环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社

2020

Vol.41 No.1

第41卷 第1期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第41卷 第1期
2020年1月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第41卷第1期 2020年1月
Vol.41, No.1 Jan., 2020

塔里木盆地东南缘绿洲区土壤砷空间分布及农作物砷富集特征

陈云飞[1,2], 周金龙[1,2*], 曾妍妍[1,2], 王松涛[3], 杜江岩[3], 孙英[1,2], 顾思博[1,2]
(1. 新疆农业大学水利与土木工程学院,乌鲁木齐 830052; 2. 新疆水文水资源工程技术研究中心,乌鲁木齐 830052; 3. 新疆维吾尔自治区地质矿产勘查开发局第二水文工程地质大队,昌吉 831100)

摘要: 以新疆塔里木盆地东南缘的巴音郭楞蒙古自治州的若羌县、且末县和和田地区的民丰县、于田县的绿洲区为研究区,采集表层土壤3487组、土壤剖面采样点35组,农产品及根系土壤采样点93组,综合采用数理统计方法、地统计学和GIS技术,研究土壤As的空间分布特征,探讨各类农产品对As富集的影响,比较空间自相关性显著区域和空间自相关性无显著区域内农产品和根系土壤中As的含量特征. 结果表明土壤As含量较低,农用地和非农用地土壤As含量均值分别为9.81 mg·kg^{-1}和7.94 mg·kg^{-1}. 表层土壤As含量超过新疆土壤背景值的采样点个数为568个,占总取样点数的16.3%;超过风险筛选值的采样点个数为5个. 土壤As空间自相关的莫兰指数均大于0,空间聚集类型主要以高-高型和低-低型为主,其中高-高型聚集区主要位于各县农用地范围内. GIS空间分布显示,土壤As含量高值区呈片状集中或岛状零散分布. 标准差椭圆显示,若羌县土壤As含量变化趋势方向为南北方向,且末县和民丰县土壤As含量变化趋势方向为西南-东北方向,于田县土壤As含量变化趋势方向为西北-东南方向. 若羌县农用地土壤垂向剖面上As含量从地表到深层存在波动,其余各县都相对稳定. 研究区农作物对As的富集能力表现为:根茎类蔬菜 > 核桃 > 小麦 > 玉米 > 红枣,玉米和红枣的As含量与根系土的As含量在0.05水平下呈现显著正相关. 空间自相关性显著区和空间自相关无显著区的农产品中的As含量无显著性差异,而两个区域根系土壤的As含量存在显著性差异.

关键词: 土壤砷;空间分布;地统计学;空间自相关性;标准差椭圆;农作物As富集特征;塔里木盆地东南缘
中图分类号: X53 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2020)01-0438-11 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201907016

Spatial Distribution of Soil Arsenic and Arsenic Enrichment in Crops in the Oasis Region of the Southeastern Tarim Basin

CHEN Yun-fei[1,2], ZHOU Jin-long[1,2*], ZENG Yan-yan[1,2], WANG Song-tao[3], DU Jiang-yan[3], SUN Ying[1,2], GU Si-bo[1,2]
(1. College of Water Conservancy and Civil Engineering, Xinjiang Agricultural University, Urumqi 830052, China; 2. Xinjiang Hydrology and Water Resources Engineering Research Center, Urumqi 830052, China; 3. No. 2 Hydrogeology and Engineering Geology Party of Xinjiang Bureau of Geology and Mineral Resources Exploration and Development, Changji 831100, China)

Abstract: We use 3487 surface soil samples, 35 soil profile samples, and 93 agricultural products and root soil samples obtained from the southeastern Tarim basin, Xinjiang, northwestern China (Ruoqiang County and Qiemo County, Bayingguo Mongolia Autonomous Prefecture, and Minfeng County and Yutian County, Hetian Prefecture) to assess As contamination. Multivariate statistical analysis, geostatistics, and global information system (GIS) techniques are used to study: the spatial distribution characteristics of soil As, the effects of various agricultural products on As enrichment, and to compare the characteristics of the As content of agricultural products and root soils in spatially significantly and non-significantly autocorrelated regions. The As content of soil samples were relatively low, and the average As contents determined for agricultural land and non-agricultural land were 9.81 mg·kg^{-1} and 7.94 mg·kg^{-1}, respectively. We found that 568 surface soil samples (16.3% of all samples) had an As content that exceeded Xinjiang soil background values (11.2 mg·kg^{-1}) and that five samples exceeded the risk screening values (25 mg·kg^{-1}). The Moran's indexes of spatial autocorrelation were > 0, and the main aggregation types of spatial autocorrelation of soil As were high-high and low-low types, with the zone of the high-high type being mainly located in the agricultural land of each county. A GIS spatial distribution map showed that the high value area of soil As content presented a flaky or island-like scattered distribution. The standard deviation ellipses showed that the trend direction of soil As content in: Ruoqiang County was from north to south, Qiemo County and Minfeng County were both from southwest to northeast, and Yutian County was from northwest to southeast. The As content of the vertical profiles of the agricultural land in Ruoqiang County fluctuated from the surface to depth, whereas those of other counties were relatively stable. The As enrichment ability of crops was ranked as: root vegetables > walnuts > wheat > corn > red dates. The As contents of corn and red dates showed a significant positive correlation with that of the root soil. There was no significant difference in the As content of agricultural products between significant autocorrelation zones and non-significant autocorrelation zones, whereas there was a significant

收稿日期: 2019-07-01; **修订日期**: 2019-08-24
基金项目: 新疆维吾尔自治区地质勘查基金项目(S15-1-LQ)
作者简介: 陈云飞(1993~),男,博士研究生,主要研究方向为干旱区绿洲水土环境地球化学,E-mail: 892978365@qq.com
* 通信作者,E-mail: zjzhoujl@163.com

difference in the As content of root soils.

Key words: soil arsenic; spatial distribution; geostatistics; spatial autocorrelation; standard deviation ellipse; enrichment characteristics of crop arsenic; southeastern Tarim Basin

砷(As)污染由于其毒性高、来源广泛且不可生物降解的特性,越来越被人所关注[1~3]. 我国土壤 As 含量在 0.01 ~626 mg·kg^{-1}之间,空间分布不均,土壤表层中 As 含量从西南向东北呈现逐渐由高变低的趋势[4~6]. 农业、城市的土壤 As 人为输入的贡献率要远高于土壤 As 的自然来源[7]. 受 As 污染的农产品,如蔬菜、水果、大米和小麦等直接通过食物链迁移到人体,或者受 As 污染的土体进入地下水系统,从而造成地下水质量恶化,最终都会危害人体健康[8]. 在世界范围内发生过多起 As 环境污染事件,我国多个地区也存在土壤 As 污染问题,如贵州省独山县、湖南省辰溪县、广西区河池市、云南省阳宗海地区、河南省大沙河地区、邳苍分洪道地区和内蒙古河套地区[9~12]. 了解区域范围内土壤 As 含量特征与土地利用政策决策者密切相关,区域土壤污染物研究应关注污染物的含量、赋存形式和空间分布等所有不确定因素[13]. 因此,查明区域土壤 As 含量空间分布情况及土壤-植物系统 As 富集特征十分必要.

目前关于土壤 As 的研究主要围绕空间分布[14~16]、来源解析[17,18]、生物有效性[19,20]和污染修复[21,22]等方面开展. 土壤 As 的空间分布特征主要借助数理统计、地统计学和空间自相关理论等进行深入研究,例如汪花等[23]、刘畅等[24]和师荣光等[25]结合地统计学和空间自相关分析对土壤 As 含量的空间分布和空间变异性进行了深入探讨. 经典的统计学和空间自相关分析法对不同尺度下的表层土壤 As 的空间分布特征和空间变异性探究十分有效,但也应关注土壤垂直剖面 As 含量的分布特征,此类探讨较少且关于空间分布和空间自相关分析结果与植物的富集特征之间的关系方面的探讨较少. 新疆维吾尔自治区(新疆)塔里木盆地东南缘绿洲区是典型的绿洲-荒漠交错地区[26],同时也是新疆重要的干果产地,该区域以农为主、农牧结合,所在各县是国家重点扶贫区域. 目前新疆关于土壤 As 方面的研究较少,多数研究是将 As 作为重金属元素,多指标进行讨论,例如 Eziz 等[27]对新疆南部焉耆盆地农用地的土壤重金属进行了分析,探讨了 As 等 7 种元素的含量特征;麦尔耶姆·亚森等[28]、丁之勇等[29]和麦麦提吐尔逊·艾则孜等[30]分别对渭干河-库车河绿洲、博尔塔拉河湖流域和硕县农田土壤重金属分布特征进行了探讨.

基于此,本文结合前人研究成果,以新疆塔里木盆地东南缘绿洲区为研究区,采用数理统计法、地统计学和空间相关分析法,结合 GIS 平台对研究区土壤 As 进行分析,查明表层土壤 As 空间分布特征和农用地土壤垂直剖面 As 含量分布特征. 同时根据土壤 As 空间分布中的高值区和空间自相关显著区获取农作物根系土和农产品的 As 含量特征,查明其与农作物 As 含量的相关性和不同显著性的空间自相关性区域的土壤 As 之间的关系. 通过进一步从方法和地域上补充土壤 As 的空间分布特征的相关研究,以期为干旱区土壤 As 污染防控和绿色农产品开发提供科学依据.

1　材料与方法

1.1　研究区概况

研究区位于新疆塔里木盆地东南缘绿洲区,涉及县域包括巴音郭楞蒙古自治州(巴州)的若羌县、且末县,和田地区的民丰县、于田县,因绿洲区在研究区内呈串珠状,为方便空间分布研究,本文将 4 个县划分为 6 个区域,包括若羌县(RQ)、且末县东(QME)、且末县西(QMW)、民丰县东(MFE)、民丰县西(MFW)和于田县(YT),具体位置详见图 1. 研究区气候极端干旱,风沙活动频繁,属暖温带干旱荒漠气候区. 区域年平均气温 10 ~ 12℃,气温年较差大,可达 30 ~ 35℃. 多年平均降水量为 17.4 ~ 48.2 mm,由西向东逐渐递减,年蒸发量高达2 450.0 ~2 902.2 mm. 研究区土壤类型为风沙土、灌淤土、林灌草甸土、盐土、棕漠土和其他土壤类型,第四纪沉积类型主要为冲洪积物、冲积物、风积物和盐漠. 土地利用方式多样,农用地以耕地(园地)与林地(草地)为主,非农用地包括城镇用地、裸地、沙地和盐碱地等. 研究区以农业种植为主,农作物涉及红枣、核桃等林果作物,小麦、玉米等谷物及萝卜和恰玛古等根茎类蔬菜.

1.2　样品采集与测试

取样时间为2015 年 10 月 ~2016 年 11 月,控制面积约8 883 km^2. 表层土壤样品的采样深度为 0 ~ 20 cm,按照网格法取样,表层土壤样品共计3 487 组,其中农用地取样1 756组,包括若羌县 142 组、且末县 755 组、民丰县 85 组和于田县 774 组,取样密度为1 点·km^{-2};非农用地取样 1731 组,包括若羌县 270 组、且末县 535 组、民丰县 388 组和于田县 538

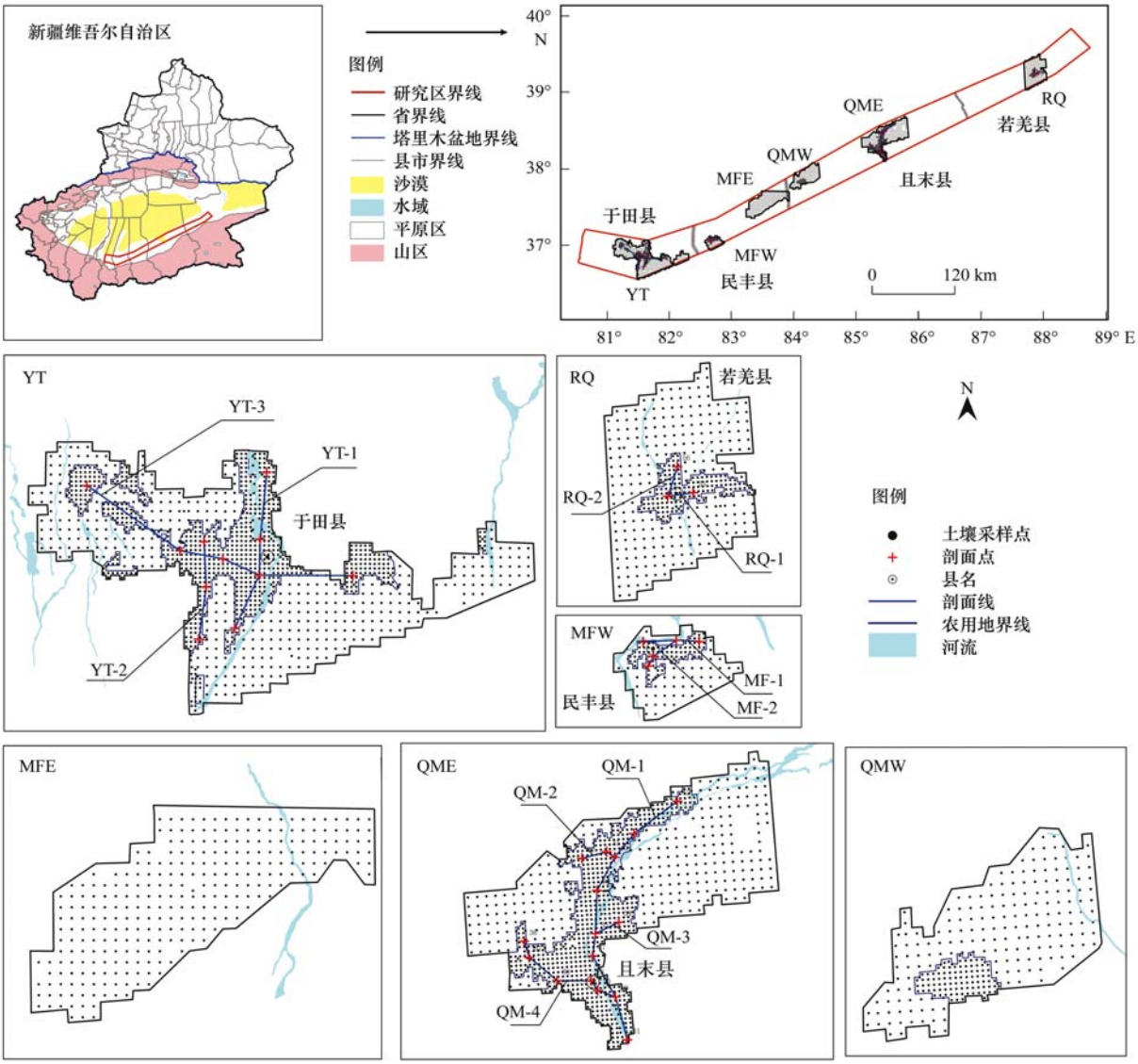

图 1 研究区地理位置及采样点分布示意

Fig. 1 Location of the study area and the distribution of sampling sites

组,取样密度为1 点·(4 km^2)$^{-1}$. 同时,在各县农用地范围内沿河流方向和垂直河流方向布置土壤垂直剖面 11 条,其中若羌县 2 条(RQ-1、RQ-2)、且末县 4 条(QM-1、QM-2、QM-3、QM-4)、民丰县 2 条(MF-1、MF-2)和于田县 3 条(YT-1、YT-2、YT-3),土壤剖面采集深度为 2 m,取样间隔为 20 cm,一个垂直剖面采集 10 个土壤样品,共计 35 组剖面采样点. 剖面采样点具体分布情况见图 1. 2017 年 10 月在研究区采集各类农产品样品和根系土壤各 93 组,包括核桃 10 组、红枣 51 组、小麦 14 组、玉米 15 组和根茎类蔬菜 3 组(胡萝卜 2 组、恰玛古 1 组).

2015 年 10 月 ~2016 年 11 月采集的每个土壤样品由多个子样组成,在中心子样点周围 50 ~ 100 m 范围内进行 3 处以上多点采集,样品原始重量大于 1 kg,用外套聚乙烯样品袋的棉布袋封装. 样品送至国土资源部乌鲁木齐矿产资源监督检测中心(新疆维吾尔自治区矿产实验研究所)完成测试.

2017 年 10 月农产品及根系土壤采样选择 40 m ×40 m 典型地块,采用"X"形布设 5 个分样点,GPS 确定地块中心坐标,取样深度为 0 ~40 cm 的土壤混合样. 样品采集后,按照四分法留取 1.0 ~1.5 kg 装入棉布袋,若样品潮湿,内衬聚乙烯塑料自封袋,依次编号,运回实验室. 土壤样品在常温条件下风干后,过筛装入样品袋,送至测试中心. 农产品样品先用纯净水清洗 3 遍,再用去离水清洗 3 遍后,使用陶瓷刀将其切至 5 mm 条状,放入烘箱 40℃烘干至恒质量后装入聚乙烯自封袋中,编号后送至新疆有色地质勘查局测试中心完成测试.

以上所有土壤样品采用 HNO_3-$HClO_4$-HCl-HF 消解,HCl 定容;农产品样品使用 HNO_3 消解,HCl 定容. 用原子荧光光谱法(AFS-9230)测定 As 含量,土壤 As 检出限为 0.112 mg·kg^{-1},农产品检出限为

0.005 6 mg·kg^{-1}.

1.3　数据处理与方法

1.3.1　变异函数模型

地统计学是以区域化变量理论为基础，以变异函数为基本工具，其能够清楚地描述土壤关键要素的结构特性和随机性，或者空间相关和依赖性的方法. 变异函数（半方差函数）计算公式[31]为：

$$\gamma^*(h) = \frac{1}{2N(h)}\sum_{i=1}^{N(h)}[Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad (1)$$

式中，h 为两样本点空间分隔距离；$Z(x_i)$ 为 $Z(x)$ 在空间位置 x_i 上的土壤观测值；$Z(x_i + h)$ 为 $Z(x)$ 在空间位置 $x_i + h$ 上的土壤观测值；$\gamma^*(h)$ 为分隔距离 h 的观测值 $Z(x_i)$ 和 $Z(x_i + h)$ 的实验变异函数；$N(h)$ 为采样点对的个数.

计算半变异函数首先要对数据进行预处理. 本文借助 SPSS 23.0 软件中的 Kolmogorov-Smirnov（K-S）正态性检验模块对研究区各区域的土壤 As 元素含量进行正态分布检验. 从表 1 可看出，各区域土壤 As 含量均为正态分布（$P_{K\text{-}S} > 0.05$），故可用 GS$^+$ 9.0 软件进行半变异函数的计算和高斯模型、球状模型等理论模型的拟合及克里金空间分布预测.

表 1　研究区土壤 As 含量正态检验结果

Table 1　Normal test results of soil arsenic

区域	采样点数量	偏度系数	峰度系数	$P_{K\text{-}S}$
RQ	412	0.36	−0.28	0.07
QME	989	1.37	2.96	0.14
QMW	301	1.11	3.91	0.08
MFE	307	0.45	1.70	0.06
MFW	166	0.93	1.72	0.11
YT	1 312	2.56	19.42	0.12

1.3.2　空间自相关

空间自相关[32]是指某些变量在同一分区内的观测数据之间潜在相互依赖性关系，其在功用上包括全局型和区域型两种方法. 莫兰指数（Moran's I）是表征空间自相关分析最常用的计算参数，全局 Moran's I 是用来衡量全局聚集特征的一个综合指数，其变化范围为（−1，1）. Moran's $I > 0$ 表示空间正相关性，其值越大，空间自相关性越强；Moran's $I < 0$ 表示空间负相关性，其值越小，空间差异越大；Moran's $I = 0$ 表示空间呈随机性分布. 局部 Moran's I 是用来研究同一实证区内发生空间聚集具体位置的空间自相关性，其空间聚集类型包括高-高型（H-H），表示一个高值被高值所包围；低-低型（L-L），表示一个低值被低值所包围；低-高型（L-H），表示一个低值被高值所包围；高-低型（H-L），表示一个高值被低值所包围. Moran's I 具体计算过程详见文献[32].

本文借助 GeoDA 空间分析软件进行土壤 As 元素含量空间自相关分析，并将计算结果导入 ArcGIS 10.4 软件中进行相关图件的绘制.

1.3.3　标准差椭圆模型

标准差椭圆是用于揭示地理要素空间分布特征的有效工具，其广泛地应用于人口学、社会学和生态学等领域[33~35]. 该模型的椭圆圆心、椭圆面积、长短轴的大小以及确定的旋转角度等参数分别表示地理要素指标的重心位置、分布范围、分布的主要和次要趋势方向以及主趋势方向相对于正北方向的偏差；除此之外，标准差椭圆短轴与长轴的比值可以反映地理要素指标分布的空间形状，比值越接近于 1，表明地理要素指标空间分布标准差椭圆形状越接近于圆，地理要素指标分布越离散，而空间方向性就越差，反之亦然.

本文借助 ArcGIS 10.4 软件进行土壤 As 空间标准差椭圆模型拟合.

1.3.4　农作物的生物富集系数

农作物中 As 含量一般受土壤 As 含量的影响，也与农作物对 As 的吸收与积累有重要关系. 为衡量和比较研究区各农产品对 As 的迁移能力，引入生物富集系数（BCF），其是表征化学物质被生物浓缩或富集在体内程度的指标[36]. 具体计算公式如下：

$$\mathrm{BCF} = C_i / C_{\mathrm{soil}} \quad (2)$$

式中，C_i 为农作物果实中 As 含量，mg·kg^{-1}；C_{soil} 为土壤中 As 含量，mg·kg^{-1}.

2　结果与讨论

2.1　土壤 As 元素含量特征分析

土壤 As 含量描述性统计结果（表 2），塔里木盆地东南缘绿洲区土壤 As 含量整体较低，变幅为 3.1 ~39.6 mg·kg^{-1}，农用地和非农用地的土壤 As 含量均值分别为（9.81 ±3.24）mg·kg^{-1} 和（7.94 ±1.78）mg·kg^{-1}，低于柴达木盆地农用地土壤 As 含量均值[15]，是塔里木盆地北部库车县绿洲区土壤 As 含量的 2 倍[28]. 研究区农用地土壤 As 含量最高值采样点位于于田县，非农用地土壤 As 含量最高值采样点位于若羌县. Wilding[37]将变异系数（CV）分为高变异水平（CV >36%）、中等变异水平（16% < CV <36%）和低变异水平（CV <16%）. 从整体来看，农用地和非农用地土壤 As 含量均为中等变异水平；从局部来看，若羌县的非农用地和且末县的农用地土壤 As 含量为高变异水平，民丰县非农用地土壤 As 含量为低变异水平，其余区域土壤 As 含量均为中等变异水平.

表 2 研究区土壤 As 含量描述性统计

Table 2 Statistical analysis of arsenic contents in soil

县名	土地类别	样本数/个	范围 /mg·kg^{-1}	算术均值 ± 标准差 /mg·kg^{-1}	CV/%	超新疆土壤背景值个数/个	超风险筛选值个数/个
所有样点	农用地	1 756	3.1 ~ 39.6	9.81 ± 3.24	33.0	504	5
	非农用地	1 731	3.3 ~ 18.4	7.94 ± 1.78	22.4	64	0
若羌县	农用地	142	3.1 ~ 16.6	9.43 ± 3.11	33.0	43	0
	非农用地	270	3.3 ~ 18.4	8.06 ± 2.92	36.2	35	0
且末县	农用地	755	3.5 ~ 31.6	9.78 ± 3.75	38.3	222	2
	非农用地	535	3.5 ~ 14.3	7.31 ± 1.43	19.6	7	0
民丰县	农用地	85	6.6 ~ 16.0	9.51 ± 1.71	18.0	12	0
	非农用地	388	5.9 ~ 14.5	8.81 ± 1.10	12.5	4	0
于田县	农用地	774	3.9 ~ 39.6	9.96 ± 2.81	28.2	227	3
	非农用地	538	3.3 ~ 15.6	7.90 ± 1.44	18.2	18	0

依据《土壤环境质量-农用地土壤污染风险管控标准(GB 15618-2018)》,土壤 As 的风险筛选值为 25 mg·kg^{-1},新疆土壤 As 背景值(BV)为 11.2 mg·kg^{-1}[5]. 从表 2 可看出,研究区土壤 As 含量高于新疆背景值的采样点共计 568 个,其中农用地高于新疆背景值的采样点数多于非农用地,高于新疆背景值的采样点主要分布在且末县和于田县的农用地. 农用地土壤 As 含量超出风险筛选值的采样点个数为 5 个,其中且末县 2 个和于田县 3 个;非农用地土壤 As 含量均未超出风险筛选值. 通过分析发现 5 个超土壤风险筛选值采样点的 As 含量与土壤有机碳存在显著正相关,相关方程为:$y = 54.209x + 1.5639$ ($R^2 = 0.955$, $P < 0.05$),这说明随着土壤有机碳含量的增加,相应地 As 含量呈现显著增加的趋势,说明肥料(化肥、有机肥)的施用与土壤 As 含量间可能存在某种依存关系,与李树辉[38]的研究成果一致. 同时,对 5 个超标点的实地调查发现, 5 个点土地利用方式为农田或枣园,周围并无养殖场和居民区. 综上所述, 5 个超标点 As 含量异常的原因可能是化肥或有机肥的施用造成,但对于化肥的类型和施用量对土壤 As 含量的量化影响还需进一步深入研究.

土壤 As 含量主要受人为因素和自然因素的影响,不同的土壤类型、土地利用方式和成土类型也是土壤 As 含量不同的因素[39,40],研究区土壤 As 在不同的土壤类型、土地利用方式和成土类型的含量分布见图 2. 从中可知,研究区不同土壤类型的土壤 As 含量均值从大到小表现为:其他土 > 灌淤土 > 盐土 > 水域 > 林灌草甸土 > 风沙土 > 棕漠土;不同土地利用类型的土壤 As 含量均值从大到小表现为:城镇用地 > 耕地 + 园地 > 盐碱地 > 水域 > 林地 + 草地 > 沙地 > 裸地;不同土壤成因类型的土壤 As 含量均值从大到小表现为:盐漠 > 冲积物 > 风积物 > 冲洪积物. 因此,研究区土壤 As 含量受成土母质和人为因素共同影响.

2.2 土壤 As 空间分布特征

2.2.1 土壤 As 空间自相关性

研究区 RQ、QME、QMW、MFE、MFW 和 YT 对应的土壤 As 的 Moran's I 分别为 0.073、0.138、0.080、0.055、0.111 和 0.120. 说明各区域土壤 As 空间自相关性均表现为空间正相关(Moran's $I > 0$),研究区各区域土壤 As 空间正相关程度从大到小依次为:QME、YT、MFW、QMW、RQ 和 MFE,会呈现出不同的聚集分布状态. 通过局部空间自相关计算,高-高型、低-低型、低-高型和高-低型等 4 种聚集类型在研究区呈现出不同的地理位置,详见图 3. 研究区土壤 As 空间聚集类型主要以高-高型和低-低型为主,其中高-高型聚集区主要位于各县农用地范围内,该区域土地利用方式主要为城镇用地、果园林地和耕地,农业活动频繁,同时该区域土壤类型主要是林灌草甸土和灌淤土,结合表 1 中研究区土壤 As 含量与新疆背景值的对比结果,不难看出该区域土壤 As 的高-高聚集是由于人为扰动因素的影响;低-低型聚集区主要分布在各县非农用地范围内,该区域主要以裸地、沙地和盐碱地为主,土壤类型主要为风沙土和盐土,土壤 As 含量低于新疆背景值,因此,土壤母质条件和较少的人为扰动是该区域土壤 As 呈现低-低型聚集的主要原因. 低-高型和高-低型聚集区零星地分布在研究区,其他区域为无显著自相关区域.

2.2.2 土壤 As 空间变异特征

对研究区各区域土壤 As 进行变异函数分析,结果见表 3. 研究区 6 个区域的块金值(C_0)均大于 0,表明研究区土壤 As 存在取样误差、短距离变异和随机变异等引起的正基底效应[31]. 块金系数[C_0/($C_0 + C$)]是随机性部分引起的空间变异占空间总变异的比例,是表达区域化变量空间自相关性重要

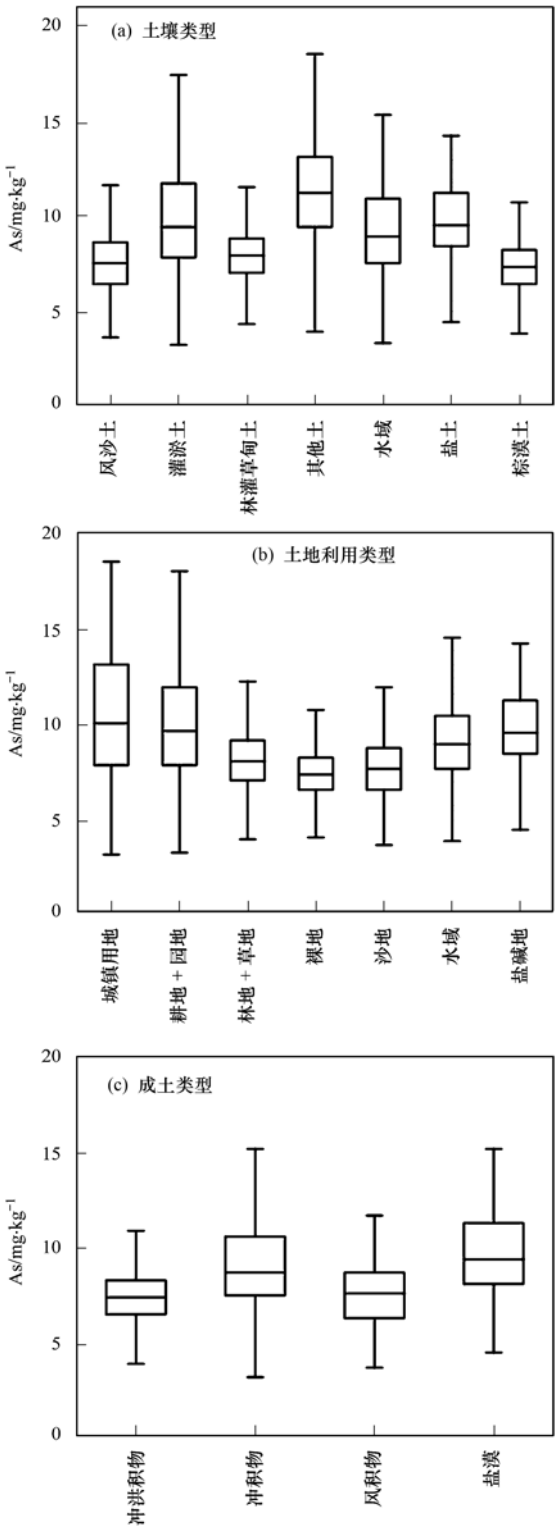

图 2　不同土壤类型、土地利用方式和成土类型下土壤 As 含量箱型图

Fig. 2　Box-chart of soil arsenic content under different types of soil, land use, and soil formation

的参数. 一般[$C_0/(C_0+C)$]>0.75,表示土壤属性处于较弱的空间相关性;[$C_0/(C_0+C)$]介于 0.25~0.75,表示土壤属性处于中等的空间相关性;[$C_0/(C_0+C)$]<0.25,表示土壤属性处于强烈的空间相关性[41]. 研究区土壤 As 含量的块金系数介于 0.34~0.48,表明研究区土壤 As 含量表现为中等的空间相关性,说明研究区土壤 As 含量的空间变异性受结构性因素(如地形地貌、土壤类型、母质、气候等)和随机性因素(如施肥、耕作、种植制度、土地利用强度等各种人为活动)的叠加造成. 6 个区域的土壤 As 含量变程在 1.9~98.1 km 之间,均大于采样距离,能够满足空间分析的需要. 同时,RQ 的土壤 As 含量变程最大,表现出较大尺度的空间自相关性;而 MFW 的土壤 As 含量变程最小,表现出较小尺度的空间自相关性. 各个区域土壤 As 的理论模型除 MFW 外,其余均为指数模型,每个模型的决定系数 R^2 均大于 0.5,且残差范围在 0.034~1.66,表明其在相应的理论模型下拟合较好,能够反映空间变异性,有助于克里金插值分析.

2.2.3　土壤 As 空间分布特征

在各区域土壤 As 空间结构变异分析结果的基础上,利用克里金插值法对研究区土壤 As 的区域化变量的取值进行估计,借助 ARCGIS 10.4 进行插值分析,结果见图 4. 从面状分布上看,RQ、YT 和 MFE 土壤 As 呈现出阶梯状,其余区域为不规则团块状分布. 从方向性上看,RQ 土壤 As 含量呈现从南至北递增趋势,QME 土壤 As 含量呈现从中部向两侧递减趋势,QMW 土壤 As 含量呈现从西南、东北向中部递减趋势,MFE 土壤 As 含量呈现从西南向东北递增趋势,MFW 土壤 As 含量呈现从中部向四周递减的趋势,YT 土壤 As 含量呈现从中部向四周递减的趋势. 综合来看,研究区农用地的土壤 As 含量高于非农用地的土壤 As 含量,土壤 As 含量高值区呈片状集中或岛状零散分布,整体分布情况与研究区土壤 As 自相关分析结果一致.

为了进一步分析各区域土壤 As 含量整体空间分布特征,借助标准差椭圆模型完成. 各区域土壤 As 标准差椭圆模型结果见表 4 和图 4. 从表 4 可看出,除 QMW 和 MFE 外,其他区域的土壤 As 空间分布的重心落在农用地范围内,QMW、MFE 土壤 As 的标准差椭圆短轴与长轴之比小于 0.5,说明这两个区域分布集中性和方向性均强于其他 4 个区域. 从图 4 可看出,RQ 土壤 As 含量变化趋势方向为南北方向,QME、QMW、MFE 和 MFW 土壤 As 含量变化趋势方向为西南-东北方向,而 YT 土壤 As 含量变化趋势方向为西北-东南方向,与克里金插值法所得的各区域土壤 As 空间分布趋势一致.

2.2.4　农用地土壤垂向剖面 As 含量分布特征

研究区各县农用地土壤 As 在垂直剖面的变化见图 5. 从中可知,若羌县(RQ)农用地土壤剖面 As 的平均含量范围为 7.3~12.9 mg·kg^{-1},沿着垂向剖

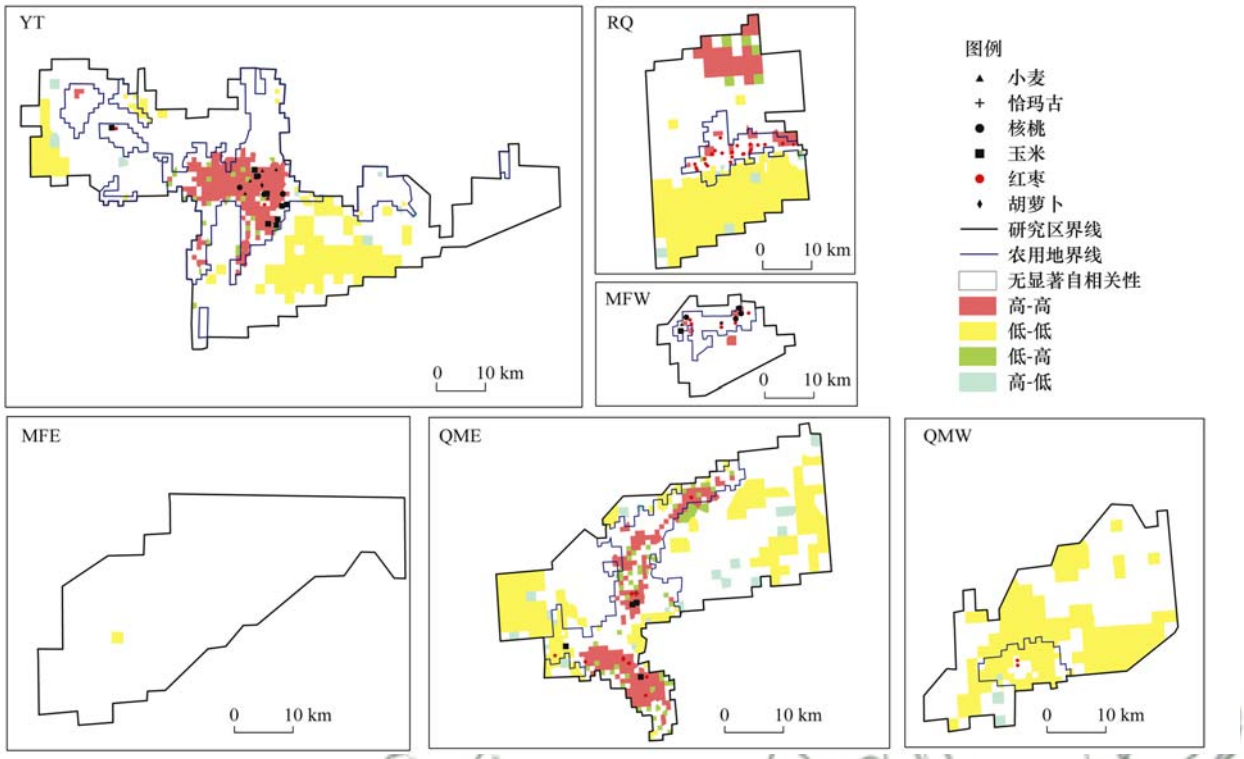

图 3 局域空间自相关聚集图和农产品采样点分布

Fig. 3 Local spatial autocorrelation clustering map and distribution of agricultural product samples

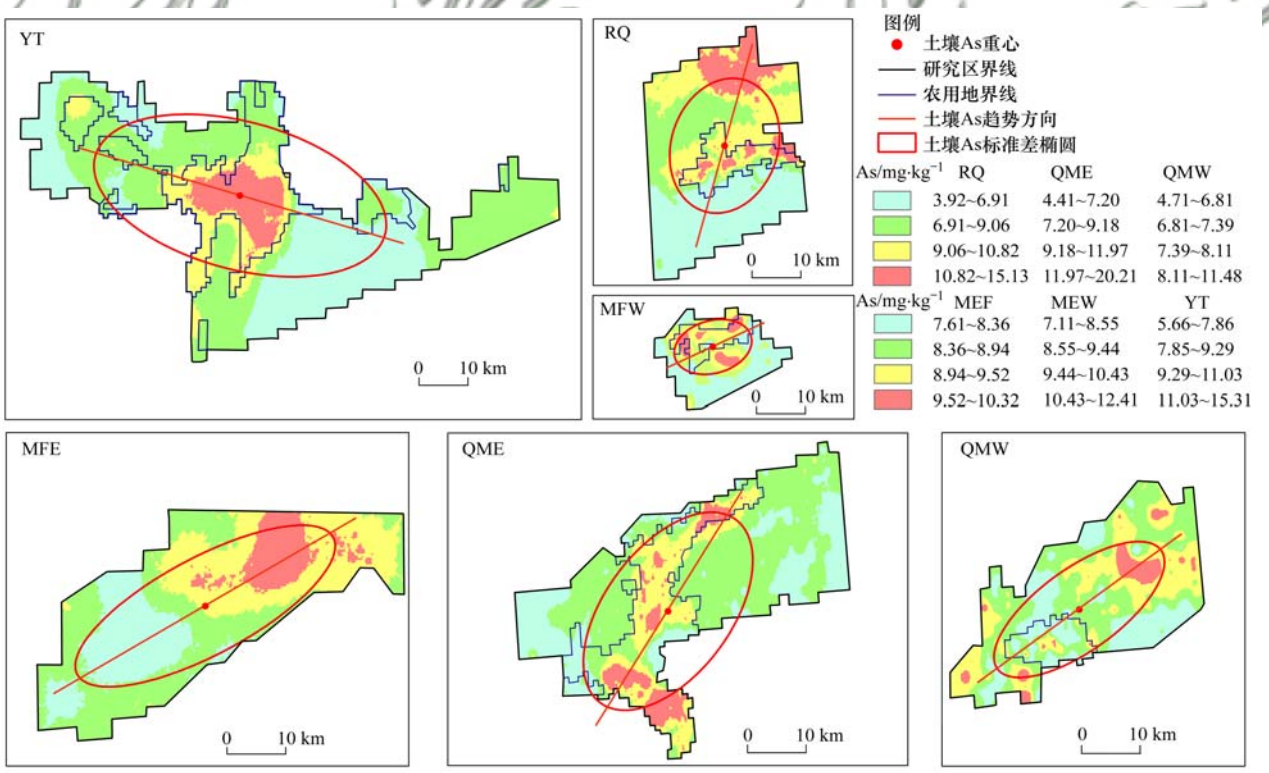

图 4 土壤 As 含量空间分布和标准差椭圆

Fig. 4 Spatial distribution maps of soil arsenic content and standard deviation ellipses

面波动较大,在土层 180 cm 处有波峰;剖面 RQ-1 和 RQ-2 的土壤 As 含量变化趋势基本一致,但沿着河流方向的剖面 RQ-2 的 As 含量水平要高于垂直河流方向的土壤剖面. 且末县(QM)农用地土壤剖面 As 的平均含量范围为 8.3 ~9.3 mg·kg^{-1}, 4 条剖面的 As 含量水平和变化趋势基本一致,说明且末县农用地土壤剖面上未出现 As 的富集现象,无论是沿河流方向还是垂直河流方向的土壤剖面 As 含量水平

从地表到深层都相对稳定. 民丰县(MF)农用地土壤剖面 As 的平均含量范围为 7.6 ~ 8.4 mg·kg^{-1},在 0 ~ 60 cm 深度范围内,土壤 As 含量变化趋势基本一致;在 60 ~ 200 cm 深度范围内,沿着河流方向的剖面(MF-1)土壤 As 含量高于垂直河流剖面(MF-2). 于田县(YT)农用地土壤剖面 As 的平均含量范围为 9.8 ~ 11.0 mg·kg^{-1},沿着河流方向的剖面(YT-1、YT-2)土壤 As 含量高于垂直河流剖面(YT-3);剖面 YT-1 在土层 120 ~ 200 cm 范围内出现波峰外,其余含量变化趋势基本一致.

表 3　土壤 As 含量的理论变异函数模型及相关参数

Table 3　Theoretical variogram model and related parameters of soil arsenic content

区域	块金值 (C_0)	基台值 (C_0+C)	块金系数 [$C_0/(C_0+C)$]	变程/km	决定系数 R^2	残差 RSS	理论模型
RQ	6.39	13.28	0.48	98.1	0.92	1.600	指数模型
QME	6.18	12.94	0.48	7.8	0.92	1.630	指数模型
QMW	0.55	1.17	0.47	27.0	0.91	0.034	指数模型
MFE	0.73	1.56	0.47	62.1	0.97	0.014	指数模型
MFW	0.78	2.28	0.34	1.9	0.61	0.660	高斯模型
YT	3.56	8.27	0.43	22.1	0.91	1.660	指数模型

表 4　各区域土壤 As 标准差椭圆参数

Table 4　Parameters of standard deviation ellipses of soil arsenic content in each region

区域	面积/km^2	重心坐标	短轴/km	长轴/km	短轴与长轴之比	椭圆方位角/(°)
RQ	497.78	(E88°10′33″, N39°03′49″)	22.317	28.369	0.79	20.060
QME	973.45	(E85°34′25″, N38°17′05″)	25.742	46.427	0.55	52.109
QMW	386.56	(E84°15′47″, N37°50′28″)	13.496	34.661	0.39	63.712
MFE	655.54	(E83°36′13″, N37°32′03″)	16.702	49.273	0.34	69.167
MFW	138.95	(E82°43′44″, N37°02′22″)	10.869	15.961	0.68	80.734
YT	1473.61	(E81°35′38″, N36°51′23″)	30.612	61.351	0.50	101.308

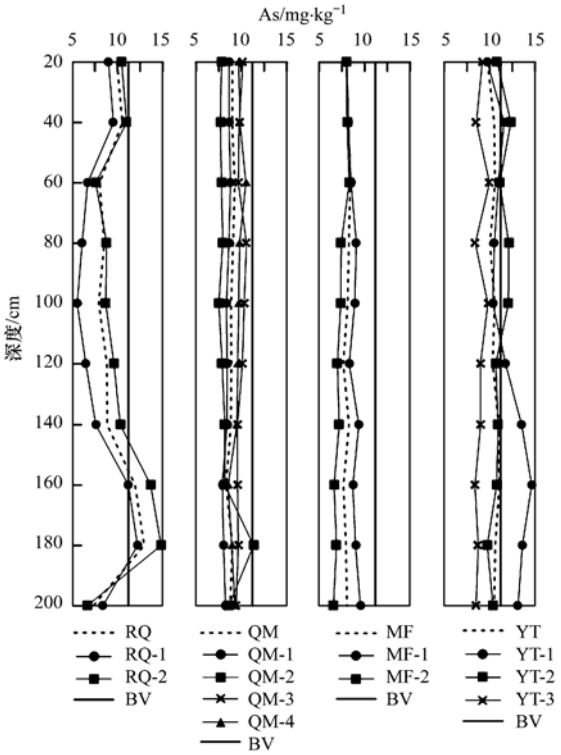

图 5　研究区各县农用地土壤垂直剖面 As 含量变化对比

Fig. 5　Comparison of arsenic contents in soil vertical profiles of agricultural land in different counties

综合来看,研究区土壤剖面 As 含量较低,所有剖面均未超过风险筛选值;且末县和民丰县土壤 As 含量均超过新疆土壤背景值,若羌县两条剖面在 160 ~ 180 cm 土层均高于新疆背景值,于田县剖面 YT-1 在 120 ~ 200 cm 土层高于新疆背景值.

2.3　土壤-农作物系统 As 富集特征

研究区以农业种植为主,为查明研究区土壤-农作物系统 As 的含量和生物富集特征,在研究区共计取样 93 组,具体分布详见图 3. 农用地农作物可食部分 As 含量检测结果见表 5,As 元素富集系数见图 6. 由表 5 可看出,各种农产品中 As 的含量表现出不同的差异,含量均值由大到小表现为:根茎类蔬菜 > 核桃 > 小麦 > 玉米 > 红枣. 小麦和核桃 As 含量的变异系数较大,说明其对 As 的富集能力不同,这可能与人为活动有关. 农作物对 As 的富集程度表现为根茎类蔬菜(0.007 2) > 核桃(0.003 1) > 小麦(0.002 6) > 玉米(0.002 0) > 红枣(0.0018),说明研究区种植的根茎类蔬菜对 As 的富集能力较强,红枣对 As 的富集能力较弱.

通过农作物根系土和农产品 As 含量进行相关性分析结果(图 7)可以看出,核桃、小麦和根茎类蔬菜的二者基本无相关性,表明这三类农产品中的 As 含量不受土壤中的 As 含量的影响;玉米中 As 含量与根系土中的 As 含量在 0.05 水平下具有显著正相关,拟合方程为:$y = 0.002\,6x - 0.011\,3$　($R^2 = 0.563$, $P < 0.05$);红枣中 As 含量与根系土中的 As 含量在 0.05 水平下也具有显著正相关,拟合方程为:$y = 0.000\,93x$

$-0.011\,2$ （$R^2=0.224, P<0.05$），说明玉米和红枣根系土中 As 的含量大小会影响农产品 As 含量，在农业种植时应注意 As 的外源污染防治.

根据土壤 As 含量的空间自相关分析结果和空间分布格局，93 组农产品按自相关性水平分为显著正相关性区（46 组）和无显著自相关区（47 组）两组，每组农产品的 As 含量统计特征见表 5. 通过对比发现两组农产品含量特征基本一致，T 检验结果表明两组农产品之间无显著性差异（$t_{统计值}=0.413<t_{临界值}=1.986$）；而对两组农产品根系土 As 含量进行 T 检验，结果表明两组农产品根系土 As 含量存在显著性差异（$t_{统计值}=6.116>t_{临界值}=1.986$）. 由此可知，研究区土壤中 As 含量不是农作物 As 含量变化的主要因素.

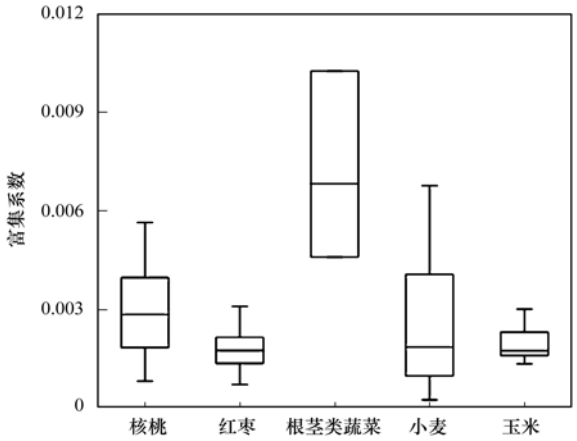

图 6 研究区各农产品 As 元素生物富集系数

Fig. 6 Bioconcentration factors of As in agricultural products

表 5 各种农产品的 As 含量统计表

Table 5 Statistics of arsenic contents in different agricultural products

区域	农作物	样本数/个	最大值/mg·kg^{-1}	最小值/mg·kg^{-1}	平均值/mg·kg^{-1}	标准差/mg·kg^{-1}	变异系数/%
所有取样点（$n=93$）	核桃	10	0.075	0.010	0.042	0.021	50.0
	红枣	51	0.057	0.011	0.024	0.008	33.3
	小麦	14	0.072	0.003	0.030	0.022	73.3
	玉米	15	0.041	0.020	0.027	0.006	22.2
	根茎类蔬菜	3	0.153	0.096	0.132	0.031	23.5
显著自相关区（$n=46$）	核桃	5	0.060	0.020	0.043	0.020	46.5
	红枣	23	0.057	0.011	0.027	0.010	37.0
	小麦	8	0.043	0.003	0.021	0.014	66.7
	玉米	8	0.041	0.020	0.027	0.008	29.6
	根茎类蔬菜	2	0.146	0.096	0.121	0.035	28.9
无显著自相关区（$n=47$）	核桃	5	0.075	0.010	0.041	0.025	61.0
	红枣	28	0.033	0.011	0.021	0.006	28.6
	小麦	6	0.072	0.006	0.042	0.026	61.9
	玉米	7	0.032	0.020	0.026	0.005	19.2
	根茎类蔬菜	1	—	—	0.153	—	—

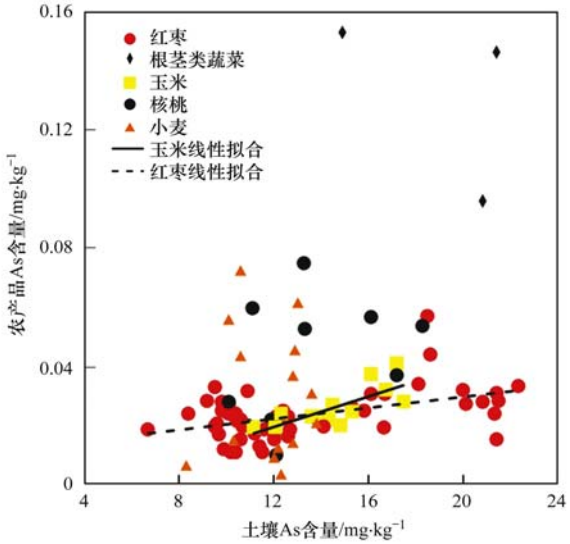

图 7 土壤 As 含量与农产品土壤 As 含量相关性散点图

Fig. 7 Correlation scatter plot of arsenic between soil and agricultural products

3 结论

（1）新疆塔里木盆地东南缘绿洲区土壤 As 含量整体较低，均属于中等变异水平；农用地和非农用地土壤 As 含量超出风险筛选值的采样点个数为 5 个，且这 5 个采样点的 As 含量与土壤有机碳存在显著正相关. 不同的土壤类型、土地利用方式和成土类型下土壤 As 的含量不同，说明土壤 As 含量受成土母质和人为因素共同影响.

（2）研究区土壤 As 含量的 Moran's I 大于 0，空间自相关性表现为空间正相关，聚集类型主要以高-高型、低-低型为主；研究区土壤 As 含量表现为中等的空间相关性，由结构性因素和随机性因素的叠加造成. 从水平空间分布来看，研究区农用地的土壤 As 含量高于非农用地的土壤 As 含量，土壤 As 含量高值区呈片状集中或岛状零散分布，整体分布情况

与研究区土壤 As 自相关分析结果一致.

(3)从土壤垂向剖面来看,研究区农用地土壤 As 的含量较低,除若羌县剖面存在波动外,其余各县剖面各土层 As 含量变化稳定,沿着河流方向的剖面 As 含量要高于垂直河流方向的土壤剖面.

(4)研究区农作物对 As 的富集能力表现为:根茎类蔬菜 > 核桃 > 小麦 > 玉米 > 红枣,玉米和红枣的 As 含量与根系土的 As 含量在 0.05 水平下具有显著正相关,根茎类蔬菜、核桃、小麦的 As 含量不受土壤中 As 含量的影响.

参考文献:

[1] Sahoo P K, Kim K. A review of the arsenic concentration in paddy rice from the perspective of geoscience[J]. Geosciences Journal, 2013, **17**(1): 107-122.

[2] Casentini B, Hug S J, Nikolaidis N P. Arsenic accumulation in irrigated agricultural soils in Northern Greece[J]. Science of the Total Environment, 2011, **409**(22): 4802-4810.

[3] Bundschuh J, Nath B, Bhattacharya P, *et al*. Arsenic in the human food chain: the Latin American perspective[J]. Science of the Total Environment, 2012, **429**: 92-106.

[4] 杨胜科, 王文科, 张威, 等. 砷污染生态效应及水土体系中砷的治理对策研究[J]. 地球科学与环境学报, 2004, **26**(3): 69-73.
Yang S K, Wang W K, Zhang W, *et al*. Study on ecosystem effect and the remediation methods of arsenic pollution in water and soil system[J]. Journal of Earth Sciences and Environment, 2004, **26**(3): 69-73.

[5] 魏复盛, 陈静生, 吴燕玉, 等. 中国土壤环境背景值研究[J]. 环境科学, 1991, **12**(4): 12-19, 94.

[6] Liu H Y, Probst A, Liao B H. Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China)[J]. Science of the Total Environment, 2005, **339**(1-3): 153-166.

[7] Stevanović V, Gulan L, Milenković B, *et al*. Environmental risk assessment of radioactivity and heavy metals in soil of Toplica region, South Serbia[J]. Environmental Geochemistry and Health, 2018, **40**(5): 2101-2118.

[8] Adimalla N, Wang H K. Distribution, contamination, and health risk assessment of heavy metals in surface soils from northern Telangana, India[J]. Arabian Journal of Geosciences, 2018, **11**(21): 684.

[9] Baeyens W, Mirlean N, Bundschuh J, *et al*. Arsenic enrichment in sediments and beaches of Brazilian coastal waters: a review[J]. Science of the Total Environment, 2019, **681**: 143-154.

[10] Tong J T, Guo H M, Wei C. Arsenic contamination of the soil-wheat system irrigated with high arsenic groundwater in the Hetao Basin, Inner Mongolia, China[J]. Science of the Total Environment, 2014, **496**: 479-487.

[11] 史振环, 莫佳, 莫斌吉, 等. 有色金属矿山尾矿砷污染及其研究意义[J]. 有色金属(矿山部分), 2015, **67**(2): 58-62.
Shi Z H, Mo J, Mo B J, *et al*. Arsenic pollution and its research significance in non-ferrous metal mine tailings[J]. Nonferrous Metals (Mining Section), 2015, **67**(2): 58-62.

[12] 纪冬丽, 孟凡生, 薛浩, 等. 国内外土壤砷污染及其修复技术现状与展望[J]. 环境工程技术学报, 2016, **6**(1): 90-99.
Ji D L, Meng F S, Xue H, *et al*. Situation and prospect of soil arsenic pollution and its remediation techniques at home and abroad[J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2016, **6**(1): 90-99.

[13] Hou D Y, O'Connor D, Nathanail P, *et al*. Integrated GIS and multivariate statistical analysis for regional scale assessment of heavy metal soil contamination: a critical review[J]. Environmental Pollution, 2017, **231**: 1188-1200.

[14] Hao L B, Tian M, Zhao X Y, *et al*. Spatial distribution and sources of trace elements in surface soils, Changchun, China: insights from stochastic models and geostatistical analyses[J]. Geoderma, 2016, **273**: 54-63.

[15] 肖明, 杨文君, 吕新, 等. 柴达木盆地干旱区灌溉枸杞田土壤砷空间变异及评价[J]. 农业工程学报, 2014, **30**(10): 99-105.
Xiao M, Yang W J, Lü X, *et al*. Spatial variation and assessment of soil arsenic content in irrigating-agricultural fields of wolfberry in arid area of Qaidam Basin in China[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2014, **30**(10): 99-105.

[16] 姜晓璐, 邹滨, 汤景文, 等. 广东省东南部菜地水田砷含量空间分布[J]. 农业工程学报, 2016, **32**(23): 263-268.
Jiang X L, Zou B, Tang J W, *et al*. Spatial distribution of As in vegetable field and paddy in southeast of Guangdong province[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2016, **32**(23): 263-268.

[17] Fernández S, Cotos-Yáñez T, Roca-Pardiñas J, *et al*. Geographically weighted principal components analysis to assess diffuse pollution sources of soil heavy metal: application to rough mountain areas in Northwest Spain[J]. Geoderma, 2018, **311**: 120-129.

[18] 比拉力·依明, 阿不都艾尼·阿不里, 师庆东, 等. 基于 PMF 模型的准东煤矿周围土壤重金属污染及来源解析[J]. 农业工程学报, 2019, **35**(9): 185-192.
Imin B, Abliz A, Shi Q D, *et al*. Pollution and source identification of heavy metals in surrounding soils of Eastern Junggar Coalfield based on PMF model[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2019, **35**(9): 185-192.

[19] Gabarrón M, Faz A, Martínez-Martínez S, *et al*. Change in metals and arsenic distribution in soil and their bioavailability beside old tailing ponds[J]. Journal of Environmental Management, 2018, **212**: 292-300.

[20] Jia Y, Huang H, Chen Z, *et al*. Arsenic uptake by rice is influenced by microbe-mediated arsenic redox changes in the rhizosphere[J]. Environmental Science & Technology, 2014, **48**(2): 1001-1007.

[21] 段靖禹, 李华, 马学文, 等. 青霉菌与生物炭复合修复土壤砷污染的研究[J]. 环境科学学报, 2019, **39**(6): 1999-2005.
Duan J Y, Li H, Ma X W, *et al*. Study on the remediation of arsenic pollution in soil by the combination of penicillium and biochar[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2019, **39**(6): 1999-2005.

[22] Yang Z H, Wu Z J, Liao Y P, *et al*. Combination of microbial oxidation and biogenic schwertmannite immobilization: a potential remediation for highly arsenic-contaminated soil[J]. Chemosphere, 2017, **181**: 1-8.

[23] 汪花, 刘秀明, 刘方, 等. 喀斯特地区小尺度农业土壤砷的空间分布及污染评价[J]. 环境科学, 2019, **40**(6): 2895-2903.
Wang H, Liu X M, Liu F, *et al*. Spatial distribution and

pollution assessment of As at a small scale in agricultural soils of the Karst region[J]. Environmental Science, 2019, **40**(6): 2895-2903.

[24] 刘畅, 宋波, 张云霞, 等. 西江流域土壤砷含量空间变异与污染评价[J]. 环境科学, 2018, **39**(2): 899-908.
Liu C, Song B, Zhang Y X, *et al*. Spatial variability and contamination of arsenic in soils of Xijiang river basin[J]. Environmental Science, 2018, **39**(2): 899-908.

[25] 师荣光, 赵玉杰, 周启星, 等. 苏北优势农业区土壤砷含量空间变异性研究[J]. 农业工程学报, 2008, **24**(1): 80-84.
Shi R G, Zhao Y J, Zhou Q X, *et al*. Spatial variability analysis of soil arsenic content in predominant agricultural area in the north of Jiangsu Province[J]. Transactions of the CSAE, 2008, **24**(1): 80-84.

[26] 塔西甫拉提·特依拜. 干旱区环境演变与遥感应用研究[M]. 乌鲁木齐: 新疆大学出版社, 2001. 109-115.

[27] Eziz M, Mohammad A, Mamut A, *et al*. A human health risk assessment of heavy metals in agricultural soils of Yanqi Basin, Silk Road Economic Belt, China[J]. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 2018, **24**(5): 1352-1366.

[28] 麦尔耶姆·亚森, 买买提·沙吾提, 尼格拉·塔什甫拉提, 等. 渭干河-库车河绿洲土壤重金属分布特征与生态风险评价[J]. 农业工程学报, 2017, **33**(20): 226-233.
Yasen M, Sawut M, Taxipulati N, *et al*. Distribution of heavy metal pollution and assessment of its potential ecological risks in Ugan-Kuqa River Delta of Xinjiang[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2017, **33**(20): 226-233.

[29] 丁之勇, 马龙, 吉力力·阿不都外力, 等. 新疆博尔塔拉河湖流域土壤元素空间变异性及其影响因素[J]. 生态环境学报, 2017, **26**(6): 939-948.
Ding Z Y, Ma L, Abuduwaili J, *et al*. Spatial variations and influence factor analysis of heavy metals in topsoil of Bortala River Basin, Northwest China[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2017, **26**(6): 939-948.

[30] 麦麦提吐尔逊·艾则孜, 阿吉古丽·马木提, 艾尼瓦尔·买买提. 新疆和硕绿洲农田土壤重金属污染及生态风险[J]. 地球与环境, 2018, **46**(1): 66-75.
Eziz M, Mamut A, Mohammad A. Assessment of heavy metal pollution and potential ecological risks of farmland soils Hoshut oasis, Xinjiang Uyghur Autonomous Region, China[J]. Earth and Environment, 2018, **46**(1): 66-75.

[31] 郑新奇, 吕利娜. 地统计学(现代空间统计学)[M]. 北京: 科学出版社, 2018. 21-23.

[32] 刘爱利, 王培法, 丁园圆. 地统计学概论[M]. 北京: 科学出版社, 2012. 50-95.

[33] 李国平, 罗心然. 京津冀地区人口与经济协调发展关系研究[J]. 地理科学进展, 2017, **36**(1): 25-33.
Li G P, Luo X R. Coordinated development between population and economy in the Beijing-Tianjin-Hebei region[J]. Progress in Geography, 2017, **36**(1): 25-33.

[34] 王怀成, 张连马, 蒋晓威. 泛长三角产业发展与环境污染的空间关联性研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2014, **24**(S3): 55-59.
Wang H C, Zhang L M, Jiang X W. Study on evolution of industrial and pollution gravity centers and its spatial correlation in pan Yangtze River Delta[J]. China Population · Resources and Environment, 2014, **24**(S3): 55-59.

[35] 郭政, 陈爽, 董平, 等. 长江三角洲城市群工业污染时空演化及其驱动因素[J]. 中国环境科学, 2019, **39**(3): 1323-1335.
Guo Z, Chen S, Dong P, *et al*. Spatio-temporal evolution of industrial pollution in the Yangtze River Delta urban agglomeration and its driving factors[J]. China Environmental Science, 2019, **39**(3): 1323-1335.

[36] 方如康. 环境学词典[M]. 北京: 科学出版社, 2003. 127-128.

[37] Wilding L P. Spatial variability: its documentation, accommodation, and implication to soil surveys[A]. In: Nielsen D R, Bouma J (Eds.). Soil Spatial Variability[M]. Wageningen: Pudoc Publishers, 1985. 166-194.

[38] 李树辉. 北方设施菜地重金属的累积特征及防控对策研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2011. 72-75.
Li S H. Characteristics of heavy metal accumulation and regulation strategies in soils of protected vegetables cultivation in the north China[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2011. 72-75.

[39] 翁焕新, 张霄宇, 邹乐君, 等. 中国土壤中砷的自然存在状况及其成因分析[J]. 浙江大学学报(工学版), 2000, **34**(1): 88-92.
Weng H X, Zhang X Y, Zou L J, *et al*. Natural existence of arsenic in soil of China and its cause of formation[J]. Journal of Zhejiang University (Engineering Science), 2000, **34**(1): 88-92.

[40] 吕建树, 何华春. 江苏海岸带土壤重金属来源解析及空间分布[J]. 环境科学, 2018, **39**(6): 2853-2864.
Lü J S, He H C. Identifying the origins and spatial distributions of heavy metals in the soils of the Jiangsu Coast[J]. Environmental Science, 2018, **39**(6): 2853-2864.

[41] Liu X M, Xu J M, Zhang M K, *et al*. Application of geostatistics and GIS technique to characterize spatial variabilities of bioavailable micronutrients in paddy soils[J]. Environmental Geology, 2004, **46**(2): 189-194.

HUANJING KEXUE Vol. 41 No. 1
Environmental Science (monthly) Jan. 15, 2020

CONTENTS