

不同形态有机碳的有效性在两种重金属污染
水平下水稻土壤中的差异李永涛¹, 戴 军^{1*}, Thierry Becquer², Cécile Quantin³,
Marc Benedetti⁴, Patrick Lavelle²(1. 华南农业大学资源环境学院, 广州 510642; 2. 法国发展与合作研究院热带土壤生态及生物多样性研究中心, 巴黎, 法国;
3. 南巴黎大学地学部, 巴黎, 法国; 4. 皮埃尔玛丽居里大学地球化学与金属实验室, 巴黎, 法国)

摘要: 调查分析了两块不同重金属污染水平下的水稻田土壤有机碳活性组分的含量, 以评价重金属胁迫条件下有机碳基质的微生物有效性。结果显示, 重污染水稻土的总有机碳(TOC)、 $0.5\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ K_2SO_4 溶解态有机碳($\text{K}_2\text{SO}_4\text{-C}$)、微生物生物量碳(MBC)、1~7 d($\text{CO}_2\text{-C}_{1-7\text{d}}$)和8~28 d矿化的有机碳($\text{CO}_2\text{-C}_{8-28\text{d}}$)的含量均显著低于轻污染土壤($p < 0.001$)。碳有效性指标中, 微生物商(MBC/TOC 比)和8~28 d的有机碳矿化率($\text{CO}_2\text{-C}_{8-28\text{d}}\cdot\text{TOC}^{-1}\text{d}^{-1}$)在轻污染土壤中较高, 而 $\text{K}_2\text{SO}_4\text{-C/TOC}$ 和代谢商($q\text{CO}_2$)在重污染土壤较高($p < 0.001$)。1~7 d的有机碳矿化率($\text{CO}_2\text{-C}_{1-7\text{d}}\cdot\text{TOC}^{-1}\text{d}^{-1}$)在两种土壤中差异不显著。两种土壤培养初期的有机碳矿化率远高于培养后期($p < 0.001$)。逐步回归分析显示, $\text{CO}_2\text{-C}_{1-7\text{d}}$ 与活性组分 $\text{K}_2\text{SO}_4\text{-C}$ 和 MBC 显著相关($r^2 = 0.83$, $p < 0.001$), 而 $\text{CO}_2\text{-C}_{8-28\text{d}}$ 只与 TOC 显著相关($r^2 = 0.70$, $p < 0.001$)。研究表明, 尽管 K_2SO_4 溶解态有机碳在供试的重金属污染的水稻土中是较易被分解的活性碳基质, 但重金属污染抑制了微生物数量及其呼吸活性, 降低了活性有机碳库的矿化率, 这是导致土壤中 K_2SO_4 溶解态碳积累的原因。溶解性有机碳又能提高重金属的有效性, 进一步抑制微生物对有机碳的矿化。因此, 评价重金属污染的水稻土有机碳的有效性, 应当综合考虑不同有机碳库的活性、微生物的矿化能力和碳基质在不同阶段的供应潜力。

关键词: 有机碳; 有效性; 重金属; 有机碳矿化; 微生物; 溶解性碳

文章编号: 1000-0933(2006)01-0138-08 中图分类号: S154.1, X172 文献标识码: A

Availability of different organic carbon fractions of paddy soils under two heavy metal contamination levels

LI Yong-Tao¹, DAI Jun^{1*}, Thierry Becquer², Cécile Quantin³, Marc Benedetti⁴, Patrick Lavelle² (1. College of Natural Resources and Environment, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China; 2. Biodiversité et Fonctionnement des Sols, IRD, France; 3. Université Paris Sud XI FRE OrsayTerre 2566 Bat. 504 91405 Cedex France; 4. Laboratoire de Géochimie et Métallogénie / Université Pierre et Marie Curie, France). *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(1): 138 ~ 145.

Abstract: Biologically active or labile fractions of soil organic carbon are vital in understanding decomposition potential of organic materials, nutrient cycling dynamics, and biophysical manipulation of soil structure. Proportions of dissolved organic carbon, microbial biomass carbon and mineralized carbon in total organic carbon are served as sensitive indices of soil organic carbon availability. However, most relevant work over the past decades has focused on forests and grasslands, with little emphasis on quantifying active carbon pool fluxes in human-dominated agricultural systems, especially on heavy metal contaminated subtropical

基金项目: 法国中国先进研究计划资助项目(PRA E03-2); 广东省自然科学基金资助项目(032255)

收稿日期: 2004-12-27; **修订日期:** 2005-04-27

作者简介: 李永涛(1970~), 男, 山东莱州人, 博士生, 副教授, 主要从事土壤生态研究. E-mail: yongtao@pub.guangzhou.gd.cn

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: daijun@pub.guangzhou.gd.cn

致谢: 本文部分后期工作在荷兰瓦格宁根大学环境科学系完成, 对该校提供的便利及多位专家的悉心指正表示感谢

Foundation item: France-China Advanced Research Project (No. E03-2); Natural Science Foundation of Guangdong (No. 032255)

Received date: 2004-12-27; **Accepted date:** 2005-04-27

Biography: LI Yong-Tao, Ph.D. candidate, Associate professor, mainly engaged in soil ecology. E-mail: yongtao@pub.guangzhou.gd.cn

rice field soils.

We investigated different organic carbon fractions in paddy soils under two heavy metal contamination levels in Guangdong Province, South China, in order to compare and assess the availability of soil organic carbon substrates under long-term heavy metal stress. Our results showed that the contents of total organic carbon (TOC), $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ K}_2\text{SO}_4$ extractable organic carbon ($\text{K}_2\text{SO}_4\text{-C}$), microbial biomass carbon (MBC), mineralized organic carbon during 1 ~ 7 d ($\text{CO}_2\text{-C}_{1-7\text{d}}$) and 8 ~ 28 d ($\text{CO}_2\text{-C}_{8-28\text{d}}$) of laboratory incubation were consistently lower in highly contaminated paddy soils than those in slightly contaminated soils ($p < 0.001$ in all cases). In contrast, availability indices of organic carbon presented different trends. Compared with slightly contaminated soil, highly contaminated soil were revealed greater $\text{K}_2\text{SO}_4\text{-C/TOC}$ ratio and microbial metabolic quotient ($\text{CO}_2\text{-C/MBC}$), whereas, lower MBC/TOC and mineralization rate of organic carbon during 8 ~ 28 d incubation ($\text{CO}_2\text{-C}_{8-28\text{d}} \cdot \text{TOC}^{-1} \text{ d}^{-1}$). Differences in mineralization rate of organic carbon during 1 ~ 7 d incubation ($\text{CO}_2\text{-C}_{1-7\text{d}} \cdot \text{TOC}^{-1} \text{ d}^{-1}$) of two soils were not remarked. Mineralization rate of organic carbon during initial 7 d of incubation was pronouncely higher than that during subsequent 21 d of incubation. Mutiple stepwise regression showed that $\text{CO}_2\text{-C}_{1-7\text{d}}$ was significantly correlated with $\text{K}_2\text{SO}_4\text{-C}$ and MBC ($r^2 = 0.83, p < 0.001$), while $\text{CO}_2\text{-C}_{8-28\text{d}}$ was remarkably associated with TOC alone ($r^2 = 0.70, p < 0.001$). Our study indicates that $\text{K}_2\text{SO}_4\text{-C}$ is readily decomposed active C pool.

However, long-term heavy metal contamination decreased microbial population size and respiratory activity, inhibited microbial mineralizaion efficiency of labile organic carbon. The accumulation of $\text{K}_2\text{SO}_4\text{-C}$ could be attributed to the decreased mineralization rate because more labile organic carbons in paddy soils may directly derived from exudate of intensive fine rice roots rather than decomposition of raw litters. Moreover, elevated $\text{K}_2\text{SO}_4\text{-C}$ in soil can enhance the solubility, mobility and biological uptake of metals, and thereby increase the biological availiablity of heavy metals. It may further restrained mineralization rate of active carbon pool.

On basis of the suppressed turnover process, relatively greater proportion of K_2SO_4 extractable organic carbon in highly contaminated paddy soil is not doomed to high availability of active carbon substrate supply. Thus, in order to assess the availability of organic carbon of paddy soils polluted by heavy metals, the combined functioning of active organic carbon pools, mineralization intensity of microbes and supply potential of carbon substrates during different turnover stages should be taken into consideration.

Key words: organic carbon; substrate availability; heavy metal; microbe; labile carbon

土壤有机质的大部分组分为难以分解的稳定态化合物^[1],只有少部分是具有一定溶解性、移动性、不稳定、易氧化、易分解矿化,植物、微生物利用较高的活性有机碳组分^[2,3],但却是土壤养分矿化、循环和能量释放的重要参与者^[4]。由于土壤活性有机碳极其复杂的物理结构和化学成分,不同成分的转化周期从几小时到几年,甚至上千年,显著差异^[5],对其还缺乏深入系统的了解^[6]。近年来大量表征活性有机碳的概念和术语被提出^[7],但由于内涵模糊、外延交叉和实验方法的不统一,不同指标间缺乏联系和比较^[6]。其中,溶解性碳、微生物量碳和可矿化的碳是被广泛接受的活性有机碳库,分别代表了有机碳的降解潜力、降解能力和已降解量,成为表征有机碳有效性和土壤质量演变的敏感指标^[8,9]。研究活性有机碳库的时空变化和相互关系成为当前有机质形态研究的发展方向^[6]。另一方面,土壤有机碳与重金属元素相互作用、影响。过量的土壤重金属污染物影响微生物数量^[10]、活性^[11]和种群结构^[12],从而影响有机质的矿化过程和形态转化。反之,有机碳的活性功能团也能改变金属的形态^[13]、溶解性和移动性^[14],从而影响重金属的生物有效性^[15]。因此,研究重金属污染的农田土壤中的活性有机碳指标及其相互关系,对探讨污染条件下有机碳的有效性和养分转化机理具有重要意义。

沈宏等^[2]、Chantigny^[16]和 McDowell^[6]总结了国内外相关研究表明,大部分有机碳有效性的研究集中在温带森林和草地土壤,而农业土壤的信息很少。由于有机质来源、成分和土壤条件的复杂性,相关的研究结果差

异较大^[4,8],而碳供应、微生物碳和有机碳矿化之间的关系仍不清楚^[14,17]。例如,Dai 等^[12]的研究显示有机碳矿化和微生物碳具有显著相关关系,而 Sato and Seto^[18]的结果显示两者间无显著联系。高强度耕作、淹水栽培和水旱轮作形成了亚热带水稻土独特的生态系统^[19]。在自然土壤和其它农业土壤获得的研究结果并不能准确反映重金属胁迫下的水稻土有机碳的有效性。本研究以广东省大宝山重金属矿山污染的水稻土为研究对象,分别调查了土壤和耕作条件一致,但污染程度不同的两块水稻土壤不同形态有机碳的差异,分析了土壤微生物及碳基质供应对不同阶段有机质矿化的影响,为土壤改良和有效利用提供依据。

1 材料与方法

1.1 调查区描述与采样

研究区域位于广东省北部翁源县新江镇上坝村,为河谷冲积土壤,主要作物为水稻。由于长期利用大宝山重金属矿山废水污灌,该地区水稻土受到不同程度的污染。2003 年 6 月,在水稻生长关键的齐穗期,在矿山下游 6 km 处和 10 km 处,分别选择地形、土壤和耕作条件相近,但污染程度不同的两块污染水田作为采样区。2 个采样区内各选取 5 个采样点,各距离 60 m。每点在 1 m² 范围内随机采集 3 个独立的土壤样品作为重复,采样深度 0~10 cm。30 个土壤样品的一部分室温风干粉碎,用以分析土壤理化性状和金属含量,另一部分样品保持湿润,4℃ 储存,分别用于 H₂SO₄ 溶解态的碳、微生物生物碳和矿化的碳的测定。

1.2 土壤理化性质和重金属的含量

供试土壤酸碱度用 pH 仪(PHS-3C)按 1:2.5 土水比浸提测定。CEC 按乙酸铵交换法测定。总有机碳、总氮用 CHN 元素分析仪(1108 Carlo Erba)干烧测定。小于 2 μm 的粘粒含量在用 H₂O₂ 去除有机质后用吸管法测定。土壤 Cu、Pb、Zn、Cd 和 Fe、Mn、Ca 的全量分析采用 HF-HNO₃-HClO₄ 消煮,原子吸收分光光度法测定^[20]。DTPA 态 Cu、Pb、Zn 和 Cd 在土壤样品调至平均 pH 范围后用 0.005M DTPA 溶液(0.005mol·L⁻¹ DTPA + 0.01mol·L⁻¹ CaCl₂ + 0.1mol·L⁻¹ TEA)振荡浸提 1 h,原子吸收分光光度法测定^[21]。

表 1 两个采样区水稻土主要理化性质(n=15)

Table 1 Main physico-chemical properties of paddy soils in two sampling sites

采样区 Sampling sites	pH 值 (H ₂ O)	CEC (cmol kg ⁻¹)	粘粒 (< 2 μm) Clay (g kg ⁻¹)	有机碳 Organic C (g kg ⁻¹)	全氮 Total N (g kg ⁻¹)	全铁 Total Fe (g kg ⁻¹)	全锰 Total Mn (mg kg ⁻¹)	全钙 Total Ca (mg kg ⁻¹)
轻污染区 Slightly polluted soil	均值 Mean 4.1 范围 Range 3.6~4.5	6.76 5.63~7.43	201 121~288	17.5 16.1~19.8	1.71 1.59~1.95	31.0 18.4~55.6	106 99.5~158	823 524~1325
重污染区 Highly polluted soil	均值 Mean 2.9 范围 Range 2.2~3.7	6.65 3.21~9.41	227 121~367	9.0 4.59~16.0	0.84 0.33~1.46	103 83.1~113.0	206 129~339	1572 920~2714

调查表明,矿山下游 10 km 处的水田为轻污染区,重金属含量相对较低,Cu、Pb、Zn 和 Cd 全量的均值分别是我国农用地土壤标准(GB15618-1995)的 6、1.3、0.8 和 9 倍。土壤呈酸性,水稻长势未见明显影响。矿山下游 6 km 处的水田为重污染区,4 种重金属含量较高,Cu、Pb、Zn 和 Cd 全量的均值分别是轻污染土壤的 4.6 倍、1.2 倍、3.6 倍和 1.4 倍。pH 均值只有 2.9。总有机碳和全氮含量只有轻污染土壤的一半左右,粘粒和 CEC 含量相近。水稻长势明显较差。两采样区土壤主要理化性质和重金属的含量的具体结果如表 1 和表 2 如示。

表 2 两个采样区水稻土重金属含量(mg kg⁻¹, n=15)

Table 2 The contents of heavy metals of paddy soils in two sampling sites

采样区 Sampling sites	全铜 Total Cu	全锌 Total Zn	全铅 Total Pb	全镉 Total Cd	DTPA Cu	DTPA Zn	DTPA Pb	DTPA Cd
轻污染区 Slightly polluted soil	均值 Mean 309 范围 Range 195~477	269 214~326	192 126~320	2.71 2.21~3.43	80.6 45.6~121	59.6 14.0~93.8	60.8 27.5~105	0.45 0.09~0.82
重污染区 Highly polluted soil	均值 Mean 1417 范围 Range 592~2807	329 272~363	686 316~1135	3.69 2.40~5.66	97.9 46.6~188	54.9 23.4~79.5	74.1 30.0~175	0.38 0.14~0.80

1.3 微生物生物量碳、K₂SO₄ 溶解态的碳和矿化碳的测定微生物生物量碳采用氯仿熏蒸法测定^[22]。30 g 土

壤样品(干重)用无酒精氯仿在 28℃ 黑暗真空条件下熏蒸 24 h,用 0.5 mol L⁻¹ K₂SO₄ 按 1:5 w/v 土液比振荡浸提 30 min(200r/min),在 5100 g 力下离心 10 min 后过滤。滤液中的有机碳采用重铬酸钾消化法测定。另一份同样重量的样品用与熏蒸的样品相同的方法用 K₂SO₄ 振荡浸提、重铬酸钾消化法测定浸提液中的有机碳,作为 K₂SO₄ 可浸提的碳^[9]。微生物生物量碳按下列公式计算: MBC = Ec/0.38, 其中 Ec 为熏蒸和对应不熏蒸样品的浸提液中的有机碳的差值。

矿化的有机碳的测定采用 NaOH 吸收法在标准条件下测定微生物矿化碳源过程中产生的 CO₂ 量^[23]。50 g 土壤样品(干重)调至 60% 田间持水量并稳定 24 h 后,在 28℃ 黑暗条件下 1 L 玻璃瓶中密封培养 28 d,用 NaOH 吸收瓶中产生的 CO₂,用适量 1 mol L⁻¹ BaCl₂ 沉淀碱吸收瓶的 CO₃²⁻,用标准酸滴定剩余的 NaOH,分别计算 1~7 d 和 8~28 d 的 CO₂ 产生量,以分别确定两个培养阶段矿化的有机碳量(CO₂-C_{1-7d} 和 CO₂-C_{8-28d})和有机碳矿化率(单位有机碳每天产生的 CO₂ 量, CO₂-C_{1-7d}·TOC⁻¹ d⁻¹ 和 CO₂-C_{8-28d}·TOC⁻¹ d⁻¹)。微生物代谢商(qCO₂)为单位微生物生物量碳在 28 d 累积矿化的有机碳量。

1.4 统计分析

数据统计利用 SPSS 12.0.1 (SPSS Inc.) 进行。独立变量 *T* 检验和 ANOVA (Tukey LSD) 分别用以比较两组和多组变量间差异的显著性。多元逐步回归分析用于在多个相互关联的碳基质指标间筛选显著影响不同阶段有机碳矿化的决定性碳指标。

2 结果分析

2.1 两种重金属污染水平下水稻土的微生物和有机碳基质含量比较

两种重金属污染水平下的水稻土中的总有机碳、微生物生物量碳、0.5 mol L⁻¹ K₂SO₄ 溶解态的有机碳、1~7 d 和 8~28 d 矿化的有机碳以及微生物代谢商结果见表 3。轻污染和重污染水稻土样品中的 TOC 分别为 17.5 g kg⁻¹ 和 9.0 g kg⁻¹, MBC 分别为 210 mg kg⁻¹ 和 56.6 mg kg⁻¹, K₂SO₄-C 分别为 120 mg kg⁻¹ 和 79.6 mg kg⁻¹, CO₂-C_{1-7d} 分别为 261 mg kg⁻¹ 和 133 mg kg⁻¹, CO₂-C_{8-28d} 分别为 491 mg kg⁻¹ 和 136 mg kg⁻¹, 而 qCO₂ 分别为 3.78 mg C-CO₂ mg⁻¹ TOC 和 5.12 mg C-CO₂ mg⁻¹ TOC。两个采样区土壤的上述指标均值的 *T* 检验表明,除重污染水稻土的代谢商极显著高于轻污染土壤外(*p* < 0.01),重污染土壤样品中上述各项碳基质指标均极显著低于轻污染水稻(*p* < 0.001)。虽然两个采样区的水稻土发育和耕作历史相近,但由于长期矿山废水的污灌引起上游重污染水稻田更多的矿渣矿泥的积累,降低了有机质的含量,这可能是造成两块水田土壤有机碳指标差异的主要原因。

2.2 两种重金属污染水平下水稻土有机碳基质的有效性

土壤 MBC、K₂SO₄-C、CO₂-C 分别与 TOC 的比值,消除了不同土壤有机质差异造成的影响,是准确衡量有机质的微生物有效性的重要指标^[8]。各采样点土壤的上述有效性指标如图 1 所示, MBC/TOC (0.24% ~ 1.72%) 和 K₂SO₄-C/TOC (0.59% ~ 1.49%) 的范围相近,而培养条件下的 CO₂-C_{1-7d}/TOC (0.54% ~ 2.91%) 和 CO₂-C_{8-28d}/TOC (0.24% ~ 3.98%) 明显较上述两指标高 (ANOVA, *p* < 0.05, *n* = 30)。另一方面,两采样区均值的 *T* 检验 (图 2) 表明,重污染水稻土的 MBC/TOC 和 8~28 d 的有机碳矿化率 (CO₂-C_{8-28d}·TOC⁻¹ d⁻¹) 的均值分别为 0.6% 和 0.05%, 分别显著低于轻污染土壤的 MBC/TOC (1.2%) 和 8~28 d 的有机碳矿化率 (CO₂-C_{8-28d}·TOC⁻¹ d⁻¹) 的均值 (0.10%)。相反,重污染土壤的 K₂SO₄-C/TOC 均值 (0.97%) 极显著高于轻污染土壤 (0.69%), 而 2 个采样区的 1~7 d 的碳矿化率均值都为 0.21%, 差异不显著。而且,各采样点土壤的 1~7 d 的碳矿化率均值均显著高于 8~28 d 的有机碳矿化率 (*p* < 0.01)。

2.3 不同碳基质之间的关系及对微生物有机碳矿化率的影响

相关分析表明, TOC、MBC、K₂SO₄-C 和 CO₂-C 这些有机碳指标之间存在极显著的相关性 (*p* < 0.001, 相关系数阵未列出)。图 3 列出了 CO₂-C_{1-7d} 和 CO₂-C_{8-28d} 分别与 TOC、K₂SO₄-C 和 MBC 的极显著相关关系。CO₂-C_{1-7d} 与 MBC 和 K₂SO₄-C 的回归方程斜率要高于 CO₂-C_{8-28d} 的方程斜率, 而 CO₂-C_{8-28d} 与 TOC 的回归方程斜率

要高于 $\text{CO}_2\text{-C}_{1-7\text{d}}$ 的方程斜率,表明有机碳的矿化分解过程与 TOC 、 $\text{K}_2\text{SO}_4\text{-C}$ 和 MBC 密切联系,而 MBC 和 $\text{K}_2\text{SO}_4\text{-C}$ 在 1~7 d 的培养阶段时对 $\text{CO}_2\text{-C}$ 影响较大, TOC 则在 8~28 d 时对 $\text{CO}_2\text{-C}$ 影响较大。

表 3 两种重金属污染水平下水稻土不同碳基质的特性 (平均值 $\pm$ 标准差, $n = 3$)

Table 3 The contents of different organic carbon substrates in paddy soils under two heavy metal contamination levels (Means $\pm$ standard deviation, $n = 3$)

采样点 Sample points	总有机碳 TOC (g kg^{-1})	微生物生物量碳 MBC (mg kg^{-1})	K_2SO_4 溶解态有机碳 $\text{K}_2\text{SO}_4\text{-C}$ (mg kg^{-1})	1~7d 矿化的有机碳 $\text{CO}_2\text{-C}_{1-7\text{d}}$ (mg kg^{-1})	8~28d 矿化的有机碳 $\text{CO}_2\text{-C}_{8-28\text{d}}$ (mg kg^{-1})	微生物代谢商 (mg C-CO_2 $\text{mg}^{-1}\text{ TOC}$)
轻污染水稻田 Slightly polluted paddy soils						
L1	17.8 ± 0.3	187 ± 7.5	134 ± 16.2	299 ± 126	650 ± 53	5.08 ± 0.27
L2	17.3 ± 0.5	167 ± 8.6	127 ± 8.2	235 ± 17	496 ± 142	4.39 ± 0.75
L3	18.0 ± 1.6	262 ± 23.7	119 ± 10.0	293 ± 46	510 ± 45	3.10 ± 0.52
L4	17.2 ± 1.2	223 ± 74.4	113 ± 10.9	244 ± 15	440 ± 175	3.41 ± 1.76
L5	17.2 ± 0.4	212 ± 47.2	108 ± 5.4	236 ± 3	358 ± 93	2.90 ± 0.76
均值 Mean	17.5 ± 0.9	210 ± 48.4	120 ± 13.1	261 ± 59	491 ± 138	3.78 ± 1.18
重污染水稻田 Highly polluted paddy soil						
H1	4.72 ± 0.1	24.5 ± 8.2	65.4 ± 5.9	74 ± 6	57 ± 12	5.59 ± 1.21
H2	4.72 ± 0.1	13.1 ± 1.8	46.1 ± 3.2	40 ± 13	28.2 ± 20	5.10 ± 1.52
H3	7.44 ± 1.4	67.0 ± 19.9	65.4 ± 2.9	162 ± 11	163 ± 60	5.26 ± 2.26
H4	15.3 ± 0.6	101 ± 9.7	122 ± 3.2	232 ± 25	264 ± 18	4.95 ± 0.66
H5	12.8 ± 1.6	77.6 ± 28.6	99.2 ± 6.7	159 ± 25	167 ± 35	4.69 ± 2.08
均值 Mean	9.0 ± 4.5	56.6 ± 36.9	79.6 ± 28.4	133 ± 73	136 ± 92	5.12 ± 1.43
显著性水平 Sig.	$p < 0.001$	$p < 0.001$	$p < 0.001$	$p < 0.001$	$p < 0.001$	$p < 0.01$

两个重金属污染水平下的水稻土碳基质含量均值比较的显著性水平 (T 检验, $n = 15$) The mean comparison of contents of different organic carbon substrates in paddy soils under two heavy metal contamination levels (T tests, $n = 15$)

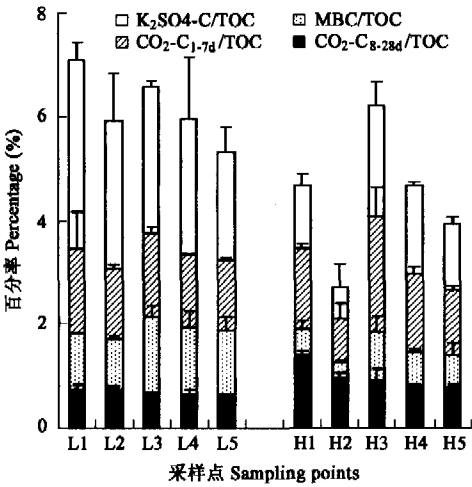


图 1 各采样点水稻土的 TOC 中 $\text{K}_2\text{SO}_4\text{-C}$ 、 MBC 、 $\text{CO}_2\text{-C}_{1-7\text{d}}$ 和 $\text{CO}_2\text{-C}_{8-28\text{d}}$ 的百分率

Fig.1 Percentage of $\text{K}_2\text{SO}_4\text{-C}$, MBC , $\text{CO}_2\text{-C}_{1-7\text{d}}$ and $\text{CO}_2\text{-C}_{8-28\text{d}}$ in TOC of each sampling point

3 个重复样点的平均值及标准差线 Means and standard deviation, $n = 3$

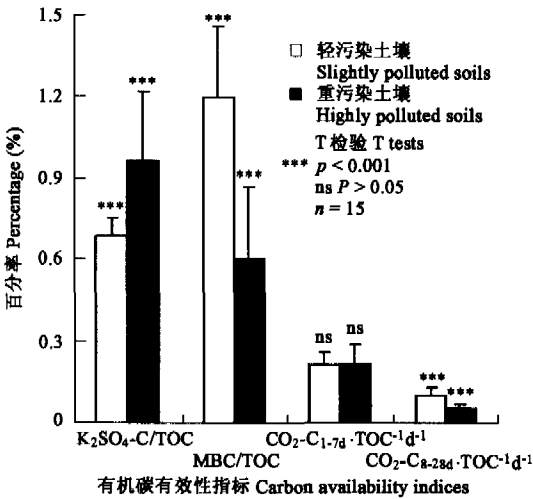


图 2 两个不同污染水平的水稻土的 $\text{K}_2\text{SO}_4\text{-C/TOC}$ 、 MBC/TOC 、 $\text{CO}_2\text{-C}_{1-7\text{d}}\cdot\text{TOC}^{-1}\text{d}^{-1}$ 和 $\text{CO}_2\text{-C}_{8-28\text{d}}\cdot\text{TOC}^{-1}\text{d}^{-1}$ 的均值比较

Fig.2 Significant differences in $\text{K}_2\text{SO}_4\text{-C/TOC}$, MBC/TOC , $\text{CO}_2\text{-C}_{1-7\text{d}}\cdot\text{TOC}^{-1}\text{d}^{-1}$ and $\text{CO}_2\text{-C}_{8-28\text{d}}\cdot\text{TOC}^{-1}\text{d}^{-1}$ in two paddy soils with different pollute level

为剔除关联指标对碳矿化与碳基质相关分析的影响,分别以 $\text{CO}_2\text{-C}_{1-7\text{d}}$ 和 $\text{CO}_2\text{-C}_{8-28\text{d}}$ 为因变量, TOC 、 $\text{K}_2\text{SO}_4\text{-C}$ 和 MBC 为自变量,进行多元逐步回归分析,所得两个回归模型(表 4)都达到极显著水平。其中, $\text{K}_2\text{SO}_4\text{-C}$ ($p < 0.001$) 和 MBC ($p < 0.05$) 进入到以 $\text{CO}_2\text{-C}_{1-7\text{d}}$ 为因变量回归模型中,而 TOC 由于与 $\text{CO}_2\text{-C}_{1-7\text{d}}$ 相关

的显著水平大于 0.05 而被排除在模型之外。这表明在 3 项碳基质中,对前 7 d 有机碳矿化影响最大的是 K_2SO_4-C ,其次是 MBC。相反,在以 CO_2-C_{8-28d} 为因变量回归模型中,只有 TOC($p < 0.001$)进入模型,而 K_2SO_4-C 和 MBC 被排除在外。两个逐步回归模型分别反映了 CO_2-C_{1-7d} 和 CO_2-C_{8-28d} 的 83% 和 70% 的变异($r^2 \times 100\%$)。

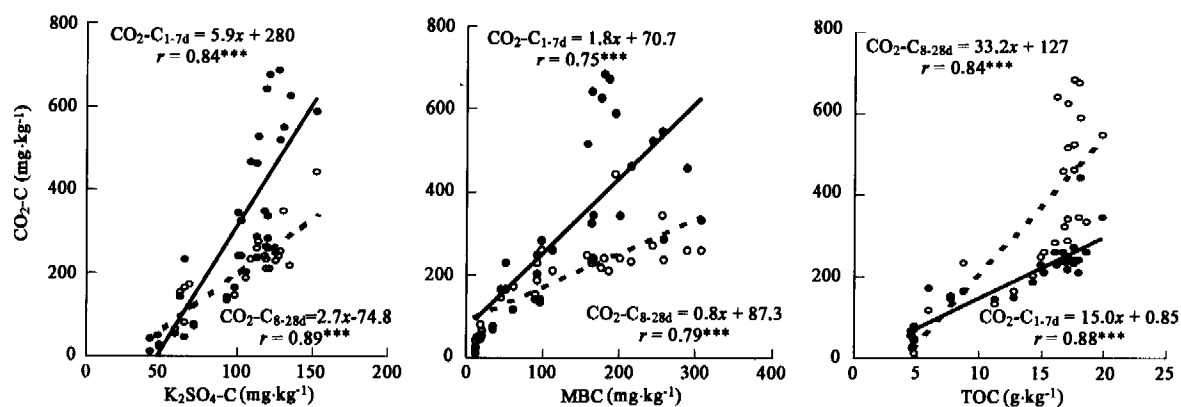


图 3 3 种形态的土壤碳基质与不同阶段有机碳矿化之间极显著的相关关系

Fig.3 Highly significant correlations of mineralized organic carbon during 2 incubation periods with 3 soil organic carbon substrates

$p < 0.001$, $n = 30$

3 讨论

微生物是土壤有机物分解矿化的主要执行者。微生物生物量碳是土壤有机碳中具有生物活性的组分^[24],是表征微生物数量的指标。代谢商是微生物生理特性指标,与微生物群落结构及单位微生物代谢活性密切相关^[10,11]。微生物生物量和种群代谢活性决定了微生物的矿化能力。通常,非污染的农业土壤的微生物商(微生物生物量碳占总有机碳的比例)为 2%~3%^[25],而供试的重污染土壤的微生物商(均值为 0.6%)较轻污染土壤(均值为 1.2%)显著下降,而代谢商升高。这是由于微生物对重金属污染非常敏感^[26]。过量的重金属会毒害微生物,特别是使相对敏感的细菌大量减少,从而使微生物群落中较高耐性和代谢强度的真菌比例相对升高^[12]。具有高代谢强度和高真菌/细菌比是微生物维持逆境条件代谢的结果^[11]。

水或 0.5 mol L⁻¹ K_2SO_4 等稀盐可溶解的有机碳主要来自微生物分解矿化植物粗有机物的中间产物,或直接来自新鲜植物凋落物或根系的分泌物,被认为是有机碳中最活跃的、并易被微生物分解矿化和高有效性的小分子有机化合物^[3,7,9]。前人在重金属污染的森林和草地土壤的研究发现,由于枯枝落叶等有机物质的微生物分解转化过程被抑制,土壤粗有机碳积累,土壤 C/N 升高,有机碳质量下降^[12]。而供试的重污染土壤 K_2SO_4 溶解态有机碳比率显著高于轻污染,而有机矿化率在前 7d 并未显著提高,反而在 8~28d 显著降低(图 2)。这可能是由于水稻的大部分地上部有机植株被收获而未进入土壤碳循环过程,而生长旺盛期的水稻土中的溶解性有机碳直接来自于茂密的水稻根系分泌的小分子有机物要多于微生物分解枯枝落叶中的粗有机质产生的中间产物^[19],微生物整体矿化能力的减弱导致了 K_2SO_4 溶解态有机碳的暂时积累。另一方面,前人研究显示,溶解性碳在土壤胶体表面的强竞争性吸附^[27],引起重金属离子解吸作用^[28],提高了金属的溶解性^[14]和浸

表 4 不同阶段的微生物有机碳矿化与碳基质关系的多元逐步回归模型

Table 4 Multiple stepwise regression models of mineralized carbon during 2 incubation periods with organic carbon substrates

多元逐步回归模型 Multiple stepwise regression models	r^2	F	P
$CO_2-C_{1-7d} = -47.7 + 2.0(K_2SO_4-C) + 0.3(MBC)$	0.83	65.5	0.000
K_2SO_4-C		0.000	
MBC		0.019	
TOC		0.066	
$CO_2-C_{8-28d} = -126 + 33.2(TOC)$	0.70	65.2	0.000
TOC		0.000	
K_2SO_4-C		0.16	
MBC		0.57	

提性^[27]。溶解性碳对金属的亲合性,使之生成可溶的有机-金属络合物。高流动性的溶解性碳成为促进金属向根际的迁移、微生物和植物吸收的载体^[3,15],从而增强金属的生物有效性^[29]。而金属毒性的提高可能进一步抑制有机碳的矿化,加剧溶解性有机碳的积累。结果表明,供试的重污染水稻土中相对较高的 K_2SO_4 溶解态有机碳比率是环境污染造成的特定结果,并不能全面反映有机碳的微生物有效性。某些研究也表明,只有 3.8% ~ 39.9% 的溶解性有机质是可矿化的^[8],溶解性有机质作为整体来说可能并不会比颗粒态或吸附态有机质易矿化^[3]。

微生物矿化的碳是有机质分解利用的最终产物,是评价活性有机碳库有效性的科学和直接的手段^[9,12]。在适宜的温度和湿度的培养条件下,供试土壤有机碳前 7 d 的矿化过程活跃,矿化率远高于后期(图 2)。逐步回归分析(表 3)显示,在培养前期,矿化的碳与 K_2SO_4 -C 和 MBC 这两种活性碳库的含量显著相关,而矿化后期只与总有机碳显著相关。表明在重金属污染的水稻土中, K_2SO_4 溶解态碳是较先被矿化的碳基质,但重金属胁迫下的微生物矿化碳的能力也成为有机碳利用的重要影响因素。Wang 等^[9]也发现在 7d 的培养后土壤中的 K_2SO_4 -C 急速降低,与碳矿化的关系开始变差。因此,在矿化的后一阶段,总有机碳量及碳供应潜力成为碳利用的主要制约因素。微生物对大分子稳定态有机碳的分解、土壤胶体的解吸附和团聚体内部的释放能补充部分活性有机碳的快速消耗^[30]。在不同矿化阶段里,溶解性碳既是微生物矿化粗有机碳的中间产物,又是进一步矿化的原料,其含量受多种因素影响^[6]。因此,评价重金属污染的水稻土有机碳的有效性,不仅要考虑活性碳库的比率,还要注意微生物利用碳基质的能力和基质在不同阶段的供应潜力。

References:

- [1] Falloon P D, Smith P. Modelling refractory soil organic matter. *Biol Fertil Soils*, 2000, 30: 388 ~ 398.
- [2] Shen H, Cao Z, Hu Z. Characteristics and ecological effects of the active organic carbon in soil. *Chinese Journal of Ecology*, 1999, 18(3): 32 ~ 38.
- [3] Baldock J A, Nelson P N. Soil Organic Matter. In: Summer M E ed. *Handbook of Soil Science*. CRC Press, Boca Raton, Florida, 2000, B25 ~ 71.
- [4] Franzluebbers A J, Haney R L, Honeycutt C W, *et al.* Climatic influences on active fractions of soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 2001, 33: 1103 ~ 1111.
- [5] Jones D L, Kielland K. Soil amino acid turnover dominates the nitrogen flux in permafrost-dominated taiga forest soils. *Soil Biol. Biochem.*, 2002, 34: 209 ~ 219.
- [6] McDowell W H. Dissolved organic matter in soils—future directions and unanswered questions. *Geoderma*, 2003, 113: 179 ~ 186.
- [7] Wang J, Xie H, Zhu P, *et al.* Cannotation and modern analysis method for active soil organic matter (carbon). *Chinese Journal of Ecology*, 2003, 22(6): 109 ~ 112.
- [8] Nelson P N, Dector M C, Soulas G. Availability of organic carbon in soluble and particle-size fractions from a soil profile. *Soil Biol. Biochem.*, 1994, 26 (11): 1549 ~ 1555.
- [9] Wang W J, Dalal R C, Moody P W, *et al.* Relationships of soil respiration to microbial biomass substrate availability and clay content. *Soil Biol. Biochem.*, 2003, 35: 273 ~ 284.
- [10] Li Y T, Becquer T, Quantin C, *et al.* Effects of heavy metals on microbial biomass and activity in subtropical paddy soil contaminated by acid mine drainage. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(11): 2430 ~ 2436.
- [11] Giller K E, Witter E, McGrath S P. Toxicity of heavy metals to micro-organisms and microbial processes in agricultural soils: a review. *Soil Biol. Biochem.*, 1998, 30: 1389 ~ 1414.
- [12] Dai J, Becquer T, Rouiller J H, *et al.* Influence of heavy metals on C and N mineralisation and microbial biomass in Zn-, Pb-, Cu-, and Cd-contaminated soils. *Appl. Soil Ecol.*, 2004, 25: 99 ~ 109.
- [13] Krishnamurti G S R, Cieslinski G, Huang P M, *et al.* Kinetics of cadmium release from soils as influenced by organic acids; implication in cadmium availability. *J. Environ. Qual.*, 1997, 26: 271 ~ 277.
- [14] Kalbitz K, Wennrich R. Mobilization of heavy metals and arsenic in polluted wetland soils and its dependence on dissolved organic matter. *Sci. Total Environ.*, 1998, 209: 27 ~ 39.
- [15] Zsolnay A. Dissolved organic matter (DOM): artefacts, definitions, and functions. *Geoderma*, 2003, 113: 113 ~ 187.
- [16] Chantigny M H. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. *Geoderma*, 2003, 113: 357 ~ 380.

- [17] Franzluebbers A J. Potential C and N mineralization and microbial biomass from intact and increasingly disturbed soils of varying texture. *Soil Biol. Biochem.*, 1999, 31:1083 ~ 1090.
- [18] Sato A, Seto M. Relationship between rate of carbon dioxide evolution, microbial biomass carbon, and amount of dissolved organic carbon as affected by temperature and water content of a forest and an arable soil. *Commun. Soil Sci. Plan.*, 1999, 30: 2593 ~ 2605.
- [19] Liesack W, Schnell S, Revsech N P. Microbiology of flooded rice paddies. *FEMS Microbial Reviews*, 2000, 24: 625 ~ 645.
- [20] Amacher M C. Nickel, Cadmium, and Lead. In: D.L. Sparks ed. *Methods of soil analysis: chemical methods. Part 3.* Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, Madison, 1996. 739 ~ 745.
- [21] Lindsay W L, Norvell W A. Equilibrium relationships of Zn^{2+} , Fe^{2+} , Ca^{2+} and H^{+} with EDTA and DTPA in soils. *Proc. Soil Sci. Soc. Am.*, 1969, 33: 62-68.
- [22] Inubushi K, Brookes P C, Jenkinson D S. Measurements of soil microbial biomass C, N and ninhydrin-N in anaerobic and aerobic soils by the fumigation extraction method. *Soil Biol. Biochem.*, 1991, 23: 737 ~ 742.
- [23] Zibilska L M. Carbon mineralization. In: R W Weaver, Angle S, Bottomley P, Bezdicek D, Smith S, eds. *Methods of Soil Analysis, Microbiological and Biochemical Properties.* Soil Science Society of America, Madison, WI, 1994, 835 ~ 859.
- [24] Paul E A, Clark F E. *Soil Microbiology and Biochemistry*, second ed. Academic Press, London, 1996, 129 ~ 155.
- [25] Anderson T H, Domsch K H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol. Biochem.*, 1989, 21: 471 ~ 479.
- [26] Vig K, Megharaj M, Sethunathan N, *et al.* Bioavailability and toxicity of cadmium to microorganisms and their activities in soil: a review. *Adv. Environ. Res.*, 2003, 8: 121 ~ 135.
- [27] Antoniadis V, Alloway B J. The role of dissolved organic carbon in the mobility of Cd, Ni and Zn in sewage sludge-amended soils. *Environ. Pollu.*, 2002, 117: 515-521.
- [28] Huang Z C, Chen T B, Lei M. Environmental effects of dissolved organic matter in terrestrial ecosystems: a review. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(2): 259 ~ 269.
- [29] Marschner B, Kalbitz K. Controls of bioavailability and biodegradability of dissolved organic matter in soils. *Geoderma*, 2003, 113: 211 ~ 235.
- [30] Kaiser K, Zech W. Release of natural organic matter sorbed to oxides and a subsoil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1999, 63: 1157 ~ 1166.

参考文献:

- [2] 沈宏,曹志洪,胡正义.土壤活性有机碳的表征及其生态效应. *生态学杂志*, 1999, 18 (3):32 ~ 38.
- [7] 王晶,解宏图,朱平,等.土壤活性有机质(碳)的内涵和现代分析方法概述. *生态学杂志*. 2003,22 (6):109 ~ 112
- [10] 李永涛, Becquer T., Quantin C.,等.酸性矿山废水污染的水稻田土壤中重金属的微生物学效应研究. *生态学报*, 2004, 24 (11): 2430 ~ 2436.
- [28] 黄泽春,陈同斌,雷梅.陆地生态系统中水溶性有机质的环境效应. *生态学报*, 2002, 22(2): 259 ~ 269.