内酶合成[9]。Babich 和 Stotzky[14]发现净氮矿化量在不同土壤类型上表现各异，Dar 和 Mishra[15]向土壤添加 50 mg/kg 镉以后，砂壤氮素净矿化量降幅明显比黏壤大。关于土壤条件和重金属污染对土壤氮素供应的影响机制研究仍然需要加强定量化分析，阐明重金属污染条件下影响土壤-植物系统中氮素转化的主导因素及其机制，揭示土壤条件与土壤氮素供应的定量关系，从而为建立污染土壤的改良和利用措施提供理论依据。

近年来，我国稻田土壤镉污染面积有扩大的趋势[16]。镉污染改变了土壤环境条件，导致微生物群落结构变化[17]，影响了土壤氮素等养分的供应，制约了轻度污染条件下水稻生产和污染土壤的植物修复。由于重金属污染区涉及不同类型的水稻土，因此需要研究重金属污染下不同类型土壤供氮能力的变化机制，为因地制宜进行污染区水稻生产和治理提供依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试材料

采集东北地区、长江流域和东南沿海三大优势水稻产区 21 种水稻土(基本理化性质见表 1)，其中强酸性土 1 个(pH＜5)，中性土 1 个(6.5＜pH＜7.5)，其余均为酸性土壤(5＜pH＜6.5)。土壤样品经风干后去除杂物，过 2 mm 筛备用。供试水稻品种为前期试

①基金项目：农业部公益性行业科研专项(200903015)，国家科技支撑计划项目(2011BAD41B01)和质检公益性行业科研专项(200910201)资助。

* 通讯作者(bsun@issas.ac.cn)

作者简介：周艳丽(1987—)，女，四川广安人，硕士研究生，主要从事土壤重金属的生物效应研究。E-mail: ylzhou@issas.ac.cn

**表 1　供试土壤基本理化性质**

Table 1　Basic physical and chemical properties of tested soils

| 水稻产区 | 地点 | 土壤类型 | 代码 | pH | EC (μS/cm) | CEC (cmol/kg) | 有机质 (g/kg) | 全 N (g/kg) | 全 P (g/kg) | 全 K (g/kg) | 全 Fe (g/kg) | 全 Al (g/kg) | 颗粒组成(g/kg) | | | $NH_4^+$-N (mg/L) | $NO_3^-$-N (mg/L) | $NO_2^-$-N (mg/L) | Cd 背景值 (g/kg) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | | | | | | | | 砂粒 | 粉粒 | 黏粒 | | | | |
| 东南沿海 | 海口 | 棕红壤性水稻土 | HK-BRP | 5.23 | 146 | 22.2 | 19.7 | 1.25 | 0.28 | 19.0 | 29.7 | 62.3 | 472.8 | 257.2 | 270.0 | 23.84 | 1.86 | 0.165 | 0.334 |
| | 广州 | 红泥田 | GZ-RP | 5.18 | 286 | 7.07 | 23.5 | 1.27 | 0.55 | 40.7 | 11.2 | 72.7 | 734.4 | 156.0 | 109.6 | 3.10 | 2.04 | 0.158 | 0.190 |
| | 清远 | 黄泥田 | QY-YP | 5.30 | 100 | 6.97 | 23.9 | 1.27 | 0.36 | 31.1 | 10.3 | 70.8 | 684.4 | 176.8 | 138.8 | 1.59 | 1.76 | 0.128 | 0.171 |
| | 南宁 | 紫泥田 | NN-PP | 5.64 | 195 | 9.09 | 43.7 | 2.24 | 0.46 | 8.95 | 28.6 | 61.1 | 556.8 | 234.8 | 208.4 | 41.30 | 1.81 | 0.169 | 0.291 |
| | 南宁 | 黄砂泥田 | NN-YSP | 5.35 | 113 | 11.2 | 18.4 | 1.09 | 0.36 | 13.5 | 24.6 | 69.8 | 497.2 | 203.6 | 299.2 | 30.93 | 2.05 | 0.182 | 0.267 |
| | 漳州 | 青府灰泥田 | ZZ-GP | 4.96 | 111 | 11.9 | 44.2 | 2.04 | 0.41 | 30.6 | 22.8 | 83.1 | 580.0 | 260.0 | 160.0 | 6.51 | 1.24 | 0.179 | 0.163 |
| 长江流域 | 鹰潭 | 红黏性水稻土 | YT-RCP | 5.07 | 60 | 9.39 | 20.8 | 1.86 | 0.53 | 8.88 | 13.0 | 41.1 | 464.8 | 346.8 | 188.4 | 36.14 | 1.29 | 0.126 | 0.359 |
| | 常德 | 红砂泥田 | CD-RSP | 5.49 | 103 | 12.4 | 30.4 | 1.63 | 0.37 | 15.9 | 18.8 | 46.1 | 543.2 | 260.8 | 196.0 | 18.70 | 1.35 | 0.146 | 0.120 |
| | 常德 | 紫泥田 | CD-PP | 5.66 | 32 | 8.89 | 21.8 | 1.56 | 0.31 | 12.8 | 13.8 | 34.5 | 611.6 | 230.8 | 157.6 | 40.27 | 1.14 | 0.118 | 0.110 |
| | 武汉 | 石灰泥田 | WH-LP | 6.74 | 94 | 13.3 | 21.0 | 1.31 | 0.88 | 18.7 | 25.5 | 61.9 | 504.4 | 387.6 | 108.0 | 14.98 | 1.14 | 0.118 | 0.171 |
| | 武汉 | 棕红泥田 | WH-BRP | 5.20 | 85 | 9.90 | 34.4 | 1.92 | 0.54 | 14.7 | 22.9 | 56.6 | 216.8 | 524.4 | 258.8 | 1.04 | 1.14 | 0.193 | 0.291 |
| | 重庆 | 黄泥田 | CQ-YP | 5.32 | 132 | 3.33 | 13.0 | 0.75 | 0.43 | 2.83 | 7.37 | 21.1 | 878.8 | 56.8 | 64.4 | 24.59 | 1.17 | 0.12 | 0.164 |
| | 嘉兴 | 黄泥田 | JX-YP | 5.29 | 269 | 16.1 | 21.0 | 1.52 | 0.63 | 19.7 | 31.6 | 74.0 | 319.2 | 391.2 | 289.6 | 3.39 | 1.19 | 0.155 | 0.342 |
| | 宣城 | 砂泥田 | XC-SP | 5.95 | 60 | 12.2 | 18.5 | 1.2 | 0.6 | 21.0 | 28.3 | 64.7 | 393.2 | 427.6 | 179.2 | 4.14 | 1.14 | 0.12 | 0.850 |
| | 宣城 | 黄白土田 | XC-YWP | 5.41 | 60 | 10.4 | 26.9 | 1.59 | 0.68 | 12.7 | 18.9 | 48.6 | 259.6 | 517.6 | 222.8 | 28.67 | 1.18 | 0.91 | 0.143 |
| | 常熟 | 黄泥土田 | CS-YP | 6.15 | 194 | 18.0 | 46.1 | 1.29 | 0.51 | 15.8 | 29.6 | 67.8 | 344.4 | 394.8 | 260.8 | 6.57 | 1.14 | 0.113 | 0.188 |
| | 盐城 | 红砂壤性水稻土 | YC-RLP | 6.12 | 55 | 11.0 | 17.5 | 1.21 | 0.62 | 20.8 | 27.4 | 61.2 | 398.4 | 422.4 | 179.2 | 2.09 | 1.16 | 0.122 | 0.238 |
| | 扬州 | 马肝土田 | YZ-HLP | 6.47 | 133 | 16.8 | 16.8 | 1.43 | 0.92 | 19.9 | 26.6 | 62.8 | 350.4 | 426.4 | 223.2 | 9.12 | 1.14 | 0.105 | 0.871 |
| 东北地区 | 沈阳 | 棕壤性水稻土 | SY-BP | 6.33 | 114 | 22.0 | 33.9 | 1.74 | 0.58 | 19.3 | 30.0 | 79.8 | 322.8 | 357.6 | 319.6 | 4.14 | 1.18 | 0.115 | 0.280 |
| | 鸡西 | 黑黏壤性水稻土 | JX-BCP | 5.73 | 156 | 20.0 | 24.0 | 1.12 | 0.58 | 21.6 | 22.7 | 69.0 | 57.56 | 194.8 | 229.6 | 2.95 | 1.18 | 0.098 | 0.251 |
| | 海伦 | 黑砂壤性水稻土 | HL-BSP | 6.10 | 153 | 14.2 | 33.0 | 0.90 | 0.56 | 21.8 | 23.6 | 67.7 | 571.6 | 300.4 | 128.0 | 4.17 | 1.26 | 0.107 | 0.329 |

验筛选出来的镉敏感品种杂交稻德农2000[18]，全生育期 130 天。

### 1.2　实验设置

实验于 2011 年在中国科学院中山植物园温室内进行，盆栽试验每盆(直径 35 cm，高 30 cm)装土 7 kg。采用双因素完全随机设计，在 21 种水稻土上分别设置纯空白(不施肥不添加镉，CK)、施肥对照(施肥不添加镉，FN)、低量镉污染(施肥加低量镉，FL)和高量镉污染(施肥加高量镉，FH) 4 个水平，共计 84 个处理，每处理设置 3 次重复。其中，土壤低量镉污染添加量为我国土壤环境质量酸性土壤二级标准(0.3 mg/kg)，高量镉污染添加浓度为其 2 倍(0.6 mg/kg)，均以 $CdSO_4 \cdot 8/3H_2O$ 形式加入。将镉溶液与土壤充分混匀后，保持 80% 田间持水量，室温条件下稳定 3 个月[19]。水稻移栽种植前，在每盆表层土 3 ~ 5 cm处安置土壤溶液采集器。水稻移栽前一周(16/06/2011)除草并淹水 3 ~ 5 cm，6 月 17 日施入基肥。施肥量分别为 N 150 kg/hm$^2$，P 40 kg/hm$^2$，K 100 kg/hm$^2$，折合为每千克干土撒施 0.15 g $CO(NH_2)_2$，0.04 g $Ca(H_2PO_4)_2$，0.10 g $K_2SO_4$。其中磷、钾肥以基肥形式全部施入，氮肥按基肥、分蘖肥和穗肥各 1/3 分 3 次施入。水稻种子室温浸泡 48 h，用 $H_2O_2$ 消毒后置于温室进行催芽，发芽的种子旱床肥育后于三叶一心期进行移栽(22/06/2011)，每盆 3 穴，每穴 5 株。

### 1.3　样品采集及分析

在淹水 10 天(26/06/2011)通过土壤溶液采集器收集土壤溶液用以分析矿质态氮($NO_3^-$-N + $NH_4^+$-N + $NO_2^-$-N)含量，用以表征不同土壤类型氮素供应能力差异。所采集水样带回室内立即用 0.45 μm 滤膜过滤，滤液盛装在 15 ml 聚丙烯离心管中，测定之前保存于 4℃冰箱。水样 $NH_4^+$-N、$NO_3^-$-N 和 $NO_2^-$-N 含量用连续流动分析仪(AA3，BRAN+LUEBBE 和 SEAL 型号)测定。

土壤理化性质指标均参照《土壤农业化学分析方法》[20]进行分析测定，其中土壤 pH 按水土比 2.5∶1 电位法测定，土壤颗粒组成采用吸管法测定，阳离子交换量 (CEC) 用 1 mol/L 乙酸铵(pH 7.0)交换法测定，土壤有机质采用重铬酸钾容量法–外加热法测定。

### 1.4　数据处理

实验数据采用 SPSS 16.0 及 Excel 2003 软件进行统计分析。除特殊说明，数据均为 3 次重复的平均值。基于典范对应分析的偏因子分析(variation partitioning analysis based on canonical correspondence analysis，VPA)采用 R 语言 2.13.1，程序包为 vegan。研究对象为 4 个处理下 3 种形态无机氮含量($NO_3^-$-N，$NH_4^+$-N 和 TIN)，污染影响因子为镉添加量，土壤类型因子包括 21 个土壤类型变量，施肥因子包括施肥和不施肥处理。

运用相关分析筛选与土壤各形态无机氮含量有显著关系的土壤性质变量。在此基础上，运用邻接树分析(aggregated boosted tree analysis，ABT)来计算这些变量对于镉污染与施肥对照条件下 $NH_4^+$-N 含量比值的相对重要性。

## 2　结果与分析

### 2.1　镉污染下不同类型水稻土溶液无机氮的供应特征

本研究以淹水 10 天后土壤溶液矿质氮总量(TIN)来表征氮素供应能力，此时为水稻移栽后 4 天，处于返青期，可忽略水稻种植对土壤供氮能力的影响。测定结果表明，淹水 10 天后不同土壤类型的 TIN 含量在 1.42 ~ 70.40 mg/L 之间，平均为 16.76 mg/L，其中 $NH_4^+$-N 占 62.5%，$NO_3^-$-N 占 33.7%，而 $NO_2^-$-N 含量仅 0.1 mg/L 左右，对无机氮的贡献可忽略不计。从图 1 可知，单施尿素(FN)可使 TIN 平均上升 21.73%。

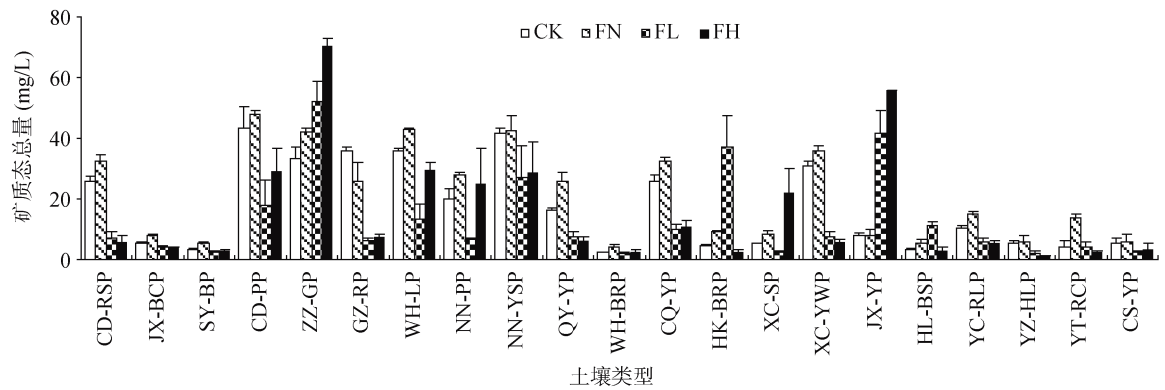



**图 1　淹水 10 天后不同水稻土中镉污染对溶液矿质氮总量的影响**

Fig. 1　Effects of spiked-Cd on solution total inorganic N (TIN) contents of different paddy soils after water-logged for 10 days

与 FN 相比，镉污染降低了大多数(共 17 种)土壤的 TIN，平均降幅为 58.39%，但不同类型土壤 TIN 变化趋势不同。漳州青府灰泥田(ZZ-GP)和嘉兴黄泥田(JX-YP)在镉污染下土壤溶液 TIN 反而上升，并随镉添加浓度的增加而增加。此外，海口棕红壤性水稻土(HK-BRP)和海伦黑砂壤性水稻土(HL-BSP)仅在低剂量镉污染下 TIN 含量增加，宣城砂泥田(XC-SP)TIN 含量在低剂量镉污染下减少，在高剂量镉污染下增加。

总体而言，镉污染降低了土壤溶液 $NH_4^+$-N 含量，并随镉浓度的增加而加强(图 2)。不同土壤类型下施肥对照(FN)土壤溶液 $NH_4^+$-N 含量分别是低剂量镉污染处理(FL)的 3.1 ~ 13.4 倍、高剂量镉污染处理(FH)的 1.7 ~ 14.3 倍。由于土壤性质的差异，在遭受镉污染后不同类型水稻土土壤溶液 $NH_4^+$-N 变化趋势并不一致。低剂量镉污染下，常德红砂泥田(CD-RSP)和紫泥田(CD-PP)、沈阳棕红壤性水稻土(SY-BP)、漳州灰泥田(ZZ-GP)、广州红泥田(GZ-RP)、武汉石灰泥田(WH-LP)、南宁紫泥田和黄砂泥田(NN-PP 和 NN-YSP)、宣城砂泥田和黄白土田(XC-SP 和 XC-YWP)、扬州马肝土田(YZ-HLP)、海口棕红壤性水稻土(HK-BRP)、鹰潭红黏性水稻土(YT-RCP)(命名为组 1)溶液 $NH_4^+$-N 下降幅度在 80% 以上。其中，常德紫泥田(CD-PP)、宣城黄白土田(XC-YWP)、扬州马肝土田(YZ-HLP)(命名为组 1-1)在高剂量镉污染下继续下降，其余类型水稻土保持不变或有所回升。相关分析表明，组 1 中土壤溶液 $NH_4^+$-N 含量与土壤性质均没有显著相关关系，可能与溶液中重金属浓度有关或微生物的间接作用有关。

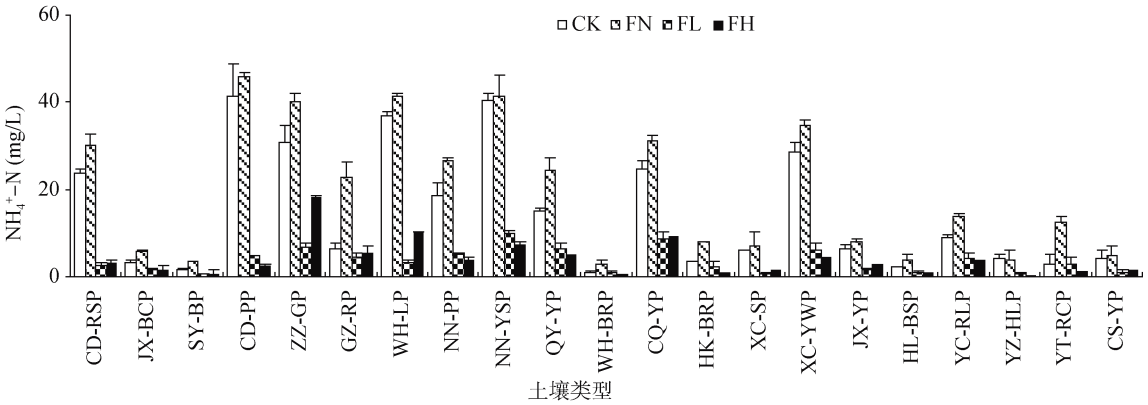



**图 2　淹水 10 天后不同水稻土中镉污染对溶液 $NH_4^+$-N 含量的影响**

Fig. 2　Effects of spiked-Cd on solution $NH_4^+$-N contents of different paddy soils after water-logged for 10 days

镉污染处理下土壤溶液 $NO_3^-$-N 含量的变化见图 3。镉污染下溶液 $NO_3^-$-N 含量显著增加的水稻土(命名为组 2)包括：常德红砂泥田和紫泥田(CD-RSP 和 CD-PP)、漳州灰泥田(ZZ-GP)、武汉石灰泥田(WH-LP)、南宁紫泥田和黄砂泥田(NN-PP 和 NN-YSP)、海口棕红壤性水稻土(HK-BRP)、宣城黄白土田(XC-YWP)、嘉兴黄泥田(JX-YP)、海伦黑砂壤性水稻土(HL-BSP)，而其他类型水稻土中溶液 $NO_3^-$-N 含量没有显著差异。其中，低剂量镉污染处理下，常德紫泥田(CD-PP)、漳州灰泥田(ZZ-GP)、武汉石灰泥田(WH-LP)、南宁黄砂泥田(NN-YSP)、海口棕红壤性水稻土(HK-BRP)、嘉兴黄泥田(JX-YP)、海伦黑砂壤性水稻土(HL-BSP)(命名为组 2-1)溶液 $NO_3^-$-N 增加幅度在 5.6 ~ 21.7 倍之间；高量剂量镉污染处理下，常德紫泥田(CD-PP)、漳州灰泥田(ZZ-GP)、武汉石灰泥田(WH-LP)、南宁黄砂泥田(NN-YSP)、嘉兴黄泥田(JX-YP)(命名为组 2-1-1)溶液 $NO_3^-$-N 含量进一步增加，而海口棕红壤性水稻土(HK-BRP)和海伦黑砂壤性水稻土(HL-BSP)$NO_3^-$-N 含量下降至对照处理水平。配对样本 *T* 检验表明施用尿素对 $NO_3^-$-N 含量均没有显著影响($P$>0.05)，说明土壤溶液 $NO_3^-$-N 含量的增加来源于污染条件下 $NH_4^+$-N 含量的转化，进一步表明海口棕红壤性水稻土(HK-BRP)和海伦黑砂壤性水稻土(HL-BSP)中硝化细菌对镉污染较组 2-1 类型水稻土更为敏感。南宁紫泥田(NN-PP)和宣城砂泥田(XC-SP)在低剂量镉污染下与对照处理无显著差异，高污染下分别高出对照处理 22.04 和 16.49 倍，说明这类土壤上硝化菌属耐镉胁迫能力较组 2-1 类型水稻土更强。Smolders 等[21]指出土壤潜在硝化速率可以作为评价土壤污染的指标。

### 2.2　水稻土氮素供应的影响因素分析

为定量化研究施肥、镉污染和水稻土类型对土壤溶液无机氮供应的影响，用基于典范对应分析的因子分解分析(VPA)来研究各因子以及因子交互作用的影响。如图 4 所示，镉污染因子(Cd)对土壤溶液无机氮供应的影响最大，解释了总变异的 40.38%，水稻土类型因子(S)解释了 6.51% 的变异，而施肥(F)的贡献仅占 0.05%。在两因子交互效果中，F×Cd 和 Cd×S 分别解释 10.49% 和 9.54% 的变异，F×S 之间无交

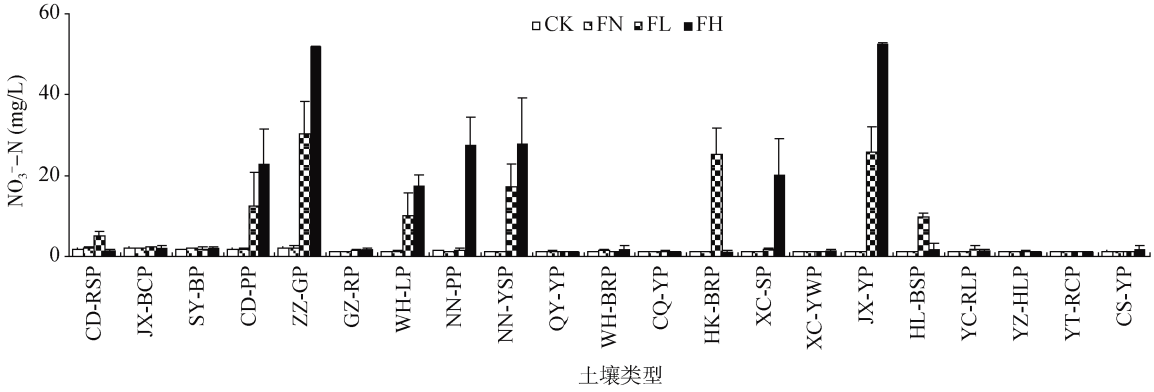
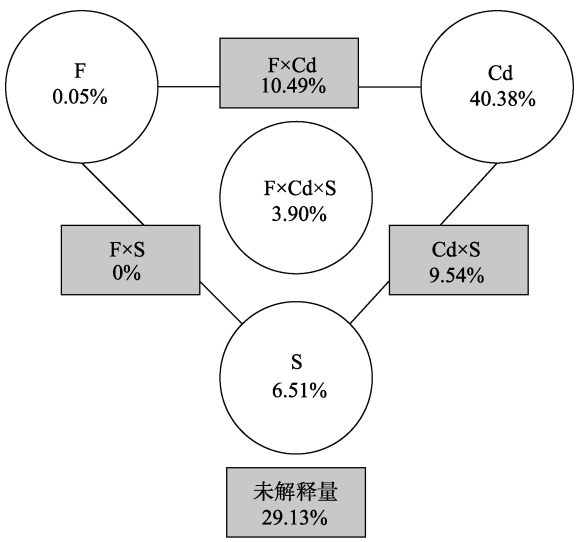



**图 3　淹水 10 天后不同水稻土中镉污染对溶液 $NO_3^-$-N 含量的影响**

Fig. 3　Effects of spiked-Cd on solution $NO_3^-$-N contents of different paddy soils after water-logged for 10 days




(F：施肥；Cd：镉污染；S：水稻土类型；“×”表示变量之间的交互作用)

**图 4　基于典范对应分析的偏因子分析影响因子对土壤溶液无机氮供应的贡献率**

Fig. 4　CCA-based variation partitioning analysis for contribution of influencing factors to inorganic nitrogen supply of soil solution

互作用；3 个因子间的交互作用较小，F×Cd×S 占总变异的 3.90%。方差分析(表 2)表明水稻土类型和镉污染对各种形态的无机氮($NO_3^-$-N 或 $NH_4^+$-N)及其总和(TIN)的影响均达到极显著水平，其中镉污染处理影响作用大于土壤类型，水稻土 $NH_4^+$-N 含量变化对试验处理的响应比 $NO_3^-$-N 更为显著。

针对水稻土类型的影响，运用土壤性质参数与土壤无机氮进行相关分析，结果表明(表 3)土壤 pH、CEC、全铁含量和土壤质地是影响水稻土无机氮供应的重要因子。总体而言，土壤 pH 和粉粒含量与土壤溶液各形态无机氮含量具有负相关关系；土壤 CEC、全铁含量和黏粒含量与土壤溶液 $NH_4^+$-N 含量具有负相关关系，而土壤砂粒含量与土壤溶液 $NH_4^+$-N 含量有显著正相关关系，矿质态总量(TIN)的变化与 $NH_4^+$-N 含量变化较为一致，所有土壤性质变量与溶液 $NO_3^-$-N 含量相关性均不显著。针对上述显著影响水稻土无机氮供应的土壤因子，利用 ABT 进一步分析各因子对于镉污染条件下 $NH_4^+$-N 含量变化(镉污染与施肥对照条件下 $NH_4^+$-N 含量的比值)的相对重要性。图 5 表明，土壤 pH 是影响两种剂量镉污染下溶液 $NH_4^+$-N 的首要因子(其相对贡献率分别占 30.43% 和 28.57%)，低剂量镉污染下各因子相对排序为：pH＞黏粒＞CEC＞砂粒＞全铁＞粉粒，高剂量镉污染下各因子相对排序变化较小(pH＞CEC＞黏粒＞砂粒＞粉粒＞全铁)。进一步统计发现，镉污染下 pH 升高的水稻土溶液 $NH_4^+$-N 平均降幅为 73.5%，而镉污染下 pH 降低 1 个单位以上的水稻土溶液 $NH_4^+$-N 平均降幅高达 82.6%。

**表 2　水稻土类型和镉污染处理对土壤溶液 $NO_3^-$-N、$NH_4^+$-N 及矿质氮总量影响的方差分析**

Table 2　Variacne analysis of effects of soil type and Cd treatment on solution $NO_3^-$-N，$NH_4^+$-N and TIN of paddy soils

| 氮素形态 | 变异来源 | 自由度 | $F$ 值 | $F_{0.05}$ | $F_{0.01}$ |
|---|---|---|---|---|---|
| $NH_4^+$-N | 水稻土类型 | 20 | 243.17** | 1.68 | 2.07 |
| | 镉污染 | 2 | 2885.10** | 3.09 | 4.82 |
| | 水稻土类型×镉污染 | 40 | 96.35** | 1.52 | 1.80 |
| $NO_3^-$-N | 水稻土类型 | 20 | 11.81** | 1.68 | 2.07 |
| | 镉污染 | 2 | 32.68** | 3.09 | 4.82 |
| | 水稻土类型×镉污染 | 40 | 5.27** | 1.52 | 1.80 |
| TIN | 水稻土类型 | 20 | 32.67** | 1.68 | 2.07 |
| | 镉污染 | 2 | 25.71** | 3.09 | 4.82 |
| | 水稻土类型×镉污染 | 40 | 8.07** | 1.52 | 1.80 |

注：** 表示在 $P$<0.01 水平影响显著。

表 3 土壤溶液无机态氮含量与土壤基础理化性质相关系数 ($n$ = 21)

Table 3 Correlation coefficients between inorganic nitrogen content of soil solution and soil physical and chemical properties

| 处理 | 氮形态 | pH | CEC | 全 Fe | 砂粒 | 粉粒 | 黏粒 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| FN | $NH_4^+$-N | −0.214 | −0.538* | −0.427 | 0.457* | −0.386 | −0.399 |
| | $NO_3^-$-N | −0.052 | 0.239 | −0.082 | 0.133 | −0.232 | 0.098 |
| | TIN | −0.209 | −0.538* | −0.435* | 0.466* | −0.392 | −0.409 |
| FL | $NH_4^+$-N | −0.473* | −0.643* | −0.514* | 0.545* | −0.549* | −0.317 |
| | $NO_3^-$-N | −0.313 | 0.309 | 0.328 | 0.001 | −0.116 | 0.207 |
| | TIN | −0.434* | 0.139 | 0.192 | 0.094 | −0.198 | 0.131 |
| FH | $NH_4^+$-N | −0.256 | −0.385 | −0.24 | 0.438* | −0.34 | −0.437* |
| | $NO_3^-$-N | −0.228 | −0.4 | 0.302 | −0.022 | −0.04 | 0.124 |
| | TIN | −0.239 | −0.111 | 0.18 | 0.081 | −0.091 | −0.03 |

注：* 表示在 $P$<0.05 水平显著相关。

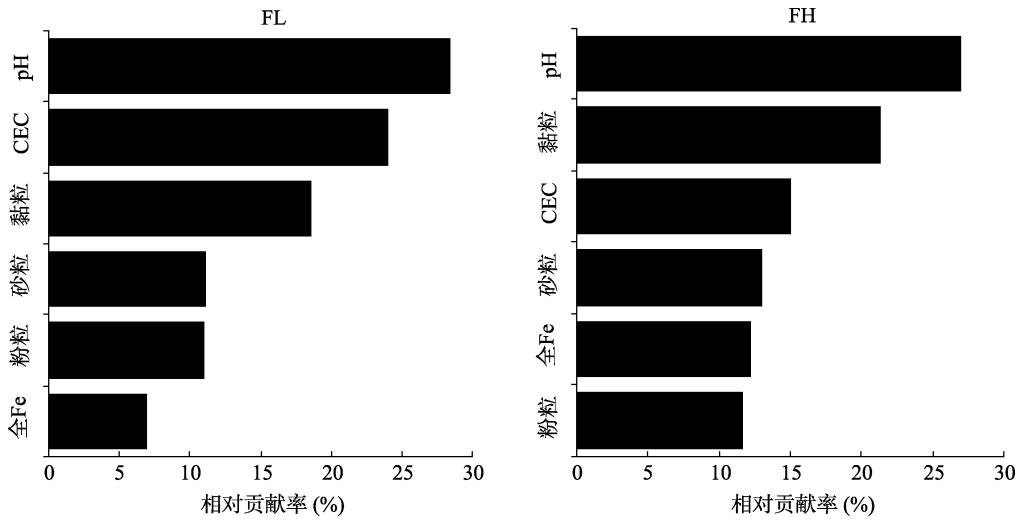



图 5 基于邻接树法分析不同镉污染条件下水稻土性质对溶液 $NH_4^+$-N 含量变化的相对作用

Fig. 5 Aggregated boosted tree (ABT) analysis for relative importance of soil chemical properties for solution ammonium contents in paddy soils

## 3 讨论

### 3.1 不同类型水稻土供氮能力对镉污染的响应

土壤-水稻系统氮素供应是微生物氮素转化[22]、生物吸收利用和环境损失的综合结果，诸多生物或非生物过程同时发生使得土壤氮素实际供应能力难以精确定量。姜丽娜等[23]用全氮和有机质代表土壤氮素供应能力，但其含量相对稳定且不够敏感，在一定期间内难以反映土壤供氮能力的变化[24]。以 $NH_4^+$-N 和 $NO_3^-$-N 为主的矿质态氮含量表征土壤供氮能力可以克服这一缺陷。由于矿质氮原位测定不便且易受干扰，因此各种室内测定方法(如培养法和浸提法)应用较多[25]，且常以净矿化量大小及绝对含量来代表土壤供氮能力。Waring 和Bremner[26]研究认为土壤淹水状态下产生的 $NH_4^+$-N 可作为氮素有效性指标。

本研究用淹水 10 天溶液矿质态氮含量表示土壤供氮容量，同时考虑了土壤起始矿质态氮含量和尿素转化的矿质态含量。研究采用管壁孔径为 0.5 μm 左右的多孔聚丙烯腈空心纤维管[27]，原位测定土壤溶液中的氮素供应能力，与田间实际情况较为接近。本文的研究结果表明，淹水条件下镉污染水稻土矿质氮全量和 $NH_4^+$-N 含量通常下降，而 $NO_3^-$-N 含量上升。已有研究报道，施入硫酸铵的永久电荷水稻土溶液 $NO_3^-$-N含量显著高于紫云英和对照处理[28]。本文分析发现除嘉兴黄泥田(JX-YP)外，镉污染下溶液 $NO_3^-$-N 含量显著增加的水稻土(组 2)大部分同属于 $NH_4^+$-N含量降幅较大的水稻土(组 1)，因此组 1 类型水稻土$NH_4^+$-N的显著下降可能是由于释放的 $NH_4^+$-N 快速地转化成了 $NO_3^-$-N。

### 3.2 镉污染和土壤类型对水稻土供氮能力的影响

重金属污染是影响稻田氮素供应的重要因素。一些研究已经发现土壤中添加重金属显著抑制了土壤氮素净矿化量[29]。在本研究中所有 21 种水稻土在镉污染下土壤溶液 $NH_4^+$-N 含量均降低，其中组 1 类

型水稻土溶液 $NH_4^+$-N 含量降低幅度在 80% 以上，组 1-1 类型的水稻土在高剂量镉污染下溶液 $NH_4^+$-N 含量进一步下降，但是组 1 类型水稻土中 $NH_4^+$-N 含量与土壤其他性质之间均不存在显著相关性，这说明多数水稻土中 $NH_4^+$-N 的形成和积累过程(尿素水解、有机氮矿化、硝化反硝化等)主要受到镉污染水平的显著影响，VPA 分析结果也表明镉污染对溶液无机氮容量的影响最大(单独因子的贡献率为 40.38%)。

已有研究[30]表明pH和有机质是影响铜和铅污染土壤中硝化势的主要因子，可能是通过直接影响硝化过程或者通过影响重金属毒性间接影响土壤硝化势；Roy 和 Krapac[31]发现增加 CEC 会降低土壤 $NH_4^+$-N 水平，土壤 CEC 和黏粒含量均可预测土壤 $NH_4^+$-N 的变化。本研究的相关分析表明，土壤 pH、CEC、黏粒含量与溶液 $NH_4^+$-N 均呈负相关关系，可能由于较高的吸附能力降低 $NH_4^+$-N 在土壤溶液中的分配；ABT 的分析表明，其中土壤 pH 对镉污染条件下 $NH_4^+$-N 含量变化的影响最大，这可能与土壤中重金属的有效性有关。本研究中，组 1 类型水稻土大多具有较低的黏粒含量和 CEC，因此对 $NH_4^+$-N 的保护作用最弱，这些水稻土中溶液 $NH_4^+$-N 含量对重金属污染最为敏感。因此，可以通过提高有机质含量、改良土壤酸度、添加铁氧化物等方法改善污染水稻土的环境条件，从而提高氮素供应能力。

## 4　结论

对我国 21 种水稻土的盆栽试验研究表明，镉污染显著降低了大多数水稻土溶液矿质态(TIN)的供应能力。其中，不同类型水稻土中溶液 $NH_4^+$-N 表现为下降趋势，而土壤溶液 $NO_3^-$-N 含量受镉污染的影响程度则因土壤类型而异，污染条件下溶液 $NO_3^-$-N 含量变化可以从一定程度上指示稻田重金属污染程度。

VPA 分析表明，镉污染解释了不同类型水稻土无机氮供应总变异的 40.38%，水稻土类型的贡献率为 6.51%，而施肥仅占 0.05%；施肥和水稻土类型与镉污染的交互作用分别解释了 10.49% 和 9.54%，三者之间的交互作用贡献率为 3.90%。土壤 pH、CEC、黏粒含量与溶液 $NH_4^+$-N 含量呈负相关，其中土壤 pH 是影响镉污染水稻土无机氮供应强度最重要的因子。未来需要针对对重金属污染敏感的水稻土类型，进一步研究影响氮素转化和积累过程的主导因子及其机制，评价不同重金属污染条件下提高水稻土氮供应能力措施的效果。

## 参考文献：


[1] Dobermann A, Witt C, Abdulrachman S, Gines HC, Nagarajan R, Son TT, Tan PS, Wang GH, Chien NV, Thoa VTK, Phung CV, Stalin P, Muthukrishnan P, Ravi V, Babu M, Simbahan GC, Adviento MAA. Soil fertility and indigenous nutrient supply in irrigated rice domains of Asia[J]. Agronomy Journal, 2003, 95(4): 913–923

[2] Jan MT, Roberts P, Tonheim SK, Jones DL. Protein breakdown represents a major bottleneck in nitrogen cycling in grassland soils[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2009, 41(1): 2 272–2 282

[3] Kendra KM. Effects of soil texture on soil carbon and nitrogen dynamics after cessation of agriculture[J]. Geoderma, 2006, 136(1): 289–299

[4] Tibor F, Márk R. Factors controlling dissolved organic carbon (DOC), dissolved organic nitrogen (DON) and DOC/DON ratio in arable soils based on a dataset from Hungary[J]. Geoderma, 2011, 162(3/4): 312–318

[5] Narteh LT, Sahrawat KL. Ammonium in solution of flooded West African soils[J]. Geoderma, 2000, 95(3/4): 205–214

[6] Munn KJ, Evans J, Chalk PM. Mineralization of soil and legume nitrogen in soils treated with metal-contaminated sewage sludge[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2000, 32(14): 2 031–2 043

[7] Topaç FO, Dindar E, Uçaroğlu S, Baskaya HS. Effect of a sulfonated azo dye and sulfanilic acid on nitrogen transformation processes in soil[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 170(2/3): 1 006–1 013

[8] Zhang YZ, Huang SH, Wan DJ, Huang YX, Zhou WJ, Zou YB. Fixed ammonium content and maximum capacity of ammonium fixation in major types of tillage soils in Hunan Province, China[J]. Agricultural Sciences in China, 2007, 6(4): 466–474

[9] Bird GA, Kleber M, Torn MS. $^{13}C$ and $^{15}N$ stabilization dynamics in soilorganic matter fractions during needle and fine root decomposition[J]. Organic Geochemistry, 2008, 39(4): 465–477

[10] Kralova M, Masscheleyn PH, Patrick WH. Redox potential as an indicator of electron availability for microbial activity and nitrogen transformations in aerobic soil[J]. Zentralblatt für Mikrobiologie, 1992, 147(6): 388–399

[11] Kemmitt SJ, Wright D, Goulding KWT, Jones DL. pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2006, 38(5): 898–911

[12] Fuente C, Clemente R, Martínez J, Bernal MP. Optimization of pig slurry application to heavy metal polluted soils monitoring nitrification processes[J]. Chemosphere, 2010, 81(5): 603–610

[13] Jansen E, Michels M, Til M, Doelman P. Effects of heavy metals in soils on microbial diversity and activity as shown by the sensitivity-resistance index, an ecologically relevant parameter[J]. Biolog and Fertility of Soils, 1994, 17(3): 177–184

[14] Babich H, Stotzky G. Heavy metal toxicity to microbe-mediated ecologic processes: a review and potential application to regulatory policies[J]. Environmental Research, 1985, 36(1): 111–137

[15] Dar GH, Mishra MM. Influence of cadmium on carbon and nitrogen mineralization in sewage sludge amended soils[J]. Environmental Pollution, 1994, 84(3): 285–290

[16] 王凯荣. 我国农田镉污染现状及其治理利用对策[J]. 农业环境保护, 1997, 16(6): 274–278

[17] Vig K, Megharaj M, Sethunathan N, Naidu R. Bioavailability and toxicity of cadmium to microorganisms and their activities in soil:a review[J]. Advances in Environmental Research, 2003, 8(1): 121–135

[18] 陈晓群, 张学军, 白建忠, 郝中华, 李广成, 冒海军. 基于水稻不同叶绿素值推荐追施氮量的研究初报[J]. 中国农学通报, 2010, 26(7): 147–151

[19] Lin FF, Qiu LF, Deng JS, Shi YY, Chen LS, Wang K. Investigation of SPAD meter-based indices for estimating rice nitrogen status[J]. Computers and Electronics in Agriculture, 2010, 71(1): 60–65

[20] 王帘里, 孙波, 隋跃宇, 孔滨. 不同气候和土壤条件下玉米叶片叶绿素相对含量对土壤氮素供应和玉米产量的预测[J]. 植物营养与肥料学报, 2009, 15(2): 327–355

[21] Uddling J, Gelang AJ, Piikki K, Pleijel H. Evaluating the relationship between leaf chlorophyll concentration and SPAD-502 chlorophyll meter readings[J]. Photosynthesis Research, 2007, 91(1): 37–46

[22] 叶新新, 周艳丽, 孙波. 适于轻度 Cd、As 污染土壤种植的水稻品种筛选[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(6): 1 082–1 088

[23] Ye XX, Ma YB, Sun B. The influence of soil type and genotype on cadmium bioavailability and uptake by rice and implication for food safety[J]. The Journal of Environmental Sciences, 2012, 24(9): 1 647–1 654

[24] 中国土壤学会农业化学专业委员会. 土壤农业化学常规分析方法[M]. 北京: 科学出版社, 1983

[25] Smolders E, Brans K, Coppens F, Merckx R. Potential nitrification rate as a tool for screening toxicity in metal-contaminated soils[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2001, 20(11): 2 469–2 474

[26] Wallace W, Nicholas DJD. The biochemistry of nitrifying microorganisms[J]. Biological Reviews, 2008, 44(3): 359–389

[27] 姜丽娜, 王强, 单英杰, 符建荣, 马军伟, 叶静, 俞巧钢. 用土壤全氮与有机质建立油菜测土施氮指标体系的研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2012, 18(1): 203–209

[28] 李菊梅, 王朝辉, 李生秀. 有机质、全氮和可矿化氮在反映土壤供氮能力方面的意义[J]. 土壤学报, 2003, 40(2): 232–238

[29] 杨江龙, 李生秀. 土壤供氮能力测试方法与指标[J]. 土壤通报, 2005, 36(6): 959–964

[30] Waring SA, Bremner JM. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability[J]. Nature, 1964, 201: 951–952

[31] Zhou DM, Chen HF, Cang L, Wang YJ. Ryegrass uptake of soil Cu/Zn induced by EDTA/EDDS together with a vertical direct-current electrical field[J]. Chemosphere, 2007, 67(8): 1 671–1 676

[32] Xiong ZQ, Huang TQ, Ma YC, Xing GX, Zhu ZL. Nitrate and ammonium leaching in variable- and permanent-charge paddy soils[J]. Pedosphere, 2010, 20(2): 209–216

[33] Chang FH, Broadbent FE. Influence of trace metals on some soil nitrogen transformations[J]. Journal of Environmental Quality, 1980, 11(1): 1–4

[34] Sauvé S, Dumestre A, McBride M, Gillett JW, Berthelin J, Hendershot W. Nitrification potential in field-collected soils contaminated with Pb or Cu[J]. Applied Soil Ecology, 1999, 12(1): 29–39

[35] Roy WR, Krapac IG. Potential soil cleanup objectives for nitrogen-containing fertilizers at agrichemical facilities[J]. Soil & Sediment Contamination, 2006, 15(3): 241–251

# Characteristics and Determinants for Nitrogen Supply of Different Types of Paddy Soils Under Spiked-cadmium Conditions

ZHOU Yan-li[1,3], WU Liang[1,3], LONG Guang-qiang[1], SUN Bo[1,2*]

(1 *Institute of Soil Science*, *Chinese Academy of Sciences*, *Nanjing* 210008, *China*; 2 *National Engineering Research and Technology Center for Red Soil Improvement*, *Red Soil Ecological Experiment Station*, *Chinese Academy of Sciences*, *Yingtan*, *Jiangxi* 335211, *China*; 3 *University of Chinese Academy of Sciences*, *Beijing* 100049, *China*)

**Abstract:** Nitrogen supply of paddy soils under contamination is important for crop production and plant bioremediation. Pot experiments were carried out to study N supply characteristics and its influencing factor of 21 types of paddy soils under two spiked-cadmium levels. The results showed that the total inorganic nitrogen (TIN) contents ranged from 1.42 to 70.40 mg/L (mean at 16.76 mg/L), in which $NH_4^+$-N and $NO_3^-$-N amounted to 62.5% and 33.7%, respectively. In comparison to control treatment (fertilizion with NPK without Cd addtion), Cd treatment decreased soil solution TIN contents for most types of paddy soils, which was mainly caused by the decline in $NH_4^+$-N contents. Changes of soil solution $NO_3^-$-N contents with Cd contamination were soil type-dependent. CCA-based variation partitioning analysis (VPA) indicated that solution inorganic nitrogen supply of paddy soils was most affected by Cd contamination (40.38%), less affected by soil type (6.51%), and least affected by fertilization (0.05%). Soil pH, CEC and texture were important factors influencing inorganic nitrogen supply of paddy soils under Cd contamination, among which soil pH was the foremost factor for soil solution ammonium.

**Key words:** Paddy soil type, Cd contamination, Soil solution, Total inorganic nitrogen content, Variation partitioning analysis