

黄土高原不同土壤微生物量碳、 氮与氮素矿化势的差异

金发会^{1,3}, 李世清^{1,2,3,*}, 卢红玲², 李生秀³

(1. 西北农林科技大学 黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室, 杨陵 712100;

2. 中国科学院水利部 水土保持研究所, 杨陵 712100; 3. 西北农林科技大学 资源环境学院, 陕西杨陵 712100)

摘要:以采自于黄土高原差异较大的 25 个农田石灰性耕层土壤为供试土样,对黄土高原主要类型土壤中微生物量碳(B_C)、微生物量氮(B_N)和氮素矿化势(N_0)的差异性进行了比较研究。结果表明, B_C 、 B_N 和 N_0 在不同类型土壤间存在显著差异,由关中平原至陕北风沙区, B_C 、 B_N 和 N_0 总体呈现下降趋势,其中以土垫旱耕人为土最高,简育干润均腐土最低,黄土正常新成土和干润砂质新成土居中;土垫旱耕人为土、简育干润均腐土、黄土正常新成土和干润砂质新成土等各土类平均 B_C 分别为 $305.2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, $108.4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, $161.7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $125.4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, B_N 分别为 $43.8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, $20.3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, $26.0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $30.6 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, N_0 分别为 $223 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, $75 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, $163 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $193 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 。土壤氮素矿化速率(k)则以简育干润均腐土最大,干润砂质新成土最低,土垫旱耕人为土和黄土正常新成土居中;土垫旱耕人为土、简育干润均腐土、黄土正常新成土和干润砂质新成土的 k 分别为 0.039 w^{-1} , 0.044 w^{-1} , 0.031 w^{-1} 和 0.019 w^{-1} 。不同类型土壤 B_C 、 B_N 与 N_0 的差异,主要与土壤形成过程、输入土壤的植物同化产物和土壤有机质的差异等有关,从较大尺度进一步证明了在黄土高原,土壤有机质是影响 B_C 、 B_N 的主要因子。研究结果对分析黄土高原土壤生产力形成过程具有一定参考价值。

关键词:土壤微生物量碳;微生物量氮;氮素矿化势

文章编号:1000-0933(2008)01-0227-10 中图分类号:Q142, Q145, Q938, S154.1, S158.2 文献标识码:A

Variation of soil microbial biomass carbon, soil microbial biomass nitrogen and nitrogen mineralization potential in different soil types on the Loess Plateau

JIN Fa-Hui^{1,3}, LI Shi-Qing^{1,2,3,*}, LU Hong-Ling², LI Sheng-Xiu³

1 Northwest Science and Technology University of Agriculture and Forestry, State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Yangling Shaanxi 712100, China

2 Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources, Yangling Shaanxi 712100, China

3 College of Resources and Environmental Sciences, Northwest Science and Technology University of Agriculture and Forestry, Yangling Shaanxi 712100, China

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(1): 0227 ~ 0236.

Abstract: Studying soil microbial biomass carbon (B_C), microbial biomass nitrogen (B_N) and nitrogen mineralization potential (N_0) has significance for evaluating the nitrogen supplying capacity of soil. We measured B_C , B_N and N_0 of four main soil types on the Loess Plateau: Eum Orthic Anthrosols, Hap Ustic Isohumisols, Los Orthic Entisols and Ust Sandic Entisols. Soil samples were collected from the surface of twenty-five locations. The chloroform fumigation extraction method

基金项目:国家自然科学基金资助项目(90502006, 30571116)

收稿日期:2006-10-31; 修订日期:2007-05-09

作者简介:金发会(1975~),女,湖北枣阳人,硕士,主要从事土壤-植物氮素营养研究. E-mail: jinzi19751009@163.com

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: sqli@ms.iswc.ac.cn

Foundation item: The project was financially supported by National Natural Science Foundation of China (No. 90502006, 30571116)

Received date: 2006-10-31; **Accepted date:** 2007-05-09

Biography: JIN Fa-Hui, Master, mainly engaged in nitrogen nutrition in soils and plants. E-mail: jinzi19751009@163.com

was used to measure microbial carbon and microbial nitrogen in the soils. A long-term alternate leaching aerobic incubation method was used to measure nitrogen mineralization potential of the soils. The results indicated that there were significant differences in the B_C , B_N , and N_0 among the soil types. The values of B_C , B_N , and N_0 declined as the sampling locations moved northward from the Guanzhong plain to the sandy regions in northern Shaanxi Province. The values of B_C , B_N and N_0 were highest in Eum Orthic Anthrosols, intermediate in Los Orthic Entisols and Ust Sandic Entisols, and lowest in Hap Ustic Isohumisols. The values of B_C averaged $305.2 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ for Eum Orthic Anthrosols, $108.4 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ for Hap Ustic Isohumisols, $161.7 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ for Los Orthic Entisols and $125.4 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ for Ust Sandic Entisols. The values of B_N were $43.8 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ for Eum Orthic Anthrosols, $20.3 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ for Hap Ustic Isohumisols, $26.0 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ for Los Orthic Entisols, and $30.6 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ for Ust Sandic Entisols. The values of N_0 were $223 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ for Eum Orthic Anthrosols, $75 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ for Hap Ustic Isohumisols, $163 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ for Los Orthic Entisols, and $193 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ for Ust Sandic Entisols. The mineralization rate constants (k) were highest in Hap Ustic Isohumisols, intermediate in Eum Orthic Anthrosols and Los Orthic Entisols, and lowest in Ust Sandic Entisols. The mineralization rate constants were 0.039 w^{-1} for Eum Orthic Anthrosols, 0.044 w^{-1} for Hap Ustic Isohumisols, 0.031 w^{-1} for Los Orthic Entisols, and 0.019 w^{-1} for Ust Sandic Entisols. The differences of B_C , B_N and N_0 among most soil types on the Loess Plateau result from the effect of soil forming factors such as climate, topography, parent material, and living organisms. The latter factor includes human activities such as the application of organic fertilizer and the reshaping of the land form through the construction of terraces. This paper provides a reference and guide for analyzing the processes affecting soil fertility on the Loess Plateau.

Key Words: soil microbial biomass carbon; soil microbial biomass nitrogen; nitrogen mineralization potential

土壤微生物量碳(Microbial biomass carbon, 简写 B_C)、微生物量氮(Microbial biomass nitrogen, 简写 B_N)和可矿化氮是土壤肥力的重要组成部分, 土壤 B_C 、 B_N 和土壤氮素矿化势(Nitrogen mineralization potential, 简写 N_0)与土壤有机质和全氮密切相关^[1]。土壤微生物量的多少在一定程度上反映着土壤有机碳、氮同化和矿化能力的大小, 是土壤生物活性大小的标志。土壤微生物群体通过不断新老更替、分解外界物质, 吸收、同化无机养分, 合成自身物质, 同时又向外界不断释放其代谢产物等途径, 赋予土壤肥力和生产力^[2]。土壤微生物尽管所占比例很小, 但由于其对外界条件变化敏感, 其大小、活性、组成及周转强烈受生物因素(耕作、施肥、土地利用变化、土壤污染等人为因素及植被类型)和非生物因素(环境温度、湿度、土壤类型等)影响, 因而能够及时反映土壤质量状况。因此, B_C 、 B_N 已成为国际土壤与植物营养学研究的热点问题^[3~7]。土壤氮素矿化是在微生物参与下的生物化学过程, 是有机氮转化为矿质氮, 为植物提供可吸收利用氮素的关键过程。在一定条件下, 土壤有机氮通过矿化可释放的最大氮量, 被称为氮素矿化势^[8], 常用 N_0 表示。 N_0 不仅取决于有机氮源和碳源的多少, 而且还受土壤微生物活性及微生物量以及影响微生物活动的外部条件等因素影响^[9,10]。因此, 将 B_C 、 B_N 与 N_0 联系起来进行研究, 更有利于揭示土壤氮素供应本质。但这一领域的研究报道相对较少, 特别是有关黄土高原不同土壤 B_C 、 B_N 及 N_0 有何差异, B_C 、 B_N 与 N_0 及土壤矿化速率(Nitrogen mineralization rate constant, 简写 k)有何关系, 不同土壤 B_C 、 B_N 和 N_0 差异的影响因素是什么, 研究资料更加缺乏。本研究以黄土高原主要石灰性土壤为对象, 通过测定 B_C 、 B_N 和 N_0 , 以期回答上述问题, 为改善土壤质量提供一定理论依据。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

黄土高原地区位于我国内陆腹地, 地处黄河中上游与海河上游地区, 东起太行山, 西至乌鞘岭, 南达秦岭, 北至阴山, 位于东经 $100^{\circ}54' \sim 114^{\circ}33'$, 北纬 $33^{\circ}43' \sim 41^{\circ}16'$ 之间, 面积为 $62.80 \times 10^4 \text{ km}^2$, 占国土面积的 6.54%。该区地貌、气候、植被和土壤均具有明显的分异特征: 从南至北, 地貌由渭河阶地、黄土台塬、高原沟壑、丘陵沟壑及风沙丘陵过渡; 气候属典型的干旱半干旱湿润性季风气候, 雨热同期, 由东南部的暖温带半湿润区向西北部中温带干旱半干旱区过渡。年均气温为 $3.6 \sim 14.3^{\circ}\text{C}$, 年均降水量为 $150 \sim 750 \text{ mm}$, 降水主要集

中在 7~9 月,占年降水量的 60%~80%,降水量低而不稳。

1.2 供试土壤

根据黄土高原不同土壤类型分布情况确定采样点,采用区从北向南包括了北部半干旱风沙区至南部暖温带半湿润区的全部区域。以从北(神木县)至南(关中平原)采取的 15 个主要农业耕层(0~20 cm)土壤样品为供试土样(表 1)。每个采样点选中农田地块后,采取 S 型路线多点采样,组成混合土样。采样时间为 2005

表 1 样地概况

Table 1 Conditions of the studied soils

土号 Soil No.	采样地点 Location	植被 Crop	土壤类型 Soil type	经、纬度 Longitude, Latitude	海拔 Altitude (m)	地形 Terrain
1	神木 Shenmu	玉米 Maize	干润砂质新成土 Ust Sandic Entisols	E110.35933° N38.79335°	1168	坝地 Dam land
2	榆林 Yulin	玉米 Maize	干润砂质新成土 Ust Sandic Entisols	E109.76865° N38.17197°	1003	川道地 Plain
3	绥德 Suide	玉米 Maize	干润砂质新成土 Ust Sandic Entisols	E110.21375° N37.62961°	842	川道地 Plain
4	清涧 Qingjian	玉米 Maize	干润砂质新成土 Ust Sandic Entisols	E110.15075° N37.27946°	1055	川道地 Plain
5	延川 Yanchuan	谷子 Foxtail millet	干润砂质新成土 Ust Sandic Entisols	E110.03996° N36.86145°	886	梯田 Terrace
6	安塞 Ansai	玉米 Maize	黄土正常新成土 Los Orthic Entisols	E109.32613° N36.85542°	1056	河床地 Riverbed
7	延安 Yanan	玉米 Maize	黄土正常新成土 Los Orthic Entisols	E109.50151° N36.53706°	1041	梯田 Terrace
8	延安 Yanan	玉米 Maize	黄土正常新成土 Los Orthic Entisols	E109.60307° N36.45247°	1120	坝地 Dam land
9	富县 Fuxian	玉米 Maize	黄土正常新成土 Los Orthic Entisols	E109.50000° N36.00000°	800	川道地 Plain
10	洛川 Luochuan	玉米 Maize	筒育干润均腐土 Hap Ustic Isohumisols	E109.44707° N35.82978°	475	塬面地 Table land
11	宜君 Yijun	玉米 Maize	筒育干润均腐土 Hap Ustic Isohumisols	E109.17564° N35.54181°	899	丘陵 Hill
12	耀县 Yaoxian	玉米 Maize	筒育干润均腐土 Hap Ustic Isohumisols	E108.96573° N34.83986°	639	平原地 Plain
13	三原 Sanyuan	玉米 Maize	土垫旱耕人为土 Eum Orthic Anthrosols	E108.96926° N34.62144°	413	平原地 Plain
14	杨凌 Yangling	玉米 Maize	土垫旱耕人为土 Eum Orthic Anthrosols	E108.07648° N34.25686°	443	二道塬 Table land
15	杨凌 Yangling	玉米 Maize	土垫旱耕人为土 Eum Orthic Anthrosols	E108.09208° N34.23808°	432	河滩地 Flood land
16	杨凌 Yangling	玉米 Maize	土垫旱耕人为土 Eum Orthic Anthrosols	E108.12613° N34.26138°	436	二道塬 Table land
17	杨凌 Yangling	玉米 Maize	土垫旱耕人为土 Eum Orthic Anthrosols	E108.08631° N34.28454°	514	三道塬 Table land
18	杨凌 Yangling	玉米 Maize	土垫旱耕人为土 Eum Orthic Anthrosols	E108.10677° N34.29472°	499	三道塬 Table land
19	杨凌 Yangling	猕猴桃 Wiki	土垫旱耕人为土 Eum Orthic Anthrosols	E108.09984° N34.29657°	522	三道塬 Table land
20	杨凌 Yangling	玉米 Maize	土垫旱耕人为土 Eum Orthic Anthrosols	E108.06008° N34.27832°	464	二道塬 Table land
21	杨凌 Yangling	玉米 Maize	土垫旱耕人为土 Eum Orthic Anthrosols	E108.02204° N34.29215°	517	三道塬 Table land
22	杨凌 Yangling	黄瓜 Cucumber	土垫旱耕人为土 Eum Orthic Anthrosols	E108.05779° N34.26596°	452	二道塬 Table land
23	杨凌 Yangling	玉米 Maize	土垫旱耕人为土 Eum Orthic Anthrosols	E108.06126° N34.25800°	448	二道塬 Table land
24	周至 Zhouzhi	玉米 Maize	土垫旱耕人为土 Eum Orthic Anthrosols	E108.20583° N34.13527°	452	平原地 Plain
25	武功 Wugong	玉米 Maize	土垫旱耕人为土 Eum Orthic Anthrosols	E108.22028° N34.21973°	433	平原地 Plain

年6月底至7月初。土样采回迅速过6 mm筛,充分混匀。取部分混匀鲜土样过2 mm筛,放入冰柜中冷藏保存,用作测定 B_C 、 B_N 及 N_0 ;取部分土样风干,用作测定理化性质。

所采土样为黄土高原主要土壤类型,包括干润砂质新成土、黄土正常新成土、筒育干润均腐土和土垫旱耕人为土。供试土壤基本性质差异较大:有机质含量变化在 $7.11 \sim 25.58 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间,全氮含量变化在 $0.58 \sim 1.64 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间;pH $6.0 \sim 8.4$ (除24号土样呈酸性外,其余土样均为石灰性土壤)。

表2 供试土壤基本理化性质

Table 2 Properties of soils used

土样 Soil No.	有机质 Organic matter ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全氮 Total N ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	C/N	矿质氮 Nmin ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$)	有效磷 Avai. P ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$)	CaCO_3 (%)	pH (H_2O)	颗粒组成(%) Soil particle constitute		
								<0.01mm (1)	>0.01mm (2)	(1)/(2)
1	11.32	0.82	8.02	81.7	27.06	4.31	8.0	47.4	52.3	0.91
2	15.47	0.94	9.49	43.2	10.64	5.31	8.3	49.0	50.9	0.96
3	7.11	0.50	8.21	58.9	13.04	8.30	8.3	43.9	56.0	0.79
4	9.81	0.67	8.48	40.2	3.48	9.02	8.2	39.0	60.9	0.64
5	8.42	0.68	7.18	43.2	9.57	10.15	8.4	32.1	67.9	0.47
6	12.61	0.82	8.95	27.2	4.88	10.38	8.4	34.3	65.7	0.52
7	11.12	1.02	6.34	49.8	12.14	8.96	8.1	41.9	57.7	0.73
8	12.29	0.80	8.95	43.9	5.22	10.86	8.4	35.1	64.9	0.54
9	20.85	1.02	11.89	88.0	6.55	10.24	8.3	39.8	60.2	0.66
10	11.66	0.82	8.27	20.3	9.59	5.30	8.4	43.0	56.9	0.76
11	8.47	0.81	6.10	27.1	13.89	9.89	8.3	43.4	56.4	0.77
12	7.95	0.58	8.01	23.7	7.91	13.28	8.3	43.7	55.8	0.78
13	25.58	1.64	9.05	33.3	17.00	12.50	8.3	54.3	45.5	1.19
14	21.87	1.47	8.62	38.8	15.11	8.94	8.2	52.4	47.5	1.10
15	15.21	1.17	7.55	21.0	18.03	8.05	8.4	48.9	50.7	0.96
16	21.62	1.44	8.68	26.1	22.67	9.61	8.1	55.0	44.7	1.23
17	20.53	1.26	5.21	25.7	16.43	7.77	8.2	49.5	50.2	0.99
18	18.13	1.33	7.90	33.1	62.43	9.77	8.1	51.3	48.6	1.06
19	17.56	1.23	8.29	39.1	77.43	8.44	8.2	50.9	48.7	1.04
20	16.78	1.12	8.73	27.7	13.15	8.59	8.2	55.3	44.4	1.25
21	21.01	1.52	8.02	37.2	9.37	5.95	8.0	51.6	48.4	1.07
22	16.42	1.58	6.04	101.7	190.71	9.50	7.8	52.8	46.9	1.13
23	10.26	1.40	4.26	29.5	15.95	8.35	8.2	55.0	44.7	1.23
24	17.40	1.29	7.82	46.2	12.46	0.29	6.0	48.8	51.0	0.96
25	20.17	1.47	7.95	23.5	22.07	7.44	8.2	53.1	46.7	1.14
平均 Mean	15.18	1.10	7.92	41.2	24.7	8.4	8.1	46.9	52.9	0.91

1.3 试验方法

1.3.1 供试土壤基本性质

有机质用外加热重铬酸钾容量法测定;全氮用开氏法消解,K2300型全自动定氮仪测定;矿质氮用 $2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ KCl浸提,连续流动分析仪测定;有效磷用 $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ NaHCO_3 提取-钼蓝比色法,即Olsen法测定;不溶性碳酸盐总量用气量法测定;pH值用电位法(pH计)测定。

1.3.2 颗粒分析

用激光粒度仪分析。称过1 mm筛干土2.00 g,加水湿润浸泡过夜后在电炉上煮沸,加6% H_2O_2 消除有机质(用异戊醇消泡),处理完毕后用2000型激光粒度仪测定不同粒级颗粒组成。

1.3.3 微生物量碳(B_c)

用熏蒸提取法^[11]。称 20.00 g 鲜土放入 100 ml 塑料瓶中,在 50 % 湿度环境下预培养 7d(培养时与土样共同放入一杯清水和一杯浓度为 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 NaOH 溶液)。预培养结束后,将装有土样的小塑料瓶,连同盛有 60 ml 左右无酒精氯仿的小烧杯(里面放入少量抗暴沸物质),一起放入真空干燥器内。用真空泵抽至真空,使氯仿沸腾 5 min 后关闭真空干燥器阀门,将真空干燥器放入 25 °C 培养箱中熏蒸 24 h。同时做不用氯仿熏蒸处理的对照。熏蒸结束后,取出氯仿,用真空泵反复抽气,直到土壤闻不到氯仿味后,用 $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ K_2SO_4 溶液浸提,提取液中的有机碳(TOC)用总有机碳分析仪(Phoenix 800TOC)测定。根据下式计算^[12] B_c :

$$B_c = 2.64 F_c$$

式中,2.64 为 B_c 换算系数, F_c 为熏蒸与未熏蒸土壤 K_2SO_4 提取液中有机碳含量的差值。

1.3.4 微生物量氮(B_N)

用熏蒸提取法^[13]。土壤预培养、氯仿熏蒸处理及 $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ K_2SO_4 溶液浸提同土壤 B_c 的测定。取提取液 10 ml 于 50 ml 三角瓶中,加入 0.22 ml CuSO_4 ($0.19 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$) 溶液和 2 ml 浓硫酸,在电热板上用沙浴加热消化。三角瓶中溶液在沸腾变成无色后,计时再加热 1.5 h 后取出。将消化液转移至 50 ml 容量瓶中,定容,用连续流动分析仪测定滤液中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 。根据下式计算^[14] B_N :

$$B_N = 1.85 F_N$$

式中,1.85 为 B_N 转化系数, F_N 为熏蒸和未熏蒸土壤 K_2SO_4 提取液氮含量的差值。

1.3.5 土壤氮素矿化势(N_0)

采用 Stanford 和 Smith 提出的方法测定^[8]。称 15.00 g 鲜土与等量石英砂($2 \text{ mm} < d < 3 \text{ mm}$)混合,加入少量蒸馏水,搅拌使其形成良好粘结的土砂混合物,将此混合物装入 50 ml 培养管内。培养管预先装入 10 g 石英砂,上垫一层玻璃纤维。土砂混合物加入后,轻振几下,再在上面盖一层玻璃纤维和石英砂,以防淋洗时对土壤的冲溅。用 100 ml $0.01 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ CaCl_2 以 5 ~ 10 ml 增量淋洗土壤起始矿质氮。接着加 25 ml 无氮营养液($0.002 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, $0.002 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $0.005 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$, $0.0025 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ K_2SO_4 的混合液)。多余水分在 80 kPa 负压下抽去。然后培养管口用塑料膜密封,再扎一小孔,保持培养管内良好通气。将装有土砂混合介质的培养管置于 $(35 \pm 1)^\circ\text{C}$ 恒温培养箱中培养。分别在培养到第 2、4、8、12、16、22 周和 30 周时同前进行淋洗,移去培养期间土壤产生的矿质氮,淋洗液用 100 ml 容量瓶接收,最后定容至 100 ml。淋洗液中矿质氮($\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$)用连续流动分析仪分别测定。

根据 Stanford 和 Smith 提出的方法计算 N_0 值。 N_0 是指在一定条件下,土壤有机氮素可矿化的最大量。具体求法如下:

由于累积矿化氮倒数($1/N_t$)与培养时间(周数)的倒数($1/t$)呈极显著正相关线性关系。以 $1/N_t$ 为纵坐标, $1/t$ 为横坐标,就可以得到一条斜率为 b 的直线,当 $t \rightarrow \infty$ 时, $1/t$ 极限为 0,这时斜率为 b 的回归线便内延与纵坐标相交于一点,即为 $1/N_0$ 。它的倒数便是所求的 N_0 。这个经验公式可以写成:

$$1/N_t = 1/N_0 + b/t \quad (1)$$

根据(1)式可计算出 N_0 的第一个近似值。

间歇淋洗通气培养 30 周所获得的累积净矿化氮量与时间的关系用一级动力学方程来描述:

$$N_t = N_0(1 - e^{-kt}),$$

取对数得:

$$\log(N_0 - N_t) = \log N_0 - k t/2.303 \quad (2)$$

(1)式和(2)式中, N_t 为时间 t (周数)内累积净矿化氮量, k 为氮素矿化速率常数, N_0 为土壤氮矿化势。

代入 N_0 的第一个近似值,以 $\log(N_0 - N_t)$ 对 t 回归,求 $\log(N_0 - N_t)$ 与 t 之间的相关系数,然后增减 N_0 值,当 $\log(N_0 - N_t)$ 与 t 之间的相关系数达到最高、 $k_i/\text{S. E. } k$ 最大时(k_i 为每次确定的斜率,即矿化速率, $\text{S. E. } k$ 为 k_i 的标准差),即为优选出的 N_0 值及 k 值。

k 值是土壤有机氮矿化快慢的标志,由优选出的 N_0 值和累积净矿化氮量代入(2)式求得。

1.4 数据分析

用 Excel 软件,对 B_C 、 B_N 、 N_0 、 K 等与土壤全氮、有机质、土壤颗粒组成、经纬度、海拔等指标进行相关性分析;用 SAS 软件对 4 种类型土壤之间全氮、有机质、 B_C 、 B_N 和 N_0 等指标进行显著性检验。

2 结果与分析

供试土壤微生物量碳(B_C)、微生物量氮(B_N)、氮素矿化势(N_0)和矿化速率(k)见表 3。

表 3 土壤微生物量碳、氮和氮素矿化势、矿化速率

Table 3 The values of microbial biomass carbon, microbial biomass nitrogen, nitrogen mineralization potential and mineralization rate constant of soil used

土样号 Soil No.	微生物 量碳 B_C ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	微生物 量氮 B_N ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	氮素 矿化势 N_0 ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	矿化速率 ($k \pm \text{SK}$)	土样号 Soil No.	微生物 量碳 B_C ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	微生物 量氮 B_N ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	氮矿化势 N_0 ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	矿化速率 ($k \pm \text{SK}$)
1	185.3	22.2	270	0.025 ± 0.006	14	413.3	61.9	285	0.040 ± 0.012
2	141.1	32.3	180	0.025 ± 0.006	15	167.2	31.9	160	0.038 ± 0.008
3	122.3	30.4	180	0.008 ± 0.001	16	298.6	42.3	240	0.043 ± 0.009
4	153.4	38.6	185	0.014 ± 0.001	17	364.1	56.3	250	0.038 ± 0.009
5	24.8	29.3	150	0.024 ± 0.006	18	317.0	43.0	180	0.045 ± 0.009
6	168.3	36.9	140	0.029 ± 0.004	19	203.4	33.4	220	0.031 ± 0.010
7	162.6	22.6	140	0.032 ± 0.003	20	293.1	39.3	175	0.050 ± 0.009
8	149.1	25.2	140	0.039 ± 0.003	21	383.6	44.6	235	0.029 ± 0.002
9	166.8	19.3	230	0.024 ± 0.003	22	318.4	38.2	270	0.045 ± 0.010
10	151.0	25.3	110	0.033 ± 0.004	23	332.1	46.9	190	0.042 ± 0.010
11	63.0	8.4	55	0.047 ± 0.016	24	134.4	26.1	160	0.035 ± 0.005
12	111.3	27.2	60	0.051 ± 0.009	25	299.2	45.6	240	0.032 ± 0.003
13	442.4	59.8	290	0.041 ± 0.006	平均 Mean	222.6	35.5	189	0.034 ± 0.007

2.1 不同土壤微生物量碳、氮的差异

表 3 表明,黄土高原石灰性土壤 B_C 、 B_N 存在较大差异。供试土壤 B_C 变化范围为 $24.8 \sim 442.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 是土壤有机碳的 $0.5\% \sim 5.6\%$ 。相关分析表明(表 4), B_C 与土壤有机质含量密切相关,说明 B_C 与有机质变化趋势基本一致。 B_N 变化范围在 $8.4 \sim 61.9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间,是土壤全氮的 $1.0\% \sim 6.1\%$; B_N 与土壤全氮和有机质变化一致,它们之间呈极显著正相关(表 4), B_N 与 B_C 高度相关。 B_C 、 B_N 与海拔、经纬度均呈显著或极显著负相关(表 4)。总体上随海拔升高和纬度增加, B_C 、 B_N 呈下降趋势,即从南至北,从关中平原到陕北风沙区呈下降趋势;从西到东,亦呈下降趋势。 B_C 、 B_N 与 $<0.01 \text{ mm}$ 的物理性粘粒呈极显著正相关性,与 $>0.01 \text{ mm}$ 的物理性砂粒呈极显著负相关性,与物理性粘粒和物理性砂粒之比例($<0.01 \text{ mm}/>0.01 \text{ mm}$)呈极显著正相关性(表 4),这可能与土壤微生物主要附着于土壤小颗粒上有关。

B_C 在不同土壤类型中的含量变化范围分别为:干润砂质新成土为 $24.8 \sim 185.3 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,黄土正常新成土为 $149.1 \sim 168.3 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,简育干润均腐土为 $63.0 \sim 151.0 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,土垫旱耕人为土为 $134.4 \sim 442.4 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (表 3)。从平均看,不同类型土壤 B_C 存在显著差异,表现为土垫旱耕人为土($305.2 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) $>$ 黄土正常新成土($161.7 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) $>$ 干润砂质新成土($125.4 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) $>$ 简育干润均腐土($108.4 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)(表 5)。 B_N 在不同类型土壤中的含量变化范围分别为:干润砂质新成土为 $2.2 \sim 38.6 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,黄土正常新成土为 $9.3 \sim 36.9 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,简育干润均腐土为 $8.4 \sim 27.2 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,土垫旱耕人为土为 $6.1 \sim 61.9 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (表 3)。从平均看,其最大与最小含量土壤类型与 B_C 一致,中间含量的两类土壤顺序虽然有所差别,但差异不明显,表现为土垫旱耕人为土($43.8 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) $>$ 干润砂质新成土($30.6 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) $>$ 黄土正常新成土($26.0 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) $>$ 简育干润均腐

土($20.3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)(表 5)。

表 4 土壤各养分指标与海拔、经纬度和颗粒组成等的相关系数(r)

Table 4 Correlations between the nutrition of soils and the altitude, latitude, longitude, soil particle composition

项目 Item	全氮 Total N	有机质 Organic matter	微生物量碳 B_C	微生物量氮 B_N	氮素矿化势 N_0	矿化速率 k
微生物量碳 B_C	0.846	0.765	—	—	0.741	0.364
微生物量氮 B_N	0.661	0.631	0.864	—	0.665	0.181
氮矿化势 N_0	0.672	0.659	—	—	—	- 0.133
海拔 Altitude	- 0.729	- 0.587	- 0.624	- 0.557	- 0.320	- 0.522
纬度 Latitude	- 0.739	- 0.568	- 0.594	- 0.481	- 0.190	- 0.691
经度 Longitude	- 0.800	- 0.602	- 0.655	- 0.527	- 0.285	- 0.600
物理性粘粒 Physical clay $<0.01\text{mm}$	0.780	0.598	0.748	0.562	0.542	0.453
物理性砂粒 Physical silt $>0.01\text{mm}$	- 0.777	- 0.591	- 0.743	- 0.556	- 0.535	- 0.459
$<0.01\text{mm}/>0.01\text{mm}$	0.803	0.613	0.771	0.601	0.558	0.475

$n=25, r_{0.05}=0.369, r_{0.01}=0.505$

表 5 不同类型土壤肥力指标及氮素矿化特征

Table 5 The soil fertility index and nitrogen mineralization characteristics of different soil types

土样号 Soil No.	土壤类型 Soil types	有机质* Organic matter ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	全氮* Total N ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	微生物量碳* B_C ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	微生物量氮* B_N ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	氮矿化势* N_0 ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	矿化速率* k (周 $^{-1}$)
1~5	干润砂质新成土 Ust Sandic Entisols	10.42 b	0.72 b	125.4 b	30.6 b	193 a	0.019 c
6~9	黄土正常新成土 Los Orthic Entisols	14.22 ab	0.91 b	161.7 b	26.0 b	163 a	0.031 b
10~12	筒育干润均腐土 Hap Ustic Isohumisols	9.36 b	0.73 b	108.4 b	20.3 b	75 b	0.044 a
13~25	土垫旱耕人为土 Eum Orthic Anthrosols	18.66 a	1.38 a	305.2 a	43.8 a	223 a	0.039 ab

* 用 Duncan 新复极差法作多重比较,同一列字母相同的表示差异不显著,字母不同的表示差异显著($p<0.05$) Duncan's SSR test; The same letters within each column indicate no significantly difference at 5% level

2.2 不同土壤氮素矿化势及矿化速率的差异

不同土壤 N_0 存在较大差异,从南到北,总体呈下降趋势,与有机碳和氮的变化趋势一致;对相同土类,也存在较大差异,干润砂质新成土变化在 $150\sim 270 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,黄土正常新成土变化在 $140\sim 230 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,筒育干润均腐土变化在 $55\sim 110 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,土垫旱耕人为土变化在 $160\sim 290 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (表 3)。相关分析表明(表 4), N_0 与海拔、经纬度均呈弱负相关,相关系数均未达到 5% 显著水平,总体上说明随着海拔升高和纬度增加,即从南至北,从西部到东部, N_0 呈现下降趋势,但下降趋势不及有机质、全氮及 B_C 和 B_N 显著。从不同类型土壤平均看, N_0 存在显著差异,表现为土垫旱耕人为土($223 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) $>$ 干润砂质新成土($193 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) $>$ 黄土正常新成土($163 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) $>$ 筒育干润均腐土($75 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$),其差异与 B_N 相一致(表 5)。

相关分析表明(表 4), N_0 与 $<0.01\text{mm}$ 的物理性粘粒呈现极显著正相关关系,与 $>0.01\text{mm}$ 的物理性砂粒呈现极显著负相关关系,与物理性粘粒和物理性砂粒的比例($<0.01\text{mm}/>0.01\text{mm}$)呈极显著正相关关系,这说明可矿化氮主要与小粒级颗粒($<0.01\text{mm}$)有关,这可能与有机氮及微生物主要附着与小粒级颗粒有关。

k 值在干润砂质新成土中变化在 $0.008\sim 0.025 \text{w}^{-1}$ 之间,在黄土正常新成土中变化在 $0.024\sim 0.039 \text{w}^{-1}$ 之间,在筒育干润均腐土中变化在 $0.033\sim 0.051 \text{w}^{-1}$ 之间,在土垫旱耕人为土中变化在 $0.029\sim 0.050 \text{w}^{-1}$ 之间(表 3)。 k 值从筒育干润均腐土、土垫旱耕人为土、黄土正常新成土、干润砂质新成土依次减小(表 5)。

3 讨论

B_C 、 B_N 对环境因子(如土壤温度和湿度)和管理措施(如耕作和施肥等)非常敏感^[15~19],是易变动的源和库^[20,21],同时也与土壤有机质(或全氮)密切相关^[22,23]。Brookes 等用 20 种土壤研究表明, B_N 与土壤全氮呈极显著正相关关系,相关系数达 0.95 以上^[24];还有证据表明,天然植被开垦后,由于土壤有机质迅速减少, B_C (或 B_N)随之锐减^[22];耕层有机质丰富, B_C 和 B_N 也较下层高^[25~27];森林土壤 B_N 随土层深度增加依双曲线关系递减^[26]。一般认为,种植根系庞大作物,因提供有机物质较多, B_N 较栽培小根系作物农田高^[21]。黄土高原地区气候属典型的干旱半干旱湿润性季风气候,雨热同期,由东南部暖温带半湿润区向西北部中温带干旱半干旱区过渡,存在显著差异性。本研究采样区包括黄土高原北部风沙区、中部黄土丘陵沟壑、渭北黄土高原沟壑区及关中盆地,降水量从北部的 400 mm 到南部的 650 mm 范围;陕北地区年均气温为 6~8℃,关中地区年均气温为 12~14℃,因此采样区包括了中温带干旱气候区及暖温带半湿润气候区。由于南、北气候差异,每年因植物同化向土壤输入的有机物质也不同,表现为北部小于南部,因而北部土壤有机质、全氮及可矿化氮低于南部,从而也导致北部 B_C 、 B_N 低于南部。

B_C 、 B_N 与土壤温度和水分关系的研究报导虽然不断涌现^[20, 25, 28~30],但至今仍无可靠结论。一些研究者认为,田间土壤 B_N 相对稳定^[28,31],与温度和湿度之间无密切关系;而另一些研究者认为,田间 B_N 呈明显的季节性变化。Singh 等^[20]对高度风化及淋溶、养分缺乏的热带干旱区林地及草地土壤 B_N 变化的研究发现,在干旱炎热的夏季, B_N 最高,原因是干旱缺水限制了植物正常生长,而微生物仍可利用土壤水分,土壤养分被微生物固定;雨季(秋季和冬季)矿化作用强,植物生长旺盛,土壤养分被旺盛生长的植物吸收, B_N 最低。Kaiser 等^[30]得到了类似的结论,认为温度和作物生长是影响 B_N 的主要因子。Van Gestel^[25]的研究结果相反,认为在湿润的冬季和初春 B_N 最高,而在干旱的夏季最低,土壤水分是主要影响因子。Garcia 等^[27]研究表明,早春 B_N 较高,随着植物生长和氮素吸收, B_N 下降;在夏季和秋季之交, B_N 会回复到较高水平,减少的与植物吸氮量有关。本研究采样时间为 2005 年 6 月底至 7 月初,这一时期土壤温度在陕北及关中地区均较高,而且土壤水分状况也较好,因此,不同土壤 B_C 、 B_N 的差异,受田间水分和温度影响较小。

黄土高原从南至北,地貌由渭河阶地、黄土台塬、高原沟壑、丘陵沟壑及风沙丘陵过渡,具有明显的分异特征。陕北地区属于风沙丘陵过渡区、丘陵沟壑及高原沟壑。风沙丘陵过渡区受水蚀、风蚀的共同作用,丘陵沟壑及高原沟壑区土壤水蚀亦严重,水土流失在成土过程中作用显著,因此在风积沙和马兰黄土母质上发育而成的幼年性土壤-干润砂质新成土和黄土正常新成土受长期土壤侵蚀的影响,表层土壤有机质和全氮含量偏低。关中地区母质为黄土状母质或黄土母质,且地处黄土台塬和渭河阶地,养分流失较少,有机质、全氮含量较高。

本研究表明(表 4), B_C 、 B_N 及 N_0 与<0.01 mm 的物理性粘粒呈极显著正相关性,与>0.01 mm 的物理性砂粒呈极显著负相关性,与物理性粘粒和物理性砂粒之比例(<0.01 mm/>0.01 mm)呈极显著正相关性,这显然是土壤有机质、有机氮及微生物同时主要附着于小粒级颗粒的结果。本研究同时表明(表 4),土壤全氮、有机质、 B_C 、 B_N 与海拔、经纬度均呈显著或极显著负相关。实际上,纬度、经度和海拔仍然通过影响土壤有机质而影响 B_C 、 B_N 。

土地利用是人类干预土壤质量最重要、最直接的活动,通过对不同物质的时空配置和循环,干扰和调整土壤生物地质质循环过程,从而导致土壤生物学质量发生改变。黄土高原人类活动历史悠久,对土壤影响深刻。陕北神木处于风沙、水土流失交错带,风蚀和水蚀作用强烈,但该区 1 号土壤采集于坝地,每年大量施用有机肥及化肥,年输入土壤的植物同化产物也较高,因此 B_C 、 B_N 和 N_0 均偏高。干润砂质新成土中的 5 号土壤采集于新造梯田,其土壤 B_C 、 B_N 和 N_0 在同类型土壤中最低。简育干润均腐土中 11 号土壤采集于坡地, B_C 、 B_N 和 N_0 在同类型土壤中最低;黄土正常新成土中 7 号土壤采集于新造梯田, B_C 、 B_N 和 N_0 亦偏低,说明坡地和新造梯田的这些指标均较低,而川道地和坝地较高。原因在于坡耕地严重的土壤侵蚀造成土壤有机碳、氮减少,新造梯田由于受到扰动,耕层土壤有机碳、氮水平亦较低,从而导致 B_C 、 B_N 和 N_0 较低。关中土垫旱耕人为土是在原

自然土的基础上形成的现代土壤,是土粪、风尘堆积和农耕活动的综合产物,因此土壤有机质、有机氮较高,与其密切相关的 B_C 、 B_N 和 N_0 也相应较高。

总体看来, B_C 、 B_N 和 N_0 均以土垫旱耕人为土最高,筒育干润均腐土最低,黄土正常新成土和干润砂质新成土居中。 k 值则以筒育干润均腐土最大,干润砂质新成土最低,土垫旱耕人为土和黄土正常新成土居中。说明筒育干润均腐土 k 值最大,干润砂质新成土 k 值最小。筒育干润均腐土中 B_C 、 B_N 和 N_0 最低,可能与其 k 值最大有关。从上面分析发现,不同类型土壤 B_C 、 B_N 与 N_0 的差异,主要与土壤形成过程、输入土壤植物同化产物和土壤有机质的差异有关,从较大尺度进一步证明了在黄土高原,土壤有机质是影响 B_C 、 B_N 的主要因子,以上研究结果对分析黄土高原土壤生产力形成过程具有一定参考价值。

4 结论

通过研究,获得以下主要结论:

(1) B_C 、 B_N 和 N_0 在不同类型土壤间存在显著差异,由关中平原至陕北风沙区, B_C 、 B_N 和 N_0 总体呈现下降趋势,其中以土垫旱耕人为土最高,筒育干润均腐土最低,黄土正常新成土和干润砂质新成土居中;土垫旱耕人为土、筒育干润均腐土、黄土正常新成土和干润砂质新成土的 B_C 分别为 $305.2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, $108.4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, $161.7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $125.4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, B_N 分别为 $43.8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, $20.3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, $26.0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $30.6 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, N_0 分别为 $223 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, $75 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, $163 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $193 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 。

(2) k 值则以筒育干润均腐土最大,干润砂质新成土最低,土垫旱耕人为土和黄土正常新成土居中;土垫旱耕人为土、筒育干润均腐土、黄土正常新成土和干润砂质新成土的 k 值分别为 0.039 w^{-1} , 0.044 w^{-1} , 0.031 w^{-1} 和 0.019 w^{-1} 。

References:

- [1] Li S Q, Li S X, Zhang X C. Difference of soil microbial biomass nitrogen under different ecological systems. *Journal of Soil Erosion and Soil and Water Conservation*, 1999, 5(1): 69—73.
- [2] Zhao X L, Cheng H T, Lv G H, *et al.* Advances in soil microbial biomass. *Journal of Meteorology and Environment*, 2006, 22(4): 68—72.
- [3] Li S Q, Lin L, Li S X. Review on the factors affecting soil microbial biomass nitrogen. *Soil and Environmental Sciences*, 2000, 9(2): 158—162.
- [4] Wang C, Li S Q, Wang Q, *et al.* Studies on influencing factors of organism-nitrogen in the field soil. *Journal of Xinjiang Agricultural University*, 2003, 26(2): 20—24.
- [5] Lin L, Yan X, Li L H, *et al.* Study on variation of soil microbial biomass nitrogen of farmland in Guanzhong region. *Agricultural Research in the Arid Area*, 2000, 18(3): 32—36.
- [6] Patra D D, Bhandari C, Misra A. Effects of plant residues on the size of microbial biomass and nitrogen mineralization in soil-incorporation of cowpea and wheat straw. *Soil Science and Plant Nutrition*, 1992, 30: 1—6.
- [7] Kaiser E A, Martens R, Heinemeyer O. Temporal changes in soil microbial carbon in arable soil: consequence for soil sampling. *Plant and Soil*, 1995, 170: 287—295.
- [8] Stanford G, Smith S J. Nitrogen mineralization potential of soil. *Soil Science Society of America Proceedings*, 1972, 36: 465—472.
- [9] Ju X T, Bian X J, Liu X J, *et al.* Relationship between soil nitrogen mineralization parameter with several nitrogen forms. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2000, 6(3): 251—259.
- [10] Zhang J B, Song C C. Advances in soil nitrogen transform. *Journal of Jilin Agricultural Sciences*, 2004, 29(1): 38—43.
- [11] Lin Q M, Wu Y G, Liu H L. Modification of fumigation extraction method for measuring soil microbial biomass carbon. *Chinese Journal of Ecology*, 1999, 18(2): 63—66.
- [12] Vance, E D, Brookes, P C, Jenkinson, D C. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 1987, 19: 703—707.
- [13] Brookes P C, Landmann A, Pruden G, *et al.* Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A Rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 1985, 17: 837—842.
- [14] Jenkinson D S, Brookes P C, Powlson D S. Measuring soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36: 5—7.
- [15] Jenkinson D S, Ladd J N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: E A Paul and J N Ladd eds. *Soil biochemistry*. Marcel

- Dekker, New York, 1981. 5: 415—471.
- [16] Collins H P, Rasmussen P E and Douglas Jr C L. Crop rotation and residue management effects on soil carbon and microbial dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, 1992, 56: 783—788.
- [17] Witter E, Mortensson A M, Garcia F V. Size of the soil microbial biomass in a long-term field experiment as affected by different N-fertilizers and organic manures. *Soil Biology and Biochemistry*, 1993, 25: 659—669.
- [18] Hu C, Cao Z P, Ye Z N, *et al.* Impact of soil fertility maintaining practice on soil microbial biomass carbon in low production agro-ecosystem in northern China. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(3): 808—814.
- [19] Zhang P J, Li L Q, Pan G X, *et al.* Influence of long-term fertilizer management on topsoil microbial biomass and genetic diversity of a paddy soil from the Tai Lake region, China. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(12): 2818—2824.
- [20] Singh J S, Raghubanshi A S, Singh R S, *et al.* Microbial biomass acts as a source of plant nutrients in dry tropical forest and savanna. *Nature*, 1989, 338: 499—500.
- [21] Smith J L, Paul E A. The significance of soil microbial biomass. In: J M Bollag, G Stotzky eds. *Soil Biochemistry*. Marcel Dekker, New York, 1990. 357—396.
- [22] Sparling G P. The soil biomass. In: D Vaughan, and R E Malcolm eds. *Soil organic matter and biological activity*. Martinus Nijhoff/Dr W Junk Publishers, Dordrecht, Netherland, 1985. 223—265.
- [23] Anderson F, Domsch K H. Ratio of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 1989, 21: 471—479.
- [24] Brookes P C, Powlson D S, Jenkinson D S. The microbial biomass in soil. Rothamsted Experimental Station, Harpenden, Hertts, AL. 1985, 52 JQ.
- [25] Van Gestel M, Ladd J N, Amato M. Microbial biomass response to seasonal change and imposed drying regimes at increasing depths of undisturbed topsoil profiles. *Soil Biology and Biochemistry*, 1992, 24: 103—111.
- [26] Gallardo A, Schlesinger W H. Estimating microbial biomass nitrogen using the fumigation-incubation and fumigation-extraction methods in a warm-temperate forest soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 1990, 22: 927—932.
- [27] Garcia F, Rice C W. Microbial biomass dynamics in tallgrass prairie. *Soil Science Society of America Journal*, 1994, 58: 816—823.
- [28] Patra D D, Brookes P C, Coleman K, *et al.* Seasonal changes of soil microbial biomass in an arable and a grassland soil which have been under uniform management for many years. *Soil Biology and Biochemistry*, 1990, 22: 739—742.
- [29] Holems W E, Zak D R. Soil microbial biomass dynamics and net nitrogen mineralization in northern hard wood ecosystem. *Soil Science Society of America Journal*, 1994, 58: 238—243.
- [30] Kaiser E A, Martens R and Heinemeyer O. Temporal changes in soil microbial carbon in arable soil: Consequence for soil sampling. *Plant and Soil*, 1995, 170: 287—295.
- [31] Bottner P R. Response of microbial biomass to alternate moist and dry conditions in a soil incubated with ^{14}C and ^{15}N -labelled plant material. *Soil Biology and Biochemistry*, 1985, 17: 329—337.

参考文献:

- [1] 李世清, 李生秀, 张兴昌. 不同生态系统土壤微生物体氮的差异. *土壤侵蚀与水土保持学报*, 1999, 5(1): 69~73.
- [2] 赵先丽, 程海涛, 吕国红, 等. 土壤微生物生物量研究进展. *气象与环境学报*, 2006, 22(4): 8~72.
- [3] 李世清, 凌莉, 李生秀. 影响土壤中微生物体氮的因子. *土壤与环境*, 2000, 9(2): 158~162.
- [4] 王成, 李世清, 王强, 等. 田间土壤生物体氮的影响因子研究. *新疆农业大学学报*, 2003, 26(2): 20~24.
- [5] 凌莉, 闫湘, 李鲁华, 等. 关中地区农田生态系统土壤微生物体氮分异性研究. *干旱地区农业研究*, 2000, 18(3): 32~36.
- [9] 巨晓棠, 边秀举, 刘学军, 等. 旱地土壤氮素矿化参数与氮素形态的关系. *植物营养与肥料学报*, 2000, 6(3): 251~259.
- [10] 张金波, 宋长春. 土壤氮素转化研究进展. *吉林农业科学*, 2004, 29(1): 38~43.
- [11] 林启美, 吴玉光, 刘焕龙. 熏蒸法测定土壤微生物量碳的改进. *生态学杂志*, 1999, 18(2): 63~66.
- [18] 胡诚, 曹志平, 叶钟年, 等. 不同的土壤培肥措施对低肥力农田土壤微生物生物量碳的影响. *生态学报*, 2006, 26(3): 808~814.
- [19] 张平究, 李恋卿, 潘根兴, 等. 长期不同施肥下太湖地区黄泥土表土微生物碳氮量及基因多样性变化. *生态学报*, 2004, 24(12): 2818~2824.