粤东凤凰山茶区土壤镉赋存形态特征及茶叶有效性

李 张 伟

(韩山师范学院 化学系, 广东 潮州 521041)

摘 要: 通过对粤东凤凰山茶区 12 个大型茶园土壤和茶叶进行采样,采用连续提取法将茶园土壤 Cd 分为可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机束缚态和残渣态,探讨了茶园土壤 Cd 的 5 种化学形态组成特征及其与土壤理化性质和茶叶 Cd 积累的关系。结果表明: (1) 茶区土壤中镉的化学形态分布受到土壤 pH 值和有机质含量的影响,土壤中 Cd 的 5 种化学形态分布的规律为:残渣态>碳酸盐结合态>可交换态>铁锰氧化物结合态>有机束缚态;茶区土壤可交换态 Cd 和残渣态 Cd 与土壤中的 pH 值呈极显著负相关性关系,而有机结合态 Cd 与土壤 pH 值呈显著正相关关系;有机质含量与氧化物结合态 Cd 和有机束缚态 Cd 呈显著正相关关系,而与可交换态 Cd 和残渣态 Cd 呈显著负相关关系。(2) 茶叶中 Cd 含量在 0.30~0.98 mg/kg,平均含量为 0.65 mg/kg;茶叶中的 Cd 含量与土壤中可交换态 Cd 有显著正相关关系,而与土壤 pH 值呈显著负相关关系。因此,可以通过调节茶园土壤 pH 值,影响土壤中 Cd 的化学形态分布,最终达到降低茶叶中 Cd 含量,提高茶叶品质的目的。

关键词: Cd; 化学形态; 茶园; 土壤理化性质

文献标识码: A **文章编号**: 1000-288X(2013)04-0237-05 **中图分类号**: X132

Distribution Characteristics and Tea Leaf Bioavailability of Cd in Tea Garden Soil from Fenghuang Mountain of East Guangdong Province

LI Zhang-wei

(*Department of Chemistry, Hanshan Normal University, Chaozhou, Guangdong* 521041, *China*)

Abstract: The content and fractions of Cd in tea garden soils, and their relationships with soil properties and Cd content in tea leaves were studied. The tea garden soils samples from 12 tea gardens were collected from Fenghuang Mountain in east of Guangdong Province. The result showed that the distribution of chemical fractions of Cd in the tea garden soils were: residual-Cd>carbonate-Cd>exchangeable-Cd>Fe/Mn oxides-Cd>organic-Cd. Soil pH value showed significant negative relationships with exchangeable-Cd and residual-Cd, while it showed a significantly positive correlation with organic-Cd. Soil organic matter was positively correlated with Fe/Mn oxides-Cd and organic-Cd, while it was negatively correlated with residual-Cd and exchangeable-Cd. The Cd content in tea leaves was 0.30~0.98 mg/kg, and 0.65 mg/kg in average. Moreover, a significantly positive correlation was found between the Cd content in tea leaves and exchangeable-Cd, while significantly negative correlation was found between Cd content and soil pH value. In conclusion, the content of Cd in soil and tea leaves in Fenghuang Mountain was not exceed the relevant standards, and the Cd chemical form of soil was mainly influenced by soil pH value and organic matter. This study highlight that Cd content in tea leaves can be adjusted by adjusting soil pH value and the organic matter, by doing this, the quality of tea can be improved.

Keywords: Cd; chemical forms; tea garden; physical and chemical properties of soil

茶叶是我国传统的经济作物,也是我国人民所喜爱的饮品之一。近年来,随着工业的发展,茶园周围的环境受到一定程度的影响,表现为土壤、空气和水体中有害污染物的增多,特别是茶园土壤中有害重金

收稿日期:2012-08-11 **修回日期**:2012-09-20

资助项目:广东省科技计划资助项目"潮州地区凤凰茶种质资源调查及不同品种生化成分的分析研究"(2011B020304012); 2011 年广东省高等学校人才引进专项资金和国家级星火计划项目(2012GA780051)

作者简介:李张伟(1980—),男(汉族),广东省潮州市人,硕士,讲师,主要研究方向为土壤环境污染。E-mail:stuedu@hstc.edu.cn。

属含量的增多，对茶树的生长发育产生重要的影响。Cd 是一种危害植物生长的有害元素，它可以破坏植物中的叶绿素结构，降低叶绿素含量，使叶片发黄褪绿，并且还能导致植物生长缓慢，植株矮小，产量降低，严重影响植物的生长发育[1]。土壤中的 Cd 是茶树吸收 Cd 的主要来源，根据 Tessier[2] 的理论，土壤中的重金属元素分为 5 种化学形态，分别为可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机束缚态和残渣态。一般认为，土壤中重金属元素的可交换态和碳酸盐结合态容易被植物所吸收利用，对植物影响最大，生物有效性最高。而土壤中重金属元素的化学形态分布主要受到土壤中 pH 值和有机质含量影响，因此，研究茶园土壤中 Cd 的化学形态分布特征及其与茶园土壤理化性质的相关性，可以为综合防治茶园土壤 Cd 污染，降低茶叶中 Cd 含量提供相关的理论和实践经验。

粤东潮安县凤凰山茶区是我国著名的乌龙茶生产基地，目前茶区有茶园面积 2.3×10^3 hm^2，年产茶叶 3 500 t，在国内外市场享有盛誉。但目前对该茶区土壤 Cd 的化学形态分布特征及其与土壤理化性质的关系至今还无相关报道，这对于提高茶叶质量，振兴当地茶叶经济是很不利的。因此本文以粤东凤凰山区茶园为例，重点考察了茶区 12 个大型茶园的土壤 Cd 化学形态分布特征、茶叶 Cd 积累特征和茶园土壤理化性质，并对各者之间相关性进行综合分析，以期为综合防治茶园土壤 Cd 污染提供了科学依据，也为优质无污染的茶叶生产提供理论和实践经验。

1 材料与方法

1.1 样品采集与制备

土壤样品于 2009 年 3 月采自粤东潮安县凤凰山茶区（东经 116°66′93″，北纬 23°89′96″）12 个茶园，在每个茶园设立 5 个采样点，共获得 60 个土壤样品。每个取样点分别采集表层 0—20 cm 土样，带回实验室后经充分风干、研磨后过 20 目筛，供分析测试用。在采集土样的同时，采摘相应茶园的成熟新鲜茶叶（茶叶品种为凤凰单枞茶，生长期为 3 个月左右），茶叶样品用去离子水冲洗干净，于烘箱中 60 ℃干燥 24 h。

1.2 土壤中总 Cd 的提取及测定方法

按照土壤环境质量标准[3]（GB15618—1995）提供的测定各种重金属元素的前处理方法进行土样的前处理，土壤中 Cd 全量采用盐酸—硝酸—高氯酸—氢氟酸进行联合消解，采用原子吸收分光光度法测定量（TAS-990AFG 型原子吸收分光光度计，北京普析分析仪器公司）。

1.3 土壤中 5 种不同化学形态 Cd 的提取和测定

采用 Tessier 的 5 步连续提取法提取土壤中不同形态的重金属[2]，后采用原子吸收分光光度计法测定[3]。

1.4 土壤 pH 值和有机质含量测定

土壤 pH 值测定采用离子选择电极法测定。土壤有机质测定采用重铬酸钾容量法测定[4]。

1.5 土壤中 Cd 的生物有效性评价[5]

土壤中 Cd 的生物有效性用系数 K 描述。

K＝（可交换态＋碳酸盐结合态）/各形态含量和

土壤中 Cd 的迁移能力用迁移系数 M 描述：

M＝可交换态/各形态含量和

1.6 茶叶样品中 Cd 含量测定

取 1.000 g 茶叶样品放入烧杯中，加入 10 ml 硝酸和 3 ml 高氯酸，盖上表面皿浸泡过夜，然后用小火加热使之完全溶解，再改用大火加热至溶液变为浅黄色并冒白烟为止，揭开表面皿继续加热至近干，冷却后用 1%硝酸定容 50 ml，采用原子吸收分光光度计法测定。

2 结果与讨论

2.1 粤东凤凰山茶园土壤的基本理化性质

表 1 为粤东凤凰山茶园的基本理化性质。从表 1 可见，根据土壤类型的成土母质及土壤发育类型进行分析，凤凰山茶区的主要土壤类型有褐土类、灰褐土、黄棕壤、黄壤、赤红壤等。各茶园 pH 值在 4.56～5.77，茶区平均值 5.10，呈酸性；有机质含量在 2.48%～4.03%，茶区平均为 3.41%，属于土壤肥力较高的类型。土壤 Cd 含量在 0.159～0.237 mg/kg，平均值为 0.180 mg/kg。Cd 在土壤环境容量较小，在自然界中 Cd 通常与 Zn 伴生，锌的开采、冶炼、加工都有可能造成附近地区 Cd 的污染，另外，蓄电池制造业、颜料制造和农业磷肥生产行业等也可以造成 Cd 的污染。

地球土壤中 Cd 的含量范围一般在 0.01～0.70 mg/kg，平均值 0.50 mg/kg。本研究中土壤 Cd 的含量处在一个正常的水平范围内，低于中国土壤环境质量标准[3]（GB15618—1995）中二级土壤 Cd 的限定值（0.60 mg/kg），说明凤凰山茶区土壤未受 Cd 的污染。

表 1　粤东凤凰山茶区土壤基本理化性质

茶园名称	样本数	土壤类型	pH 值	有机质含量/%	土壤总 Cd 含量/(mg·kg^{-1})
黄竹洋	5	褐土类	5.19±0.43	3.51±0.37	0.191±0.059
中 段	5	灰褐土	5.10±0.69	3.66±0.72	0.168±0.059
凤 溪	5	灰褐土	5.49±1.01	3.77±1.07	0.190±0.074
凤 新	5	黄棕壤	5.09±0.75	2.84±0.74	0.229±0.159
乌 岽	5	褐土类	4.72±0.29	4.03±0.52	0.237±0.068
三平礤	5	黄棕壤	5.11±0.36	2.98±0.64	0.228±0.147
欧 坑	5	赤红壤	4.90±0.44	3.59±0.52	0.189±0.052
凤 湖	5	黄棕壤	4.56±0.34	2.48±1.02	0.191±0.123
叫水坑	5	褐土类	4.92±0.49	3.40±0.42	0.212±0.115
上 春	5	灰褐土	5.13±0.43	3.82±0.20	0.178±0.101
大 庵	5	黄 壤	5.21±0.94	3.32±0.31	0.168±0.087
南 溪	5	灰褐土	5.77±0.48	3.48±0.53	0.159±0.194

2.2　茶园土壤各化学形态 Cd 含量的分布特征

表 2 为粤东凤凰山各茶园土壤中 5 种化学形态 Cd 含量分布情况,表 3 为茶园土壤中 Cd 各形态含量在总 Cd 中所占比例。由表 2—3 可以看到,凤凰山茶区 12 个茶园可交换态 Cd 的含量在 0.005～0.029 mg/kg,平均为 0.026 mg/kg,占总 Cd 含量的 13.41%。可交换态的重金属元素主要是通过扩散作用和外层络合作用以静电引力吸附在土壤颗粒的表面上的金属元素形态,通过离子交换即可将其迅速萃取出来。这种金属元素状态容易被生物吸收和利用,生物有效性和迁移性较高。在土壤环境呈酸性条件时,土壤中的 Cd 离子主要以二价 Cd^{2+} 离子和无机配体结合 Cd 离子配合物形式存在。例如,$Cd_3(PO_4)_2$,$CdSO_4$,$CdCl^+$,$CdCl_2$,$CdCl_4^{2-}$ 等,特别在含有浓度较高的氯离子的土壤中,Cd 主要以氯的配位离子形式存在。这些带电的 Cd 离子容易被土壤胶体所吸附,并且能够快速地达到吸附平衡,吸附效率高,据报道,土壤中大约 95%的 Cd^{2+} 能被土壤中的胶体物质所吸附,因此,土壤中可交换态 Cd 所占的比例一般较高[6]。而凤凰山茶区 12 个茶园碳酸盐态 Cd 的含量范围在 0.037～0.061 mg/kg,平均含量为 0.055 mg/kg,占总 Cd 含量的 29.62%。碳酸盐结合态是指以碳酸盐形式沉淀或共沉淀的重金属元素形态,它在土壤 pH 值较低时,容易发生迁移转化,因此也具有一定的生物有效性。土壤中的矿物质对 Cd 的吸附能力很强,特别是 $CaCO_3$。$CaCO_3$ 矿物可以与土壤中的 Cd 发生置换反应:$Cd^{2+}+CaCO_3=CdCO_3+Ca^{2+}$,所以,土壤中碳酸盐形态 Cd 含量也较高,仅次于残渣态 Cd[7]。碳酸钙对 Cd 形态的变化有很大的影响,因此,可以通过在土壤中添加碳酸钙从而使可溶性游离的 Cd^{2+} 转化为不溶性的 $CdCO_3$,从而降低 Cd 的污染。另外,凤凰山茶区各茶园土壤样品氧化物结合态 Cd 的含量在 0.011～0.020 mg/kg,平均含量为 0.017 mg/kg,占总 Cd 含量的 10.10%。铁锰氧化物具有较大的比表面积,可以 Cd^{2+} 形成较强的离子键,对 Cd 有较强的专性吸附能力。

表 2　粤东凤凰山各茶园土壤中 5 种化学形态 Cd 含量分布　　mg/kg

茶园名称	可交换态	碳酸盐结合态	铁锰结合态	有机束缚态	残余态
黄竹洋	0.005±0.001	0.057±0.023	0.019±0.004	0.015±0.006	0.072±0.010
中 段	0.027±0.007	0.060±0.015	0.015±0.001	0.017±0.014	0.048±0.013
凤 溪	0.027±0.017	0.061±0.031	0.011±0.007	0.010±0.009	0.072±0.040
凤 新	0.026±0.015	0.059±0.022	0.020±0.007	0.010±0.004	0.112±0.026
乌 岽	0.025±0.004	0.051±0.022	0.018±0.004	0.010±0.007	0.129±0.060
三平标	0.026±0.013	0.056±0.004	0.016±0.002	0.008±0.003	0.121±0.034
欧 坑	0.023±0.012	0.057±0.016	0.016±0.001	0.008±0.001	0.083±0.015
凤 湖	0.026±0.001	0.054±0.022	0.017±0.003	0.009±0.002	0.084±0.026
叫水坑	0.025±0.003	0.055±0.007	0.017±0.006	0.009±0.006	0.104±0.034
上 春	0.026±0.016	0.056±0.013	0.018±0.008	0.008±0.002	0.068±0.028
大 庵	0.025±0.005	0.054±0.023	0.016±0.002	0.010±0.005	0.061±0.019
南 溪	0.028±0.001	0.037±0.014	0.018±0.002	0.014±0.009	0.059±0.006

表 3 茶园土壤中 Cd 各形态含量在总 Cd 中所占比例 %

项 目	可交换态	碳酸盐结合态	铁锰结合态	有机束缚态	残余态
范 围	2.82～29.74	12.39～48.53	5.16～23.94	0.31～15.22	10.90～63.99
平均值	13.41	29.62	10.10	6.45	40.39

如表 2—3 所示，凤凰山茶园土壤中 Cd 的化学形态分布含量大小顺序为：残渣态＞碳酸盐结合态＞交换态＞铁锰氧化态＞有机束缚态。

2.3 Cd 的化学形态分布与土壤理化性质的相关性

从表 4 中可以看到，可交换态 Cd 和残渣态 Cd 与土壤中的 pH 值呈极其显著负相关性，而有机结合态 Cd 与土壤 pH 值呈显著正相关性。土壤的 pH 值对 Cd 的化学形态有很重要的影响。在酸性条件下，土壤中的可溶性 Cd 主要以 Cd^{2+} 形态存在，而当 pH 值大于 8 时，则以各种 Cd 的氢氧化物形式存在，例如 $Cd(OH)^{+}$，$Cd(OH)_2$，$Cd(OH)_4^{2-}$ 等。凤凰山茶区土壤呈酸性，随着土壤 pH 值含量的降低，土壤中的 $CdCO_3$，$Cd(OH)_2$ 等可以溶解转化为可溶性的 Cd 化合物和 Cd 二价离子：$CdCO_3+2H^{2+}=Cd^{2+}+CO_2+H_2O$，而 Cd 二价离子易被土壤胶体所吸附而形成可交换性 Cd[6]。因此，随着土壤 pH 值的降低，可交换性 Cd 的含量也增加。土壤溶液中的 Cd^{2+} 容易与土壤中的腐殖质成分富里酸、胡敏酸、氨基乙酸等通过络合或螯合的作用形成有机束缚态 Cd，因此，随着土壤有机质的增加，土壤中 Cd 的有机束缚态含量也随着增多。另外，酸性条件下岩石的风化效率增高，可以促进残渣态 Cd 的释放，因此土壤 pH 值与土壤残渣态 Cd 呈显著负相关性。有机质含量与氧化物结合态 Cd、有机束缚态 Cd 呈显著正相关关系，与可交换态 Cd 和残渣态 Cd 呈显著负相关关系。分析认为，土壤中有机质的增多，腐殖质里的富里酸和胡敏酸螯合 Cd 形成有机束缚态 Cd 的数量也相应增多，从而使更多的可交换态 Cd 转化成难溶性的有机束缚态，因而增加了土壤中有机束缚态 Cd 的含量，而降低了土壤中可交换态 Cd 的含量[7]。

表 4 Cd 的化学形态与土壤理化性质的相关系数

项 目	可交换态	碳酸盐态	氧化物结合态	有机束缚态	残渣态
pH 值	−0.568**	−0.153	0.177	0.345*	−0.462**
有机质	−0.415*	−0.091	0.381*	0.437*	−0.358*

注：* 显著水平 $p<0.05$，** 极显著水平 $p<0.01$，$n=60$。

2.4 土壤中 Cd 的生物有效性和迁移性

土壤金属元素的生物有效性是指生物能直接或较直接利用的土壤中重金属含量的比值，而生物直接或者较直接利用的重金属形态主要有可交换态和碳酸盐结合态。研究结果表明，茶区 12 个茶园土壤 Cd 的生物有效性系数 K 值范围为 0.219～0.704，平均值为 0.430。本研究中茶园土壤 Cd 的生物有效性系数较高，有学者[8]认为，Cd 在土壤表层中向土壤深层渗透移动的能力比较有限，所以能在表层土中长期保留，因此具有较高的有效性。

土壤金属元素的生物迁移性是指能在土壤环境中进行迁移的化学形态在土壤中重金属含量的比值，而土壤中能进行迁移的化学形态主要是可交换态；土壤重金属迁移性一般与重金属的性质和土壤的理化性质（pH 值、有机质含量和土壤氧化—还原电位等）有关。研究结果显示，茶区 12 个茶园中 Cd 可迁移性系数 M 值范围为 0.028～0.297，平均值为 0.134；茶区土壤呈酸性（pH 值为 5.10），在酸性条件下，土壤中的 Cd 容易被活化而形成可溶性的阳离子形态或化合物形态，因此可以增加生物的迁移性。

2.5 凤凰山茶区茶园茶叶 Cd 含量与土壤 Cd 化学形态分布和土壤理化性质的相关性分析

为了进一步了解茶区茶叶的 Cd 含量与土壤 Cd 化学形态分布和土壤理化性质的相关性，测定了茶区 12 个茶园 60 个成熟茶叶样品的 Cd 含量（表 5）。由表 5 可以看到，凤凰山 12 个茶园茶叶 Cd 含量在0.30～0.98 mg/kg，平均为 0.646 mg/kg。Cd 是植物所不需要的元素，并且 Cd 的土壤环境容量较小，然而很多植物却能从土壤中摄取 Cd，并且在植物体内累积。人们饮用了受 Cd 污染的茶叶，会导致一系列的健康问题，例如会发生严重的肾病和骨骼受损等。因此，国家指定了相应的茶叶限量标准（NY659—2003），规定了茶叶中 Cd 含量的限量值（1 mg/kg）。本研究中发现，凤凰山茶区 12 个茶园的茶叶均未发现 Cd 超标的现象，显示该地区茶叶并未受到污染，符合饮用标准。另外，通过研究茶叶 Cd 含量与土壤各 Cd 化学形态分布、有机质、pH 值的相关性，发现茶叶中的 Cd 含量与土壤中可交换态 Cd 呈显著正相关关系（$R=0.353$），与土壤 pH 值呈显著负相关关系（$R=-0.387$）。分析认为，土壤中的可交换态 Cd 主要以可溶性的 Cd^{2+} 离子和无机配合物离子的形式存在，这些形式的 Cd 容易进入到土壤的溶液中，通过离子交换作用被茶树根系吸收，并且通过茶茎在叶片中积

累,因此,茶叶中的 Cd 含量与土壤中可交换态 Cd 呈显著正相关关系;而可交换态 Cd 含量是由土壤中的 pH 值所调控的,土壤 pH 值较低(pH<6)时,土壤中其他形态的 Cd 可以部分转化为可交换态 Cd,因此使土壤中可交换态 Cd 的含量增多,也促进了茶树对 Cd 的吸收和积累[9]。

表 5　粤东凤凰山茶区各茶园中茶叶的 Cd 含量

茶 园	茶叶 Cd 含量/(mg·kg^{-1})	茶 园	茶叶 Cd 含量/(mg·kg^{-1})
黄竹洋	0.98±0.22	欧 坑	0.63±0.23
中 段	0.37±0.03	凤 湖	0.87±0.11
凤 溪	0.30±0.03	叫水坑	0.32±0.09
凤 新	0.36±0.02	上 春	0.32±0.06
乌 崇	0.93±0.27	大 庵	0.77±0.05
三平标	0.92±0.12	南 溪	0.92±0.05

3　结 论

(1) 凤凰山茶区不同茶园 Cd 的形态分布规律有所不同,但总的分布规律均表现为:残渣态>碳酸盐态>交换态>铁锰氧化态>有机束缚态。凤凰山茶区交换态和碳酸盐态的 Cd 含量占各化学形态总量比例较高,生物有效性也比较高,说明 Cd 在土壤中更容易被茶树所吸收利用,对茶树的危害性大,茶园需关注土壤中 Cd 的污染情况。

(2) 茶区土壤可交换态 Cd 和残渣态 Cd 与土壤中的 pH 值呈极其显著负相关性,而有机结合态 Cd 与土壤 pH 值呈显著正相关性;有机质含量与氧化物结合态 Cd、有机束缚态 Cd 呈显著正相关,而与可交换态 Cd 和残渣态 Cd 呈显著负相关。表明土壤 pH 值和土壤有机质对茶区土壤中 Cd 形态分布有重要的影响。

(3) 茶叶中的 Cd 含量与土壤中可交换态 Cd 有显著正相关作用,与土壤 pH 值呈显著负相关关系。因此,可以通过升高茶区土壤的 pH 值,降低茶区土壤可交换态 Cd 含量,从而控制茶区茶叶中 Cd 量,这对于降低茶叶 Cd 污染、提高茶叶质量具有重要的理论和实践意义。

[参 考 文 献]

[1] 廖国礼,吴超. 镉对植物生长发育的影响与危害[M]. 湖南 长沙:中南大学出版社,2006:3-5.

[2] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. Anal. Chem., 1979,51(7):844-851.

[3] 国家环保总局. GB15618—1995 土壤环境质量标准[S]. 北京:中国环境科学出版社,1995.

[4] 中国土壤学会农业化学专业委员会编. 土壤农业化学常规分析方法[M]. 北京:科学出版社,1984:27,68.

[5] 赵兴敏,董德明,花修艺,等. 污染源附近农田土壤中铅镉铬砷的分布特征和生物有效性研究[J]. 农业环境科学学报,2009,28(8):1573-1577.

[6] 王红旗,刘新会,李国学. 土壤环境学[M]. 北京:高等教育出版社,2007:67-68.

[7] 张辉. 土壤环境学[M]. 北京:化学工业出版社,2006:107-108,126-129.

[8] 雷鸣,廖柏寒,秦普丰,等. 矿区污染土壤 Pb,Cd,Cu 和 Zn 的形态分别及其生物活性的研究[J]. 生态环境,2007,16(3):807-811.

[9] 章明奎,黄昌勇. 公路附近茶园土壤中铅和镉的化学形态[J]. 茶业科学,2004,24(2):109-114.

(上接第 236 页)

[5] 芦彩梅,郝永红. 山西省区域生态环境质量综合评价研究[J]. 水土保持通报,2004, 24(5):71-73.

[6] 孙玉军,王效科,王如松. 五指山保护区生态环境质量评价研究[J]. 生态学报,1999, 19(3):365-370.

[7] 贾艳红,赵军. 白银市区域生态环境质量评价研究[J]. 西北师范大学学报:自然科学版,2004, 40(4):91-95.

[8] 吴炳方,孙卫东,黄签,等. 中国西部典型区生态环境本底遥感调查[J]. 水土保持学报,2004, 18(5):46-50.

[9] 徐鹏炜,赵多. 基于 RS 和 GIS 的杭州城市生态环境质量综合评价技术[J]. 应用生态学报,2006, 17(6):1034-1038.

[10] 李新生. 铁岭市城市生态环境质量评价[J]. 生态学杂志,1993, 12(3):59-62.

[11] 巩彩兰,尹球,匡定波. 城市生态环境基础状况遥感信息提取研究:以上海市中心城区为例[J]. 红外与毫米波学报,2007, 26(6):441-448.

[12] 刘芳,尹球,张增祥,等. 城市生态环境基础质量遥感评价因子与评价模型研究[J]. 红外与毫米波学报,2008, 27(3):219-223.

[13] 吴见,彭道黎. 以土地利用为基础的多伦县沙质荒漠化评价遥感信息模型[J]. 中国农业大学学报,2010,15(3):114-121.