聚丙烯酰胺对地表氮素流失的影响研究

赵 亮，成 钢，孙鹏程

（山西省环境规划院，山西 太原 030002）

摘 要：地表侵蚀条件下氮素的流失致使表层土壤退化及养分供给能力降低。在室内模拟降雨条件下，重点研究了高分子有机化合物聚丙烯酰胺(PAM)施用对泥沙氮素吸附能力及氮素流失水平的影响。试验施氮用肥为尿素，施氮水平设定为270 kg/hm^2，试验设定 3 个 PAM 施用水平(0，1 和 2 g/m^2)，并设置不施氮也不施 PAM 作为对照处理，每个处理 3 次重复。试验分别在 2 个降雨强度(50 和 80 mm/h)下进行。结果表明，PAM 可以很好地维持土壤结构的稳定性，抑制地表细沟侵蚀的产生，从而有效地降低侵蚀产沙的水平。PAM 的施用增强了泥沙对氮素的吸附水平，所以施用 PAM 的处理地表氮素流失仍明显减少，且氮素流失过程表现出与产沙过程很好的一致性，这说明 PAM 减少氮素流失的原因在于控制侵蚀产沙的水平。PAM 的施用可以有效抑制地表泥沙和氮素的流失。

关键词：聚丙烯酰胺；泥沙；氮素流失；模拟降雨

文献标识码：A **文章编号**：1000-288X(2013)05-0024-05 **中图分类号**：S157

Experimental Study on Nitrogen Loss in Surface Soil with Polyacrylamide Application

ZHAO Liang, CHENG Gang, SUN Peng-cheng

(*Shanxi Academy of Environmental Planning*, *Taiyuan*, *Shanxi* 030002, *China*)

Abstract: Nitrogen loss under the condition of soil erosion leads to degradation of surface soil and decrease in nutrient supply. The objective of the study was mainly focused on the effect of polyacrylamide(PAM, a high molecular weight organic compound) application on nitrogen absorption ability on sediment and nitrogen loss under simulated rainfall. N fertilizer was urea, applied at the level of 270 kg/hm^2. The experiment consisted of 3 PAM application rates (0, 1 and 2 g/m^2), with no urea and no PAM application as control treatment, and was conducted at two rainfall intensities of 50 and 80 mm/h. Each treatment was repeated three times. Results showed that the PAM could reduce soil erosion by stabilizing surface soil structure and controlling rill erosion. The PAM application enhanced nitrogen absorption ability on sediment and thus, nitrogen loss in the PAM added treatments decreased obviously and had a strong correlation with sediment process, which implies that the reduction of nitrogen loss by the PAM was mainly caused by controlling soil erosion and sediment yield. The research confirmed that the addition of PAM, had favorable effects in reducing surface sediment and nitrogen loss.

Keywords: **polyacrylamide (PAM)**; **sediment**; **nitrogen loss**; **simulated rainfall**

土壤侵蚀的产生会伴随地表氮素的流失，土壤氮素的流失势必造成养分资源利用率下降及受纳水体环境恶化等诸多问题[1]，因此，寻找有效的控制氮素流失措施十分必要。针对侵蚀条件下地表氮素流失，鉴于其流失的广泛性、随机性及难控性的特点[2-3]，末端控制方案无法从根本上控制流失，而寻找合理、高效、经济的源头控制方案已达成共识，且也越来越成为研究者的研究方向和兴趣所在[4]。

自高分子有机化合物聚丙烯酰胺(PAM, polyacrylamide)应用研究以来，其施用可以控制侵蚀产沙的效应被不断验证[5-10]，不论是将 PAM 溶解于灌溉水中[5,7-8]，还是在灌溉不发达或雨养农业地区采用地表直接撒施方式[9-10]，PAM 都可以有效地减少侵蚀产沙。侵蚀泥沙的有效控制使土壤氮素丧失了流失的载体，这必定有助于减少氮素流失水平，也正是基于此，众多研究者认为 PAM 的施用不仅起到水土

收稿日期：2013-02-05 **修回日期**：2013-04-25

作者简介：赵亮(1983—)，男(汉族)，山西省五台县人，博士，工程师，主要从事水土环境研究。E-mail：sunny1983486@163.com。

保持和提高水分利用效率等作用,更为有价值之处在于 PAM 对水土环境保护方面的作用[4,11]。关于 PAM 施用对土壤氮素流失影响的研究,总体来讲可分为两个方面:(1) PAM 施用控制土壤侵蚀的发生,减少了氮素流失载体的数量,从而有效地降低氮素流失水平[12];(2) 高分子有机化合物 PAM 可以很好地参与到土壤氮素化学反应中,可以改变土壤氮素某些化学反应速度,改变土壤中氮素组成,进而影响氮素流失浓度。如 PAM 对铵态氮释放速率影响不大,但会明显加快铵态氮的硝化反应速率[13],再如 PAM 可以增强一些酶的活力从而改变氮素循环水平[14]。

针对 PAM 施用抑制侵蚀产生的作用已被充分证实。虽然已认识到 PAM 施用对水土环境改善有潜在价值,但缺乏试验验证和理论说明其应用效果。故本研究选取主要营养元素氮素为考察对象,通过室内人工降雨模拟试验,重点研究了 PAM 施用影响泥沙对氮素吸附水平及氮素流失量的作用,从而扩展 PAM 研究领域,为 PAM 能否成为控制氮素流失的良好土壤改良剂提供实证。

1　材料与方法

1.1　试验材料

试验土样取自北京市顺义区北石槽镇农田表层 30 cm 土壤。该区属山前冲积平原,土壤质地为沙壤土,砂粒含量高达 67%。试验前将土样碾碎,风干后过 2 mm 筛,并剔除石子、根系、木棍等杂物。

试验施氮品种为尿素,施氮水平依据当地农田常规施氮量设定为 270 kg/hm^2。聚丙烯酰胺(PAM)是一种高分子有机化合物,PAM 分为阴离子型,阳离子型和非离子型。PAM 溶水性极高,遇水后膨胀,并表现出极强的絮凝和黏聚效果。本研究采用阴离子型 PAM,分子量 3 000 万,呈白色粉末状。

1.2　试验装置

试验装置由液压升降槽和降雨系统组成。升降槽尺寸为 8 m×3 m×0.4 m,四周由铁皮挡板固定,挡板可分拆后按要求组成不同尺寸土槽。土槽通过液压系统可调整坡度变化范围为 0°～30°。降雨系统由雨强控制台,自记雨量计和降雨管道系统组成,通过控制台的降雨系统调整雨强,可调整雨强范围在 30～120 mm/h。

1.3　试验方法

试验采用固定坡度 10°,降雨历时视不同处理产流情况而定。试验设定降雨雨强和 PAM 施用量 2 个因子,降雨雨强设定 2 个水平:50 和 80 mm/h;PAM 施用量设定 3 个水平:0(PAM0),1(PAM1)和 2 g/m^2(PAM2)。另增加不施尿素也不施 PAM 作为对照(CK)。因此,每种雨强下共计 4 个处理,每个处理设 3 组重复,共计 12 个径流小区。每组试验分为两个阶段,第一次降雨试验结束后将土样静止24 h 后,试验条件不变再次重复降雨试验作为第二阶段。试验前将液压升降槽搭建成总尺寸为 2 m×3 m×0.4 m的土槽,将土槽化分为 12 个径流小区,每个小区尺寸为 2 m×0.25 m×0.4 m。各个小区之间利用长 2 m,高 30 cm,厚 2 mm 的 PVC 板间隔,PVC 板插入土中 20 cm,地表留 10 cm。各处理尿素与 PAM 施用方案如表 1 所示。

表 1　不同处理尿素及 PAM 具体施用方案　　g

施用材料	CK	PAM0	PAM1	PAM2
尿素	0	30	30	30
PAM	0	0	0.5	1

土槽布置为自土槽底部铺放 20 cm 厚沙子,沙子上方铺垫沙布,铺放沙布可方便试验换土。沙布上方按照野外表层土壤容重 1.4 g/cm^3 填充表层 20 cm 土槽。每个径流小区在坡角处安放三角堰及小筒承接径流样。因 PAM 施用量很小,为防止 PAM 撒施不均匀,将每小区应施尿素和 PAM 与 1 000 g 试验土样混合并搅拌后均匀撒播在土层表面。

试验通过自计雨量计测定降雨雨强,待调整到目标雨强并稳定后开始试验。试验观测内容为:记录各小区产流产沙初时时间,并依据各小区产流水平设定不同间隔时间收集径流样,收集到的径流样经风干后称重,测定产沙量。泥沙氮素测定利用 2 mol/L KCl 浸提土样(土水比 1∶5)并测定硝态氮和铵态氮含量,硝态氮和铵态氮含量利用紫外分光光度计测定。

1.4　氮素流失计算方法

氮素流失计算方法如下式所示:

$$M_w=\sum_{i=1}^{n} m_i \cdot C_i \cdot a$$

式中:M_w——不同处理纯氮流失量(mg);n——次降雨产沙过程收集到径流样总数;m_i——次降雨收集到第 i 次泥沙量(mg);C_i——次降雨收集到第 i 次泥沙样铵态氮或硝态氮浓度(mg/kg);a——硝态氮或铵态氮中纯氮质量分数。

2　结果与讨论

2.1　PAM 施用对侵蚀产沙的影响

以 80 mm/h 雨强下 PAM 施用对地表产沙的影响为例,由图 1 可以看出,未施用 PAM 的处理地表产沙水平明显高于 PAM 施用处理,并表现出逐步升

高的特点。初始阶段在雨滴打击和径流冲刷的不断作用下产沙量逐步升高，但地表结构仍保持完整，泥沙主要来自表层被分离、剥蚀的土壤颗粒，因而产沙水平较低且增幅缓慢，80 mm/h 雨强初始阶段产沙水平基本维持在 15 g 左右。伴随着雨滴打击及径流冲刷的持续作用，土壤表层结构稳定性减弱，抗剥蚀能力下降，细沟形成后产沙水平明显增大，同时细沟不断溯源、下切侵蚀，泥沙来源供应充足，致使产沙量增幅明显。80 mm/h 雨强下，细沟产生后 PAM0 处理产沙量较产沙前增高 6～10 倍。而与此相反的是，PAM 施用的处理产沙量小并呈现下降的趋势，这是因为 PAM 的黏絮作用有效地粘结了土壤表层颗粒，增强了土壤抗雨滴打击和抗径流冲刷、剪切能力，表层土壤结构稳定。试验过程中始终没有产生细沟，因而产沙水平极低。第二阶段，PAM 抑制产沙的效果依然明显，PAM 施用的处理地表产沙量很小，而未施用 PAM 处理的产沙水平继续增大。第二阶段，未施 PAM 处理产沙量高出 PAM 处理 1～2 个数量级。

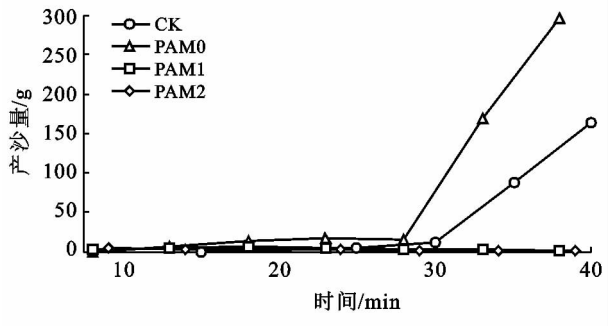


图 1 第一阶段 80 mm/h 雨强下不同处理产沙量对比

2.2 PAM 施用对泥沙氮素浓度的影响

基于离子静电吸附、螯合和分子间力等多种物理化学作用，泥沙颗粒会不同程度地吸附土壤中各种形态的氮素，伴随侵蚀的发生也势必造成氮素的流失，因此，泥沙颗粒吸附氮素的水平及其流失过程是影响氮素流失的重要方面。图 2 为第一阶段 80 mm/h 雨强下不同处理泥沙吸附铵态氮水平的对比，其中，CK 处理铵态氮氮流失水平最低，且流失过程平稳，两种雨强下 CK 处理铵态氮流失水平都小于 4 mg/kg。铵态氮极易挥发与转化，因而土壤中铵态氮极易流失，含量较低，试用土壤铵态氮本底值在 2～3 mg/kg，且 CK 处理没有氮素的额外输入，因而氮素流失浓度最低。3 种施肥的处理，总体来讲，铵态氮流失均呈现出初期流失浓度较高，随后逐步下降并最终保持在一个相对稳定的水平。铵态氮流失的这种特点与地表产沙过程有关，径流的选择性冲刷造成产沙不同时段流失泥沙颗粒大小不同，而不同粒径颗粒吸附氮素能力是有区别的。小颗粒比表面积大，氮素吸附能力强，并极易在产沙初期流失，而伴随流失颗粒体积的增大，其吸附能力却有所减弱，因而表现出铵态氮流失水平逐步下降的趋势。

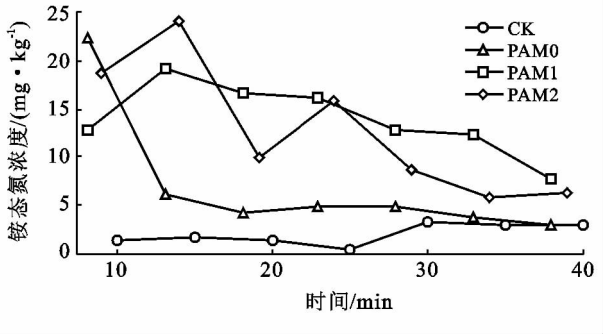


图 2 第一阶段 80 mm/h 雨强条件下不同处理泥沙铵态氮流失浓度对比分析

比较施用 PAM 与否对铵态氮浓度流失的影响发现，与施用 PAM 处理相比，PAM0 处理氮素浓度变化更为剧烈，这尤其表现在大雨强条件下。80 mm/h雨强 PAM0 处理由初始浓度大于 20 mg/kg 很快降低到 5 mg/kg 水平左右，下降幅度明显，而 PAM1 与 PAM2 这两种处理铵态氮流失曲线较为缓和。施用 PAM 与否对铵态氮浓度流失的另一特点表现在，PAM0 处理氮素浓度快速下降，表现出在产沙中后期有 PAM 处理的铵态氮浓度高于 PAM0 处理，即施用 PAM 处理吸附铵态氮能力增强。PAM0 处理产沙中后期铵态氮流失浓度约为 5 mg/kg，而 PAM 施用处理铵态氮浓度普遍高于为 5 mg/kg。造成以上两个特点的原因主要是 PAM 的施用增强了土壤氮素吸附能力和 PAM 施用对产沙过程产生了影响。一方面，阴离子型 PAM 的施用黏结了土壤颗粒和团聚体，而其黏絮性与所呈现的负电型也同步增强了土壤颗粒对铵态氮的吸附[15-16]。另一方面，PAM 施用改变了地表产沙过程。PAM0 处理地表产沙水平高，随着产沙初期小颗粒流失后，径流冲刷能力的增强造成产沙后期以土壤大颗粒流失为主，而其吸附氮素能力远较小颗粒小。另外，PAM0 处理发生细沟侵蚀，后续产沙颗粒来源于表层以下土壤，因而产沙后期铵态氮含量较低。而 PAM 施用处理明显降低了土壤侵蚀，侵蚀泥沙完全来源于表层土壤，同时 PAM 的黏絮能力保证表层土壤结构的稳定，增强了表层土壤颗粒抗侵蚀的能力，土壤大颗粒不易流失，因而其整个产沙过程铵态氮吸附能力差异不大。

2.3　PAM 施用对地表氮素流失量的影响

地表氮素流失过程可以反应氮素流失程度及流失特点,以第一阶段 80 mm/h 雨强条件下地表氮素流失过程与相应产沙过程为例(图 3),分析氮素流失特点及其与产沙过程的关系。

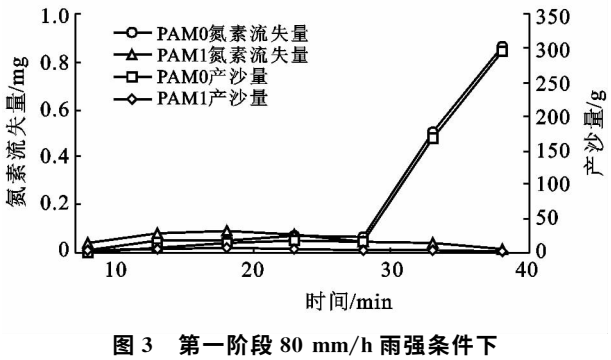


图 3　第一阶段 80 mm/h 雨强条件下地表氮素流失与产沙变化过程

首先,可以明显地看出,PAM 的施用有效地减少了地表氮素流失量,施用 PAM 的处理氮素流失过程始终低于 0.1 mg,虽然 PAM1 处理第一阶段初始氮素流失量较 PAM0 处理略高,这是因为 PAM 施用处理泥沙吸附氮素浓度高,但第一阶段 PAM0 处理后期增幅明显,其氮素流失量远大于 PAM1 处理。由前所述已知,施用 PAM 处理的氮素流失浓度较未施用的高,因此 PAM0 处理氮素流失量高归因于产沙量的增大,由于未施用 PAM 处理地表细沟侵蚀形成,产沙量快速增大,因而随之流失的氮素也快速增大。在第二阶段,未施用 PAM 的处理氮素流失量始终高于 PAM1 处理,其原因仍然是产沙量大其携带氮素流失能力也强。将两阶段同一处理地表氮素流失与产沙过程对比来看,氮素流失过程与产沙过程有很好的一致性,这说明产沙量是影响氮素流失的主要因素。

将 80 mm/h 两阶段不同处理氮素流失总量汇总于图 4。可以明显地看出,PAM 的施用有效地抑制了地表氮素流失量,80 mm/h 雨强两种 PAM 施用处理氮素总流失量仅为 PAM0 处理的 6.8%,4.5%。土壤氮素地表流失量主要与土壤侵蚀强度和侵蚀泥沙氮素吸附量有关。前文分析已知,施用 PAM 的处理土壤氮素流失浓度较未施用 PAM 处理高,但由于 PAM 的施用明显减少了地表产沙量,有效地抑制了土壤侵蚀的发生,因此降低氮素流失量效果明显。虽然 CK 处理氮素流失浓度很低,但由于 CK 处理侵蚀程度大,这造成 CK 处理氮素流失量也高于 PAM 处理氮素流失量。因此,可以认为,PAM 施用有效抑制泥沙氮素流失的原因是控制了土壤侵蚀的发生,降低了地表产沙能力。对比不同处理氮素流失量发现,PAM 施用抑制氮素流失主要表现在第二阶段,第二阶段 PAM 施用抑制氮素流失效果较第一阶段显著。第二阶段未施用 PAM 的处理细沟发育,侵蚀程度剧烈,明显高于 PAM 施用处理且也强于第一阶段同种处理产沙量,这是造成第二阶段 PAM 施用处理抑制氮素流失更为明显的原因。

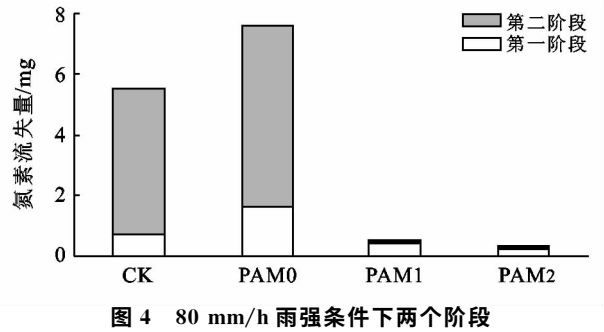


图 4　80 mm/h 雨强条件下两个阶段不同处理地表氮素流失量汇总

3　结 论

本文通过室内模拟降雨试验,重点研究了 PAM 施用对泥沙吸附氮素能力及地表氮素流失量的影响。由地表泥沙氮素浓度流失的结果发现,PAM 的施用增强了泥沙吸附氮素的量,表现出 PAM 施用处理的泥沙氮素浓度高于 PAM0 处理,且 PAM 施用处理氮素浓度流失过程更为平稳,而影响泥沙氮素浓度的原因主要是因为 PAM 增强了氮素吸附能力和 PAM 施用对产沙过程产生了影响。由对地表泥沙氮素流失量的分析得知,PAM 的施用可以有效地抑制地表泥沙氮素的流失,同时呈现出氮素流失过程与产沙过程有很好的一致性。PAM 施用虽增强了泥沙对氮素的吸附量,但这并没有增大氮素流失量,其原因在于 PAM 施用抑制了地表侵蚀的发生。PAM 良好的黏絮特性能很好地提高土壤表层颗粒之间的粘结力,维持土壤结构的稳定,从而有效地缓解雨滴对土壤颗粒的打击和径流的冲刷作用,尤其体现在 PAM 施用抑制了地表细沟侵蚀的产生。

[参 考 文 献]

[1] 朱兆良. 农田中氮肥的损失与对策[J]. 土壤与环境, 2000,9(1):1-6.

[2] Logan T J. Agricultural best management practices for water pollution control: current issues[J]. Agricultural, Ecosystems and Environment, 1993,46(1/4):223-231.

[3] 贺缠生,傅伯杰,陈利顶. 非点源污染的管理及控制[J]. 环境科学,1998,19(5):87-91.

[4] Sojka R E, Lentz R D. Time for yet another look at soil conditioners. Soil Science, 1994,158(4):233-234.

[5] Lentz R D, Shainberg I, Sojka R E, et al. Preventing irrigation furrow erosion with small application polymers [J]. Soil Sci. Soc. Am. J., 1992,56(6):1926-1932.

[6] Tang Zejun, Lei Tingwu, Yu Jian. Runoff and interrill erosion in sodic soil treated with dry PAM and phosphopgypsum[J]. Soil Sci. Soc. Am. J., 2006,70(2):679-690.

[7] Shainberg I, Levy G J. Organic polymers and soil sealing in cultivated soils[J]. Soil Sci., 1994,158(2):267-273.

[8] Sirjacobs D, Shainberg I, Rapp I, et al. Polyacrylamide, sediments, and interrupted flow effects on rill erosion and intake rate[J]. Soil Sci. Soc. Am. J., 2000,64(4):1487-1495.

[9] 雷廷武,唐泽军,张晴雯,等. 聚丙烯酰胺增加土壤降雨入渗减少侵蚀的模拟试验研究(Ⅱ):侵蚀[J]. 土壤学报,2003,40(3):401-406.

[10] 陈渠昌,雷廷武,李瑞平. PAM 对坡地降雨径流入渗和水力侵蚀的影响[J]. 水利学报,2006,37(11):1290-1296.

[11] 王小彬,蔡典雄. 土壤调理剂 PAM 的农用研究和应用[J]. 植物营养与肥料学报,2000,6(4):457-463.

[12] Sojka R E, Entry J A. Influence of polyacrylamide application to soil on movement of microorganisms in runoff water[J]. Environmental Pollution, 2000, 108(3):405-412.

[13] Entry J A, Sojka R E, Watwood M, et al. Polyacrylamide preparations for protection of water quality threatened by agricultural runoff contaminants[J]. Environmental Pollution, 2002,120(2):191-200.

[14] Kay-Shoemake J L, Watwood M E, Kilpatrick L, et al. Exchangeable ammonium and nitrate from different nitrogen fertilizer preparations in polyacrylamide-treated and untreated agricultural soils[J]. Biol. Fertil. Soils, 2000,31(3/4):245-248.

[15] Deng Y J, Dixon J B, White G N. Adsorption of polyacrylamide on smectite, illite, and kaolinite[J]. Soil Sci. Soc. Am. J., 2006,70(1):297-304.

[16] Levy G J, Miller W P. Polyacrylamide adsorption and aggregate stability [J]. Soil and Tillage Research, 1999,51(1/2):121-128.

(上接第 18 页)

[参 考 文 献]

[1] Gallego J R, Loredo J, Llamas J F, et al. Bioremediation of diesel-contaminated soils: Evaluation of potential in situ techniques by study of bacterial degradation [J]. Biodegradation, 2001,12(5):325-335.

[2] Dupont R R. Fundamentals of bioventing applied to fuel contaminated sites[J]. Environmental Progress, 1993, 12(1):45-53.

[3] 吴丹. 碳氢化合物污染土壤的生物通风研究及微生物状况分析[D]. 天津:天津大学,2007.

[4] Lee M D, Swindoll C M. Bioventing for in situ remediation[J]. Hydrological Sciences Journal, 1993,38(4):273-282.

[5] Downey D C, Guest P R, Ratz J W. Results of a two-year in situ-bioventing demonstration[J]. Environmental Progress, 1995,14(2):121.

[6] Huesmann M H. Guidelines for land-treating petroleum hydrocarbon-contaminated soils[J]. Journal of Soil Contamination, 1994,3(3):299-318.

[7] 杨金凤,陈鸿汉,王春艳,等. 强化生物通风修复过程中柴油衰减规律及其影响因素研究[J]. 环境工程学报,2009,3(8):1488-1492.

[8] 王春艳. 强化生物通风修复柴油污染土壤的正交实验[D]. 北京:中国地质大学,2009.

[9] 杨金凤. 生物通风修复柴油污染土壤实验及柴油降解菌的降解性能研究[D]. 北京:中国地质大学,2009.

[10] 王春艳,陈鸿汉,杨金凤,等. 强化生物通风修复柴油污染土壤影响因素的正交实验[J]. 农业环境科学学报,2009,28(7):1422-1426.

[11] 王卓先. 降解石油污染的微生物分离、培养及其中试生物修复研究[D]. 天津:天津大学,2007.

[12] 毛丽华,刘菲,马振民,等. 生物通风堆肥法修复原油污染土壤的实验研究[J]. 环境科学学报,2009,29(6):1263-1272.

[13] 何炜. 汽油和柴油污染土壤通风修复试验研究[D]. 北京:中国地质大学,2007.

[14] Ronald M A. Bioremediation of petroleum pollutants [J]. International Biodeterioration and Biodegradation, 1995,35(1/3):317-327.

[15] 毛丽华. 石油污染土壤生物通风堆肥修复研究[D]. 北京:中国地质大学,2006.

[16] 曹冠楠. 油污土中降解柴油细菌的分离鉴定及降解能力的研究[D]. 北京:中国地质大学,2010.