

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第38卷 第5期

Vol.38 No.5

2017

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

南京工业区分夏季二次有机气溶胶浓度估算及来源解析 刘静达, 安俊琳, 张玉欣, 师远哲, 林旭 (1733)

南京北郊大气细粒子在人体呼吸系统沉积特性 梁静舒, 安俊琳, 王红磊, 张玉欣, 王俊秀, 施双双, 王潇 (1743)

广西北海涠洲岛春季大气颗粒物浓度特征及影响因素 高元官, 张凯, 王体健, 陈志明, 耿红, 孟凡 (1753)

神农架大九湖大气中的多环芳烃 金梦云, 邢新丽, 柯艳萍, 郑煌, 胡天鹏, 孙焰, 丁洋, 李绘, 张泽洲, 祁士华 (1760)

沧州市春季 NMHCs 空间分布特征 段菁春, 周雪明, 张鹤丰, 谭吉华, 胡京南, 柴发合 (1769)

北京市民用燃煤烟气中气态污染物排放特征 梁云平, 张大伟, 林安国, 马召辉, 鄢晓东 (1775)

生活垃圾堆肥设施 VOCs 排放特征及臭氧生成潜势分析 邵珠泽, 郑国砥, 王元刚, 高定, 朱彦莉, 陈同斌, 聂二旗 (1783)

低温等离子体对复合 CVOCs 的降解特性 姜理英, 张迪, 郭海倩, 缪晶晶, 陈怡伶, 李慧 (1792)

运城市道路扬尘化学组成特征及来源分析 武媛媛, 李如梅, 彭林, 端允, 王海京, 李颖慧, 白慧玲, 牟玲 (1799)

高架道路周边建筑物灰尘重金属污染风险: 以常州市为例 姚静波, 王明新, 齐今笛, 孙向武, 张文艺 (1807)

上海降水中氢氧同位素特征及与 ENSO 的关系 董小芳, 邓黄月, 张杰, 朱志鹏, 王琳, 郑祥民, 周立旻 (1817)

DOC + CDPF 对重型柴油车排放特性的影响 张允华, 楼狄明, 谭丕强, 胡志远 (1828)

我国重点城市饮用水中砷健康累积风险评价 张秋秋, 潘申龄, 刘伟, 张昱, 安伟 (1835)

基于 Monte Carlo 模拟法对水源水体中微囊藻毒素的健康风险评估 王阳, 徐明芳, 耿梦梦, 黎明, 陈耕南 (1842)

北京城区水体中 PPCPs 的分布特征及潜在风险 张盼伟, 周怀东, 赵高峰, 李昆, 赵晓辉, 刘巧娜, 任敏, 赵丹丹, 李东佼 (1852)

长江口及邻近海域春夏季有色溶解有机物时空分布特征及主要影响因素 孙语嫣, 白莹, 苏荣国, 石晓勇 (1863)

垃圾填埋有色溶解性有机质与铜络合机制 肖骁, 何小松, 高如泰, 席北斗, 张慧, 黄彩红, 李丹, 袁志业 (1873)

3 种生物滞留设计对城市地表径流溶解性氮的去除作用 李立青, 胡楠, 刘雨情, 涂声亮, 陈华超 (1881)

三峡库区小流域稻田空间格局对氮磷流失影响 陈成龙, 高明, 倪九派, 谢德体, 邓华 (1889)

NO₃⁻-N 负荷对树皮填料人工湿地早期反硝化及释碳速率的影响 姜应和, 李瑶, 张莹, 张翔凌 (1898)

湿地基质及阴极面积对人工湿地型微生物燃料电池去除偶氮染料同步产电的影响 李薛晓, 程思超, 方舟, 李先宁 (1904)

阳极材料对 6 L 微生物燃料电池性能及有机废水处理效果的影响 丁为俊, 于立亮, 陈杰, 成少安 (1911)

臭氧-混凝交互作用对水体有机物的影响 刘海龙, 付晶森, 郭雪峰, 柴建恬, 张忠民 (1918)

紫外线和次氯酸钠对 *Escherichia coli* 和 Poliovirus 的消毒作用 徐丽梅, 张崇森, 王晓昌, 吉铮, 周进宏 (1928)

不同沉淀 pH 值条件下制备的水合氧化铝对水中磷酸盐的吸附作用 王星星, 林建伟, 詹艳慧, 张志斌, 邢云青, 姜博汇, 储鸣 (1936)

树脂基纳米钛铝氧化物复合吸附剂同步去除水中磷和氟 陈家凯, 聂广泽, 刘志英, 姚远, 徐炎华 (1947)

灼烧净水污泥投加方式对磷吸附和磷形态的影响 朱培颖, 李大鹏, 于胜楠 (1957)

城市污水管网中污染物冲刷与沉积规律 桑浪涛, 石烜, 张彤, 付博文, 金鹏康 (1965)

11 种邻苯二甲酸酯在好氧污水处理系统中的归趋 周林军, 古文, 刘济宁, 石利利, 徐炎华 (1972)

反硝化抑制硫酸盐还原的工艺特性 金鹏康, 杨珍瑞, 李蓉, 李岩, 周立辉 (1982)

Fe⁽⁰⁾-活性炭强化短程反硝化脱氮及影响因素 吕永涛, 刘婷, 曾玉莲, 孙婷, 张瑶, 王磊 (1991)

两种不同抑制策略下部分亚硝化系统运行特性比较 李惠娟, 彭党聪, 陈国燕, 王博, 姚倩, 卓杨 (1997)

基质比对 ABR 厌氧氨氧化工艺脱氮性能的影响 闰刚, 徐乐中, 沈耀良, 吴鹏, 张婷, Samwine Thomas (2006)

温度对 SCSC-S/Fe 复合系统脱氮除磷及微生物群落特性的影响 范军辉, 郝瑞霞, 朱晓霞, 万京京, 刘思远, 王丽沙 (2012)

SCAR 处理城市生活污水的效能及其微生物群落动态分析 杨波, 徐辉, 冯修平, 李方, 田晴, 马春燕 (2021)

喹啉降解菌 *Ochrobactrum* sp. 的好氧降解特性及其在焦化废水中的生物强化作用 徐伟超, 吴翠平, 张玉秀, 张琪, 张怡鸣 (2030)

锰氧化菌 *Arthrobacter* sp. HW-16 的锰氧化特性和氧化机制 万文结, 薛芷筠, 张泽文, 何冬兰 (2036)

温度对海洋厌氧氨氧化菌脱氮效能的影响 周同, 于德爽, 李津, 吴国栋, 王晓静 (2044)

包埋固定化活性污泥脱氮特性与微生物群落分析 许晓毅, 尤晓露, 吕晨培, 王斌, 胡碧波 (2052)

强化两相污泥高固厌氧消化系统的微生物群落 曹知平, 吴静, 左剑恶, 王晓璐, 王翀, 王广启, 王凯军, 钱易 (2059)

三峡库区城乡消落带人工植被恢复土壤放线菌多样性特征 秦红, 任庆水, 杨文航, 李昌晓 (2065)

川中丘陵区农田源头沟渠玉米季中氧化亚氮排放及其影响因素 田琳琳, 朱波, 汪涛, 赵原, 董宏伟, 任光前, 胡磊 (2074)

双氰胺对冬闲稻田和油菜地 N₂O 排放的影响 伍延正, 张苗苗, 秦红灵, 陈春兰, 王娟, 魏文学, 李勇 (2084)

生物炭介导的不同地表条件下土壤 N₂O 的排放特征 邹娟, 胡学玉, 张阳阳, 张迪, 陈威, 王向前, 陈窈君, 刘扬 (2093)

垄作秸秆覆盖下西南地区蚕豆田土壤呼吸与有机碳特征 熊瑛, 王龙昌, 杜娟, 赵琳璐, 周泉, 张赛 (2102)

广东省土壤 Cd 含量空间分布预测 孙慧, 郭治兴, 郭颖, 袁宇志, 柴敏, 毕如田, 杨静 (2111)

宿鸭湖沉积物重金属空间分布及潜在生态风险评价 张鹏岩, 康国华, 庞博, 郭依, 何坚坚, 秦明周 (2125)

腐殖酸活性组分及其比例对紫色潮土中铅形态转化和有效性演变动态的影响 王青清, 蒋珍茂, 王俊, 魏世强 (2136)

紫色水稻土颗粒有机质对重金属的富集特征 李秋言, 赵秀兰 (2146)

生物炭增强黄绵土对西替利嗪的吸附作用 吴志娟, 毕二平 (2154)

两种木材生物炭对铜离子的吸附特性及其机制 王彤彤, 马江波, 曲东, 张晓媛, 郑纪勇, 张兴昌 (2161)

牛粪源粪炭及其生物炭对 Pb²⁺、Cd²⁺ 的吸附特性 杜文慧, 朱维琴, 潘晓慧, 沈旭阳, 陈思远, 陈可乐, 坎吉汗·木沙拉, 张杭君, 丁颖 (2172)

C₃N₄/BiOBr 复合可见光催化剂的性能及其作用机制 鲍玥, 周旻昀, 邹骏华, 史宇滨, 万先凯, 史惠祥 (2182)

《环境科学》征稿简则(2020) 《环境科学》征订启事(2035) 信息(1782, 1798, 1827)

广东省土壤 Cd 含量空间分布预测

孙慧^{1,2}, 郭治兴², 郭颖^{1,2}, 袁宇志², 柴敏², 毕如田^{1*}, 杨静¹

(1. 山西农业大学资源环境学院, 晋中 030800; 2. 广东省生态环境技术研究所, 广东省农业环境综合治理重点实验室, 广州 510650)

摘要: 土壤重金属的空间格局对土壤重金属污染防治具有重要的指导意义. 本文以广东省土壤 Cd 含量为研究对象, 基于“规则”模型——Cubist 以及样条插值法、反距离加权法、自然邻域法、普通克里金插值法、局部多项式插值法和径向基函数插值法等 6 种 GIS 空间插值方法, 选取 2 000、1 500、1 000、800、500、300、200、150 及 90 m 这 9 个不同的格网尺度, 构建 Cd 含量空间格局模型. 选择不同方法的最佳预测尺度和最优模型参数, 预测广东省土壤 Cd 含量分布. 结果表明: ①在相同尺度时 Cubist 方法预测结果都比传统的空间插值结果精度高, 格网大小为 300 m × 300 m 时预测精度最高. 其次是样条插值法, 其在 1 500 m 插值尺度上精度最高; ②Cubist 模型同时可以识别土壤 Cd 含量空间分布的驱动因子. 结果表明在 37 个影响 Cd 含量的自然和人为因子中, 地质类型是驱动广东省土壤 Cd 含量分布差异的主要因子; ③Cd 含量高值主要分布在珠三角地区及粤北部分地区. 广东省土壤 Cd 含量超过 GB 15618-1995 中 3 级和 2 级标准, 即大于 1.0 mg·kg⁻¹ 和 0.3 mg·kg⁻¹ 的面积分别约为 160 km² 和 140 km², 约占广东省总面积的 0.09% 和 1.18%.

关键词: 空间分布; 土壤 Cd 含量; 广东; Cubist; 驱动因子

中图分类号: X825 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2017)05-2111-14 DOI: 10.13227/j.hjxx.201611006

Prediction of Distribution of Soil Cd Concentrations in Guangdong Province, China

SUN Hui^{1,2}, GUO Zhi-xing², GUO Ying^{1,2}, YUAN Yu-zhi², CHAI Min², BI Ru-tian^{1*}, YANG Jing¹

(1. College of Resources and Environment, Shanxi Agriculture University, Jinzhong 030800, China; 2. Guangdong Key Laboratory of Agro-Environment Integrated Control, Guangdong Institute of Eco-Environmental Science & Technology, Guangzhou 510650, China)

Abstract: Heavy metals are one of the principal soil pollution sources. Contaminated soils affect the quality of agricultural products, and then threaten human health. Prediction of the contaminants distribution in the soil is the foundation of pollution evaluation and risk control. A total of 1 000 soil profiles were collected to investigate the spatial variation of soil cadmium (Cd) concentration in Guangdong province. These datasets were divided into two groups, about 900 samples for model training and the other 100 for model validation. Six frequently used GIS spatial interpolation methods including Spline, Natural Neighbor, Ordinary Kriging, Inverse Distance Weighted, Local Polynomial Interpolation and Radial Basis Function, and Cubist which is a type of rule-based model were compared to determine their suitability parameters for estimating soil Cd concentration. Nine different resolutions including 2 000, 1 500, 1 000, 800, 500, 300, 200, 150, and 90 m were selected to calculate, evaluate and compare their accuracy. The results showed that, ① Quantitative assessment of the continuous surfaces showed that there was a large difference in the accuracy of the seven methods. Cubist was superior to GIS-based spatial interpolation methods at all resolutions. Cubist was the best tool for mapping the spatial distribution of Cd in soils with thirty-seven specific predictors relevant to the source and behavior of Cd (parent material, land use, soil type, soil properties, population density, gross domestic product per capita, and the lengths and classes of the roads surrounding the sampling sites, climatic factors, etc.) at 300 m × 300 m resolution. The second was Spline, its accuracy was optimal at the 1 500 m × 1 500 m resolution. ② Results of Cubist suggested that the soil Cd spatial distribution was primarily dependent on the properties of soil regional parent materials. And soil samples with higher Cd concentration mainly located in Carboniferous and Quaternary areas. ③ Spatially, Cd concentrations were higher in the Pearl River Delta region and north of Guangdong Province. Many hotspots existed throughout the Pearl River Delta region due to transportation and pollution of the river. The major anthropogenic inputs of heavy metals to soils and the environment were metalliferous mining and smelting in the north of Guangdong Province. The soil Cd geometric mean concentration of 0.147 mg·kg⁻¹ was lower than that of China, however it varied from zero to 6.056 mg·kg⁻¹. The areas with soil Cd concentrations greater than 1.0 and 3.0 mg·kg⁻¹ were 160 km² and 140 km² respectively, accounting for 0.09% and 1.18% of the total area of Guangdong Province.

Key words: spatial distribution; soil Cd concentrations; Guangdong; cubist; driving factors

收稿日期: 2016-11-01; 修订日期: 2016-12-02

基金项目: 广东省科技计划项目(2015B070701017, 2014A040401059, 2015A030401068); 国家自然科学基金青年科学基金项目(41601558); 广东省科学院创新平台建设专项

作者简介: 孙慧(1991~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为 GIS 在生态环境领域的应用, E-mail: 2824414813@qq.com

* 通信作者, E-mail: birutian@163.com

自然界 Cd 元素一般存在于页岩、海洋、湖相沉积物和磷灰石中^[1],主要受地质作用影响^[2],一般含量较低.随着人类活动的不断加强,包括工业生产加速、快速城市化、道路密度的增大、人口密集化、电子垃圾焚烧、工业三废的排放、化肥农药的施用、汽车尾气排放、矿业开采和金属冶炼等导致土壤 Cd 含量迅速增加^[1,3,4].Cd 的危害性众所周知^[5],尤其是土壤中 Cd 元素由于不容易被降解^[6],随食物链进入人体后会对健康造成极大的伤害^[7].因此,土壤 Cd 污染一直是各国学者们研究的重点内容之一^[8].而预测土壤 Cd 含量的分布及其驱动因子是防治土壤 Cd 污染的基础^[9].由于发展不均衡及含 Cd 较高的土壤母质等原因导致了广东省土壤 Cd 含量分布极不平衡,例如,广东省北部地区含有大量有色金属矿区造成粤北地区 Cd 含量的偏高^[10~12],由于广东省主要经济力量集中在珠三角地区造成了珠三角地区 Cd 含量的偏高^[13].因此,识别土壤 Cd 含量空间分布的驱动因子及精确掌握广东省土壤 Cd 含量的分布情况对指导相关产业布局及制定相关政策具有重要的意义^[14].

用于预测土壤重金属空间分布的方法很多^[15],大体上包括 GIS 空间插值方法、分类回归树、分类法和一般线性模型等.常用的 GIS 空间插值方法包括克里金、反距离加权、局部多项式、径向基函数、样条插值、自然邻域等^[16],本质上都是利用采样点位置及采样点间的距离进行分析插值.分类法例如 fuzzy classification 等,将土壤重金属含量分为若干类别,从而预测未知样点与各类别的隶属度进行空间预测^[17],通常与其他插值方法联合使用.一般线性模型则根据预测值与相关因子建立模型进行预测^[18],它能够处理的因子数量有限,且并不能处理离散变量.分类回归树方法包括叶节点是值和叶节点为模型两种不同的类型,利用被预测值和相关因子的关系构建回归树进行预测^[19,20],叶节点为值的模型只能将结果分成不同值区间的类别.通常野外采集样点的过程不仅仅只是采集样品,采样点周边以及采样点的其他土壤属性也会一并被搜集到,而传统的 GIS 空间插值方法及分类法不能够充分利用这些额外变量.虽然协克里金方法可以利用额外变量,但是仅支持使用有限的连续变量,且计算过程相当耗时,因此基于传统的 GIS 空间插值方法及分类法等并不能够充分利用现有全部信息并直接快速识别土壤重金属空间分布的驱动因子.此外,使用基于距离的空间插值方法必须分析数据的空间异质

性并以数据是否符合正态分布作为前提条件.

基于规则的模型(Rule-Based Model)既可以识别离散变量又可以识别连续变量,对土壤 Cd 含量进行空间预测.本文基于广东省 1 000 个采样点,对比基于规则的模型——Cubist 方法^[21]及传统 GIS 空间插值方法^[16],选择最高精度的预测模型分析广东省土壤 Cd 含量分布情况并解析其驱动因子.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

广东省位于北纬 20° 09' ~ 25° 31'、东经 109° 45' ~ 117° 20' 之间(图 1),全省陆地面积约 180 000 km².广东省地貌类型复杂多样,地势北高南低,粤北地区多为山区,珠三角地区多为平原和台地.地貌共有 8 个大类和 55 类地貌类型,广东省地貌的形成年代可以追溯到白垩纪^[22],但主要地质时期为燕山期和第四纪,其次是石炭纪和泥盆纪.广东省矿产资源丰富,尤其是粤北地区有色金属及稀有金属资源极其丰富.广东省气候带类型由北到南依次为中亚热带、南亚热带及北热带,年平均气温约为 19 ~ 24℃,光热水资源充沛,农业生产较发达.广东省位于华南典型红壤区,土壤类型以潴育水稻土、红壤、黄壤为主,土壤主要呈酸性,pH 均值大约在 5.44 左右^[23].广东省经济发展迅速、城镇化水平极高,但是发展很不平衡,珠三角地区的国民生产总值远远高于省内其他地区,是我国经济发展和城市化发展大省,同时也是国内土壤重金属污染较为严重的省份之一^[24,25].

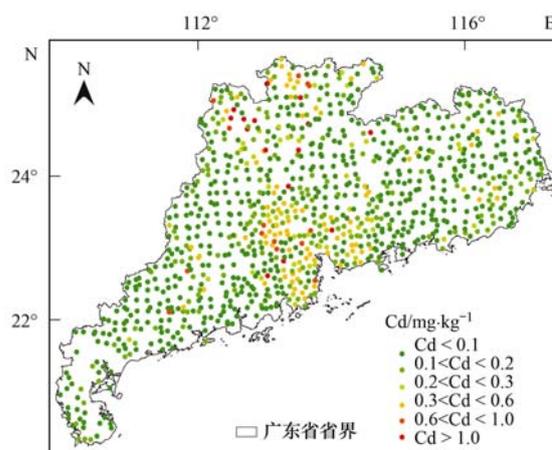


图 1 采样点分布示意

Fig. 1 Distribution of sampling points

1.2 数据来源与处理

采集广东省 0 ~ 20 cm 表层土壤样本,采样点基本覆盖整个广东省,包括不同土壤类型、地质类型

和土地利用类型的样本. 每个样本在其周围 10 m × 10 m 的正方形内共采集 4 个顶点和中心点共 5 个点的土样, 每个样点采集 1 kg 左右混合均匀后取 1 kg 代表该样点, 同时用 GPS 记录中心样点的经纬度代表该样本的位置, 共采集 1 000 个样本点. 在室内土样经盐酸-硝酸-高氯酸消解, Cd 含量值按 GB/T 17141-1997 石墨炉原子吸收分光光度法测得, 仪器为日本日立公司生产的日立 Z-2000 系列原子吸收分光光度计, 分析过程均加入国家标准土壤样品 (GSS -17 和 GSS -19) 进行分析质量控制.

Cubist 方法需要选择影响土壤 Cd 含量的自变

量因子, 本研究根据相关报道^[6, 26, 27] 选取 37 个可以实现空间化的自然和人为因子. 数据来源于人口经济数据、土地利用数据、DEM 数据、土壤类型、土壤 pH 值、地质系类型、气候数据、TM 影像等, 因子处理方式如表 1 所示. 在 ArcGIS 10.0 中将 37 个因子栅格化, 分别得到 2 000、1 500、1 000、800、500、300、200、150 和 90 m 这 9 种不同尺度的栅格数据; 其他 6 种 GIS 空间插值方法利用交叉验证的方法确定最优预测参数, 为了比较预测结果同样选择上述 9 种插值尺度, 由于克里金方法需要数据符合正态分布, 为了保障一致性在预测时将 Cd 含量数据进行对数转换.

表 1 变量因子描述

Table 1 Description of variables

项目	处理方式	单位	来源
1 流域类型			
2 距离河网一级支流距离		m	
3 距离河网二级支流距离	ArcGIS 10.0 水文分析工具提取	m	90mDEM 数据
4 距离河网三级支流距离		m	
5 距离河网四级支流距离		m	
6 距离河网五级支流距离		m	
7 土壤亚类			
8 土壤系统分类			采样调查数据
9 土壤 pH			
10 地质类型			
自然因子			
11 DVI			
12 NDVI			
13 RVI	ENVI 5.0 提取		90mTM 影像数据
14 RSR			
15 SAVI			
16 气候带			
17 降水量		mm	中国气象局
18 年均气温		℃	国家气象信息中心
19 相对湿度		%	
20 日照时数		h	
21 高程	ArcGIS 10.0 提取	m	90mDEM 数据
22 坡度		°	
23 常住人口密度		人·m ⁻²	
24 户籍人口密度		人·m ⁻²	
25 第一产业产值		元·m ⁻²	
26 第二产业产值	以县为单位统计	元·m ⁻²	统计年鉴
27 农业总产值		元·m ⁻²	
28 工业总产值		元·m ⁻²	
29 建筑业总产值		元·m ⁻²	
人为因子			
30 县采矿面积		m ²	
31 县道路密度	以县为单位统计		土地利用现状图
32 土地利用现状			
33 土地利用类型	ENVI 5.0 监督分类		90mTM 影像数据
34 距离矿区距离		m	
35 距离铁路距离	通过 ArcGIS 10.0 计算	m	土地利用现状图
36 距离公路距离		m	
37 距离道路距离		m	采样调查数据

1.3 分析方法

1.3.1 Cubist

Cubist 是基于规则的模型,属于分类回归树的一种,每一条规则被定义为一棵树的一个单独路径,而树的节点是一系列的线性模型^[28]. 预测时将数据空间划分为若干个子空间,分别对子空间数据建模,利用分段建立线性模型的方式拟合预测值和因子值之间的曲线模型从而提高预测精度^[29]. 基于“规则”模型本质是机器学习,可以实现对大数据的挖掘,实现在上百个因子中快速识别预测值的相关因子并建立模型^[28], Cubist 的组织形式如下.

If [条件] then 线性模型

例如:

Rule 1:

If

$$\text{pH} \leq r$$

$$\text{土壤类型} = (p, q, s)$$

Then

$$\ln(\text{Cd}) = b_1 + b_2 \times \text{pH} \cdots$$

Rule n:

If

$$\text{pH} \geq r$$

$$\text{土壤类型} = (l, m, n)$$

Then

$$\ln(\text{Cd}) = a_1 a_2 \times \text{pH} \cdots$$

式中, r 是数值型连续自变量值, p, q, s, l, m, n 是离散的分类自变量值, b_i 和 a_i 是线性模型系数. 如果自变量值满足其中一条规则,则预测值用该规则的线性模型预测. 如果自变量值同时满足多个规则,则用这些规则预测值的平均值作为最终预测值.

Cubist 规则的建立方法与回归树模型类似,详尽的对自变量值和训练数据集搜索遍历后找到最初的分裂,通过不断减小叶节点的错误率来调整分裂结果. 令 S 表示这个数据集, $S_1, \dots, S_i, \dots, S_p$ 代表 S 将被分裂的 P 个子集,那么分裂的标准就表示为:

$$\Delta \text{error} = \text{sd}(S) - \sum_{i=1}^p \frac{n_i}{n} \times \text{sd}(S_i)$$

式中, sd 表示标准差, n_i 表示分区样本个数. 这个公式决定每个样本的加权变异是否比预分裂的数据低. 当误差减少到最小时分裂被确定,而分裂后的线性模型利用分裂区的变量进行无偏估算^[28]. 这样就将原本的空间划分成了若干个子空间,相当于用分段线性模型模拟自变量和因变量之间的非线性关系. Cubist 的另一个优势在于模型结果计算条件

分裂自变量和线性模型自变量的贡献率,可以从模型结果中直接找出影响模型的主要因子.

本文利用 R 3.2.2^[30]及 Cubist 0.0.18^[31],以 Cd 含量的对数作为因变量,37 个因子数据作为自变量,使用自变量的不同格网数据值的 900 个样点分别构建模型,如果模型结果的相对误差小于 1 则模型可用^[32]. 结果表明,当格网大小为 1 000 m × 1 000 m、500 m × 500 m、300 m × 300 m、200 m × 200 m、150 m × 150 m 时,Cubist 模型的相对误差小于 1,模型可用;当格网大小为 2 000 m × 2 000 m、1 500 m × 1 500 m、800 m × 800 m、90 m × 90 m 时,Cubist 模型的相对误差大于 1,模型不可用.

1.3.2 GIS 空间预测方法

(1) 反距离加权法

反距离加权法 (Inverse Distance Weighted, IDW) 以预测点与样本点之间的距离为权重进行插值,距离预测点越近的样本点赋予的权重越大,其权重贡献与距离成反比^[33]. 预测点值的计算公式为:

$$Z(x) = \frac{\sum_{i=1}^n w_i z_i}{w_i}$$

式中, $Z(x)$ 为预测点的预测值, n 表示预测值周围的已知点的邻近值, z_i 为邻近值的样本值, w_i 为权重函数,权重函数简单地表示为:

$$w(d) = 1/d^p$$

式中, d 表示预测点距离邻近样本点的距离, p 的取值范围 0.5 ~ 3.

(2) 样条插值法

样条插值法 (Spline) 利用二维最小曲率样条技术将采样点数据插值为一个栅格表面. 其结果是得到一个精确通过每个采样点的光滑表面^[34]. 预测点的预测方法为:

$$S(x, y) = T(x, y) + \sum_{i=1}^n \lambda_i R(r_i)$$

式中, n 为预测点已知邻近点的个数,邻近点越多,较远的数据点对预测点的影响就越大,输出的表面就越平滑, λ_i 是线性方程系数, r_i 是预测点 (x, y) 到第 i 个已知点的距离. 样条插值函数包括规则样条函数和张力样条函数,所以 $T(x, y)$ 和 $R(r)$ 的求解方法对应有两种.

(3) 自然邻域法

自然邻域 (Natural Neighbor, NN) 法与反距离加权方法类似,也是基于距离权重插值的方法. 与反距离加权法不同,自然邻域法是通过由预测点的

三角网与已知点确定的三角网的重叠区域的比例确定的^[35]。

(4) 普通克里金

普通克里金(Ordinary Kriging, OK)是最常用的插值方法,它是通过对周围的测量值进行加权以得出未测量位置的预测值,类似于反距离加权法,插值公式同样为数据的加权总和:

$$Z(s_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(s_i)$$

式中, $Z(s_i)$ 表示第*i*个位置的测量值, $Z(s_0)$ 表示位于 s_0 处的预测值, λ_i 表示已知点*i*的权重值, n 表示测量值的数量。不同于反距离加权法,普通克里金的权重不仅取决于预测点的位置、距离,同时还考虑预测点在空间上的整体排列,即通过量化空间自相关性来确定,这就需要通过创建变异函数和协方差函数估算自相关模型。首先需要进行变异分析,通过对距离*h*分割的所有位置对计算经验变异函数图,构建方法为:

$$\text{Semivariogram}(\text{distance}_h) = 0.5 \times \text{average}[(\text{value}_i - \text{value}_j)^2]$$

式中,Semivariogram(distance_h)表示所有样点对距离为*h*时的半方差图,计算方式为所有距离为*h*的两样点实际值差的平方的均值的一半,value_{*i*}、value_{*j*}分别为已知点*i*、*j*位置的实际值。之后根据经验变异函数图拟合模型。普通克里金插值方法提供了圆、球面、四球、五球、指数、高斯、有理二次方程式、孔洞效应、K-Bessel、J-Bessel 和稳健模型等拟合模型。最后通过拟合的模型和插值方法对位置点进行空间预测。

(5) 局部多项式

局部多项式(Local Polynomial Interpolation, LPI)通过使用多项式包括零阶、一阶、二阶、三阶等多项式,在指定的搜索邻域内拟合一个输出面局部多项式^[36]。通过使用邻域数量、搜索半径、搜索方向等将整个表面划分成许多区域,对不同的指定区域利用多项式拟合样点,构建一个曲面来预测未知位置的值。例如将搜索区域设置为圆形,半径为*R*, d_i 是预测点(x_i, y_i)到已知点(x, y)的距离,则权重 w_i 表示为:

$$w_i = \left(1 - \frac{d_i}{R}\right)^p$$

然后使用最小二乘法确定预测点的值,使误差最小:

$$\text{Error} = \sum_{i=1}^n w_i [f(x_i, y_i) - z_i]^2$$

式中, $f(x_i, y_i)$ 是局部多项式中指定函数的一种, n 是邻近样点个数。

(6) 径向基函数

径向基函数(Radial Basis Functions, RBF)通过使用5个基函数包括薄板样条函数、张力样条函数、规则样条函数、高次曲面函数、反高次曲面函数来处理样本值,从而创造一个精确的插值曲面^[36]。径向基函数是样条插值法的一个特例,插值函数与样条插值函数类似,只是权重的确定方法不一样。径向基函数还类似于反距离加权法,但是反距离加权法不会预测大于测量值和小于测量值的值,而径向基函数可以。径向基函数根据大量数据点生成平滑表面,在每个样点处都会生成一个径向基函数,是一个距离函数。

1.4 精度验证

从1 000个采样点中按分层抽样的方法抽取900个点作为预测数据,将剩余的100个点作为验证数据,验证不同方法预测结果的精度。对验证数据和预测数据的Cd含量对数值进行K-S检验^[37],结果 $D=0.12889, P=0.1005, P>0.05$,表明两组数据的分布来自于同一母体。比较验证数据集与预测值相关系数大小,使用独立样本验证用于检测预测方法对未知样点的预测能力。

表2是通过交叉验证确定的6种GIS空间插值的最佳参数。为了与其他方法预测结果进行对比,使用统一的900个预测数据进行插值,并使用同样的100个验证数据对结果进行验证。自然邻域法在插值尺度为1 500 m时的预测精度最高;径向基函数插值法在插值尺度为1 000 m,插值方法为多重二次曲面,预测精度最高;局部多项式插值法在插值尺度为1 500 m,插值方法为五次多项式,预测精度最高;反距离加权法在预测尺度为1 000 m且power参数设置为0.5,以及搜索邻域值为11时预测精度最高;普通克里金插值法在插值尺度为1 500 m,插值方法为J-Bessel,预测精度最高;样条插值法在插值尺度为1 500 m,选择常规样条插值方法,权重参数设置为35,邻域值设置为10时精度最高。Cubist的验证结果表明,当格网大小为300 m×300 m时,Cubist预测精度最高。

2 结果与讨论

2.1 Cd含量统计特征

表3是1 000个样点的Cd含量值统计情况,其中Cd含量最小值为0.0002 mg·kg⁻¹,最大值为

表 2 GIS 空间插值最优参数

Table 2 Optimal parameters of 6 GIS interpolation methods

项目	指标	90 m	150 m	200 m	300 m	500 m	800 m	1 000 m	1 500 m	2 000 m
自然邻域	精度	0.470	0.470	0.464	0.471	0.471	0.450	0.473	0.477	0.474
	核函数	二次函数(Mul)	Mul	Mul	Mul	Mul	Mul	Mul	Mul	Mul
径向基函数	核参数	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	搜索方向	45° 偏移及 4 个扇区(445)	445	445	445	445	445	445	445	445
	搜索角度	20	20	20	20	20	20	20	20	20
	精度	0.481	0.481	0.480	0.481	0.482	0.482	0.483	0.479	0.482
	核函数	5 阶多项式(Poly)	Poly	Poly	Poly	Poly	Poly	Poly	Poly	Poly
局部多项式	多项式的阶	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	精度	0.487	0.487	0.487	0.487	0.487	0.487	0.487	0.487	0.482
反距离加权	权重	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
	邻近点	13	13	13	13	13	11	11	13	12
	精度	0.482	0.483	0.484	0.484	0.483	0.481	0.485	0.48	0.484
普通克里金	模型	J-Bessel(JB)	JB	JB	JB	JB	JB	JB	JB	JB
	步长值	11 559	11 559	11 559	11 559	11 559	11 559	11 559	11 559	11 559
	步长数量	12	12	12	12	12	12	12	12	12
	基台值	0.407	0.407	0.407	0.407	0.407	0.407	0.407	0.407	0.407
	最大变程	92 473	92 473	92 473	92 473	92 473	92 473	92 473	92 473	92 473
	模型参数	5.713	5.713	5.713	5.713	5.713	5.713	5.713	5.713	5.713
	块金值	1.063	1.063	1.063	1.063	1.063	1.063	1.063	1.063	1.063
	精度	0.503	0.503	0.503	0.503	0.482	0.503	0.502	0.505	0.503
样条插值	权重	40	40	18	18	18	18	18	35	18
	邻近点	10	10	45	40	40	40	35	10	40
	精度	0.518	0.518	0.518	0.518	0.518	0.518	0.516	0.521	0.516

0.056 mg·kg⁻¹, 平均值为 0.147 mg·kg⁻¹, 标准差为 0.352 mg·kg⁻¹. 根据 GB 15618-1995 土壤环境质量标准及相关标准^[38] 中土壤 Cd 含量的限制值标准, 0.2 mg·kg⁻¹ 为土壤 Cd 含量自然背景值, 低于土壤 Cd 含量背景值的点占 83.3%; 超过三级标准限制值 1.0 mg·kg⁻¹ 的点占 1.5%; 广东省总体 Cd 含量均值在二级标准限制值以下. 将 Cd 含量按照土壤环境质量标准分为 6 个不同类别, 第一类别: Cd < 0.1 mg·kg⁻¹ 和第二类别: 0.1 mg·kg⁻¹ < Cd < 0.2 mg·kg⁻¹, 第一类别和第二类别的 Cd 含量低于自然背景值; 第三类别: 0.2 mg·kg⁻¹ < Cd < 0.3

mg·kg⁻¹, 第四类别: 0.3 mg·kg⁻¹ < Cd < 0.6 mg·kg⁻¹, 土壤环境质量标准中 Cd 含量二级标准限制值在土壤 pH 小于 7.5 时是 0.3 mg·kg⁻¹, 当土壤 pH 值大于 7.5 时为 0.6 mg·kg⁻¹, 第三类别和第四类别是为保障农业生产, 维护人体健康的土壤限制值; 第五类别: 0.6 mg·kg⁻¹ < Cd < 1.0 mg·kg⁻¹, 第六类别: Cd > 1.0 mg·kg⁻¹. 其中, 第四类别、第五类别、第六类别属于 Cd 含量高级水平, 可能对人体健康构成威胁. 从表 2 可以看出, 62.4% 样点的 Cd 含量都分布在第一类即 Cd 含量小于 0.1 mg·kg⁻¹.

表 3 Cd 含量统计情况

Table 3 Statistics of Cd concentrations

项目	最小值	最大值	平均值	标准差	第一类别 低值	第二类别 低值	第三类别 中值	第四类别 高值	第五类别 高值	第六类别 危险值
数值/mg·kg ⁻¹	0.0002	6.056	0.147	0.352	Cd < 0.1	0.1 < Cd < 0.2	0.2 < Cd < 0.3	0.3 < Cd < 0.6	0.6 < Cd < 1.0	Cd > 1.0
数量/个	1	1	1 000	1 000	624	209	59	79	14	15

2.2 预测结果对比分析

利用 900 个采样点的 Cd 对数值进行空间预测, 并利用剩余 100 个采样点的 Cd 对数值作为验证数据集, 分别筛选全部 7 种方法的最佳预测参数和最佳预测尺度. 表 4 是每一种方法的最优预测结果. 结果表明 Cubist 的预测精度最高, 其次是样条插值

法; 自然邻域法的预测精度最低.

图 2 是不同插值方法在不同插值尺度上的预测精度, 其表明自然邻域法(NN)的插值精度在所有插值尺度都是最低的, 反距离加权法(IDW)、径向基函数法(RBF)、局部多项式法(LPI)的趋势基本一致, 样条插值法(Spline)的精度在 6 种 GIS 插值方

表 4 不同插值结果对比

Table 4 Comparison of different interpolation results

方法	自然邻域	局部多项式	样条插值	径向基函数	反距离加权	普通克里金	Cubist
尺度/m	1 500	1 500	1 500	1 000	1 000	1 500	300
皮尔森相关系数	0.477 **	0.487 **	0.521 **	0.483 **	0.503 **	0.505 **	0.540 **

法中是最高的. 另外, 图 2 还表明样条插值法 (Spline)、反距离加权法 (IDW)、径向基函数法 (RBF) 和局部多项式法 (LPI) 的预测精度基本不受尺度的影响. 普通克里金插值方法 (OK) 和自然邻域法分别在 500 m 和 800 m 预测尺度上出现低谷. Cubist 插值方法受尺度的影响较大, 是因为不同因子在不同尺度上对模型的贡献作用是不同的.

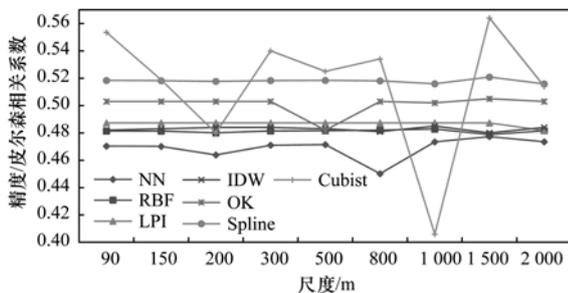


图 2 不同插值方法在不同尺度的预测精度

Fig. 2 Prediction accuracy of different interpolation methods at different scales

图 3 是 7 种不同方法预测的广东省土壤 Cd 含量分布情况, 7 个预测结果的土壤 Cd 含量的分布情况大体一致, Cd 含量高值均分布在粤北地区和珠三角地区. 但是普通克里金插值方法 (OK)、局部多项式法 (LPI) 和反距离加权法 (IDW) 预测结果都对高值进行了平滑, 反距离加权法 (IDW) 和局部多项式法 (LPI) 的插值结果中缺失了第六类别, 普通克里金 (OK) 插值结果丢失了第五类别和第六类别. 自然邻域法 (NN) 和径向基函数方法 (RBF) 预测结果基本一样, 对 Cd 含量最高值的预测都分布在粤北地区, 预测结果简单地以高值-中高值-较高值-低值的同心圆模式分布, 预测结果受最高值和最低值的影响较大, 因此不能很好地预测验证点. Cubist 预测结果避免了同心圆和牛眼效应, 且不会存在值的缺失, 不会对最高值进行平滑, 且用验证样本预测的精度较高.

2.3 Cd 含量空间分布

利用最佳预测方法——Cubist 的最优模型预测广东全省在 300 m × 300 m 尺度下的土壤 Cd 含量, 其分布情况如图 3 “Cubist” 所示. 表 5 是 Cubist 预测的广东省土壤 Cd 含量预测值各类型的面积. 结

果表明, 广东省土壤 Cd 含量整体上处于较低的水平, 土壤 Cd 含量值基本小于自然背景值 0.2 mg·kg⁻¹, 其中一类和二类面积占广东省国土面积的 94.96%. 但是, 近 30 年来, 珠江三角洲地区发展迅猛, 从起初以传统的农业和手工制造业到现在以工业和技术生成为主的地区, 在发展过程中随着经济的增长和人口的增多, 产生了巨大的工业和生活垃圾, 工业和生活废水等不断渗入土壤, 造成了土壤的污染, 致使土壤 Cd 含量迅速增高^[39, 40]. 粤北地区尤其是韶关和清远, 该区矿产丰富, 现已开采了大量的矿山. 韶关矿山开采中产生的废水和冶炼厂产生的废水、废气, 以及清远市电子垃圾处理产生的废渣、废气等中含有大量的重金属元素, 对其周边土壤造成了污染^[41~44]. 土壤 Cd 含量超过二级标准限制值 0.3 mg·kg⁻¹ 的预测值大致分布在珠三角地区和粤北少部分地区. 可能对人体健康构成危害即第四、五、六类的面积占广东省总面积的 1.18%; 土壤 Cd 含量临界值即三类面积占广东省总面积的 3.86%.

表 5 土壤 Cd 含量预测值各类型面积统计

Table 5 Area statistics of predicted results for soil Cd content

项目	Cd/mg·kg ⁻¹	面积/万 km ²	百分比/%
第一类别	Cd < 0.1	14.333	79.26
第二类别	0.1 < Cd < 0.2	2.84	15.70
第三类别	0.2 < Cd < 0.3	0.698	3.86
第四类别	0.3 < Cd < 0.6	0.194	1.07
第五类别	0.6 < Cd < 1.0	0.004	0.02
第六类别	Cd > 1.0	0.016	0.09

图 4 是广东省土壤 Cd 含量值较高的区域, 图 4 (a) 显示土壤 Cd 含量高值区大致分布在广州和佛山的交界处、中山和珠海的交界处、中山和江门的交界处、广州与东莞的交界处以及东莞和惠州的交界处, 这些高值区基本分布在城市交界处, 朱永官等^[45] 研究表明东莞-增城南部-广州-佛山-三水一带是珠江三角洲水土污染最严重的区域. 高速发展的经济和快速城镇化^[46], 尤其是市交界处土地的高强度利用导致大量 Cd 元素流入土壤中^[47], 造成土壤 Cd 含量偏高. 江门-中山-珠海及广州-东莞-惠州交界为河流, Cd 含量高值区沿河流分布, 表明河流冲

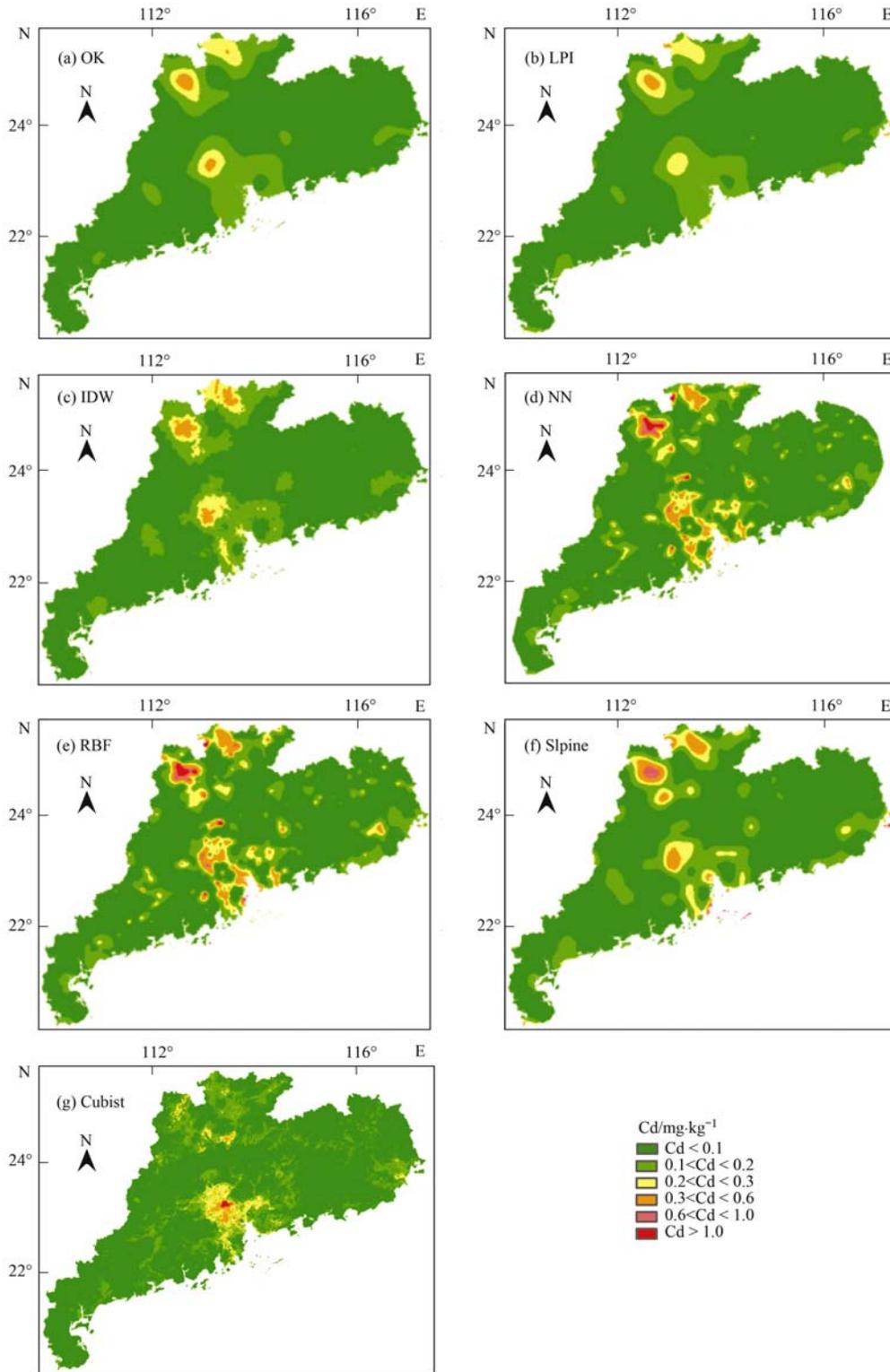
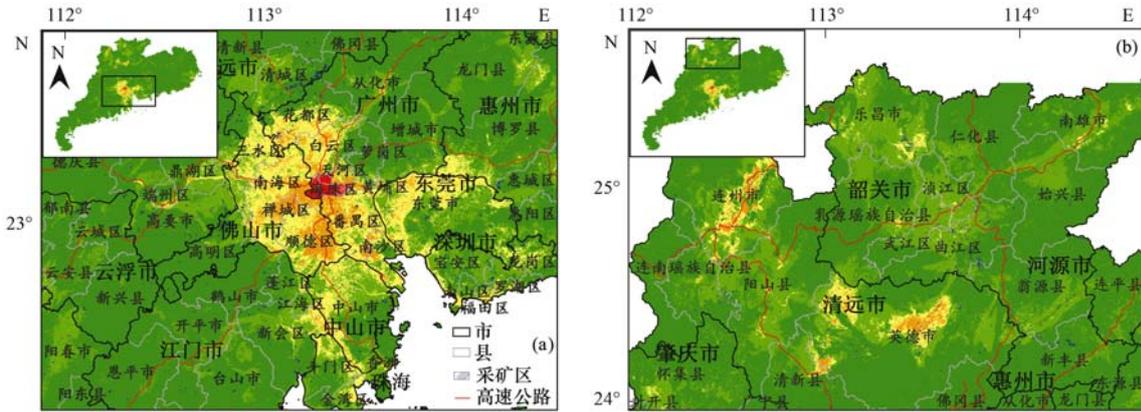


图3 最优参数和最佳尺度组合预测结果

Fig. 3 Predicted results of different methods with optimal parameters and optimal scales

击、沉淀等携带的 Cd 元素造成周边土壤 Cd 含量偏高。广州-佛山交界位于广东省珠三角地区,地势平坦,地处低洼地区,是广东省整个水系入海的必经之路,由此而携带的大量 Cd 元素造成土壤 Cd 元素的富集累积。预测结果显示荔湾区、珠海区和越秀区

的土壤 Cd 含量值是广东省最高的 3 个地区,其 Cd 含量值均超过 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 研究结果与 Lu 等^[48]一致。越秀区为老城区,有超过 2000 年的人类活动历史如煤炭燃烧,此外,一些城市公园曾经是市政和工业废物的一个垃圾倾倒场,这都导致土壤中的 Cd



(a) 珠三角, (b) 粤北

图 4 Cd 含量预测高值区

Fig. 4 Predicted regions of high Cd concentrations

含量升高^[48].

图 4(b) 显示 Cd 含量另一个高值主要集中分布在清远的连州市、英德市以及韶关的乐昌市东南部小部分地区, 其中 Cd 含量最高值出现在连州市. 这些高值分布在高速公路周边. 道路交通中轮胎摩擦和润滑油燃烧会产生 Cd 等重金属, 刹车里衬磨损也会产生 Cd 等重金属^[49], 这些 Cd 元素通过路面溅射扬尘扩散或地表径流进入两边的土壤中造成土壤 Cd 污染^[50-52]; 此外, 图 4(b) 显示采矿用地分布在该道路两侧, 矿石运输过程加剧了该道路两侧 Cd 的污染. 粤北地区矿产丰富, 是该地区主要经济支柱. 现今开采的矿区主要位于韶关市, 包括韶关的大宝山矿区、

韶关冶炼厂、凡口铅锌矿、乐昌铅锌矿等, 矿产的开采和冶炼等人类活动造成了土壤重金属的污染^[53]. 英德市位于北江流域的中下游, 韶关矿区位于北江流域上游, 因此而产生的工业废水随河流流入中下游, 对英德市造成严重的 Cd 污染^[54, 55].

图 5 是广东省各市 Cd 含量预测统计情况, 广东省各市土壤 Cd 含量预测值的统计情况中, 其中潮州市、汕头市、湛江市、中山市和珠海市 Cd 含量的最小值均大于 0, 表明这 5 个市的 Cd 含量自然背景值较高. 除了茂名市、阳江市, 其他各市 Cd 含量最大值均超过土壤环境质量 2 级标准限制值 $0.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 其中佛山市、广州市、河源市、清远市、

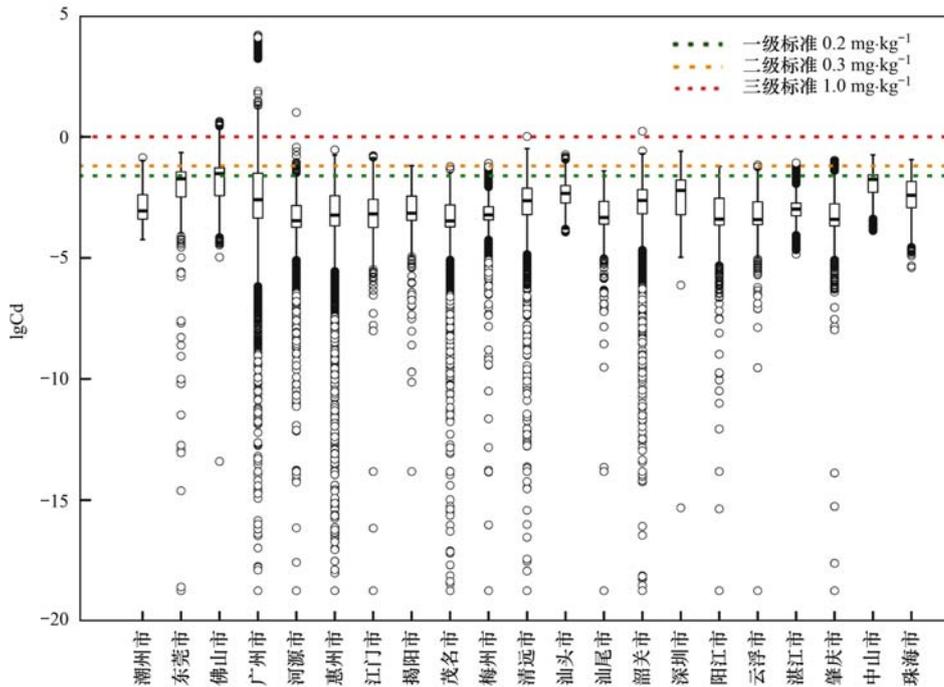


图 5 广东省各市 Cd 含量统计情况

Fig. 5 Statistics of Cd concentrations in the cities of Guangdong province

韶关市 Cd 含量最高值已经超过土壤环境质量 3 级标准 $0.6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。佛山市和广州市的土壤 Cd 含量均值超过土壤环境质量一级标准 $0.2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 但是佛山市和广州市土壤 Cd 含量标准差较大, 表明最大值和最小值之间差距较大。广东省各市土壤 Cd 含量不同类别的面积分布情况中, 其中受污染最严重的是佛山市, 其 18.08% 的面积超过土壤环境质量二级标准限制值 $0.3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。其次是广州市, 其 10.46% 的面积超过土壤环境质量二级标准限制值。东莞、中山、清远、深圳分别有 4.32%、3.15%、1.9%、1.38% 超过土壤环境质量二级标准限制值 $0.3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

表 6 Cubist 模型预测结果

Table 6 Predicted results of Cubist

尺度/m	精度	相对误差	主要条件因子	主要模型因子
150	0.519**	0.98	地质类型	pH ^[57, 58]
200	0.480**	0.99	地质类型	植被 ^[59] 、pH ^[57, 58]
300	0.540**	0.99	地质类型	人口密度、道路密度、年均气温、植被、pH、距一级支流距离、距采矿用地距离
500	0.525**	0.95	地质类型	坡度 ^[60]
1 000	0.406**	0.95	地质类型	距一级支流距离 ^[61, 62]

地距离等, 表明在 300 m 尺度上各因子对 Cd 含量的影响都表达出来。

图 6 是格网 300 m × 300 m 尺度下 Cubist 的 4 个不同规则预测的 Cd 含量分布情况以及规则 4 条件中 6 个地质类型的分布, 图 6 显示由规则 1 和规则 2 预测的 Cd 含量值基本上均小于 $0.2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 而 Cd 含量高值基本均由规则 4 预测。规则 4 预测的结果大致分布在珠江三角洲、粤北、广州西南角

2.4 Cd 含量分布驱动因子分析

表 6 是 Cubist 的 5 个不同尺度可用模型的预测结果, 其中主要条件影响因子是对模型分规则贡献值最高的因子。主要模型因子是模型中对线性模型贡献率最高的因子。5 种尺度模型主要条件影响因子均为地质类型, 说明整体上广东省土壤 Cd 含量分布情况主要受地质的影响, 土壤中天然的 Cd 元素一般来源于地质作用^[56], 与土壤母质有很大的关系, Zhang 等^[3]研究也表明广东省土壤 Cd 含量的分布受地质的影响。当格网尺度为 300 m × 300 m 时, 模型的主要局部影响因子是人口密度、道路密度、年均气温、植被、pH、距一级支流距离、据采矿用

和粤东部分地区, 与 Cd 含量高值区分布情况一致。表 7 是格网 300 m × 300 m 尺度 Cubist 预测的模型的 4 个规则及其各规则的条件。从中可以看出, 每一条规则的分类因子都有地质类型, 表明地质类型对广东省土壤 Cd 含量的分布有重要的作用。规则 4 的条件是地质类型为奥陶系、第四系、二叠系、新近纪、石炭系和古近纪。其中石炭系主要分布在粤北地区, 粤北地区的高含量高值区域与石炭系的

表 7 Cubist 模型的不同规则

Table 7 Rules of Cubist model

规则	条件	平均值/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
规则 1	地类名称: 茶园, 风景名胜及特殊用地, 灌木林地, 沟渠, 果园, 河流水面, 坑塘水面, 其他林地, 其他园地, 设施农用地, 铁路用地, 有林地 地质: 白垩系, 华力西期, 寒武纪系, 加里东期, 泥盆系, 三叠系, 晚侏罗纪, 喜马拉雅期, 燕山期, 印支期, 早白垩纪, 震旦系, 侏罗系, 志留系 土壤亚类: 红壤, 黄壤, 黄色砖红壤, 碱性紫色土, 麻赤红壤, 麻黄红壤, 麻红壤, 片赤红壤, 片红壤, 侵蚀赤红壤, 水库, 酸性紫色土, 页赤红壤, 潜育水稻土	0.030
规则 2	地类名称: 茶园, 风景名胜及特殊用地, 灌木林地, 沟渠, 果园, 河流水面, 坑塘水面, 其他林地, 其他园地, 设施农用地, 铁路用地, 有林地 地质: 白垩系, 华力西期, 寒武纪系, 加里东期, 泥盆系, 三叠系, 晚侏罗纪, 喜马拉雅期, 燕山期, 印支期, 早白垩纪, 震旦系, 侏罗系, 志留系 土壤亚类: 赤红壤, 古海积砖红壤, 黑色石灰土, 麻红壤, 麻黄色赤红壤, 潜育水稻土, 酸性粗骨土, 酸性石质土, 页红壤, 页黄壤, 盐积水稻土, 页砖红壤, 砖红壤	0.076
规则 3	地类名称: 采矿用地, 城市, 村庄, 公路用地, 旱地, 坑塘水面, 裸地, 其他草地, 水工建筑用地, 水浇地, 水库水面, 田坎 地质: 白垩系, 华力西期, 寒武纪系, 加里东期, 泥盆系, 三叠系, 晚侏罗纪, 喜马拉雅期, 燕山期, 印支期, 早白垩纪, 震旦系, 侏罗系, 志留系	0.078
规则 4	地质: 奥陶系, 第四系, 二叠系, 古近纪, 石炭系, 新近纪	0.139

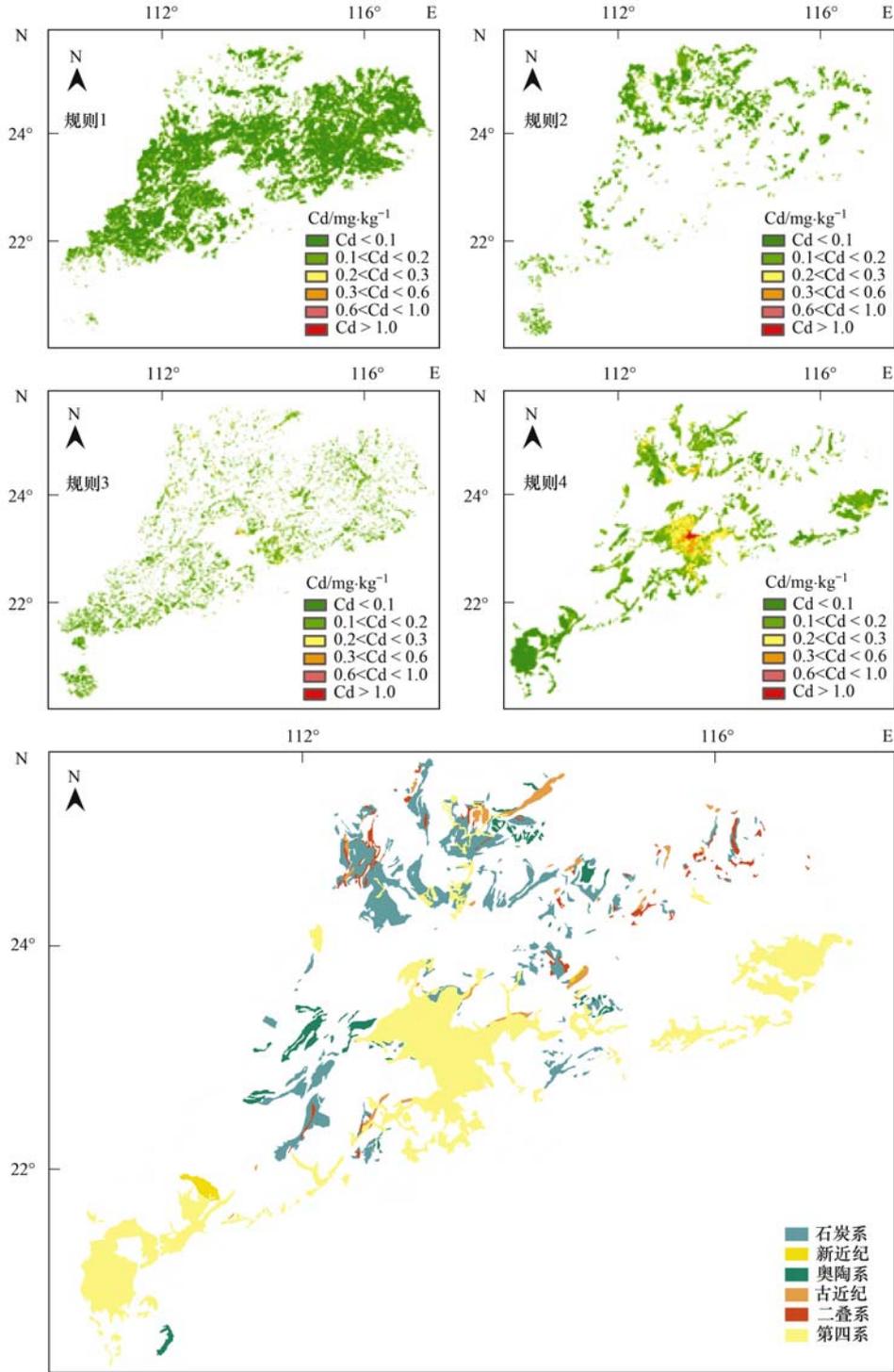


图 6 Cubist 不同规则预测的 Cd 含量分布情况及地质类型分布

Fig. 6 Distribution of Cd concentrations predicted by Cubist rules and the geological distribution

分布情况重叠^[3],石炭系一般含有煤矿,而中国煤矿含有 Cd 含量 $0.04 \sim 1.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[63],致使粤北地区 Cd 含量背景值偏高;第四系主要分布在珠三角地区,珠三角的 Cd 含量高值区域分布与第四系分布区域重合^[64],第四纪松散沉积物母质表层土壤相对富集 Cd 元素,导致珠三角地区 Cd 含量背景值偏

高^[64];石炭系、第四纪与粤北地区、珠三角地区的重合造成这两个地区自然背景下的 Cd 含量比其他地区高. 而其他 3 个规则中的地质类型分布情况与 Cd 含量低值区分布情况重合. 广东省 Cd 含量分布情况受地质类型影响,分布情况与地质类型分布基本一致,且模型结果显示地质类型在条件中的贡献

率是 100%,表明地质类型是驱动广东省土壤 Cd 含量的主要因子。

3 结论

(1) Cubist 方法在 300 m 尺度时预测精度最高,其次是样条插值方法在 1 500 m 尺度时预测精度。克里金、局部多项式插值法和反距离加权法预测结果都对高值进行了平滑,导致无法对这部分数据进行预测,自然邻域法、径向基函数插值法和样条插值法预测结果中出现牛眼现象,且预测结果以高值-中高值-较高值-低值的同心圆模式分布,样条插值法、反距离加权法、径向基函数插值法和局部多项式插值法的预测精度基本不受尺度的影响,普通克里金插值法和自然邻域法分别在 500 m 和 800 m 预测尺度上出现低谷,Cubist 插值方法受尺度的影响较大。

(2) Cubist 最优模型表明广东省土壤 Cd 含量空间分布的主要驱动因子是地质类型,以奥陶系、第四系、二叠系、新近纪、石炭系及古近纪为成土母质的土壤 Cd 含量相对较高。

(3) 广东全省上 Cd 含量平均值为 $0.147 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,低于全国平均值,但其变幅很大。土壤 Cd 含量小于国家一级标准限制值 $0.2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的面积占广东省总面积的 94.96%;超过 GB 15618-1995 中 3 级和 2 级标准,即大于 $1.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $0.3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的面积分别约为 160 km^2 和 2140 km^2 ,分别占全省总面积的 0.09% 和 1.18%。本省土壤 Cd 含量高值主要分布在珠三角和粤北部分地区,其中 Cd 含量最高值分布在广州市荔湾区、海珠区和越秀区,Cd 含量超过土壤环境质量二级标准值面积最大的是佛山市。

参考文献:

- [1] Pan J L, Plant J A, Voulvoulis N, *et al.* Cadmium levels in Europe: implications for human health [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2010, **32**(1): 1-12.
- [2] de Livera J, McLaughlin M J, Hettiarachchi G M, *et al.* Cadmium solubility in paddy soils: effects of soil oxidation, metal sulfides and competitive ions [J]. *Science of the Total Environment*, 2011, **409**(8): 1489-1497.
- [3] Zhang H H, Chen J J, Zhu L, *et al.* Spatial patterns and variation of soil cadmium in Guangdong Province, China [J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2011, **109**(1-3): 86-91.
- [4] 张小敏,张秀英,钟大洋,等. 中国农田土壤重金属富集状况及其空间分布研究 [J]. *环境科学*, 2014, **35**(2): 692-703.
- Zhang X M, Zhang X Y, Zhong T Y, *et al.* Spatial distribution and accumulation of heavy metal in arable land soil of China [J]. *Environmental Science*, 2014, **35**(2): 692-703.
- [5] Butt D, Dowling K, Vinden P. Assessment of cadmium distribution in some Australian krasnozems by sequential extraction [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2008, **190**(1-4): 157-169.
- [6] Suthar S, Nema A K, Chabukdhara M, *et al.* Assessment of metals in water and sediments of Hindon River, India: impact of industrial and urban discharges [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **171**(1-3): 1088-1095.
- [7] Waalkes M P. Cadmium carcinogenesis in review [J]. *Journal of Inorganic Biochemistry*, 2000, **79**(1-4): 241-244.
- [8] Wei B G, Yang L S. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China [J]. *Microchemical Journal*, 2010, **94**(2): 99-107.
- [9] Wang H Y, Lu S G. Spatial distribution, source identification and affecting factors of heavy metals contamination in urban-suburban soils of Lishui city, China [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2011, **64**(7): 1921-1929.
- [10] 张金莲,丁疆峰,卢桂宁,等. 广东清远电子垃圾拆解区农田土壤重金属污染评价 [J]. *环境科学*, 2015, **36**(7): 2633-2640.
- Zhang J L, Ding J F, Lu G N, *et al.* Heavy metal contamination in farmland soils at an E-waste disassembling site in Qingyuan, Guangdong, South China [J]. *Environmental Science*, 2015, **36**(7): 2633-2640.
- [11] 许振成,杨晓云,温勇,等. 北江中上游底泥重金属污染及其潜在生态危害评价 [J]. *环境科学*, 2009, **30**(11): 3262-3268.
- Xu Z C, Yang X Y, Wen Y, *et al.* Evaluation of the heavy metals contamination and its potential ecological risk of the sediments in Beijiang River's upper and middle reaches [J]. *Environmental Science*, 2009, **30**(11): 3262-3268.
- [12] 付善明,周永章,赵宇娟,等. 广东大宝山铁多金属矿废水对河流沿岸土壤的重金属污染 [J]. *环境科学*, 2007, **28**(4): 805-812.
- Fu S M, Zhou Y Z, Zhao Y Y, *et al.* Study on heavy metals in soils contaminated by acid mine drainage from Dabaoshan mine, Guangdong [J]. *Environmental Science*, 2007, **28**(4): 805-812.
- [13] 蔡立梅,马瑾,周永章,等. 东莞市农业土壤重金属的空间分布特征及来源解析 [J]. *环境科学*, 2008, **29**(12): 3496-3502.
- Cai L M, Ma J, Zhou Y Z, *et al.* Multivariate geostatistics and GIS-based approach to study the spatial distribution and sources of heavy metals in agricultural soil in the Pearl River Delta, China [J]. *Environmental Science*, 2008, **29**(12): 3496-3502.
- [14] Lin Y P, Cheng B Y, Chu H J, *et al.* Assessing how heavy metal pollution and human activity are related by using logistic regression and kriging methods [J]. *Geoderma*, 2011, **163**(3-4): 275-282.
- [15] Li J, Heap A D. A review of comparative studies of spatial interpolation methods in environmental sciences: performance and impact factors [J]. *Ecological Informatics*, 2011, **6**(3-4): 228-241.
- [16] Eldrandaly K A, Abu-Zaid M S. Comparison of six GIS-based spatial interpolation methods for estimating air temperature in Western Saudi Arabia [J]. *Journal of Environmental Informatics*,

- 2011, **18**(1): 38-45.
- [17] Lourenço R W, Landim P M B, Rosa A H, *et al.* Mapping soil pollution by spatial analysis and fuzzy classification [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2010, **60**(3): 495-504.
- [18] Zhao H R, Xia B C, Fan C, *et al.* Human health risk from soil heavy metal contamination under different land uses near Dabaoshan Mine, Southern China [J]. *Science of the Total Environment*, 2012, **417-418**: 45-54.
- [19] Pesch R, Schmidt G, Schroeder W, *et al.* Application of CART in ecological landscape mapping: two case studies [J]. *Ecological Indicators*, 2011, **11**(1): 115-122.
- [20] Ross C W, Grunwald S, Myers D B. Spatiotemporal modeling of soil organic carbon stocks across a subtropical region[J]. *Science of the Total Environment*, 2013, **461-462**: 149-157.
- [21] Quinlan J R. Combining instance - based and model - based learning [A]. In: *Machine Learning. Machine learning proceedings [C]*. San Francisco: Morgan Kaufmann, 1993. 236-243.
- [22] 李见贤. 广东省的地貌类型[J]. *中山大学学报(自然科学版)*, 1961, (4): 70-81.
- [23] 郭治兴, 王静, 柴敏, 等. 近 30 年来广东省土壤 pH 值的时空变化[J]. *应用生态学报*, 2011, **22**(2): 425-430.
Guo Z X, Wang J, Chai M, *et al.* Spatiotemporal variation of soil pH in Guangdong Province of China in past 30 years [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2011, **22**(2): 425-430.
- [24] Larson C. China gets serious about its pollutant-laden soil[J]. *Science*, 2014, **343**(6178): 1415-1416.
- [25] Bin H, Yun Z J, Shi J B, *et al.* Research progress of heavy metal pollution in China: sources, analytical methods, status, and toxicity[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2013, **58**(2): 134-140.
- [26] Li J H, Duan H B, Shi P X. Heavy metal contamination of surface soil in electronic waste dismantling area; site investigation and source-apportionment analysis [J]. *Waste Management & Research*, 2011, **29**(7): 727-738.
- [27] Zhang X W, Yang L S, Li Y H, *et al.* Impacts of lead/zinc mining and smelting on the environment and human health in China [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2012, **184**(4): 2261-2273.
- [28] Kuhn M, Johnson K. *Applied predictive modeling* [M]. New York: Springer, 2013. 383-385.
- [29] Witten I H, Frank E, Hall M A. *Data mining: practical machine learning tools and techniques (2nd ed.)* [M]. San Francisco, CA, USA: Morgan Kaufmann, 2005. 203-215.
- [30] Team R C. The R project for statistical computing [EB/OL]. <http://www.R-project.org/>, 2014-10-31.
- [31] Kuhn M, Johnson K, Keefer C, *et al.* Cubist: Rule-and Instance-Based Regression Modeling. R package version 0.0.18 [Z]. 2014.
- [32] Rulequest Research. An overview of cubist [EB/OL]. <http://www-ia.hiof.no/~rolando/ML/cubistutorial.html>, 2016.
- [33] De Smith M J, Goodchild M F, Longley P. *Geospatial analysis: a comprehensive guide to principles, techniques and software tools (2nd ed.)* [M]. Leicester: Metador, 2007. 485-488.
- [34] Childs C. Interpolating surfaces in ArcGIS spatial analyst [EB/OL]. <http://faculty.mu.edu.sa/public/uploads/1338711342.5946interpolating.pdf>, 2004-12.
- [35] Chinesta F, Cescotto S, Cueto E, *et al.* *Natural element method for the simulation of structures and processes* [M]. New York: John Wiley & Sons, 2013. 93-158.
- [36] Xie Y F, Chen T B, Lei M, *et al.* Spatial distribution of soil heavy metal pollution estimated by different interpolation methods: accuracy and uncertainty analysis [J]. *Chemosphere*, 2011, **82**(3): 468-476.
- [37] Simard R, L'Ecuyer P. Computing the two-sided kolmogorov-smirnov distribution [J]. *Journal of Statistical Software*, 2011, **39**(11): 1-17.
- [38] 赵晓军, 陆泗进, 许人骥, 等. 土壤重金属镉标准值差异比较研究与建议 [J]. *环境科学*, 2014, **35**(4): 1491-1497.
Zhao X J, Lu S J, Xu R J, *et al.* Soil heavy metal cadmium standard limit and range of background value research [J]. *Environmental Science*, 2014, **35**(4): 1491-1497.
- [39] Xiao R, Bai J H, Huang L B, *et al.* Distribution and pollution, toxicity and risk assessment of heavy metals in sediments from urban and rural rivers of the Pearl River delta in southern China [J]. *Ecotoxicology*, 2013, **22**(10): 1564-1575.
- [40] Wong S C, Li X D, Zhang G, *et al.* Heavy metals in agricultural soils of the Pearl River Delta, South China [J]. *Environmental Pollution*, 2002, **119**(1): 33-44.
- [41] Li Z Y, Ma Z W, van der Kuijp T J, *et al.* A review of soil heavy metal pollution from mines in China: pollution and health risk assessment [J]. *Science of The Total Environment*, 2014, **468-469**: 843-853.
- [42] Liu M, Huang B, Bi X H, *et al.* Heavy metals and organic compounds contamination in soil from an e-waste region in South China [J]. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 2013, **15**(5): 919-929.
- [43] Wang Z X, Hu X B, Xu Z C, *et al.* Cadmium in agricultural soils, vegetables and rice and potential health risk in vicinity of Dabaoshan Mine in Shaoguan, China [J]. *Journal of Central South University*, 2014, **21**(5): 2004-2010.
- [44] Wang X, Wang F H, Chen B, *et al.* Comparing the health risk of toxic metals through vegetable consumption between industrial polluted and non-polluted fields in Shaoguan, South China [J]. *Journal of Food, Agriculture & Environment*, 2012, **10**(2): 943-948.
- [45] 朱永官, 陈保冬, 林爱军, 等. 珠江三角洲地区土壤重金属污染控制与修复研究的若干思考 [J]. *环境科学学报*, 2005, **25**(12): 1575-1579.
Zhu Y G, Chen B D, Lin A J, *et al.* Heavy metal contamination in Pearl River Delta-status and research priorities [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2005, **25**(12): 1575-1579.
- [46] Hu Y N, Liu X P, Bai J M, *et al.* Assessing heavy metal pollution in the surface soils of a region that had undergone three decades of intense industrialization and urbanization [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2013, **20**(9): 6150-6159.
- [47] Xia X H, Chen X, Liu R M, *et al.* Heavy metals in urban soils with various types of land use in Beijing, China [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, **186**(2-3): 2043-2050.
- [48] Lu Y, Yin W, Zhu F, *et al.* The spatial distribution and sources of metals in urban soils of Guangzhou, China [A]. In: *Proceedings of the 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for A Changing World*. Brisbane, Australia, 2010.

- [49] Omstedt G, Bringfelt B, Johansson C. A model for vehicle-induced non-tailpipe emissions of particles along Swedish roads [J]. *Atmospheric Environment*, 2005, **39** (33): 6088-6097.
- [50] 冯金飞. 高速公路沿线农田土壤和作物的重金属污染特征及规律[D]. 南京: 南京农业大学, 2010.
Feng J F. Characteristics and rules of heavy metal pollution on roadside soil and crop along highway [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2010.
- [51] Bäckström M, Nilsson U, Håkansson K, *et al.* Speciation of heavy metals in road runoff and roadside total deposition [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2003, **147**(1-4): 343-366.
- [52] Murakami M, Sato N, Anegawa A, *et al.* Multiple evaluations of the removal of pollutants in road runoff by soil infiltration [J]. *Water Research*, 2008, **42**(10-11): 2745-2755.
- [53] 王旭, 杜应琼, 何舞, 等. 粤北矿区重金属污染研究现状与对策[J]. *广东农业科学*, 2010, **37**(9): 41-43.
- [54] 吕文英, 汪玉娟, 李中阳. 北江沉积物中镉的生物可利用性研究[J]. *环境科学与技术*, 2011, **34**(1): 56-58, 113.
Lv W Y, Wang Y J, Li Z Y. Bioavailability and potential ecological risk of Cd in sediment of Beijiang River [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, **34**(1): 56-58, 113.
- [55] Wang M, Xu Y J, Pan S X, *et al.* Long-term heavy metal pollution and mortality in a Chinese population: an ecologic study [J]. *Biological Trace Element Research*, 2011, **142**(3): 362-379.
- [56] Jovanovic V P S, Ilic M D, Markovic M S, *et al.* Wild fire impact on copper, zinc, lead and cadmium distribution in soil and relation with abundance in selected plants of Lamiaceae family from Vidlic Mountain (Serbia)[J]. *Chemosphere*, 2011, **84**(11): 1584-1591.
- [57] de Vries W, Groenenberg J E, Lofts S, *et al.* Critical loads of heavy metals for soils [A]. In: Alloway B J. *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability* [M]. Dordrecht: Springer, 2013. 211-237.
- [58] Houben D, Evrard L, Sonnet P. Mobility, bioavailability and pH-dependent leaching of cadmium, zinc and lead in a contaminated soil amended with biochar [J]. *Chemosphere*, 2013, **92**(11): 1450-1457.
- [59] Morais S, E-Costa F G, de Lourdes Pereira M. Heavy metals and human health [M]. Rijeka, Croatia: InTech Open Access Publisher, 2012.
- [60] Sayadi M H, Sayyed M R G. Comparative assessment of baseline concentration of the heavy metals in the soils of Tehran (Iran) with the comprisable reference data [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2011, **63**(6): 1179-1188.
- [61] Wuana R A, Okieimen F E. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation [J]. *ISRN Ecology*, 2011, **2011**: 402647.
- [62] 周建军, 周桔, 冯仁国. 我国土壤重金属污染现状及治理战略[J]. *中国科学院院刊*, 2014, **29**(3): 315-320.
Zhou J J, Zhou J, Feng R G. Status of China's heavy metal contamination in soil and its remediation strategy [J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2014, **29**(3): 315-320.
- [63] Wu G H, Yang C C, Guo L, *et al.* Cadmium contamination in Tianjin agricultural soils and sediments: relative importance of atmospheric deposition from coal combustion [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2013, **35**(3): 405-416.
- [64] 窦磊, 杜海燕, 游远航, 等. 珠江三角洲经济区生态地球化学评价[J]. *现代地质*, 2014, **28**(5): 915-927.
Dou L, Du H Y, You Y H, *et al.* Eco-geochemical survey and assessment in Pearl River Delta economic zone, Guangdong Province, China [J]. *Geoscience*, 2014, **28**(5): 915-927.

CONTENTS

Estimating the Secondary Organic Aerosol Concentration and Source Apportionment During the Summer and Winter in the Nanjing Industrial District	LIU Jing-da, AN Jun-lin, ZHANG Yu-xin, <i>et al.</i> (1733)
Modeled Deposition of Fine Particles in Human Airway in Northern Suburb of Nanjing	LIANG Jing-shu, AN Jun-lin, WANG Hong-lei, <i>et al.</i> (1743)
Concentration Characteristics and Influencing Factors of Atmospheric Particulate Matters in Spring on Weizhou Island, Beihai, Guangxi Province	GAO Yuan-guan, ZHANG Kai, WANG Ti-jian, <i>et al.</i> (1753)
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Atmosphere of Dajiuhe, Shennongjia, China	JIN Meng-yun, XING Xin-li, KE Yan-ping, <i>et al.</i> (1760)
Spatial Distribution Characteristics of NMHCs in Spring in Cangzhou City	DUAN Jing-chun, ZHOU Xue-ming, ZHANG He-feng, <i>et al.</i> (1769)
Emission Characteristics of Residential Coal Combustion Flue Gas in Beijing	LIANG Yun-ping, ZHANG Da-wei, LIN An-guo, <i>et al.</i> (1775)
Emission Characteristics and Ozone Formation Potential of VOCs from a Municipal Solid Waste Composting Plant	SHAO Zhu-ze, ZHENG Guo-di, WANG Yuan-gang, <i>et al.</i> (1783)
Degradation Characteristics of Composite CVOCs by Non-thermal Plasma	JIANG Li-ying, ZHANG Di, GUO Hai-qian, <i>et al.</i> (1792)
Chemical Compositions and Source Apportionment of Road Dust in Yuncheng	WU Yuan-yuan, LI Ru-mei, PENG Lin, <i>et al.</i> (1799)
Pollution Risk of Heavy Metals in Dust from the Building Along Elevated Road; A Case Study in Changzhou	YAO Jing-bo, WANG Ming-xin, QI Jin-di, <i>et al.</i> (1807)
Characteristics of Stable Isotope in Precipitation and Its Relationship with ENSO in Shanghai	DONG Xiao-fang, DENG Huang-yue, ZHANG Luan, <i>et al.</i> (1817)
Effects of DOC + CDPF on Emission Characteristics of Heavy-duty Diesel Vehicle	ZHANG Yun-hua, LOU Di-ming, TAN Pi-qiang, <i>et al.</i> (1828)
Accumulated Health Risk Assessment of Arsenic in Drinking Water of Major Cities of China	ZHANG Qiu-qiu, PAN Shen-ling, LIU Wei, <i>et al.</i> (1835)
Health Risk Assessment of Microcystins from Drinking Water Source by Monte Carlo Simulation Method	WANG Yang, XU Ming-fang, GENG Meng-meng, <i>et al.</i> (1842)
Potential Risk and Distribution Characteristics of PPCPs in Surface Water and Sediment from Rivers and Lakes in Beijing, China	ZHANG Pan-wei, ZHOU Huai-dong, ZHAO Gao-feng, <i>et al.</i> (1852)
Assessment of the Spatial-temporal Distribution Characteristics and Main Affecting Factors of Chromophoric Dissolved Organic Matter in Spring and Summer at the Changjiang Estuary and Adjacent Areas	SUN Yu-yan, BAI Ying, SU Rong-guo, <i>et al.</i> (1863)
Complexation Between Copper (II) and Colored Dissolved Organic Matter from Municipal Solid Waste Landfill	XIAO Xiao, HE Xiao-song, GAO Ru-tai, <i>et al.</i> (1873)
Effects of Three Bioretention Configurations on Dissolved Nitrogen Removal from Urban Stormwater	LI Li-qing, HU Nan, LIU Yu-qing, <i>et al.</i> (1881)
Influence of Spatial Pattern of Paddy Field on the Losses of Nitrogen and Phosphorus in Three Gorges Reservoir Area	CHEN Cheng-long, GAO Ming, NI Jiu-pai, <i>et al.</i> (1889)
Effects of NO ₃ ⁻ -N Loading on the Early-Period Efficiency of Denitrification and Carbon Releasing in Constructed Wetland Filled with Bark	JIANG Ying-be, LI Yao, ZHANG Ying, <i>et al.</i> (1898)
Effects of Microbial Fuel Cell Coupled Constructed Wetland with Different Support Matrix and Cathode Areas on the Degradation of Azo Dye and Electricity Production	LI Xue-xiao, CHENG Si-chao, FANG Zhou, <i>et al.</i> (1904)
Effects of Anode Materials on Electricity Generation and Organic Wastewater Treatment of 6 L Microbial Fuel Cells	DING Wei-jun, YU Li-liang, CHEN Jie, <i>et al.</i> (1911)
Effects of Joint-reaction Combined by Ozonation and Coagulation on Aquatic Organic Matters	LIU Hai-long, FU Jing-miao, GUO Xue-feng, <i>et al.</i> (1918)
Disinfection Action of Ultraviolet Radiation and Chlorination on <i>Escherichia coli</i> and Poliovirus	XU Li-mei, ZHANG Chong-miao, WANG Xiao-chang, <i>et al.</i> (1928)
Adsorption of Phosphate from Aqueous Solution on Hydrous Zirconium Oxides Precipitated at Different pH Values	WANG Xing-xing, LIN Jian-wei, ZHAN Yan-hui, <i>et al.</i> (1936)
Performance of Polymer-based Titanium and Zirconium Oxides Composite Adsorbent for Simultaneous Removal of Phosphorus and Fluorine from Water	CHEN Jia-kai, NIE Guang-ze, LIU Zhi-ying, <i>et al.</i> (1947)
Effect of Different Adding Means of Ignited Water Purification Sludge on Phosphorus Adsorption and Forms	ZHU Pei-ying, LI Da-peng, YU Sheng-nan (1957)
Law of Pollutant Erosion and Deposition in Urban Sewage Network	SANG Lang-tao, SHI Xuan, ZHANG Tong, <i>et al.</i> (1965)
Fate of Eleven Phthalic Acid Esters in Aerobic Sewage Treatment System	ZHOU Lin-jun, GU Wen, LIU Ji-ning, <i>et al.</i> (1972)
Characteristics of Denitrification Inhibiting Sulfate Reducing Process	JIN Peng-kang, YANG Zhen-rui, LI Rong, <i>et al.</i> (1982)
Enhanced Short-cut Denitrification by Fe ⁽⁰⁾ -activated Carbon and Its Influencing Factors	LÜ Yong-tao, LIU Ting, ZENG Yu-lian, <i>et al.</i> (1991)
Comparison of Operating Performance of Partial Nitritation Systems with Two Different Inhibition Strategies	LI Hui-juan, PENG Dang-cong, CHEN Guo-yan, <i>et al.</i> (1997)
Effect of Substrate Ratio on Nitrogen Removal Performance of ANAMMOX in ABR	LÜ Gang, XU Le-zhong, SHEN Yao-liang, <i>et al.</i> (2006)
Effects of Temperature on the Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Removal and Microbial Community in SCSC-S/Fe	FAN Jun-hui, HAO Rui-xia, ZHU Xiao-xia, <i>et al.</i> (2012)
Analysis on Performance and Microbial Community Dynamics of a Strengthened Circulation Anaerobic Reactor Treating Municipal Wastewater	YANG Bo, XU Hui, FENG Xiu-ping, <i>et al.</i> (2021)
Aerobic Degradation Characteristics of the Quinoline-Degrading strain <i>Ochrobactrum</i> sp. and Its Bioaugmentation in Coking Wastewater	XU Wei-chao, WU Cui-ping, ZHANG Yu-xiu, <i>et al.</i> (2030)
Manganese Oxidation Characteristics and Oxidation Mechanism of a Manganese-Oxidizing Bacterium <i>Arthrobacter</i> sp. HW-16	WAN Wen-jie, XUE Zhi-jun, ZHANG Ze-wen, <i>et al.</i> (2036)
Effect of Temperature on Nitrogen Removal Performance of Marine Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria	ZHOU Tong, YU De-shuang, LI Jin, <i>et al.</i> (2044)
Nitrogen Removal Performance and Microbial Community Analysis of Activated Sludge Immobilization	XU Xiao-yi, YOU Xiao-lu, LÜ Chen-pei, <i>et al.</i> (2052)
Microbial Structure of an Enhanced Two-phase High-solid Anaerobic Digestion System Treating Sludge	CAO Zhi-ping, WU Jing, ZUO Jian-e, <i>et al.</i> (2059)
Comparative Studies on Soil Actinobacterial Biodiversity After Re-vegetation in the Urban and Rural Hydro-fluctuation Zone of the Three Gorges Reservoir Region	QIN Hong, REN Qing-shui, YANG Wen-hang, <i>et al.</i> (2065)
Nitrous Oxide Emissions and Its Influencing Factors from an Agricultural Headwater Ditch During a Maize Season in the Hilly Area of Central Sichuan Basin	TIAN Lin-lin, ZHU Bo, WANG Tao, <i>et al.</i> (2074)
Effect of Dicyandiamide on N ₂ O Emission in Fallow Paddy Field and Rape Cropping	WU Yan-zheng, ZHANG Miao-miao, QIN Hong-ling, <i>et al.</i> (2084)
Characteristics of Biochar-mediated N ₂ O Emissions from Soils of Different Surface Conditions	ZOU Juan, HU Xue-yu, ZHANG Yang-yang, <i>et al.</i> (2093)
Characteristics of Soil Respiration and Soil Organic Carbon in Fava Bean Farmland Under Ridge Tillage and Straw Mulching in Southwest China	XIONG Ying, WANG Long-chang, DU Juan, <i>et al.</i> (2102)
Prediction of Distribution of Soil Cd Concentrations in Guangdong Province, China	SUN Hui, GUO Zhi-xing, GUO Ying, <i>et al.</i> (2111)
Spatial Distribution and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Sediments of Suya Lake	ZHANG Peng-yan, KANG Guo-hua, PANG Bo, <i>et al.</i> (2125)
Effects of the Active Components of Humic Acids and Their Proportions on the Dynamics of Lead Transformation and Availability in Purple Alluvial Soil	WANG Qing-qing, JIANG Zhen-mao, WANG Jun, <i>et al.</i> (2136)
Enrichment Characteristics of Heavy Metals in Particulate Organic Matter of Purple Paddy Soil	LI Qiu-yan, ZHAO Xiu-lan (2146)
Enhanced Sorption of Cetrizine to Loessial Soil Amended with Biochar	WU Zhi-juan, BI Er-ping (2154)
Characteristics and Mechanism of Copper Adsorption from Aqueous Solutions on Biochar Produced from Sawdust and Apple Branch	WANG Tong-tong, MA Jiang-bo, QU Dong, <i>et al.</i> (2161)
Adsorption of Pb ²⁺ and Cd ²⁺ from Aqueous Solution Using Vermicompost Derived from Cow Manure and Its Biochar	DU Wen-hui, ZHU Wei-qin, PAN Xiao-hui, <i>et al.</i> (2172)
Performance and Mechanism Study of Visible Light-driven C ₃ N ₄ /BiOBr Composite Photocatalyst	BAO Yue, ZHOU Min-yun, ZOU Jun-hua, <i>et al.</i> (2182)