DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2016.01.020

林芝河谷地区典型农田土壤主要性质及重金属状况初探①

孙 曦[1, 3]，刘合满[2]，周 通[1]，旦曾曲扎[2]，李 柱[1]，周嘉文[1, 3]，吴龙华[1*]

(1 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(南京土壤研究所)，南京 210008；
2 西藏大学农牧学院，西藏林芝 860000；3 中国科学院大学，北京 100049)

摘 要：选择西藏林芝河谷地区代表性麦田及蔬菜大棚土壤，对其主要土壤肥力指标、重金属浓度及相应小麦及蔬菜样的重金属浓度进行了测定。结果发现：该区耕地土壤有机质、全氮、碱解氮处于中等及较缺乏水平，全磷、全钾、有效锌处于缺乏水平，速效磷、钾及有效铜处于较丰富水平；研究区土壤及作物铜、锌、镉浓度均未超出我国土壤环境质量标准，但农业生产活动造成了表层土壤铜、锌、镉的富集。研究区耕地应注重有机肥、化肥及微量元素的合理施用，同时注意农业生产活动造成的土壤酸化、重金属富集问题并加以监控，以促进该区农业的可持续发展。

关键词：林芝；土壤；植物；肥力；重金属

中图分类号：S158；X58

西藏位于我国西南边陲，地处有“世界第三极”之称的青藏高原[1]，一直被认为是受人为活动影响最少的地区，生态环境基本保持原生状态。一系列关于西藏土壤元素背景值的研究表明西藏土壤重金属浓度受人为作用的影响不大，Hg、Cu、Zn、Cd、Mn 等 13 种元素接近对数正态分布，其中 Cu、Hg 等元素浓度低于全国背景值，Zn、Mn 等元素高于全国背景值[2–4]。然而，该区生态环境极其脆弱，近几年来西藏地区由于矿产资源开发[5–7]、交通排放[8–9]、设施农业[10]等人为原因而产生的土壤及农产品重金属污染问题已进入人们的视野。

林芝河谷地区位于西藏东南尼洋河–雅鲁藏布江流域中游，大致呈东西走向，海拔 4 000 m 以下，南北均为海拔 5 000 m 以上山脉，受沿雅鲁藏布江河谷深入的印度洋季风影响有着较为充足的降水，河谷地貌发育，地形较为宽阔平坦，冲积母质及洪积母质分布广泛，土层较厚，易于耕种及灌溉，有着悠久的农耕历史，是西藏重要的农区[11–13]。20 世纪 60 年代，土壤肥力调查显示西藏海拔 5 000 m 以下可利用土壤养分状况普遍偏高，有机质一般>50 g/kg、全氮>2 g/kg；至 20 世纪 80 年代土壤肥力已有明显下降，40% ~ 50% 的耕地有机质含量下降至 20 g/kg 以下，全氮也降至 0.5 ~ 1 g/kg[14]；1990—2001 年该区土壤肥力仍呈现下降趋势[15]。

通过历次土壤普查工作[1,16]及部分相关研究[15,17–22]，对于该区耕地土壤肥力状况已取得一定的研究工作积累，一般认为目前该区总体上土壤肥力退化较严重，且肥力因素不协调。土壤肥力状况处于动态变化之中，因此有必要对其进行调查及监控。目前关于西藏地区土壤重金属状况的报道很有限，Sheng 等[23]、Li 等[24]针对全区表层土壤的研究表明，西藏地区土壤重金属主要来源于成土母质，大气输入及人为活动可能是造成部分地区土壤 Hg、Pb 等元素污染的原因；关于已知人为污染源的土壤重金属污染研究仅限于西藏中部矿区[5–7]及公路、铁路沿线[8–9]。针对该区主要农产区耕地土壤重金属状况、重金属在土壤剖面上的分布、有效态及农作物中重金属浓度的研究鲜有报道。

因此，本研究选择西藏林芝河谷内地区典型耕地土壤及农作物，测定土壤肥力现状以及土壤、作物中重金属浓度，比较分析该地土壤肥力变化及重金属污染风险，以期为该区农产品安全生产提供依据，避免重蹈我国东部地区耕地退化及污染之覆辙，实现区域农业可持续发展。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

研究区位于西藏自治区林芝地区米林县及林芝县境内，地处雅鲁藏布江及其支流尼洋河流域河谷，

①基金项目：国家高技术研究发展计划项目(2012AA01402-2)和国家自然科学基金项目(41325003，41161052)资助。

* 通讯作者(lhwu@issas.ac.cn)

作者简介：孙曦(1991—)，男，云南昆明人，博士研究生，主要从事土壤污染与修复研究。E-mail: xisun@issas.ac.cn

海拔 2 900 ~ 3 000 m，是西藏自治区重要农业区及商品粮生产基地之一。该区自然条件较好，属高原温带半湿润季风气候区，全年日照充足，均温 10 ~ 15℃，该区降水量主要来源于沿雅鲁藏布江河谷深入内陆的印度洋暖湿气流，年平均降水量 640 ~ 650 mm。河谷内发育着温带及亚热带湿润型山地土壤如黄棕壤、棕壤、暗棕壤、灰化土等，部分河流低阶地发育有草甸土，成土母质多为洪积冲积物，土壤质地较砂[11–12]。区域农业为一年一熟制，主要种植冬青稞和春小麦，施肥以化学肥料为主，主要为碳酸氢铵、过磷酸钙做底肥施用，施用量约为 N 120 kg/hm^2 和 $P_2O_5$112 kg/hm^2。

1.2 样品采集及前处理

2014 年 7 月底小麦成熟期于米林县及林芝县河谷内选取 4 个小麦田采样区域及 1 个蔬菜大棚采样点，采样点分布如图 1。其中，样点 1 ~ 3 为棕壤，1 号样点远离米林县城，2、3 号样点在米林县城郊，但 2 号样点没有蔬菜地，3 号样点则大棚蔬菜较多；样点 4 位于雅鲁藏布江与其支流尼洋河的交汇处，为毡状草甸土，地势低、地下水位较高。

图 1 采样点地理位置
Fig. 1 Location of sampling sites

每个样区选取 2 个典型连片种植的小麦田样地两块，每块地用不锈钢土钻采集 3 个 0 ~ 20 cm 耕层土壤样品(每个样品采集间隔 30 m 的 3 点，混合成一个样)，共采集表层土壤样 24 个；并于 1、3、4 号采样点各采集 1 m 深度系列剖面土壤样品，每隔 20 cm 一层，共 5 个层次；同时于 3 号麦田采样点附近选择 3 个蔬菜大棚并采集 0 ~ 20 cm 耕层土壤样品各 1 个。土壤取样量约 1 kg 鲜样，多余部分用四分法弃去，经室内风干后剔除异物，过 20 目及 100 目尼龙筛，备用。同时采集对应麦田的小麦全株样品共计 24 份，脱粒，分为根、茎叶、麦粒，称取各部分重量，粉碎；于蔬菜大棚采集豇豆、扁豆、辣椒、丝瓜等蔬菜的可食部分样品各 3 个，称鲜重、洗涤、烘干、称重、粉碎，备用。

1.3 测定指标及质量控制

土壤 pH、有机质、阳离子交换量、全量及有效态 N、P、K 的测定参照《土壤农业化化分析方法》[25]；土壤全量重金属浓度采用 HCl-HNO_3 消煮[26]，原子吸收光谱法[Varian SpectrAA 220FS(火焰)，220Z(石墨炉)]测定消化液中 Cu、Zn、Cd 浓度；土壤有效态 Cu、Zn、Cd 采用 DTPA-TEA 浸提，原子吸收法测定[25]。测定时加入空白样品及标准土壤样品 GBW 07406 进行分析质量控制。

植物样品通过不锈钢粉碎机粉碎后采用 H_2O_2-HNO_3 消化，原子吸收光谱法测定消化液中 Cu、Zn、Cd 浓度。植物全量 N、P、K 按常规方法测定[25]。样品测定时加入空白样品及标准小麦样品 GBW 10011 进行分析质量控制。

1.4 数据处理

对数据进行统计分析，采用方差分析(ANOVA)及 Duncan 检验法检验各样点间各个测定指标差异，统计分析采用 Excel 2010 及 SPSS 13.0 软件进行。

2 结果与分析

2.1 土壤 pH 及肥力性质

由各样点土壤 pH 可知，该供试区农田土壤为酸性到中性，pH 的 95% 置信区间为 6.26 ~ 7.12，且土壤 pH 表现出较大的空间变异性，变异系数为 16.6%。其中 1 ~ 2 号样点土壤呈中性，3 号样点及附近大棚土壤呈酸性。4 号样点位于尼洋河与雅鲁藏布江交汇处，地下水位较高，受地下水影响使土体中碳酸盐未被淋失，因此土壤呈微碱性(表 1)。

表 1 表层**(0 ~ 20 cm)**土壤 **pH** 及肥力性质
Table 1 pH values and nutrient contents of topsoil layer (0~20 cm)

样点	pH	有机质 (g/kg)	CEC (cmol/kg)	全量养分 (g/kg)			速效养分(mg/kg)		
				N	P	K	N	P	K
麦田 1	6.79 ± 0.12 b	22.3 ± 1.3 bc	6.16 ± 0.47 b	1.03 ± 0.10 a	0.24 ± 0.02 b	2.60 ± 0.18 d	56.9 ± 11.0 b	43.0 ± 7 c	166 ± 21 a
麦田 2	7.17 ± 0.66 b	18.5 ± 5.1 c	6.86 ± 0.87 b	0.796 ± 0.17 b	0.20 ± 0.02 b	3.46 ± 0.49 c	49.4 ± 11.2 b	5.49 ± 2 d	85.0 ± 16.0 b
麦田 3	5.60 ± 0.18 c	18.1 ± 6.5 bc	7.02 ± 1.22 b	0.976 ± 0.14 a	0.26 ± 0.04 b	5.09 ± 0.37 b	77.4 ± 13.7 a	102 ± 59 b	166 ± 18 a
麦田 4	8.04 ± 0.48 a	28.7 ± 4.4 a	7.22 ± 0.86 ab	1.14 ± 0.08 a	0.19 ± 0.04 b	3.79 ± 0.36 c	88.4 ± 11.4 a	29.0 ± 18 c	166 ± 24 a
大棚	4.96 ± 0.21 d	26.1 ± 2.3 ab	8.35 ± 0.82 a	1.03 ± 0.08 a	0.58 ± 0.17 a	5.90 ± 1.40 a	87.0 ± 8.9 a	423 ± 86 a	137 ± 18 a

注：同列不同小写字母表示不同土壤样品间差异显著(P<0.05)；下同。

对照西藏自治区土地管理局建议的耕地肥力分级方案[16]，该区土壤有机质含量处于中等(20 ~ 30 g/kg)及较缺乏(10 ~ 20 g/kg)水平，其中 1 ~ 3 号样点(18.1 ~ 22.3 g/kg)低于 4 号样点(28.7 g/kg)。大棚土壤有机质含量较高，较相邻农田土壤高出 44.2%，表明设施栽培条件下因有机肥投入量大而使土壤有机质含量上升较快。该区土壤质地为砂壤，阳离子交换量(CEC)较低，各麦田样点之间无显著差异，而蔬菜大棚土壤 CEC 高出其附近的 3 号样点麦田土壤 15.9%。

土壤全氮含量总体处于中等偏下水平(<2 g/kg)，碱解氮代表了土壤中易于植物吸收利用的氮素，该区总体上含量较缺乏(<90 mg/kg)，大棚土壤的全氮及碱解氮含量与其附近 3 号样点均无显著差异。土壤全磷含量均处于缺乏水平(<0.4 g/kg)；1、3、4 号样点速效磷含量较高(>15 mg/kg)，而 2 号样点缺乏(<10 mg/kg)。大棚土壤全磷、速效磷含量均显著高于其附近的 3 号样点，这可能与蔬菜大棚肥料施用量较大有关。土壤全钾含量处于缺乏(<15 g/kg)水平。1、3、4 号样点的速效钾水平较为丰富(>150 mg/kg)，2 号样点处于较缺乏水平(<100 mg/kg)。大棚土壤全钾含量高于其附近的 3 号样点麦田土壤。

在 0 ~ 100 cm 剖面层次上土壤 pH 变化程度不大，其中 3 号样点土壤 pH 在垂直方向变异性很小，变异系数仅为 2.13%，在 80 ~ 100 cm 土层土壤 pH 较 0 ~ 80 cm 土层高，其中较 0 ~ 20 cm 土层 pH 高 0.2 单位。1 号样点土壤 pH 表现为随着土壤深度的加深，土壤 pH 呈升高趋势，由 0 ~ 20 cm 表层的 6.74 增加到 80 ~ 100 cm 土层的 7.64，土壤 pH 升高了 0.9 单位，即其酸性逐渐降低；4 号样点表现为随着土壤深度的加深，土壤 pH 呈降低趋势，由 0 ~ 20 cm 土层的 7.93 降低到 80 ~ 100 cm 土层的 7.32，土壤 pH 下降了 0.61 单位(图 2)。

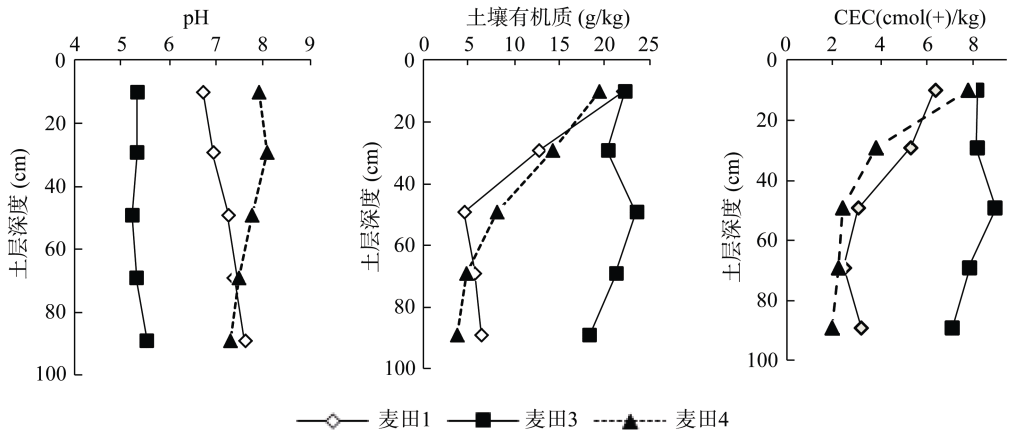

图 2　剖面土壤 pH、有机质及 CEC 变化

Fig. 2　pH values and organic matter contents in soil profiles

土壤有机质含量整体表现为随着土层深度的加深而呈降低趋势。其中 1 号和 4 号样点具有更加显著的下降趋势，有机质含量分别从 0 ~ 20 cm 土层的 22.4 g/kg 和 19.5 g/kg 下降到 80 ~ 100 cm 土层的 3.73 g/kg 和 6.43 g/kg，分别降低了 71.0% 和 80.9%。而 3 号样点在 20 ~ 40 cm 土层下降之后于 40 ~ 60 cm 土层有一定回升，之后继续下降，但表层以下高于 1 号及 4 号样点剖面土壤。

土壤 CEC 变化趋势与土壤有机质相似。1 号和 4 号样点 CEC 分别从 0 ~ 20 cm 土层的 5.69 cmol/kg 和 6.92 cmol/kg 下降到 80 ~100 cm 土层的 2.85 cmol/kg 和 1.75 cmol/kg，分别降低了 49.8% 和 74.8%。与有机质相同，3 号样点在 20 ~ 40 cm 土层下降之后于 40 ~ 60 cm 土层有一定回升，之后继续下降。

土壤全氮和碱解氮，全磷和速效磷含量均随深度增加而下降，呈明显表聚特征(图 3)。1 号及 4 号样点的土壤全氮、碱解氮含量较 3 号样点显现出更显著的下降趋势，从 0 ~ 20 cm 土层至 80 ~ 100 cm 土层全氮含量分别下降了 73.4%、87.9%，碱解氮含量分别下降了 82.6%、99.4%。1 号及 4 号样点的全磷、速效磷含量下降趋势较 3 号样点弱，从 0 ~ 20 cm 土层至 80 ~ 100 cm 土层全磷含量分别下降了 37.7%、18.6%，速效磷含量分别下降了 77.3%、84.1%。3 号样点的氮、磷肥力状况要优于 1、4 号样点，从 0 ~ 20 cm 土层至 80 ~ 100 cm 土层全氮、碱解氮、全磷、速效磷含量分别下降了 39.1%、38.4%、48.7%、61.7%。表层土壤全钾含量略高于亚表层，之后随土层深度的变化不明显，1、3、4 号样点 80 ~ 100 cm 土层全钾含量较 0 ~ 20 cm 土层分别减少 20.1%、12.3%、12.1%。3 个样点表层土壤中速效钾较亚表层土壤低，

随土层深度增加先表现出一定回升之后又继续下降。

2.2 土壤中重金属浓度

各样点土壤全量 Cu、Zn、Cd 浓度均未超过《土壤环境质量标准 GB15618-1995》[27]一级标准)(Cu：≤35 mg/kg，Zn：≤100 mg/kg，Cd≤0.20 mg/kg)(表 2)。各样点的土壤 Cu 浓度各异，各麦田样点间全量 Zn 浓度无显著差异，1、2 号样点的全量 Cd 浓度较低，3 号与 4 号样土壤全量 Cd 浓度略高，但也仅分别为 0.11、0.14 mg/kg。大棚土壤全量 Zn (90.1 mg/kg)及有效态 Zn(1.81 mg/kg)浓度显著高于其他麦田样点，大棚样点土壤全量 Cu(28.9 mg/kg)、有效态 Cu (1.69 mg/kg)、全量 Cd(0.11 mg/kg)、有效态 Cd (31.6 μg/kg)浓度与其附近的 3 号样点麦田土壤无差异。作为植物必需微量元素，对照西藏自治区土地管理局建议的耕地肥力分级方案[16]，土壤有效 Cu 处于中等(0.5 ~ 1 mg/kg)至较丰富水平(1 ~ 2 mg/kg)，有效 Zn 处于极缺乏(<0.5 mg/kg)至中等水平(1 ~ 2 mg/kg)之间。

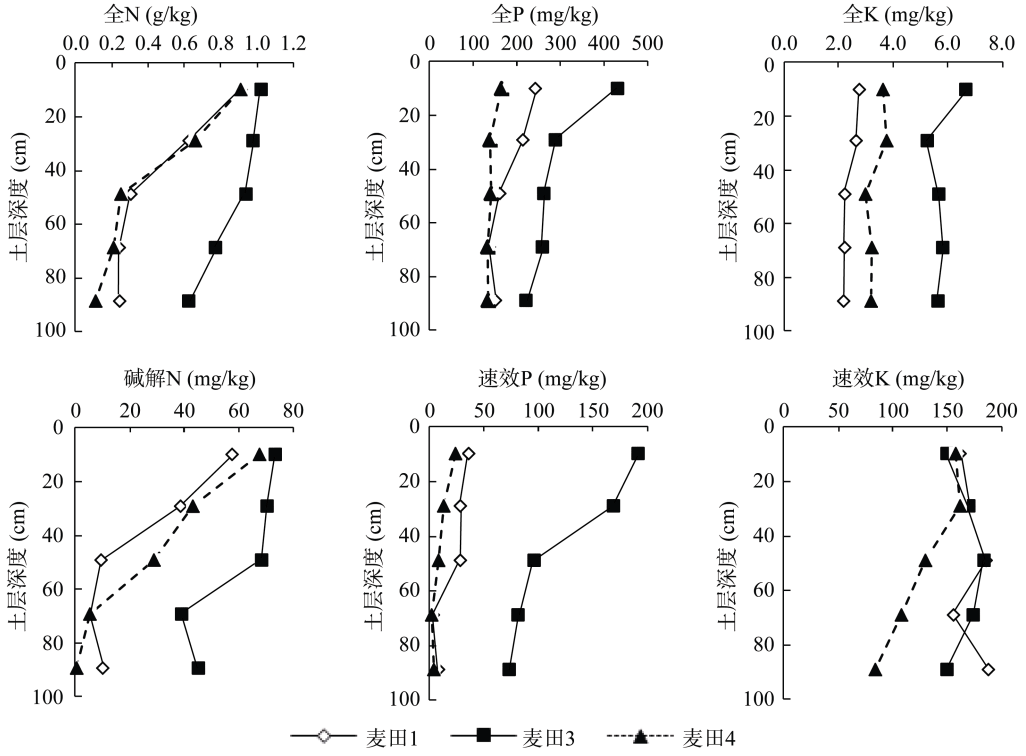

图 3 剖面土壤全量及有效态氮磷钾养分

Fig. 3 Total and available contents of nutrients in soil profiles

表 2 表层土壤全量及有效态 **Cu、Zn、Cd** 浓度

Table 2 Total and available contents of Cu, Zn and Cd in topsoil layer

样点	全量			有效态		
	Cu(mg/kg)	Zn(mg/kg)	Cd(mg/kg)	Cu(mg/kg)	Zn(mg/kg)	Cd(μg/kg)
麦田 1	22.2 ± 1.7 b	60.9 ± 6.1 b	0.08 ± 0.01 c	0.94 ± 0.07 b	1.30 ± 0.27 b	8.00 ± 1.36 c
麦田 2	23.2 ± 4.0 b	64.5 ± 5.1 b	0.08 ± 0.01 c	1.51 ± 0.34 a	0.24 ± 0.19 d	7.73 ± 0.97 c
麦田 3	30.6 ± 5.1 a	72.5 ± 4.2 b	0.11 ± 0.01 b	1.54 ± 0.27 a	0.69 ± 0.21 c	32.8 ± 7.5 a
麦田 4	17.3 ± 3.7 c	60.5 ± 8.0 b	0.14 ± 0.04 a	1.55 ± 0.23 a	0.41 ± 0.16 cd	23.7 ± 6.7 b
大棚	28.9 ± 1.5 a	90.1 ± 24.1 a	0.11 ± 0.02 ab	1.69 ± 0.22 a	1.81 ± 0.56 a	31.6 ± 3.6 a
土壤环境质量标准(一级)[27]	≤35	≤100	≤0.20	–	–	–

从土壤剖面变化来看，全量及有效态 Cu、Zn、Cd 浓度大体呈随剖面层次加深而下降的趋势，在表层土壤中表现出一定的积累(图 4)。其中各样点的全量 Cd、有效态 Cd、有效态 Zn 浓度随土层深度增加呈较明显的下降趋势，0 ~ 20 cm 土层至 80 ~ 100 cm 土层下降率分别为 24.2% ~ 64.0%、46.4% ~

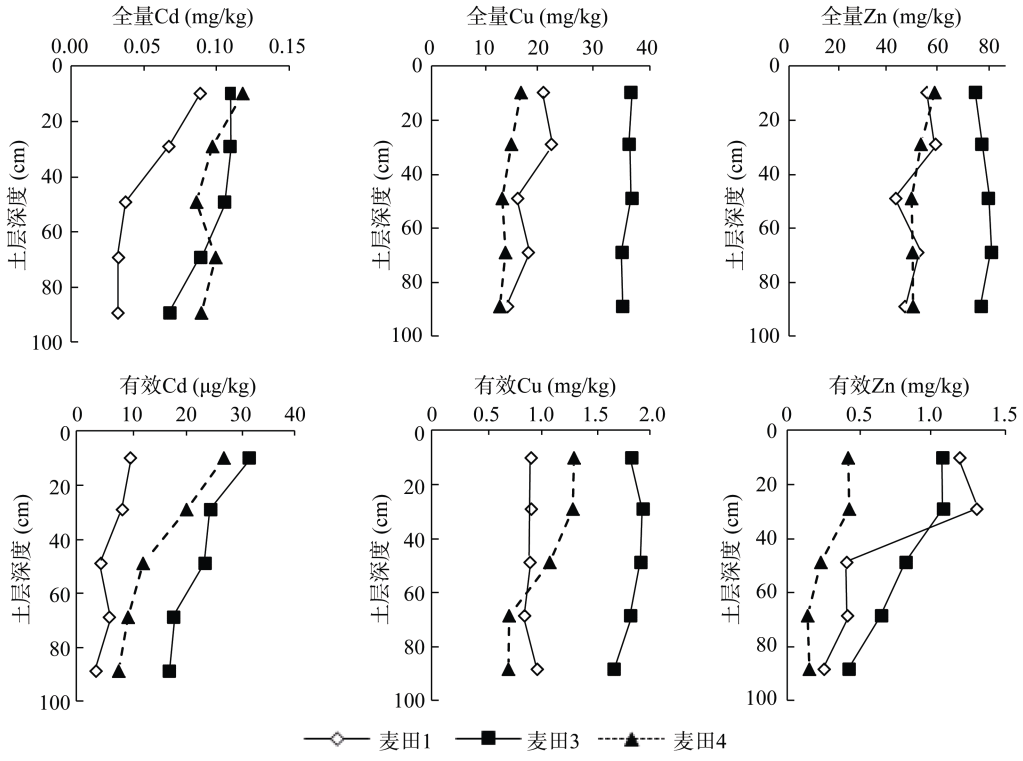

图 4　剖面土壤全量及有效态 **Cu、Zn、Cd** 浓度

Fig. 4　Total and available contents of Cu, Zn and Cd in soil profiles

71.2%、60.0% ~ 78.0%；全量 Cu、有效态 Cu、全量 Zn 浓度在土壤剖面上的下降趋势较弱，0 ~ 20 cm 土层至 80 ~ 100 cm 土层下降率分别为 4.1% ~ 32.0%、–6.1% ~ 46.1%、–3.1% ~ 15.6%。其中有毒重金属元素 Cd 在表层土壤中较土壤母质表现出明显的积累。

2.3　作物氮磷钾元素及重金属浓度

小麦籽粒及蔬菜中 Cd 浓度均低于标准限值(面粉：<0.1 mg/kg；蔬菜：<0.05 mg/kg)[28]，处于食品卫生安全范围内(表 3)；目前我国不再将 Cu、Zn 设为食品污染物指标[29]。值得注意的是小麦籽粒中 Cd 的浓度与土壤中全量及有效态 Cd 浓度均达到显著相关(Pearson 相关系数分别为 0.545^{**}、0.780^{**}，n=24)，表明本研究中土壤 Cd 浓度对小麦籽粒中 Cd 浓度产生直接影响；不同样点小麦籽粒间 Cu、Zn 浓度差异较小，与对应土壤全量及有效态 Cu、Zn 浓度间未表现出显著的相关性。不同蔬菜植物对重金属的吸收富集能力不同，致使其可食部分 Cu、Zn、Cd 浓度不同。

表 3　植物全量 **N、P、K** 及 **Cu、Zn、Cd** 浓度

Table 3　Total contents of N, P, K, Cu, Zn and Cd in plants

植物	样点	N(g/kg)	P(g/kg)	K(g/kg)	Cu(mg/kg)	Zn(mg/kg)	Cd(μg/kg)
小麦籽粒	麦田 1	13.3 ± 0.6 ab	1.90 ± 0.23 ab	4.18 ± 0.30 a	5.19 ± 0.51 a	24.3 ± 5.3 a	16.7 ± 8.5 b
	麦田 2	13.6 ± 1.6 ab	1.59 ± 0.28 b	3.86 ± 0.24 a	4.57 ± 0.23 ab	22.0 ± 2.3 a	17.8 ± 7.0 b
	麦田 3	14.8 ± 1.5 a	2.05 ± 0.32 a	3.93 ± 0.36 a	4.64 ± 0.86 ab	26.0 ± 4.3 a	25.9 ± 10.5 ab
	麦田 4	12.8 ± 2.0 b	1.83 ± 0.42 ab	4.07 ± 0.30 a	4.22 ± 0.92 b	21.0 ± 3.6 a	35.4 ± 15.8 a
豇豆	大棚	2.79 ± 0.06 A	0.352 ± 0.10 A	1.04 ± 0.11 AB	0.77 ± 0.13 A	2.86 ± 1.04 A	3.90 ± 1.50 C
扁豆	大棚	2.91 ± 0.18 A	0.414 ± 0.03 A	1.18 ± 0.08 A	0.51 ± 0.01 B	2.52 ± 0.08 AB	8.36 ± 0.68 B
辣椒	大棚	1.28 ± 0.07 C	0.192 ± 0.02 B	0.94 ± 0.06 B	0.45 ± 0.03 B	1.48 ± 0.12 B	14.0 ± 1.10 A
丝瓜	大棚	1.67 ± 0.12 B	0.342 ± 0.04 A	1.02 ± 0.09 AB	0.55 ± 0.02 B	2.02 ± 0.33 AB	1.80 ± 1.01 C

注：同列不同小写字母表示不同小麦籽粒间差异显著(P<0.05)；不同大写字母表示不同蔬菜样品间差异显著(P<0.05)。

3　讨论

3.1　研究区土壤肥力水平变化

本研究表明，林芝河谷麦田土壤有机质、总氮、碱解氮含量处于中等及较缺乏水平，总磷、总钾含量处于缺乏水平；蔬菜大棚土壤有机质、钾素及磷素状况优于麦田土壤，但由于施肥土壤发生了一定程度的酸化。本区耕层土壤有机质与总氮、碱解氮、速效钾

含量均呈显著正相关(r 分别为 0.833**、0.779**、0.418*，n = 27，其中 r 为 Pearson 相关系数，下同)，保持土壤有机质含量的稳定是保障土壤肥力的关键因素。该区耕作历史虽长，但利用方式较为粗放，施肥少，缺乏田间管理，加上本区缺乏燃料，作物秸秆、畜禽粪便等农业废弃物多以燃料形式消耗，耕种消耗的土壤养分得不到施肥、休耕措施的补偿，土壤肥力呈明显退化趋势[14]，本研究结果进一步印证了这一点。与以往研究相比[1,14–17,22]，本区耕地土壤有机质、全氮、碱解氮、全磷含量处于下降趋势，土壤全钾含量基本保持稳定；速效磷、速效钾含量有一定上升，这可能与化肥的大量施用有关。林芝地区 1999 年磷肥和钾肥消费量为 931 t 和 186 t，而到 2010 年为 1 901 t 和 690 t [30]，这在一定程度上增加了农田土壤磷、钾的残留量，提高速效磷、钾的含量。但有研究认为西藏土壤不仅缺肥，而且肥力不协调，施肥配比也不能满足植物平衡养分的需求[14,31]。该区土壤微量元素的缺乏也不容忽视，方江平等[32]研究认为林芝地区 Cu、Zn、Fe 等微量元素处于较丰富水平。本研究则表明该区耕地土壤有效 Cu 较为丰富，但有效 Zn 处于极缺乏或缺乏水平。

3.2 各肥力指标在土壤剖面层次上的变化规律

土壤有机质主要来源于生物残体和有机肥施用，集中于表层土壤。研究区土壤有机质含量随剖面深度增加而下降。土壤氮、磷、钾均显现出了表聚性，可能原因是植物从土壤中吸收同化的氮磷钾营养元素，在其死亡后随根茬积累于土壤表层；或人为施用的肥料使养分在表层土壤产生积累。西藏地区生态环境脆弱，地形起伏较大，土壤质地较粗，除有机质积累缓慢外，易发生水土流失导致土壤营养元素的流失[33–34]，有机肥施用、秸秆还田等措施增加土壤有机质外还可改善土壤质地、结构，减少水土流失[35–36]。因此，要保障研究区耕地土壤肥力，最有效的方法是增加有机肥施用，并通过休耕等措施对作物收获所带走的养分加以补偿，同时按所需求的配比及用量施用化肥。

3.3 土壤重金属浓度及其农作物吸收特性

Cu、Zn、Cd 三种元素都是亲 Cu 成矿元素，内生元素化学行为接近，与成岩过程有紧密联系[37]。本文中耕层土壤全量 Cu、Zn 浓度呈显著相关(r = 0.527**，n = 27)，表明研究区土壤 Cu、Zn 来源相似。一般认为土壤 pH、有机质状况对土壤中重金属分布及有效性有重要影响[38–40]：在大多数土壤中，pH 升高使土壤胶体和碳酸钙吸附的 Cu、Zn、Cd 增加，有效态浓度下降；土壤有机质对重金属有强烈的固定作用，形成有机配合物。本研究中，有效 Zn、总 Zn、总 Cu 浓度均与土壤 pH 均呈极显著负相关(r 分别为 –0.555**、–0.582**、–0.736**，n = 27)，有效 Cd 与土壤 pH 呈显著负相关(r = –0.415*，n = 27)；全量 Cd 与有机质含量呈极显著相关(r = 0.595**，n = 27)。表明在外界影响下，Cd 在本区土壤中的迁移、转化和集散程度受到土壤有机质的影响。土壤有效 Cu 与 CEC 呈显著相关(r = 0.404*，n = 27)，表明本区土壤有效 Cu 浓度受 CEC 影响较大。土壤有效 Cu、Zn 浓度与全量 Cu、Zn 浓度均无显著相关性，表明全量 Cu、Zn 浓度高低并不主导其有效性；有效 Cd 与全量 Cd 浓度呈极显著正相关(r = 0.622**，n = 27)，表明本区土壤 Cd 有效性受其全量浓度影响较大。

研究区蔬菜大棚土壤全量 Zn、Cd 浓度均高于其附近 3 号样点的土壤，可能是蔬菜大棚的施肥量较大造成了土壤 Zn、Cd 两种重金属的累积。值得注意的是在供试样点中蔬菜大棚土壤酸碱度(pH 4.96)最低，呈强酸性反应，明显低于其附近 3 号样点麦田土壤，呈酸化趋势，即设施蔬菜栽培在一定程度上有使土壤酸化的趋势，这应与设施农业生产过程中大量施用氮肥，导致土壤酸化加重有关。蔬菜大棚土壤酸化可能会通过增强重金属的有效性而引起更大的风险。蔬菜大棚土壤 Cd 浓度的升高虽未造成蔬菜可食部分 Cd 浓度的超标，但应当注意大棚蔬菜的种植方式引起土壤及作物重金属积累的潜在风险。

小麦籽粒的 Cd 浓度与土壤全量及有效态 Cd 浓度均达到极显著正相关(r 分别为 0.545**、0.780**，n=24)，表明小麦籽粒的 Cd 直接受土壤中 Cd 浓度所控制，虽然现在 Cd 浓度处于安全限值，但如果土壤受到 Cd 等重金属的污染，则可直接通过作物吸收，危害人类健康。西藏一直被认为是受人为活动影响最少的地区，土壤几乎未受人为污染，一系列的地表元素地球化学背景值的研究在此展开。然而随着经济社会的发展，人类活动的加剧，西藏土壤及农产品重金属污染问题已进入人们的视野。有研究显示，藏中矿区表层土壤由于采矿活动已受到 Cu、Zn、Cd 等重金属污染，土壤微生物活性已受到不良影响[5-6]。高强度的农业活动也是西藏土壤及作物重金属污染的重要原因，旦增等[10]研究发现拉萨市区大棚蔬菜样品 Pb、As、Cd、Cr 四种元素的超标率在 11.4% ~ 63.6%。交通源造成的土壤重金属污染也不容忽视，王冠星等[8]的研究表明，青藏高原 G214、G109、S308 国(省)道部分路段路侧土壤重金属平均浓度均超过土壤背景值，并随路侧距离增加下降，已产生一定富集。本

研究中，土壤及作物样品重金属含量均未超出相关标准，但研究表明人类农业生产活动可能一定程度上造成了表层土壤 Cu、Zn、Cd 的富集，尤其是蔬菜大棚的种植方式造成了土壤 Zn、Cd 两种重金属浓度的增加。西藏生态环境脆弱，土壤对重金属污染的承载力较低[41]，一旦受到污染后果极其严重，对西藏主要农产区土壤重金属污染状况进行监控显得尤为重要。

4　结论

1) 西藏林芝河谷地区耕地土壤有机质、全氮、碱解氮含量处于中等及较缺乏水平，全量磷钾含量处于缺乏水平，速效态磷、钾含量处于较丰富水平；土壤有效铜含量较高，有效锌含量处于极缺乏或缺乏水平。

2) 土壤及作物样品中 Cu、Zn、Cd 浓度均未超出我国土壤环境质量标准。重金属浓度随土壤深度增加而下降，人类农业生产活动一定程度上造成了表层土壤 Cu、Zn、Cd 的富集。

3) 与相邻麦田土壤相比，蔬菜大棚土壤 pH 较低，有机质、全量及速效态磷、全钾含量较高，全量 Zn、Cd 浓度较高。蔬菜大棚的施肥一定程度上改善了土壤肥力，但导致了土壤酸化及重金属 Zn、Cd 的积累。

参考文献：

[1] 中国科学院青藏高原综合科学考察队. 西藏土壤[M]. 北京: 科学出版社, 1985: 178–186

[2] 张晓平. 西藏土壤环境背景值的研究[J]. 地理科学, 1994, 14(1): 49–55, 100

[3] Zhang X, Deng W, Yang X. The background concentrations of 13 soil trace elements and their relationships to parent materials and vegetation in Xizang (Tibet), China[J]. Journal of Asian Earth Sciences, 2002, 21(2): 0167–174

[4] 郭晓敏, 张宏. 我国高寒草甸土壤金属元素分布及其影响因子研究进展[J]. 草业与畜牧, 2010(9): 1–5

[5] 张涪平, 曹凑贵, 李苹, 等. 藏中矿区重金属污染土壤的微生物活性变化[J]. 生态学报, 2010, 30(16): 4 452–4 459

[6] 敬久旺, 赵玉红, 张涪平, 等. 藏中矿区表层土壤重金属污染评价[J]. 贵州农业科学, 2011, 39(7): 126–128

[7] 陈芝兰, 张涪平, 王忠红, 等. 西藏当雄拉屋矿区污染土壤微生物及其活性研究[J]. 生态环境学报, 2010, 19(8): 1 912–1 917

[8] 王冠星, 闫学东, 张凡, 等. 青藏高原路侧土壤重金属含量分布规律及影响因素研究[J]. 环境科学学报, 2014, 34(2): 431–438

[9] Zhang H, Zhang Y, Wang Z, et al. Heavy metal enrichment in the soil along the Delhi–Ulan section of the Qinghai-Tibet railway in China[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2013, 185(7): 5 435–5 447

[10] 旦增, 洛桑, 李承鼎, 等. 拉萨市区大棚蔬菜重金属污染现状分析及评价[J]. 西藏大学学报(自然科学版), 2011, 26(2): 31–35

[11] 王拓亘. 西藏“一江两河”地区土壤分布规律[J]. 西南农业大学学报(自然科学版), 1989, 11(1): 37–44

[12] 王建林, 邓小军. 西藏一江两河地区中低产田的类型、成因及改良利用[J]. 土壤肥料, 1995, (5): 21–23

[13] 蔡晓布, 钱成. 西藏一江两河流域中低产土壤障碍因素及其调控[J]. 土壤通报, 1998, 29(2): 58–60

[14] 关树森. 生态环境条件与自然灾害及土壤养分的关系[J]. 西藏农业科技, 1990(Z1): 51–55

[15] 蔡晓布, 钱成, 彭岳林, 等. 西藏中部退化农田土壤肥力的变化特征及其重建[J]. 土壤学报, 2004, 41(4): 603–611

[16] 西藏自治区土地管理局. 西藏自治区土壤资源[M]. 北京: 科学出版社, 1992: 2–10

[17] 李萍. 藏东南耕作棕壤养分模糊综合评价[J]. 土壤, 2003, 35(5): 435–437+439

[18] 刘世全, 张宗锦, 王昌全, 等. 西藏酸性土壤的酸度特征[J]. 土壤学报, 2005, 42(2): 211–218

[19] 朱喜盈. 西藏林芝砂壤土速效磷含量动态初步研究[J]. 土壤, 1991, 23(5): 253–256

[20] 李林森, 程淑兰, 方华军, 等. 氮素富集对青藏高原高寒草甸土壤有机碳迁移和累积过程的影响[J]. 土壤学报, 2015, 52(1): 183–193

[21] 李娜, 王根绪, 高永恒, 等. 青藏高原生态系统土壤有机碳研究进展[J]. 土壤, 2009, 41(4): 512–519

[22] 钟国辉, 田发益, 旺姆, 等. 西藏主要农区农田土壤肥力状况研究[J]. 土壤, 2005, 37(5): 61–67

[23] Sheng J, Wang X, Gong P, et al. Heavy metals of the Tibetan top soils[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2012, 19(8): 3 362–3 370

[24] Li C, Kang S, Zhang Q. Elemental composition of Tibetan Plateau top soils and its effect on evaluating atmospheric pollution transport[J]. Environmental Pollution, 2009, 157(8): 2 261–2 265

[25] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000: 166–172

[26] Li Z, Wu L, Luo Y, et al. Dynamics of plant metal uptake and metal changes in whole soil and soil particle fractions during repeated phytoextraction[J]. Plant and Soil, 2014, 374(1/2): 857–869

[27] 国家环境保护局. 土壤环境质量标准: GB 15618-1995[S]. 北京: 中国标准出版社, 1995

[28] 中华人民共和国卫生部. 食品安全国家标准食品中污染物限量: GB 2762-2012[S]. 北京: 中国标准出版社, 2012

[29] 中国国家标准化管理委员会. 关于废止《食品中锌限量卫生标准》等 3 项国家标准的公告[EB/OL]. [2014-12-22]. http://www.sac.gov.cn/gjbzgg/20113/

[30] 西藏自治区统计局. 西藏统计年鉴 2011[M]. 北京:中国统计出版社, 2011

[31] 胡松杰. 西藏农业概论[M]. 成都: 四川科学技术出版社, 1995

[32] 方江平. 西藏林芝地区土壤中微量元素分布及应用规划[J]. 土壤肥料, 1996, (1): 37–42

[33] Correll D L. The role of phosphorus in the eutrophication

of receiving waters: A review[J]. Journal of Environmental Quality, 1998, 27(2): 261–266

[34] Sharpley A N, Chapra S C, Wedepohl R, et al. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options[J]. Journal of Environmental Quality, 1994, 23(3): 437–451

[35] Guo L B, Gifford R M. Soil carbon stocks and land use change: A meta-analysis[J]. Global Change Biology, 2002, 8(4): 345–360

[36] 李萍, 熊伟, 冯平, 等. 秸秆还田对西藏中部退化农田土壤的影响[J]. 土壤, 2004, 36(6): 685–687

[37] Chen J, Wei F, Zheng C, et al. Background concentrations of elements in soils of China[J]. Water Air and Soil Pollution, 1991, 57(1): 699–712

[38] Lindsay W L, Schwab A P. The chemistry of iron in soils and its availability to plants[J]. Journal of Plant Nutrition, 1982, 5(4/5/6/7): 821–840

[39] Sauve S, Hendershot W, Allen H E. Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: dependence on pH, total metal burden, and organic matter[J]. Environmental Science & Technology, 2000, 34(7): 1 125–1 131

[40] Blake L, Goulding K W T. Effects of atmospheric deposition, soil pH and acidification on heavy metal contents in soils and vegetation of semi-natural ecosystems at Rothamsted Experimental Station, UK[J]. Plant and Soil, 2002, 240(2): 235–251

[41] 周伟, 钟祥浩, 刘淑珍. 西藏高原生态承载力研究以山南地区为例[M]. 北京: 科学出版社, 2008: 4–30

Preliminary Study on Soil Fertility and Heavy Metal Concentrations of Croplands in Nyingchi Valley of Tibet

SUN Xi[1, 3], LIU Heman[2], ZHOU Tong[1], Danzengquzha[2], LI Zhu[1], ZHOU Jiawen[1, 3], WU Longhua[1*]

(1 *Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation*, *Institute of Soil Science*, *Chinese Academy of Sciences*, *Nanjing* 210008, *China*; 2 *Agriculture and Animal Husbandry College*, *Tibet University*, *Nyingchi*, *Tibet* 860000, *China*; 3 *University of Chinese Academy of Sciences*, *Beijing* 100049, *China*)

Abstract: Nyingchi Valley is one of the most important agricultural areas on the Tibetan Plateau, and soil degradation has become more and more severe there with the development of agriculture. Fertility indexes and heavy metal concentrations of soil samples from the representative fields in Nyingchi Valley and heavy metal concentrations in corresponding wheat and vegetable samples were investigated. The results showed that soil organic matter, alkali-hydro nitrogen and total nitrogen were from moderate to low levels. The concentrations of total phosphorous, potassium and bioavailable zinc were at low level, but bioavailable phosphorous, potassium and copper were abundant. Soil organic matter played a key role in the preservation of soil fertility. The concentrations of copper, zinc and cadmium in both soil and plant were all lower than the corresponding national standards. However, the accumulation of copper, zinc and cadmium occurred in topsoil in Nyingchi Valley and could be attributed to over farming.

Key words: Nyingchi; Soil; Plant; Fertility; Heavy metal