

小麦/苜蓿套作条件下菲污染土壤理化性质的动态变化

张晓斌, 占新华*, 周立祥, 梁宵

(南京农业大学资源与环境学院, 南京 210095)

摘要: 土壤理化性质是影响污染土壤植物修复效果和修复后土壤适耕性的重要因素. 以菲为多环芳烃(PAHs)代表物, 采用植物土培和室内分析试验探讨了菲污染土壤小麦/苜蓿套作修复过程中土壤理化性质的动态变化. 结果表明, 种植植物明显提高了菲污染土壤 pH, 最大升高幅度可达 0.61; 相同菲污染水平条件下, 套作处理土壤 pH 与单作处理差异不显著. 土壤有机质、全氮、碱解氮、全磷、速效磷、阳离子交换量和速效钾由于生物的分解作用和植物的吸收利用都随处理时间延长而下降. 小麦/苜蓿套作加速了它们的消耗, 降低幅度为 5.24% ~ 57.85%, 较单作多消耗 6.29% ~ 39.09%, 特别是促进了土壤碱解氮、速效磷的消耗, 最高可达 57.85%. 因此, 小麦/苜蓿套作修复菲污染土壤时, 应注意氮、磷肥的施用.

关键词: 多环芳烃; 菲; 土壤理化性质; 小麦; 苜蓿; 套作

中图分类号: X131.3 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)05-1462-09

Dynamic Changes of Physicochemical Properties in Phenanthrene-Contaminated Soil Under Wheat and Clover Intercropping

ZHANG Xiao-bin, ZHAN Xin-hua, ZHOU Li-xiang, LIANG Xiao

(College of Resources and Environment Science, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: Soil physicochemical properties play an important role in the efficiency of phytoremediation and soil arability after phytoremediation. Soil pot experiments were conducted to investigate the dynamic changes of physicochemical properties in phenanthrene (a representative of polycyclic aromatic hydrocarbons)-contaminated soil under wheat and clover intercropping. The results showed that plants improved the pH values of phenanthrene-polluted soil with a maximum variation pH of 0.61. The difference in pH between wheat/clover intercropping and wheat/clover single cropping was not significant. Soil organic matter, total nitrogen, available nitrogen, total phosphorus, available phosphorus, cation exchange capacity and available potassium decreased over the experiment period due to biodecomposition and plant root absorption. The intercropping of wheat and alfalfa accelerated the consumption of the above-mentioned nutrients. And the decrease percentages ranged from 5.24% to 57.85%, more than those of wheat or alfalfa only planted with decrease percentages between 6.29% and 39.09%. In particular, soil available nitrogen and available phosphorus decreased more than the other nutrients with a maximum reduction percentage of 57.85%. Therefore, the application of nitrogen and phosphorus must be paid more attention during phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbon-contaminated soil in the wheat and alfalfa intercropping system.

Key words: polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs); phenanthrene; soil physicochemical properties; wheat; clover; intercropping

多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)是一类在环境中分布广泛的持久性有机污染物,主要来源于火山喷发、森林火灾等自然过程以及石油化工、燃煤等人类活动^[1]. 由于其具有致癌、致畸和致突变性而引起人们的普遍关注^[2~4]. 环境中 90% 以上的 PAHs 赋存于土壤中^[5], 因此, 如何去除土壤中的 PAHs 已成为环境领域的一个研究热点.

由于植物修复具有环境友好、费用低廉等特点^[6], 因此, 近年来国内外在 PAHs 污染土壤的植物修复方面进行了大量的研究^[7~11], 且取得了不少进展. 具体体现在植物修复效果^[12,13]、修复机制^[14,15]和植物与微生物联合修复^[16,17]等方面. 尽管 PAHs 污染土壤的植物修复研究较多, 但是关于 PAHs 污染土壤修复过程中的植物生长环境及其修复后的土壤的可耕性的研究却鲜有报道. 由于土壤的理化性

质是影响污染土壤植物修复效果和决定土壤适耕性的重要因素^[18], 因此此方面的探索对于提高 PAHs 污染土壤的修复效果和修复土壤的再利用具有极其重要的意义.

植物套作修复因可充分利用不同植物的优点提高修复效率, 同时容污染修复和农产品安全生产于一体, 且符合我国的基本国情(地少人多), 因此是比较新颖和有前途的一种修复方法. 由于菲在环境中的含量和检出率相对较高, 因此国际上常用其作为 PAHs 研究的模式化合物, 为此, 本研究以菲为

收稿日期: 2010-05-14; 修订日期: 2010-07-26

基金项目: 国家自然科学基金项目(20377024); 国家高技术研究发展计划(863)项目(2009AA063103, 2007AA061101)

作者简介: 张晓斌(1987~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为环境有机污染化学, E-mail: 2008103079@njau.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: xhzhnan@njau.edu.cn

PAHs 的代表,通过小麦/苜蓿套作生物盆栽试验探索 PAHs 污染土壤植物套作修复过程中土壤理化性质的变化规律,以期为强化植物修复 PAHs 污染土壤的效果、修复风险评估与修复后土壤的农业利用提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤为下蜀黄土母质发育的黄棕壤,采自于南京农业大学校园内(0~20 cm).土壤的基本理化性质见表 1. 供试小麦品种为南农 9918 (*Triticum aestivum* L.),江苏地区主要品种之一,由南京农业大学农学院作物育种课题组提供. 供试苜蓿为紫花苜蓿 (*Medicago sativa* L.),豆科多年生草本植物,是世界各国广泛栽培的绿肥,购自江苏省农业科学院牧草研究所.

表 1 供试土壤的基本理化性质
Table 1 Physical and chemical properties of the soil tested

土壤类型	pH	有机质 /g·kg ⁻¹	全 N /g·kg ⁻¹	全 P /g·kg ⁻¹	CEC /cmol·kg ⁻¹	黏砂含量 (<0.002 mm)/%	砂粒含量 (>0.05 mm)/%
黄棕壤	6.91	24.01	1.15	0.53	24.35	47.91	10.50

1.2 试验设计

1.2.1 非污染土壤的制备

土壤经采集、风干和磨细后,过 20 目筛.然后在磨细的土壤中,人为拌入丙酮溶解的非和养分.根据土壤 PAHs 的实际污染状况^[19,20],非的加入量分别为 5 mg·kg⁻¹和 50 mg·kg⁻¹;养分 N、P(以 P₂O₅ 计)和 K(以 K₂O 计)的施入量分别是 0.15、0.10 和 0.15 g·kg⁻¹.接着将拌匀的非污染土壤在暗处静置直至丙酮完全挥发并充分老化至稳定(约 2 个月)后,进行土培试验.对照土壤除了不含非外,其余均同非污染土壤.

1.2.2 试验方案

试验方案:本研究设计 12 个处理:①CK0:不加非,不种植物;②L0:不加非,种小麦;③M0:不加非,种苜蓿;④LM0:不加非,种小麦和苜蓿;⑤CK5:加非 5 mg·kg⁻¹,不种植物;⑥L5:加非 5 mg·kg⁻¹,种小麦;⑦M5:加非 5 mg·kg⁻¹,种苜蓿;⑧LM5:加非 5 mg·kg⁻¹,种小麦和苜蓿;⑨CK50:加非 50 mg·kg⁻¹,不种植物;⑩L50:加非 50 mg·kg⁻¹,种小麦;⑪M50:加非 50 mg·kg⁻¹,种苜蓿;⑫LM50:加非 50 mg·kg⁻¹,种小麦和苜蓿.每处理 3 次重复,随机排列.

1.2.3 试验实施

每周转箱(35 cm×24 cm×8 cm)移入上述稳定土壤 4.0 kg,并加水至田间最大持水量的 60%.将经 5% 乙醇消毒并萌发的小麦和苜蓿种子播入盆中,待小麦株高约 15 cm,苜蓿出苗 3 叶时定苗,最终每盆保留 140 株苗,其中套作处理小麦和苜蓿各 70 株.盆栽试验在温室中进行,每天称重补水以维持土壤水分田间最大持水量的 60%,整个试验持

续 36 d. 分别在第 0、9、18、27 和 36 d 采集土壤样品测定土壤的理化性质和非含量.

1.3 土壤理化性质分析

土壤有机质含量的测定采用重铬酸钾氧化法(外加热法);全氮用半微量开氏法测定;土壤碱解氮含量测定采用碱解扩散法;全磷用 H₂SO₄-HClO₄ 法测定;土壤速效磷含量测定采用 Olsen 法;土壤速效钾含量采用醋酸铵浸提,火焰光度法测定^[21];阳离子交换量用氯化钡缓冲液法测定^[22].

2 结果与讨论

2.1 土壤 pH

土壤酸碱度是土壤的一个重要理化性质,也是影响土壤肥力的一个重要因素.土壤的酸碱度不同,其供肥和植物的生长发育状况会有差异;此外,土壤 pH 值还严重地影响土壤养分的有效性.因此,了解土壤的酸碱性有助于对土壤的供肥能力和适耕性作出较为准确的判断^[23].非污染土壤套作修复过程中 pH 的变化如图 1 所示.对照处理的 pH 值在整个试验过程中波动较小,而其他处理的 pH 值则随着时间的延长而升高且差异显著($p < 0.05$),这表明非污染土壤在种植植物后 pH 会逐渐升高.

当土壤中非浓度为 5 mg·kg⁻¹时,各处理土壤 pH 明显高于对照(成对数据 t -检验, $p < 0.05$).CK5 的最大 pH 值为 6.99,显著低于相同污染水平的单、套作处理的最大 pH($p < 0.05$),分别较 L5、M5 和 LM5 低 0.29、0.31 和 0.41;当土壤中非浓度为 50 mg·kg⁻¹时,各处理土壤 pH 也明显高于对照(成对数据 t -检验, $p < 0.05$).CK50 的最大 pH 值为 6.96,明显低于种植植物处理的最大 pH($p < 0.05$),

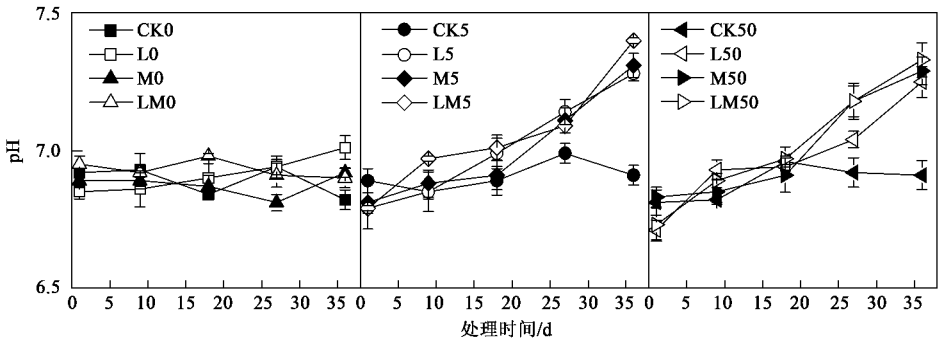


图 1 菲污染土壤小麦/苜蓿套作修复过程中土壤 pH 的变化

Fig. 1 pH of phenanthrene-contaminated soil in wheat and clover intercropping system

分别较 L5、M5 和 LM5 低 0.29、0.33 和 0.37。

植物培养 36 d 后,相同菲污染水平的套作处理土壤 pH 与单作处理差异不显著($p > 0.05$),但均明显高于对照($p < 0.05$)。

由于土壤具有缓冲性,因此无非处理土壤 pH 在整个培养过程中变化不大.但在菲污染土壤上种植植物却导致土壤 pH 显著升高($p < 0.05$),其原因是因为多环芳烃——菲是以与 H^+ 形成共运对的方式进入根系,因而会消耗周围介质中 H^+ ,引起介质 pH 升高^[24]。

2.2 土壤有机质

土壤有机质是土壤固相物质的重要组成部分,被称为植物的“营养银行”.其对于改善土壤的物理性质、提高土壤的保肥能力起着非常重要的作用,是作物产量的主要限制因子^[25].菲污染土壤的有机质含量变化如图 2 所示.土壤中有有机质含量随着时间的延长总量呈下降趋势,套作处理土壤有机质的含量低于单作处理(成对数据 t -检验, $p < 0.05$).刘均霞^[26]也发现套作处理土壤有机质消耗要快于单作处理.在整个培养期内,不种植物的处理有机质含量的变化不明显($p > 0.05$)。

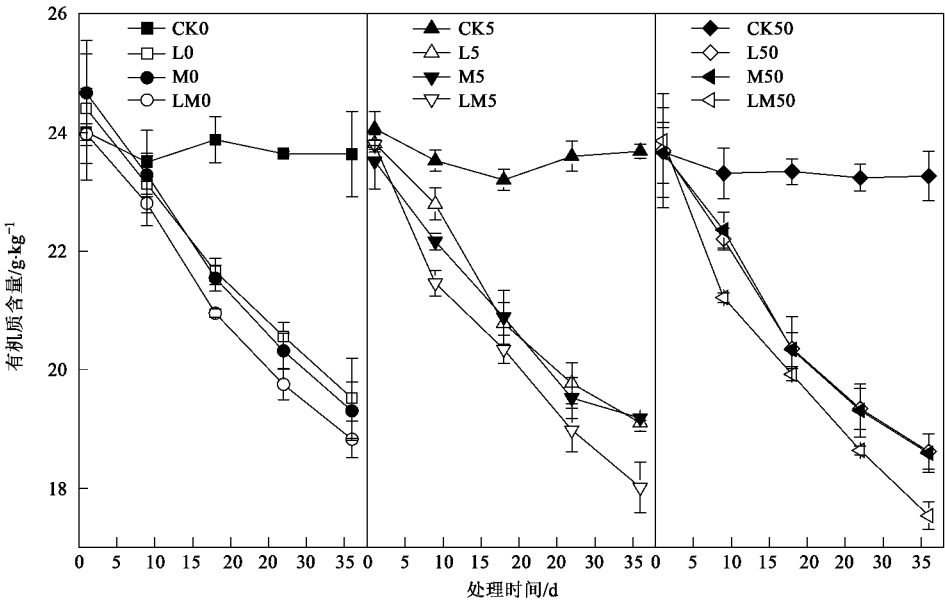


图 2 菲污染土壤小麦/苜蓿套作修复过程中土壤有机质的变化

Fig. 2 Organic matter of phenanthrene-contaminated soil in wheat and clover intercropping system

无非处理的土壤中,各处理土壤有机质明显低于对照处理(成对数据 t -检验, $p < 0.05$).CK0 的最小值为 $23.49 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,较 L0、M0 和 LM0 分别高 16.93%、17.87% 和 19.91% ($p < 0.05$);当土壤中

菲浓度为 $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,各处理土壤有机质同样显著低于对照(成对数据 t -检验, $p < 0.05$).CK5 的有机质最小含量为 $23.19 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,比 L0、M0 和 LM0 分别高 17.67%、17.33% 和 37.60% ($p < 0.05$).当土

壤中菲浓度为 $50\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,各处理土壤有机质的变化规律与 $5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 菲处理相似. CK50 的有机质最小含量为 $23.23\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,比 L50、M50 和 LM50 分别高 19.86%、19.97% 和 24.49% ($p < 0.05$). 尽管菲的拌入会提高土壤有机质含量的测定结果,但 $50\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 处理量不足以使土壤有机质产生明显差异($p > 0.05$).

在植物生长 36 d 时,相同菲污染水平条件下,套作处理土壤有机质明显低于单作处理 ($p < 0.05$). LM5 的有机质含量为 $18.01\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,分别比单作 L5 和 M5 低 5.71% 和 6.10% ($p < 0.05$);比 LM0 低 4.30% ($p < 0.05$). LM50 的有机质含量为 $17.54\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,分别较单作 L50 和 M50 低 5.78% 和 5.64% ($p < 0.05$),而比 LM0 和 LM5 低 6.80% 和 2.61% ($p < 0.05$).

由于菲的存在和植物的种植可激活土壤中的蔗糖酶^[23],而蔗糖酶直接参与土壤有机质的代谢,所以菲污染或种植植物的处理土壤有机质的含量要明

显低于无污染对照土壤 ($p < 0.05$). 在各种种植物处理中,套作修复土壤有机质含量明显低于单作土壤的有机质,其原因是植物套作可更为明显地提高土壤微生物的活性,从而使有机质的分解加剧^[27].

2.3 土壤全氮和碱解氮

氮素是植物细胞原生质的重要组成成分^[28],不同形态的氮素营养能够直接影响植物的生长状况以及体内的能量利用、有机酸的合成与代谢等很多生理生化过程. 氮素不仅可以改变植物根系形态影响 PAHs 的吸收,而且还可以影响植物体内 PAHs 的挥发和生物降解. 图 3 和 4 显示了各个处理土壤全氮和碱解氮的变化趋势. 种植植物处理土壤全氮量和碱解氮随时间的推移逐渐降低,全氮降低幅度相对较小,但碱解氮的降低幅度比较明显. 其中以套作处理土壤氮素降速最快,而苜蓿处理的降速最慢(成对数据 t -检验, $p < 0.05$). 孟亚利等^[29]在研究麦棉套作土壤养分变化时也得出了相似的结论.

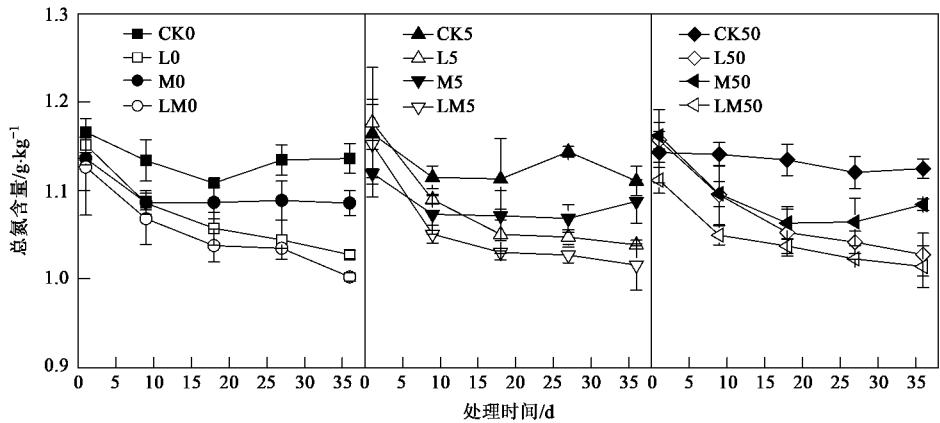


图3 菲污染土壤小麦/苜蓿套作修复过程中土壤全氮的变化

Fig. 3 Total nitrogen of phenanthrene-contaminated soil in wheat and clover intercropping system

在无菲处理的土壤当中,各处理土壤总氮低于对照(成对数据 t -检验, $p < 0.05$). 而碱解氮明显低于对照(成对数据 t -检验, $p < 0.05$). CK0 的总氮最小值为 $1.11\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,分别是 L0、M0 和 LM0 最小值的 1.08、1.02 和 1.11 倍 ($p < 0.05$). CK0 碱解氮的最小值为 $182.21\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,分别比 L0、M0 和 LM0 高 33.39%、24.43% 和 44.93% ($p < 0.05$). 在 $5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 菲处理的土壤当中,各处理土壤总氮和碱解氮也是明显低于对照 ($p < 0.05$). CK5 的总氮最小值为 $1.11\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,分别是 L5、M5 和 LM5 的 1.07、1.04 和 1.09 倍 ($p < 0.05$). CK5 碱解氮的最小值为 $117.81\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,分别比 L5、M5 和 LM5 高

31.05%、22.82% 和 44.59% ($p < 0.05$);比 CK0 低 3.02% ($p < 0.05$). $50\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 菲污染土壤各处理土壤总氮和碱解氮的变化趋势与 $5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 菲处理相同,也表现为各单、套作处理土壤总氮和碱解氮均明显低于对照(成对数据 t -检验, $p < 0.05$). CK50 的总氮最小值为 $1.12\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,分别是 L50、M50 和 LM50 的 1.07、1.04 和 1.09 倍. CK50 碱解氮的最小值为 $168.16\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,分别比 L50、M50 和 LM50 高 29.86%、23.73% 和 45.16% ($p < 0.05$);比 CK0 和 CK5 低 8.36% 和 1.60% ($p < 0.05$). CK0、CK5 和 CK50 在整个培养过程中土壤全氮和碱解氮含量波动较小($p > 0.05$).

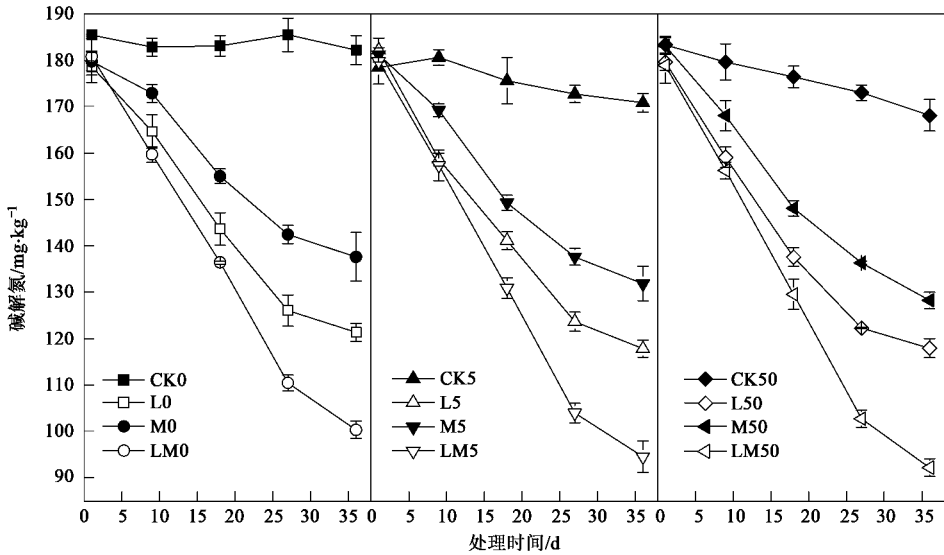


图 4 非污染土壤小麦/苜蓿套作修复过程中土壤碱解氮的变化

Fig. 4 Available nitrogen of phenanthrene-contaminated soil in wheat and clover intercropping system

植物生长 36 d 后,相同非污染水平条件下,套作处理土壤总氮和碱解氮低于单作处理 ($p < 0.05$). 套作 LM0 处理的总氮含量是单作 L0 和 M0 的 0.98 和 0.92 倍 ($p < 0.05$),而碱解氮含量比单作 L0 和 M0 低 20.95% 和 37.09% ($p < 0.05$);套作 LM5 处理的总氮含量是单作 L5 和 M5 的 0.98 和 0.95 倍 ($p < 0.05$),碱解氮含量比单作 L0 和 M0 低 24.67% 和 39.54% ($p < 0.05$),比 LM0 低 6.18% ($p < 0.05$); LM50 处理的总氮含量是单 L50 和 M50 的 0.97 和 0.95 倍 ($p < 0.05$),碱解氮含量比单作 L0 和 M0 低 27.9% 和 39.09% ($p < 0.05$),比 LM0 和 LM5 低 8.81% 和 2.48% ($p < 0.05$).

大量田间试验已证实套作可以增加植物对氮素的吸收^[30,31],所以试验中套作处理的土壤全氮的含量低于各个单作处理(成对数据 t -检验, $p < 0.05$).

而苜蓿单作处理土壤氮素含量高于相应的小麦单作处理土壤是由于苜蓿可以进行生物固氮所致.

2.4 土壤全磷和速效磷

磷是植物生长发育所必需的另一大营养元素,参与组成植物体内许多重要化合物,是植物体生长代谢过程不可或缺的营养元素^[32]. 合理的使用磷肥,可以增加植物生物量,并改善植物的品质. 非污染土壤的磷素变化趋势如图 5 和 6 所示,土壤全磷和速效磷的变化趋势与土壤全氮和碱解氮的变化趋势大体一致. 不种植物处理土壤全磷含量变化不明显 ($p > 0.05$),而 CK5 和 CK50 的速效磷含量则表现为小幅下降 ($p < 0.05$). 其原因可能是因为土壤微生物在降解菲的过程中消耗了一部分速效磷^[18]. 植物套作处理对速效磷的消耗明显大于单作处理,小麦单作速效磷含量总体较苜蓿单作处理低.

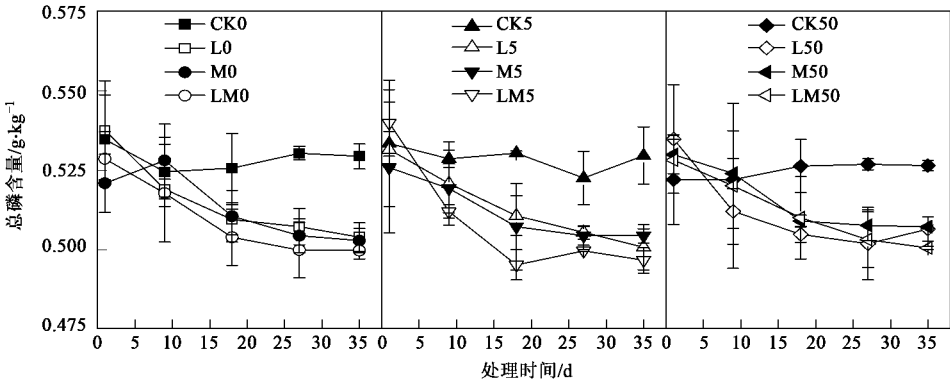


图 5 非污染土壤小麦/苜蓿套作修复过程中土壤全磷的变化

Fig. 5 Total phosphorus of phenanthrene-contaminated soil in wheat and clover intercropping system

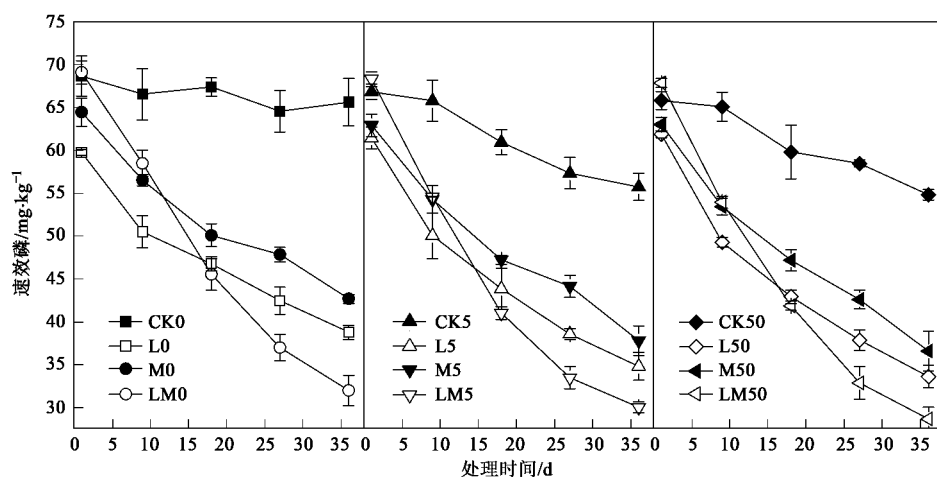


图6 非污染土壤小麦/苜蓿套作修复过程中土壤速效磷的变化

Fig. 6 Available phosphorus of phenanthrene-contaminated soil in wheat and clover intercropping system

在无菲处理的土壤当中,各植物处理土壤总磷和速效磷含量均明显低于对照(成对数据 t -检验, $p < 0.05$). CK0 的总磷最小值为 $0.52 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 分别是 L0、M0 和 LM0 的 1.04、1.04 和 1.05 倍 ($p < 0.05$); CK0 速效磷的最小值为 $64.59 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 分别比 L0、M0 和 LM0 高 39.94%、33.91% 和 50.47% ($p < 0.05$). 在 $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 菲处理的土壤当中, 各植物处理土壤总磷和速效磷含量也明显低于对照(成对数据 t -检验, $p < 0.05$). CK5 的总磷最小值为 $0.53 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 分别是 L5、M5 和 LM5 的 1.04、1.03 和 1.05 倍 ($p < 0.05$); CK5 速效磷的最小值为 $55.64 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 分别比 L5、M5 和 LM5 高 37.62%、32.23% 和 46.21% ($p < 0.05$), 比 CK0 低 16.08% ($p < 0.05$). $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 菲污染土壤各处理土壤总磷和速效磷的变化规律与 $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 菲污染土壤的类似. CK50 的总磷最小值为 $0.52 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 分别是 L50、M50 和 LM50 的 1.04、1.02 和 1.05 倍 ($p < 0.05$); CK50 速效磷的最小值为 $33.51 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 分别比 L50、M50 和 LM50 高 38.77%、33.34% 和 47.81% ($p < 0.05$), 比 LM0 和 LM5 低 18.01% 和 1.67% ($p < 0.05$).

植物生长 36 d 后, 相同菲污染水平条件下, 套作处理土壤总磷与单作处理差异不显著 ($p > 0.05$), 而速效磷则明显低于单作处理 ($p < 0.05$). 套作 LM0 处理的总磷含量是单作 L0 和 M0 的 0.99 和 0.99 倍 ($p > 0.05$). 而速效磷含量比单作 L0 和 M0 低 21.52% 和 33.42% ($p < 0.05$). 套作 LM5 处理的总磷含量是单作的 L5 和 M5 的 0.99 和 0.98 倍 ($p > 0.05$). 而速效磷含量比单作 L5 和 M5 低

15.97% 和 25.99% ($p < 0.05$). 比 LM0 低 9.39% ($p < 0.05$). 套作 LM50 处理的总磷含量是单作 L50 和 M50 的 0.99 和 0.98 倍 ($p > 0.05$). 而速效磷含量比单作 L5 和 M5 低 17.33% 和 27.73% ($p < 0.05$). 比 LM0 和 LM5 分别低 12.01% 和 4.80% ($p < 0.05$). 与土壤全氮和碱解氮一样, 小麦/苜蓿套作略微降低了土壤全磷的含量, 但显著降低了速效磷的含量 ($p < 0.05$).

2.5 土壤阳离子交换量和土壤速效钾

土壤的阳离子交换量是衡量土壤肥力的重要指标, 能直接反映土壤保肥性能和缓冲能力, 是土壤改良和合理施肥的重要依据^[33]. 钾是植物必需的营养元素, 土壤中的有效钾含量直接决定了植物的生长状况. 土壤中阳离子交换量和速效钾的变化趋势如图 7 和 8 所示, CK0、CK5 和 CK50 在整个培养过程中阳离子交换量变化不大 ($p > 0.05$), 而其他处理则呈现出随时间的延长, 土壤阳离子交换量逐渐降低 ($p < 0.05$); 相同污染水平下, 植物套作处理土壤阳离子交换量的含量明显低于单作(成对数据 t -检验, $p < 0.05$). 土壤速效钾含量各处理均表现为随时间延长而降低, 这与王瑛等^[34]报道的麦棉套作土壤中速效钾的变化动态相一致. 而 CK0、CK5 和 CK50 在整个培养过程中土壤速效钾的变化较平缓, 其余处理则下降迅速.

在无菲处理的土壤当中, 各植物处理土壤阳离子交换量和速效钾含量明显低于对照(成对数据 t -检验, $p < 0.05$). CK0 的阳离子交换量最小值为 $22.72 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$, 分别是 L0、M0 和 LM0 的 1.63、1.82 和 2.28 倍 ($p < 0.05$); CK0 速效钾的最小值为

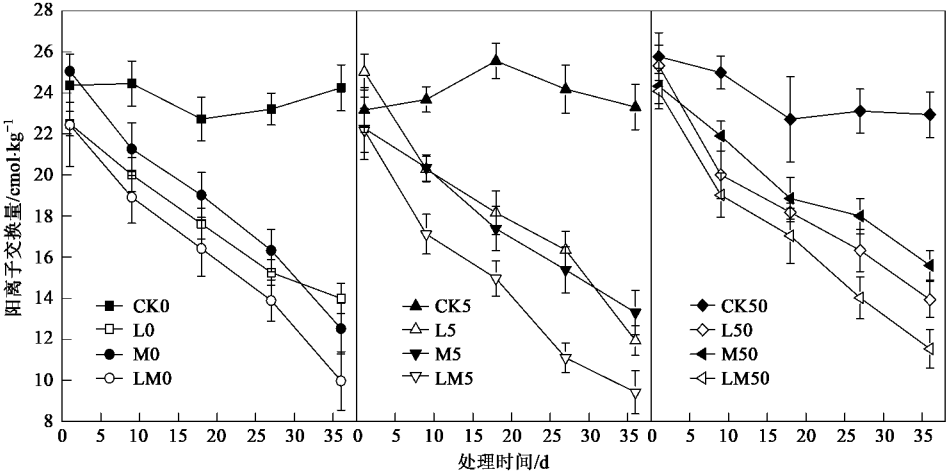


图 7 非污染土壤小麦/苜蓿套作修复过程中土壤阳离子交换量的变化

Fig. 7 Cation exchange capacity of phenanthrene-contaminated soil in wheat and clover intercropping system

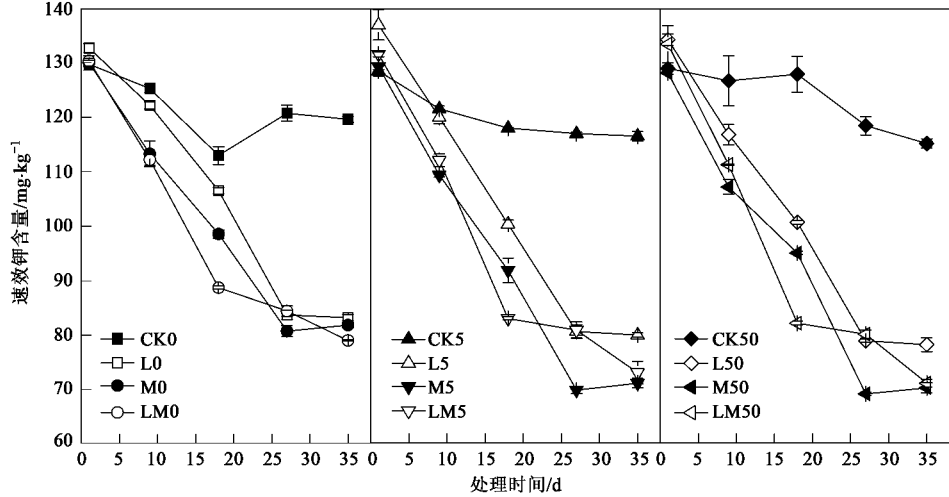


图 8 非污染土壤小麦/苜蓿套作修复过程中土壤速效钾的变化

Fig. 8 Available potassium of phenanthrene-contaminated soil in wheat and clover intercropping system

112.96 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 分别比 L0、M0 和 LM0 高 26.35%、28.56% 和 30.05% ($p < 0.05$). 在 5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 非处理的土壤当中, 单套作处理土壤阳离子交换量和速效钾均明显低于对照 (成对数据 t -检验, $p < 0.05$). CK5 的阳离子交换量最小值为 23.3 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$, 分别是 L5、M5 和 LM5 的 1.95、1.75 和 2.47 倍 ($p < 0.05$); CK5 速效钾的最小值为 116.34 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 分别比 L5、M5 和 LM5 高 31.37%、40.09% 和 37.30% ($p < 0.05$). 50 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 非污染土壤各处理土壤阳离子交换量和速效钾的变化趋势与 5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 非污染土壤的一致. CK50 的阳离子交换量最小值为 22.7 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$, 分别是 L50、M50 和 LM50 的 1.63、1.46 和 1.97 倍 ($p < 0.05$); CK50 速效钾的最小值

为 115.01 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 分别比 L50、M50 和 LM50 高 32.12%、40.00% 和 38.26% ($p < 0.05$).

植物生长 36 d 后, 在无非污染情况下, 套作处理土壤阳离子交换量和速效钾与单作处理差异不显著 ($p > 0.05$). 而在非污染情况下, 套作处理土壤阳离子交换量明显低于单作处理 ($p < 0.05$); 套作速效钾则显著低于小麦单作处理 ($p < 0.05$), 与苜蓿单作相当. 套作 LM0 处理的阳离子交换量是单作 L0 和 M0 的 0.71 和 0.8 倍; 而速效钾含量是单作 L0 和 M0 的 0.95 和 0.98 倍. 套作 LM5 处理的阳离子交换量是单作 L5 和 M5 的 0.79 和 0.71 倍; 而速效钾含量是单作 L5 和 M5 的 0.91 和 1.05 倍, 是 LM0 的 0.92 倍. 套作 LM50 处理的阳离子交换量是

单作 L50 和 M50 的 0.83 和 0.74 倍;而速效钾含量是单作 L0 和 M0 的 0.91 和 1.03 倍,是 LM0 和 LM5 的 0.90 和 0.97 倍。

在土壤有机质、全氮、碱解氮、全磷、速效磷、阳离子交换量和速效钾等土壤理化性质指标中,LM5 套作处理导致的降低幅度分别为 24.29%、11.86%、47.42%、8.01%、56.12%、57.51% 和 44.40%;LM50 套作修复的下降程度则分别为 26.48%、8.77%、48.46%、5.24%、57.85%、50.75% 和 46.70%。由于土壤碱解氮和速效磷在非污染土壤植物套作修复过程中下降幅度相对较大,因此在豆科/禾本科植物套作修复 PAHs 污染土壤过程中要重视氮肥和磷肥的施用。

3 结论

(1)非污染土壤种植植物后 pH 都有不同程度上升,最大升幅达 0.61。但是,相同非污染水平条件下,套作处理土壤 pH 与单作处理差异不显著。

(2)套作体系土壤全氮和全磷的降低幅度相对较小,而土壤有机质、碱解氮、速效磷、阳离子交换量和速效钾含量下降幅度则较大,其中以碱解氮和速效磷最为显著。这意味着在植物套作修复 PAHs 污染土壤过程中,要提高植物修复的效果应注意 N 肥和 P 肥的施用。

参考文献:

- [1] Edward N T. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the terrestrial environment—a review [J]. *Journal of Environmental Quality*, 1983, **112**(1):427-438.
- [2] Dugay A, Herrenkencht C, Czok M, *et al.* New procedure for selective extraction of polycyclic aromatic hydrocarbons in plants for gas chromatographic mass spectrometric analysis [J]. *Journal of Chromatography A*, 2002, **958**(1):1-7.
- [3] 张迪瀚,马永亮,贺克斌,等.北京市大气颗粒物中多环芳烃 (PAHs) 污染特征[J]. *环境科学*, 2006, **27**(7):1269-1275.
- [4] Juhasz A L, Naidu R. Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: a review of the microbial degradation of benzo [a] pyrene [J]. *International Biodegradation & Biodegradation*, 2000, **45**(2):57-88.
- [5] Wild S R, Jones K C. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: a preliminary source in inventory and budget[J]. *Environmental Pollution*, 1995, **88**(1):91-108.
- [6] 旷远文,温达志,周国逸.有机物及重金属植物修复研究进展[J]. *生态学杂志*, 2004, **23**(1):90-96.
- [7] Qiu X, Leland T W, Shah S I, *et al.* Field study: Grass remediation for clay soil contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons[R]. Washington DC: Phytoremediation of Soil and Water Contaminants, American Chemical Society, 1997. 186-199.
- [8] Schwab A P, Al-Assi A A, Banks M K. Adsorption of naphthalene onto plant roots [J]. *Environmental Quality Management*, 1998, **27**(1):220-224.
- [9] 孙铁珩,宋玉芳,许华夏,等.植物法生物修复 PAHs 和矿物油污染土壤的调控研究[J]. *应用生态学报*, 1999, **10**(2):225-229.
- [10] 孙红文,霍崇,王翠萍,等.土壤中多环芳烃的 SPMD 辅助解吸行为研究[J]. *环境科学*, 2007, **28**(8):1841-1846.
- [11] 祝儒刚,钟鸣,周启星,等.一株非降解细菌的分离鉴定及其特性[J]. *应用生态学报*, 2006, **17**(11):2117-2120.
- [12] 刘世亮,骆永明,吴龙华,等.菲在黑麦草种植土壤中的降解及其对土壤酶的影响[J]. *土壤学报*, 2009, **46**(3):419-425.
- [13] Liste H H, Alexander M. Plant -promoted pyrene degradation in soil[J]. *Chemosphere*, 2000, **40**(1):7-10.
- [14] Ryan J A, Bell J M, Davidson J M, *et al.* Plant uptake of non-ionic chemicals from soils [J]. *Chemosphere*, 1988, **17**(12):2299-2323.
- [15] Blum J, Fridovich I. Inactivation of glutathione peroxidase by superoxide radical [J]. *Archives of Biochemistry and Biophysics*, 1985, **240**(2):500-508.
- [16] 宋玉芳,许华夏,任丽萍,等.土壤中石油及难降解组分菲、萘的植物修复调控研究[J]. *应用生态学报*, 2000, **11**(增刊):91-94.
- [17] Erickson D C, Loehr R C, Neuhauesr E F. PAH lose during biodegradation of manufacurted gas plant site soils [J]. *Water Research*, 1991, **27**(5):911-919.
- [18] 范淑秀,李培军,何娜,等.多环芳烃污染土壤的植物修复进展[J]. *农业环境科学学报*, 2007, **26**(6):2007-2013.
- [19] Eriksson M, Dalhammar G, Borg-Karlson A. Biological degradation of selected hydrocarbons in an old PAH/creosote contaminated soil from a gas work site [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2000, **53**(5):619-626.
- [20] Cai Q, Mo C, Wu Q, *et al.* The status of soil contamination by semivolatle organic chemicals in China: A review [J]. *Science of the Total Environment*, 2009, **389**(2):209-224.
- [21] 鲍士旦.土壤农化分析[M].北京:中国农业出版社,2000. 46-113.
- [22] 王虹,崔桂霞.用氯化钡缓冲液法测定土壤阳离子交换量[J]. *土壤*, 1989, **21**(1):49-51.
- [23] 蔡邦年,王振忠,梁育勤,等.鹤望兰优株评选的研究[J]. *北京林业大学学报*, 2000, **22**(5):68-69.
- [24] Zhan X, Ma H, Zhou L, *et al.* Accumulation of phenanthrene by roots of intact wheat (*Triticum aestivum* L.) seedlings: passive or active uptake? [J]. *BMC Plant Biology*, 2010, **10**:52.
- [25] 高祥照,胡克林,郭焱,等.土壤养分与作物产量的空间变异特征与精确施肥[J]. *中国农业科学*, 2002, **35**(6):660-666.
- [26] 刘均霞.玉米/大豆间作条件下作物根际养分高效利用机理研究[D].贵阳:贵州大学,2008.
- [27] 关松荫.土壤酶及其研究法[M].北京:农业出版社,1986. 20-56.
- [28] 黄绍文,金继运,杨俐苹,等.县级区域粮田土壤养分空间变异与分区管理技术研究[J]. *土壤学报*, 2003, **40**(1):79-881.

- [29] 孟亚利,王立国,周治国,等. 套作棉根际与非根际土壤酶活性和养分的变化[J]. 应用生态学报,2005, **16**(11):2076-2080.
- [30] 李文学. 小麦/玉米/蚕豆间作系统中氮、磷吸收利用特点及其环境效应[D]. 北京:中国农业大学,2001.
- [31] 叶优良. 间作对氮素和水分利用的影响[D]. 北京:中国农业大学,2003.
- [32] 程宪国,王维敏. 麦秸翻压对土壤磷组分的影响[J]. 土壤通报,1991, **22**(6):254-256.
- [33] Ludwig B, Kolbl A. Modelling cation exchange in columns of disturbed and undisturbed subs oil[J]. European Journal of Soil Science,2002, **53**(12):645-653.
- [34] 王瑛,孟亚利,陈兵林,等. 麦棉套作棉花根际非根际土壤微生物和土壤养分[J]. 生态学报,2006, **26**(10):3485-3490.