植物营养与肥料学报 2010,16(4):824-832
Plant Nutrition and Fertilizer Science

燕沟流域土壤微生物学性质对植被恢复过程的响应

刘 雨[1,2],郑粉莉[1,2*],安韶山[2],和文祥[1],郭 曼[1,2],吕春华[1,2]
(1 西北农林科技大学资源环境学院,陕西杨陵 712100;
2 中国科学院、水利部水土保持研究所,黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室,陕西杨陵 712100)

摘要:以黄土高原丘陵区陕北延安燕沟流域为例,研究了退耕地土壤微生物生物量对植被恢复过程的响应。结果表明,随植被恢复年限的增加,植被盖度、多度和物种数均呈现先增加后减少然后又增加的趋势。同对照农地相比,表层(0—5 cm)土壤呼吸速率和土壤微生物生物量均明显增加。表层土壤呼吸速率和微生物量碳、氮、磷分别比对照农地增加31.61%~360.75%和15.19%~512.81%、122.91%~697.15%、193.5%~2068.17%。表层土壤呼吸速率对植被恢复的响应是在植被恢复初期(0~29年),随植被恢复年限的增加而增加;植被恢复30~55年期间,随植被恢复年限的增加而减少;而植被恢复55年以后,又随植被恢复年限的增加而增加。植被恢复过程中,土壤微生物量碳、氮和磷的变化与土壤呼吸速率变化趋势类似。除植被恢复8和16年外,植被恢复年限间的土壤呼吸速率、呼吸熵和微生物量碳、氮、磷均有显著性差异。表层土壤呼吸速率与土壤微生物量氮、磷呈极显著相关,土壤微生物量碳与土壤微生物量氮呈显著相关;而土壤呼吸熵与呼吸速率和微生物量碳、氮、磷相关性不明显。

关键词:植被恢复;退耕地;土壤呼吸速率;土壤呼吸熵;土壤微生物生物量碳、氮、磷
中图分类号:S154.3　　**文献标识码**:A　　**文章编号**:1008-505X(2010)04-0824-09

Soil microbial biomass characteristics in response to vegetation restoration on abandoned lands in Yangou watershed of China

LIU Yu[1,2], ZHENG Fen-li[1,2*], AN Shao-shan[2], HE Wen-xiang[1], GUO Man[1,2], LÜ Chun-hua[1,2]
(*1 College of Resources and Environment, Northwest A & F University, Yangling, Shaanxi 712100, China*;
2 The State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland on the Loess Plateau/Institute of Soil and Water Conservation, CAS & MWR, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: Taking the Yangou watershed located in the hilly-gully region of the Loess Plateau as an example, the responses of soil microbial biomass characteristics to vegetation restoration on abandoned lands were studied. The results showed that with an increase of vegetation restoration years, vegetation coverage, vegetation abundance, and amount of species increased at the beginning of vegetation restoration(4-16 years), then decreased(16-29 or 16-55 years), and later increased again(after 30 or 55 years). Respiration rate and microbial biomass of topsoil(0-5 cm) significantly increased compared to cropland with topsoil respiration rate, microbial biomass C, microbial biomass N and microbial biomass P increased by 31.61%-360.75%, 15.19%-512.81%, 122.91%-697.15% and 193.5%-2068.17%, respectively. At the early stages of vegetation restoration(0-29 years), topsoil respiration rate increased with an increase of vegetation restoration years, then decreased at 30-55 years of vegetation restoration, and then increased again after 55 years of vegetation restoration. With vegetation succession, the changing tendency of topsoil microbial biomass C, N, and P were similar to that of soil respiration rate. Soil respiration

收稿日期:2009-04-27　　**接受日期**:2009-11-12
基金项目:中国科学院西部行动计划(二期)(KZCX2-XB2-05-03);国家"973"计划项目(2007CB407201);西北农林科技大学创新团队(01140202)项目资助。
作者简介:刘雨(1982—),女,陕西延安人,硕士,主要从事土壤质量评价研究。E-mail:liuyu_lyu@163.com
* 通讯作者 E-mail:flzh@ms.iswc.ac.cn

rates, soil respiratory quotients, soil microbial biomass C, N, and P in different restoration years showed significantly different except in 8 and 16 years. Topsoil respiration rate was significantly correlated with soil microbial biomass N and P, but soil respiratory quotient was not significantly correlated with soil respiration rate, soil microbial biomass C, N, and P.

Key word: vegetation restoration; abandoned land; soil respiration rate; soil respiratory quotient; soil microbial biomass C, N, P

土壤呼吸是指土壤释放 CO_2 的过程,是陆地生态系统碳循环的一个重要环节,也是土壤碳库主要的输出途径,往往作为土壤生物活性和土壤肥力乃至透气性的指标[1-4]。土壤微生物量是指土壤中体积小于5～10 μm^3 活的微生物总量,广义上包括土壤微生物碳、氮、磷和硫,它是土壤中最活跃的因子[5-7]。一方面土壤微生物是土壤有机质和土壤养分(N、P、S 等)循环和转化的驱动力,另一方面土壤微生物量本身是土壤养分(N、P、S 等)的储备库[7-8]。近 20 年来,随着测试方法的不断改进和完善,土壤微生物量的研究日益受到重视,并取得了一些重要进展[9-10]。目前,对土壤微生物量的研究主要集中在耕地上,获得了一些可靠的结果。如曹慧等[8]研究指出,土壤微生物量碳、氮和土壤有机碳、全氮和碱解氮之间呈正相关。经过 30 年蔬菜种植,土壤微生物量碳由 3 年菜地的 210.11 mg/kg 上升到 535.99 mg/kg,增加了 1.55 倍。

从 1999 年开始实施以退耕还林还草为核心的生态建设工程至今,关于该工程实施过程中对退耕还林还草的意义、退耕后植被演替规律、土壤质量的反馈效益等进行了广泛的研究[11-13]。但有关退耕地植被恢复对土壤呼吸和土壤微生物生物量的影响鲜见报道。因此研究不同退耕地土壤呼吸和土壤微生物生物量的变化,对了解植被恢复过程中土壤质量变化以及土壤养分的转化与循环有重要意义。

空间代时间序列法是研究退耕地植被恢复与土壤质量互动影响主要的研究方法之一。通过不同空间的样地模拟同一样地在不同恢复时期的特征,可以反映时间序列上植被与土壤的变化规律。本研究以位于黄土丘陵区森林草原带陕北延安燕沟流域为例,采用空间代时间序列法和室内分析法,研究土壤呼吸对植被恢复的响应,阐明植被恢复过程中土壤微生物生物量的变化与规律,以期为深入了解土壤微生物在生态系统物质循环和能量流动中的作用提供理论支持,为黄土高原植被恢复与重建以及生态环境建设提供科学依据。

1　材料与方法

1.1　研究区概况

燕沟流域位于延安市南 3 km 处,东经 109°20′～109°35′,北纬 36°20′～36°32′,属黄土高原丘陵沟壑区第Ⅱ副区,流域面积 46.9 km^2。流域内梁峁起伏,沟壑纵横,地形复杂,土地类型多样。流域内海拔 986～1425 m,最大高差 439 m。该区气候处于暖温带半干旱区向半湿润区过渡带,年平均气温 9.2℃,无霜期平均 163 d,年平均降水量 563.5 mm。日最大降雨量为 98.1 mm,降水量的年际变化大且降水量季节分配不均匀。土壤类型以黄绵土为主,占 90% 以上。治理前侵蚀模数达到 6000～9000 t/(km^2 · a),属于强度水土流失类型区。经过近几十年的治理,水土流失治理面积占流域面积的 49.4%,侵蚀模数为 581 t/(km^2 · a)。过去几十年水土流失治理和生态恢复过程中形成的植被恢复不同阶段的草地、灌木地和林地,为研究植被恢复对土壤质量的影响提供了理想的试验基地[14]。

1.2　研究方法

1.2.1 野外调查与采样　首先通过农户走访确定研究样地的撂耕年限,再通过走访年高老农、历届村干部及查阅土地拍卖契约核定研究样地的具体撂耕年份,最后再通过植被调查确定研究样地的植被演替阶段及恢复年限。在此基础上,确定研究流域各地块的撂荒历史和植被恢复年限,并初步选择研究样地。随后对初选样地进行植被调查,综合考察询问资料和植被调查数据确定各样地的植被恢复年限。最后,根据各样地的经度、纬度、海拔、坡向和坡度条件,选择出海拔、坡向和坡度相近的 7 个样地作为采样地,研究植被恢复对土壤微生物性质的影响。所选 7 个样地范围为东西相距 1168 m,南北相距 1546 m,即样区面积为 2 km^2。由于样点距离较近,历史种植状况和种植作物的种类相近于对照农地,因此消除了不同历史状况、种植作物不同和空间变异对植被演替和土壤特性的影响。所选样地的基本情况见表 1。植被调查是在每个样点选择 3～5 个样方,

表 1 样地基本情况

Table 1 The descriptions of the sampling sites

样地 Sampling sites	植被恢复年限 Vegetation restoration years (a)	海拔 Elevation (m)	地理位置 ψ(N),λ(E)	坡度 Steepness (°)	坡向 Slope	植物群落 Vegetation community	地被物厚度 Thickness of ground cover (mm)
S1	0	1267	36°30′51″ 109°32′22″	14	ES51°	农地(马铃薯) Cropland(Potato)	0
S2	4	1125	36°31′20″ 109°31′20″	20	ES28°	狗尾草 + 猪毛蒿 + 虫实 *Setaria viridis* + *Artemisia scoparia* + *Corispermum chinganicum* Iljin	2
S3	8	1224	36°31′19″ 109°31′40″	17	EN31°	铁杆蒿 + 披针叶黄花 *Artemisia gmelini* + *Thermopsis lanceolata*	3
S4	16	1243	36°31′19″ 109°31′42″	14	EN62°	铁杆蒿 + 长芒草 + 白羊草 *Artemisia gmelini* + *Stipa bungeana* + *Bothriochloa ischaemun*	5
S5	29	1232	36°31′18″ 109°31′40″	23	EN31°	铁杆蒿 + 杠柳 *Artemisia gmelini* + *Periploca sepium*	4
S6	55	1235	36°31′29″ 109°31′22″	22	EN17°	狼牙刺 + 杠柳 *Sophora davidii* + *Periploca sepium*	1
S7	100	1267	36°30′51″ 109°32′32″	15	ES37°	杜梨 *Pyrus betulaefolia*	7

面积根据植被类型而定,草地为 1 m × 1 m,灌木为 5 m × 5 m,林地为 10 m × 10 m。

各样地的群落特征列于表 2。S1 样地作为对照农地,种植的作物是马铃薯; S2 样地植被恢复年限为 4 年,狗尾草、猪毛蒿和虫实是植物群落的优势种; S3 样地植被恢复年限为 8 年,铁杆蒿和披针叶黄花是植物群落的优势种; S4 样地植被恢复年限为 16 年,铁杆蒿、长芒草和白羊草是植物群落的优势种; S5 样地植被恢复年限为 29 年,铁杆蒿和杠柳是植物群落的优势种; S6 样地植被恢复年限为 55 年,狼牙刺和杠柳是植物群落的优势种; S7 样地植被恢复年限为 100 年,杜梨为优势种。

将样地从左至右分成 3 个典型条带(即 3 个重复),每个条带采用倒 S 形随机采集,采样深度 0—5 cm。将同一样地不同坡位多点采集的土壤样品充分混合,作为样地的平均特征,除去地表有机物残体和根系,用四分法选取各条带的土壤样品 1 份,每份约 500 g 供分析用。采样时间为 2007 年 6 月。

1.2.2 样品测定方法 土壤样品经风干去除根系、枯落物、石块等后,过 1 mm 筛备用。

土壤呼吸速率测定: 称取相当于 200 g 烘干土重的风干土样于 500 mL 有盖的可密封的广口瓶中,并将土壤均匀地平铺于瓶底部,调节各土样的含水量,使土壤含水量为田间最大持水量的 50%,在 25 ±1℃下密闭培养 14 d,每天用静态碱液吸收法[15]测定土壤呼吸速率。

土壤微生物量氮的测定: 称取培养好的土壤 5 g,按土水比 1∶4 加入 20 mL 0.5 mol/L K_2SO_4 浸提液,振荡 30 min,过滤,得到未熏蒸滤液。同时,称取另一份相同的土壤,放入真空干燥器中,内置一个装有 50mL $CHCl_3$(无乙醇)的烧杯,和一个装有 50 mL NaOH 的烧杯,用真空泵抽至 $CHCl_3$ 沸腾并保持 2 min,在 25℃的恒温中黑暗培养 24 h,然后用真空泵抽气法除去土壤中残留的 $CHCl_3$,熏蒸后的土样同样按水土比 1∶4 加入 20 mL 0.5 mol/L K_2SO_4 提取[16],得到熏蒸滤液。分别取未熏蒸和熏蒸滤液各 1 mL,用

0.5 mol/L K_2SO_4 浸提液稀释 10 倍后,再按 1∶1 加入碱性过硫酸钾氧化剂[17]。氧化后用双波长(220 nm 和 275 nm)比色法测定全氮含量。土壤微生物量氮以熏蒸和未熏蒸土样中全氮含量的差值(E_N)除以换算系数 K_{EN}(K_{EN}为熏蒸杀死的微生物中氮被 K_2SO_4 所提取的比例,常取 0.45[18])计算获得。

土壤微生物量碳的测定: 分别取上述未熏蒸和熏蒸滤液各 25 mL,用 TOC 仪测定提取液中的有机碳。土壤微生物量碳以熏蒸和未熏蒸土样中有机碳含量的差值(E_C)除以换算系数 K_{EC}(K_{EC}为熏蒸杀死的微生物中碳被 K_2SO_4 所提取的比例,常取 0.38[18])得到。

土壤微生物量磷的测定: 采用熏蒸浸提法测定。熏蒸方法与土壤微生物量碳氮熏蒸的方法相同,得到的未熏蒸和熏蒸滤液用钼锑抗比色法测定土样中磷的含量。土壤微生物量磷以熏蒸和未熏蒸土样中磷含量的差值(E_P)除以换算系数 K_{EP}(K_{EP}为熏蒸杀死的微生物中磷被提取的比例,常取 0.4[18])得到。

各测试项目重复 3 次。

试验数据显著性差异和相关性分析均采用 SPSS 软件完成(SPSS 13.0 for Windows)。

2　结果与分析

2.1　退耕地植被群落特征

退耕地的植被恢复,在没有外来干扰的条件下,是一个趋向于草—灌木—乔木自我恢复的过程。野外植被调查表明(表 2),燕沟流域植被自然恢复过程中的群落演替规律为: 狗尾草 + 猪毛蒿 + 虫实(植被恢复 4 年)→铁杆蒿 + 披针叶黄花(植被恢复 8 年)→铁杆蒿 + 长芒草 + 白羊草(植被恢复 16 年)→铁杆蒿 + 杠柳(植被恢复 29 年)→狼牙刺 + 杠柳(植被恢复 55 年)→杜梨林(植被恢复 100 年以上)。演替初期是先锋草地阶段(植被恢复 4 年以前),群落组成以一和二年生植物为主,如狗尾草、猪毛蒿和虫实。植被恢复 4~8 年群落中,多年生草本逐渐代替一和二年生草本,以铁杆蒿和披针叶黄花为优势种。植被继续演替,长芒草和白羊草成为主要优势种(植被恢复 16 年)。植被恢复 29 年是草本向灌木演化的过渡期,优势种为铁杆蒿和杠柳。到植被恢复 55 年,已经形成显著的灌木林,并开始出现低矮的乔木,狼牙刺和杠柳成为优势种。此后(55~100 年)乔木逐渐代替灌木占据优势地位,100 年时植被优势种为杜梨。

随着植被恢复年限的增加,植被盖度、多度和物种数均呈现先增加后减少然后再增加的变化趋势。植被恢复 4~16 年,植被盖度从 34% 增加到 53.6%,多度从尚多(Cop1)增加到极多(Soc); 植被恢复 16~55 年间,植被盖度从 53.6% 减少到 47.9%,多度从极多(Soc)减少到很多(Cop3); 植被恢复 55 年以后,植被盖度、多度又开始增加,到植被恢复 100 年植被盖度从 47.9% 增加到 65.6%,多度从很多(Cop3)增加到极多(Soc)。物种数在植被恢复 4~16 年间增加了 300%,在植被恢复 16~29 年间减少了 40%,在植被恢复 30 年以后又开始增加,物种数在植被恢复 100 年比 29 年增加了 110%。造成这种现象的原因是弃耕后,一和二年生的草本迅速侵入,因此物种数、植被盖度和多度均大幅度增加。在草本的覆盖下,土壤条件会得到改善,一些多年生的杂草会接踵而至,土壤表层有机物质逐渐增多,保水能力也逐渐增强,这将更有利于植物的生长,群落的多度、盖度和

表 2　植被恢复过程中的群落特征

Table 2　Vegetation community characteristics during vegetation restoration

样地 Sample	植物群落 Vegetation community	盖度(%) Coverage	多度 Abundance	物种数 Amount of species
S2	狗尾草 + 猪毛蒿 + 虫实 *Setaria viridis + Artemisia scoparia + Corispermum chinganicum* Iljin	34.0	Cop1	7
S3	铁杆蒿 + 披针叶黄花 *Artemisia gmelini + Thermopsis lanceolata*	48.6	Cop3	18
S4	铁杆蒿 + 长芒草 + 白羊草 *Artemisia gmelini + Stipa bungeana + Bothriochloa ischaemun*	53.6	Soc	28
S5	铁杆蒿 + 杠柳 *Artemisia gmelini + Periploca sepium*	51.7	Cop3	20
S6	狼牙刺 + 杠柳 *Sophora davidii + Periploca sepium*	47.9	Cop3	21
S7	天然杜梨 Natural *Pyrus betulaefolia*	65.6	Soc	42

注(Note): Soc—极多(Social); Cop3—很多(Copiosae 3); Cop1—尚多(Copiosae 1).

物种数稳定增长。几年后,一些小灌木便会生长起来,并成为灌木丛,由于灌木的生存竞争力大于草本,因此群落中的物种数量、植被盖度和多度开始下降。再经过一段时间,乔木开始出现。高大的乔木占据了更多的空间,灌木逐渐减少,地表枯落物显著增加,减少了土壤蒸发,提高了土壤水分,对植被恢复有促进作用,群落的多度、盖度和物种数呈显著的增加趋势。

2.2 土壤呼吸速率对植被恢复的响应

土壤微生物呼吸强度能反映土壤中有机物的分解和土壤有效养分状况。土壤微生物呼吸是土壤呼吸的最主要来源[19]。测定土壤呼吸随时间变化的强弱可以反映土壤有机质的矿化速率,判断微生物活性的大小。

图1看出,土壤呼吸速率随土壤培养时间的变化规律与在各个植被恢复年限下土壤呼吸速率的变化趋势均相同,即土壤呼吸速率随土壤培养时间的增加而减小,并逐渐达到稳定。在土壤培养初期,土壤呼吸速率随培养时间的增加明显减小,土壤培养1～5 d期间土壤呼吸速率平均每天减小20.6%～28.11%;在土壤培养后期土壤呼吸速率减小的速度减缓并逐渐趋于稳定,土壤培养6～14 d期间土壤呼吸速率平均每天仅减少4.28%～8.92%。虽然在培养后期土壤呼吸速率略有波动(10～11 d),但就整体而言,土壤呼吸速率趋于恒定,此时土壤微生物的活性达到稳定状态。造成这种变化趋势的原因是培养第1 d土壤中水分含量最大,因此土壤微生物活性达到最大值,土壤呼吸速率明显增加,随着土壤微生物活动大量消耗水分,导致土壤培养初期(1～5 d)土壤呼吸量明显降低。而土壤培养6 d以后,土壤微生物活动对水分的消耗逐渐平稳,土壤呼吸速率逐渐稳定,此时土壤微生物活性也达到稳定状态。

不同植被恢复年限下表层0—5 cm土壤呼吸速率均有所增加,同当年对照农地相比,土壤呼吸速率平均每天增加31.61%～360.75%(图1)。

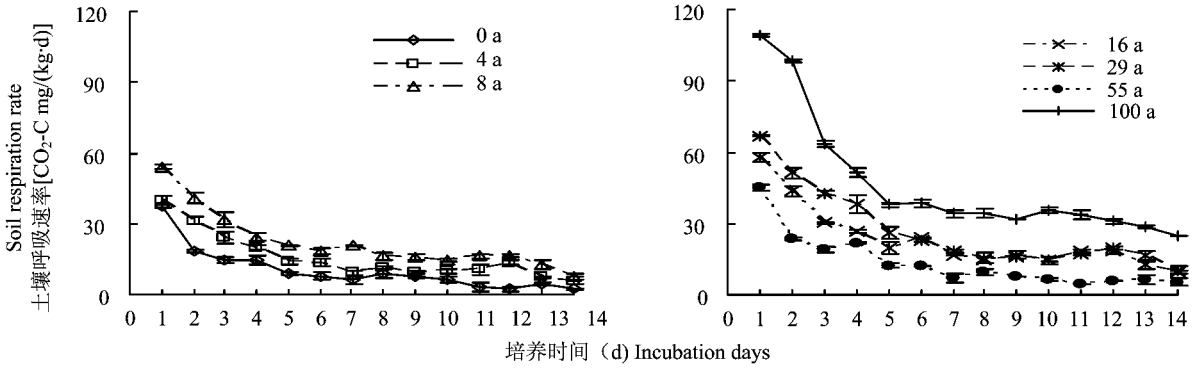

图1 植被恢复与土壤呼吸速率

Fig. 1 Vegetation restoration and soil respiration rate

图1还看出,土壤呼吸速率对植被恢复年限的响应为土壤呼吸速率随植被恢复年限的增加而增加。在土壤培养初期(1～5 d),植被恢复0～8年期间土壤呼吸速率呈明显增加的趋势,在植被恢复8～16年期间土壤呼吸速率增幅减缓,16～29年期间,土壤呼吸速率又开始增加。在土壤培养后期(7～14 d),植被恢复0～8年期间土壤呼吸速率呈现明显的增加趋势,8～29年期间土壤呼吸速率变化较小,而在30～55年期间土壤呼吸速率明显降低,植被恢复55年以后土壤呼吸速率又开始显著增加。造成这种现象的原因是由于养分含量在植被恢复过程中呈现先增加后减少然后又增加的缘故[20],土壤水分和温度在植被恢复初期较高,从而影响土壤呼吸速率在植被恢复初期较高。随着养分的消耗与积累达到动态平衡,土壤水分和温度变化较小,土壤呼吸速率也逐渐趋于稳定。而植被恢复55年以后,由于乔木逐渐侵入,林下郁闭度增加,根系密集度也增加,打破了这种平衡状态,土壤呼吸速率又开始增加。

2.3 土壤微生物呼吸熵对植被恢复的响应

土壤微生物呼吸熵(Respiratory quotient)是反映环境因素、管理措施变化和重金属污染对微生物活性影响的一个敏感指标[21-22]。它将微生物呼吸速率与微生物生物量有机地结合起来,是反映环境因素、管理措施变化等因素对微生物活性影响的一个敏感性指标[23]。

图2可以看出,微生物呼吸熵对植被恢复的响应为植被恢复0～29年期间,除植被恢复4年时微生物呼吸熵比当年对照农地增加10.5%外,其余

年限下均比当年对照农地低，降幅分别为56.29%、8.5%和19.83%；植被恢复55年以后，微生物呼吸熵开始增加，植被恢复55和100年分别比当地对照农地增加60.21%和74.11%。这可能是植被恢复初期，土壤呼吸量增加明显，而微生物活性增加相对滞后，微生物呼吸消耗的碳比例较大，而用于建造微生物细胞的碳比例相对较小，因而呼吸熵达到最大值。而在植被恢复8～29年时，植被群落逐渐稳定，微生物活性明显提高，用于建造微生物细胞的碳比例较大，即呼吸熵逐渐减小。植被恢复30年以后，灌木和乔木对表层土壤微生物呼吸又有明显的增加作用，致使呼吸熵又呈现增加趋势。

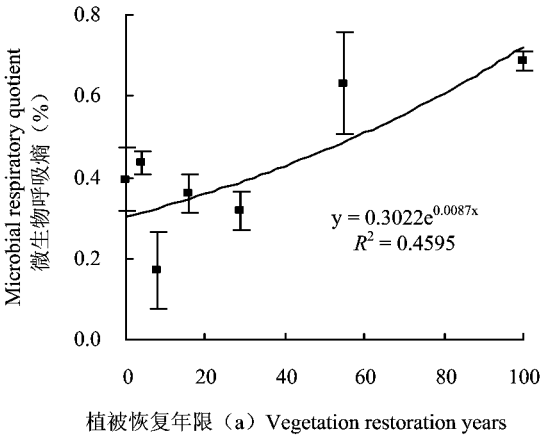

图2　植被恢复与微生物呼吸熵

Fig. 2　Vegetation restoration and soil microbial respiratory quotient

2.4　土壤微生物量碳、氮、磷对植被恢复的响应

土壤生态系统的功能主要由土壤微生物机制所控制，土壤微生物作为进入土壤的天然有机物质和土壤有机物质的“转化者”，是土壤养分特别是氮、磷、硫等的“源”和“库”。所以土壤微生物量是表明不同生态系统土壤肥力的重要生物学指标[24-27]。图3可看出，不同植被恢复年限下表层0—5 cm土壤微生物量碳、氮、磷均有所增加。对照农地微生物量碳、氮、磷分别为620.07、16.79、0.61 mg/kg，而植被恢复100年间与同年对照农地相比土壤微生物量碳、氮、磷分别增加15.19%～512.81%、122.91%～697.15%和193.5%～2068.17%。

在植被恢复初期，土壤微生物量碳、氮随植被恢复年限的增加而增加，表层土壤微生物量碳、氮在植被恢复8年分别比同年对照农地增加449.33%和373.10%；植被恢复8～16年期间，土壤微生物量碳随植被恢复年限的增加而减少，植被恢复16年比8年减少了15.98%；植被恢复16～29年期间，土壤微生物量碳又开始增加，植被恢复29年比植被恢复16年增加了22.69%；植被恢复30～55年期间，土壤微生物量碳出现明显降低，植被恢复55年时比植被恢复29年减少了72.3%。土壤微生物量氮在植被恢复8～55年期间出现逐渐降低的趋势，植被恢复55年时比植被恢复8年减少了52.88%。植被恢复55年以后，土壤微生物量碳、氮明显增加，到植被恢复100年比植被恢复55年分别增加了290.71%和257.61%。

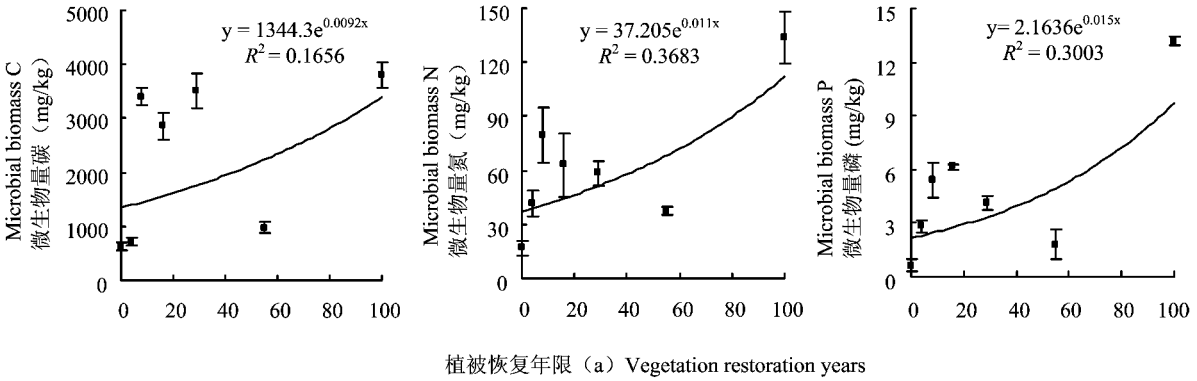

图3　植被恢复与土壤微生物量碳、氮、磷

Fig. 3　Vegetation restoration and soil microbial biomass C, N, P

图3还看出，土壤微生物量磷随植被恢复年限的增加呈现先增加后减少尔后又增加的趋势。在植被恢复初期，土壤微生物量磷随植被恢复年限的增加而增加，表层土壤微生物量磷在植被恢复16年比当年对照农地增加909.64%；植被恢复16～55年期间，土壤微生物量磷随植被恢复年限的增加而急剧减少，植被恢复55年比植被恢复16年减少了70.93%；植被恢复55年以后土壤微生物量磷又明

显增加,植被恢复100年比植被恢复55年增加了638.84%。

总体看来,植被恢复55年明显比其他处理低的原因是植被恢复过程中植被对土壤养分的消耗与积累存在一个动态平衡过程。在植被恢复初期(0~29年)先锋植物入侵,生长较快,对土壤改善也较明显。随着多年生草本逐渐代替一年生草本(植被恢复30~55年),植物对于水分和养分的需求显著增多,因而对土壤养分的消耗增加。植被恢复55年时已经演替到灌木群落,对于水分和养分的需求更加多,而植被覆盖度又显著降低,土壤含水量明显减少,此时土壤微生物学性质呈现显著降低的趋势。调查中发现,植被恢复55年时样地的盖度、密度和物种丰富度明显低于其他样地,这一现象与植被-土壤间互相影响的规律一致。但是,土壤微生物学性质整体发展趋势是随植被恢复年限的增加,土壤微生物学性质呈现先增加后逐渐降低,然后又显著增加至逐渐稳定。

2.5 植被恢复年限间土壤呼吸速率、土壤呼吸熵和土壤微生物量碳、氮、磷差异性分析

通过对各植被恢复年限间土壤呼吸速率、呼吸熵和微生物量碳、氮、磷进行双因素方差分析(表3)表明,除了植被恢复8与16年间土壤呼吸速率、呼吸熵和微生物量碳、氮、磷没有显著性差异外,其他年限间土壤呼吸速率、呼吸熵和微生物量碳、氮、磷均差异显著。说明植被恢复年限对于土壤呼吸速率、呼吸熵和微生物量碳、氮、磷均具有显著的影响。

表3 植被恢复年限间多重比较表

Table 3 Multiple comparisons among vegetation restoration years

植被恢复年限(a) Vegetation restoration years	0	4	8	16	29	55	100
0	1.000						
4	0.000	1.000					
8	0.000*	0.000*	1.000				
16	0.000*	0.000*	0.068	1.000			
29	0.000*	0.019*	0.006*	0.000*	1.000		
55	0.003*	0.018*	0.000*	0.000*	0.000*	1.000	
100	0.000*	0.000*	0.000*	0.000*	0.000*	0.000*	1.000

注(Note):* $P<0.05$(LSD)

2.6 土壤呼吸速率、呼吸熵与微生物量碳、氮、磷相关性分析

土壤微生物生物量与呼吸速率、呼吸熵的相关分析结果(表4)看出,表层0—5 cm土壤呼吸速率与微生物量氮、磷,微生物量碳、氮之间呈极显著相关($P<0.01$);土壤微生物量氮、磷之间呈显著相关($P<0.05$)。说明土壤呼吸速率对微生物量氮、磷有重要的影响。土壤微生物量碳、氮之间关系密切,而土壤微生物量氮和磷之间关系较密切。土壤呼吸熵与呼吸速率和微生物量碳、氮、磷相关性不明显($P>0.05$),说明土壤呼吸熵对微生物量碳、氮、磷的影响较小。

表4 土壤呼吸速率、呼吸熵与微生物量碳、氮、磷相关系数

Table 4 Correlation coefficient among soil respiration rate, soil respiratory quotient and soil microbial biomass C,N,P

土壤因子 Factors	相关系数 Correlation coefficient(r)				
	呼吸速率 Respiration rate	呼吸熵 Respiration quotient	微生物量碳 Microbial biomass C	微生物量氮 Microbial biomass N	微生物量磷 Microbial biomass P
呼吸速率 Respiration rate	1.000				
呼吸熵 Respiration quotient	0.473	1.000			
微生物量碳 Microbial biomass C	0.697	-0.209	1.000		
微生物量氮 Microbial biomass N	0.906**	0.115	0.900**	1.000	
微生物量磷 Microbial biomass P	0.970**	0.337	0.750	0.932**	1.000

注(Note):* $P<0.05$; ** $P<0.01$

3　结论

1）燕沟流域植被自然恢复过程中的群落演替规律为：狗尾草＋猪毛蒿＋虫实（植被恢复 4 年）→铁杆蒿＋披针叶黄花（植被恢复 8 年）→铁杆蒿＋长芒草＋白羊草（植被恢复 16 年）→铁杆蒿＋杠柳（植被恢复 29 年）→狼牙刺＋杠柳（植被恢复 55 年）→杜梨林（植被恢复 100 年以上）。随着植被恢复年限的增加，植被盖度、多度和物种数均呈现先增加后减少然后又增加的趋势。

2）土壤呼吸速率随土壤培养时间的增加而减小，并逐渐达到稳定。在土壤培养初期，土壤呼吸速率随培养时间的增加明显减小；土壤培养后期，土壤呼吸速率随培养时间增加的速度减缓并趋于稳定。不同植被恢复年限下表层 0—5 cm 土壤呼吸速率均有所增加，同当年对照农地相比，土壤呼吸速率平均每天增加 31.61%～360.75%。在植被恢复初期（0～29 年），土壤呼吸速率随植被恢复年限的增加而增加；植被恢复 30～55 年，随植被恢复年限的增加而减小；植被恢复 55 年以后，又随植被恢复年限的增加而增加。微生物呼吸熵随植被恢复年限的增加呈现先明显增加后降低然后又增加的趋势。植被恢复 100 年对土壤微生物量碳、氮、磷均有显著的增加作用。土壤微生物量碳、氮在植被恢复初期（0～29年）除植被恢复 16 年外，均随植被恢复年限的增加而增加；植被恢复 30～55 年，土壤微生物量碳、氮明显降低，而植被恢复 55 年以后，又随植被恢复年限的增加而增加。土壤微生物量磷的变化趋势是随植被恢复年限的增加先增加（0～16 年）后减少（16～55 年）然后又增加（55～100 年）的趋势。土壤微生物生物量的增加趋势为：土壤微生物量磷＞土壤微生物量氮＞土壤微生物量碳。

3）除了植被恢复 8 和 16 年外，其他年限间土壤呼吸速率、土壤呼吸熵和土壤微生物量碳、氮、磷均有显著性差异。植被恢复年限对于土壤呼吸速率、呼吸熵和微生物量碳、氮、磷均具有显著的影响。

4）表层土壤呼吸速率与土壤微生物量氮、磷和土壤微生物量碳、氮间呈极显著关系；土壤微生物量氮、磷间呈显著相关；而土壤呼吸熵与呼吸速率和微生物量碳、氮、磷相关性不明显。

参 考 文 献：

[1] Fu S L, Cheng W X, Susfalk R. Rhizospere respiration varies with plant species and phenology: A greenhouse pot experiment[J]. Plant Soil, 2002, 239: 133-140.

[2] Zhao J, Qi Y C, Dong Y S. Diurnal and seasonal dynamics of soil respiration in desert shrubland of Artemisia Ordosica on Ordos Plateau of Inner Mongolia, China[J]. J. For. Res., 2007, 18(3): 231-235.

[3] Dilly O. Microbial respiratory quotient during basal metabolism and after glucose amendment in soils and litter[J]. Soil Biol. Biochem., 2001, 33: 117-127.

[4] 易志刚，蚁伟民，周国逸，等. 鼎湖山三种主要植被类型土壤碳释放研究[J]. 生态学报，2003，23(8)：1673-1678.
Yi Z G, Yi W M, Zhou G Y *et al*. Soil carbon effluxes of three major vegetation types in Dinghushan biosphere reserve[J]. Acta Ecol. Sin., 2003, 23(8): 1673-1678.

[5] Jenkinson D S, Brooke P C, Powlson D S. Measuring soil microbial biomass[J]. Soil Biol. Biochem., 2004, 36(1): 5-7.

[6] He Z L, Wu J, Donnell O *et al*. Seasonal responses in microbial biomass carbon, phosphorus and sulphur in soils under pasture[J]. Biol. Fert. Soils, 1997, 24(4): 421-428.

[7] 俞慎，李勇，王俊华，等. 土壤微生物生物量作为红壤质量生物指标的探讨[J]. 土壤学报，1999，36(3)：413-422.
Yu S, Li Y, Wang J H *et al*. Study on the soil microbial biomass as a bio-indicator of soil quality in the red earth ecosystem[J]. Acta Pedol. Sin, 1999, 36(3): 413-422.

[8] 曹慧，杨浩，孙波，等. 不同种植时间菜园土壤微生物生物量和酶活性变化特征[J]. 土壤，2002，(4)：197-200.
Cao H, Yang H, Sun B *et al*. Variation characteristics of soil microbial biomass and enzyme activities in vegetable garden in different planting time[J]. Soils, 2002, (4): 197-200.

[9] 赵先丽，程海涛，吕国红，等. 土壤微生物生物量研究进展[J]. 气象与环境学报，2006，22(4)：68-72.
Zhao X L, Cheng H T, Lü G H *et al*. Advance in soil microbial biomass[J]. J. Meteorol. Environ., 2006, 22(4): 68-72.

[10] 陈国潮. 土壤微生物量测定方法现状及其在红壤上的应用[J]. 土壤通报，1999，30(6)：284-287.
Chen G C. Status of soil microbial biomass determination method and application in the red earth[J]. Chin. J. Soil Sci., 1999, 30(6): 284-287.

[11] 张小燕，杨改河. 中国西部地区退耕还林还草研究[M]. 北京：科学出版社，2005.
Zhang X Y, Yang G H. Researches of forests and grasses vegetation reconstruction in Northwest China[M]. Beijing: Science Press, 2005.

[12] 朱芬萌，杨改河，冯永忠，等. 陕西黄土高原地区退耕与粮食补助模式研究[J]. 水土保持学报，2002，16(2)：115-117.
Zhu F M, Yang G H, Feng Y Z *et al*. Optimum paradigm of returning farmland on hills to forest and grassland and grain supply from government in Loess Plateau Area in Shaanxi Province[J]. J. Soil Water Conserv., 2002, 16(2): 115-117.

[13] 王得祥，杨改河. 西北地区林草植被及其生态环境建设策略[J]. 西北林学院学报，2003，18(1)：15-19.
Wang D X, Yang G H. Countermeasures for forests and grasses vegetation reconstruction in Northwest China[J]. J. Northwest

For. Coll. ,2003,18(1): 15-19.

[14] 田均良,梁一民,刘普灵,等. 黄土高原丘陵区中尺度生态农业建设探索[M]. 郑州: 黄河水利出版,2003.
Tian J L, Liang Y M, Liu P L *et al*. Research on the mesoscale eco-agricultural construction in Hilly Area of Loess Plateau[M]. Zhengzhou: Yellow River Conservancy Press,2003.

[15] 刘立新,董云社,齐玉春. 草地生态系统土壤呼吸研究进展[J]. 地理科学进展,2007,23(4): 35-42.
Liu L X, Dong Y S, Qi Y C. The development on the soil respiration of grassland ecosystem[J]. Prog. Geog. ,2007,23(4): 35-42.

[16] 许光辉,李振高. 微生物生态学[M]. 南京: 东南大学出版社,1991.
Xu G H, Li Z G. Microbial ecology[M]. Nanjing: Southeast University Press,1991.

[17] 周建斌,李生秀. 碱性过硫酸钾氧化法测定溶液中全氮含量氧化剂的选择[J]. 植物营养与肥料学报,1998,4(3): 299-304.
Zhou J B, Li S X. Choosing of proper oxidizer for alkaline persulfate oxidation to determining total nitrogen in solution[J]. Plant Nutr. Fert. Sci. ,1998,4(3): 299-304.

[18] Jenkinson D S, Brookes P C, Powlson D S. Measuring soil microbial biomass[J]. Soil Biol. Biochem. ,2004,36: 5-7.

[19] 郑洪元. 生态系统研究中土壤呼吸、土壤酶活性及土壤生物量的测定[J]. 生态学杂志,1986,5(1): 50-53.
Zheng H Y. Determination of soil respiration, soil enzyme activities and soil biomass in ecosystem research[J]. J. Ecol. ,1986, 5(1): 50-53.

[20] 刘雨,郑粉莉,安韶山,等. 燕沟流域土壤有机碳、全氮和酶活性对植被恢复过程的响应[J]. 干旱地区农业研究,2007,25(6): 221-226.
Liu Y, Zheng F L, An S S *et al*. The responses of soil organic carbon, total nitrogen and enzymatic activity to vegetation restoration in abandoned lands in Yangou watershed[J]. Agric. Res. Arid Areas,2007,25(6): 221-226.

[21] 张崇邦,金则新,施时迪. 台山不同林型土壤微生物区系及其熵值(qMB,qCO_2)[J]. 生物学杂志,2003,22(2): 28-31.
Zhang C B, Jin Z X, Shi S D. Microflora and microbial quotient (qMB, qCO_2) values of soils in different forest types on Tiantai Mountain in Zhejiang[J]. Chin. J. Ecol. ,2003,22(2): 28-31.

[22] Anderson T H. Microbial eco-physiological indicators to asses soil quality[J]. Agric. , Ecosys. Environ. ,2003,98: 285-293.

[23] Brookes P C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals[J]. Biol. Fert. Soils,1995,19: 269-279.

[24] 孙波,赵其国,张桃林,等. 土壤质量与持续环境Ⅲ. 土壤质量评价的生物学指标[J]. 土壤,1997,(5): 225-234.
Sun B, Zhao Q G, Zhang T L *et al*. Soil quality and sustainable environment Ⅲ. Biological indexes of soil quality evaluation[J]. Soils,1997,(5): 225-234.

[25] 唐玉霞,贾树龙,孟春香,等. 土壤微生物生物量氮研究综述[J]. 中国生态农业学报,2002,10(2): 76-78.
Tang Y X, Jia S L, Meng C X *et al*. A summary of soil microbial biomass nitrogen[J]. Chin. J. Eco-Agric. ,2002,10(2): 76-78.

[26] 王淑平,周广胜,孙长占,等. 土壤微生物量氮的动态及其生物有效性研究[J]. 植物营养与肥料学报,2003,9(1): 87-90.
Wang S P, Zhou G S, Sun C Z *et al*. The dynamics of soil microbial biomass nitrogen and its biological availability[J]. Plant Nutr. Fert. Sci. ,2003,9(1): 87-90.

[27] 张成娥,梁银丽. 不同氮磷肥量对玉米生育期土壤微生物量的影响[J]. 中国生态农业学报,2001,9(2): 72-74.
Zhang C E, Liang Y L. Effect of different amounts of nitrogen and phosphorus fertilizers applied on soil microbial biomass during corn growth periods[J]. Chin. J. Eco-Agric. ,2001,9(2): 72-74.