

改进物元分析法在农田土壤重金属污染评价

李植花, 赵昕* (吉林农业大学信息技术学院, 吉林长春 130118)

摘要 [目的]进一步探讨铅锌矿区的开采对农田土壤中重金属的污染状况以及危害程度。[方法]以广西环江某铅锌金属尾矿区周边农田土壤作为研究对象,测定了重金属Cu、Zn、Pb、Cd含量,并对农田土壤样品重金属测定结果分别采用改进物元分析法、传统物元分析法以及潜在生态危害指数法进行综合评价和分析危害程度。[结果]改进物元分析法中中度污染程度以上的监测点占85.72%;传统物元分析法中不符合级别程度的监测点占85.72%;潜在生态危害指数法中严重级别以上的监测点占85.72%。[结论]铅锌金属尾矿区尾砂坝坍塌对周边农田土壤造成重金属污染危害。

关键词 物元分析法;熵权系数法;土壤重金属;污染评价

中图分类号 X53 文献标识码 A

文章编号 0517-6611(2019)09-0227-04

doi:10.3969/j.issn.0517-6611.2019.09.064

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



Evaluation of Heavy Metal Pollution in Farmland Soil by Improved Matter-element Analysis

LI Zhi-hua, ZHAO Xin (College of Information Technology, Jilin Agricultural University, Jilin, Changchun 130118)

Abstract [Objective] The research aimed to further explore the pollution of heavy metals in farmland soils by the exploitation of Pb-Zn mining area and the degree of its harm. [Method] Taking the farmland soil around a Pb-Zn metal tailing area in Huanjiang of Guangxi as the research object, the content of Cu, Zn, Pb and Cd were determined. The results of the determination of heavy metals in farmland soil samples were comprehensively evaluated and analyzed by means of improved matter-element analysis, traditional matter-element analysis and potential ecological hazard index method. [Result] The monitoring points of improving the degree of moderate pollution in the matter-element analysis method accounted for 85.72%; the monitoring point of non-conforming level in the traditional matter-element analysis was 85.72%; the potential ecological Hazard index method had 85.72% of the monitoring points above the severity Level. [Conclusion] The collapse of tailings dam in Pb-Zn metal mining area caused heavy metal pollution to surrounding farmland soil.

Key words Matter element analysis method; Entropy weight coefficient method; Soil heavy metals; Pollution assessment

土壤资源是保障人类赖以生存和繁衍的主要资源之一,因此在人类生活和社会发展中发挥着不可获取的重要作用^[1]。土壤重金属污染所引起的环境问题已被国内外研究者广泛关注^[2-5]。而在农田土壤中主要的重金属污染元素有8种^[6],其中Pb、Cd、Cr、Hg、As元素的生物毒性最显著,Cu、Zn、Ni元素也具有一定的毒性^[7-8]。这些具有潜在毒性的重金属元素直接作用于土壤生态系统、农产品、地表水等方式渗透在土壤中,通过日积月累的存留、迁移,并经过农作物等相关食物链方式传递并累积,直接或间接地对人体的健康造成危害。被重金属元素污染的土壤容易受到外界条件下进入大气和水体中,造成大气、水体及生态系统污染退化等环境问题^[9-10]。然而,土壤重金属污染相比于其他污染具有隐蔽性、易迁移以及长期性等特点,并且其不能完全被土壤生物分解或消失,其危害更大,更难以进行土壤修复和治理。

目前针对土壤重金属污染评价的研究现状,国内外诸多学者均提出了不少方法,如蔡小冬^[11]对耕地耕层的土壤重金属污染进行污染评价采用改进的层次分析法,但该方法还没有达到理想的结果;张敏等^[12]对土壤健康评价采用模糊综合评价法,但该方法在土壤健康中应该考虑环境质量的模糊性,并且存在丢失信息的风险,所得结果主要是依据决策者的偏好和人为主观因素来判断。因此,该研究应用Hakanson提出制定的重金属毒性响应系数^[13],并结合熵权系数法

对物元分析法中的权重进行改进,提出了熵权毒性概念。改进的评价方法可从整体上反映土壤中重金属元素浓度超标的情况及其毒性效应在评价级别中的占比和主要影响。笔者主要以广西某铅锌金属尾矿区尾砂坝的农田土壤为研究对象,对该区域的土壤污染状况进行综合评价,并根据研究结果制定具有针对性的措施和方案,以期广西某铅锌金属尾矿区尾砂坝的农田土壤管理部门提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况与样品采集 研究区域环江毛南族自治县位于广西西北部黔中高原南部边缘的斜坡地带地理位置,其主要地形地貌为北高南低、四周山岭绵延,海拔149~1693 m,年平均气温为19.9℃,年降水量为1750 mm以及空气平均湿度为79%,属于热带季风性气候。因广西环江某铅锌金属尾矿区尾砂坝坍塌,使得该区域大面积的农田受到重金属污染,为此对该区域污染的农田土壤进行样品采集测定,样品的监测点主要取自受污染面积较大的典型污染区。

1.2 样品处理与测定 采集好的土壤样品放置在温室条件下自然风干,筛选出碎石并进行研磨,分别用830、150 μm进行分析测定。采用国际标准和ICP-MS对重金属元素Cu、Zn、Pb、Cd的含量分别进行消解以及测定,各监测点中的重金属元素Cu、Zn、Pb、Cd的测定结果如表1所示,其毒性系数分别为5、1.5、20。

1.3 数据处理与分析 试验数据采用Microsoft Excel 2016和SPSS 19.0进行处理和分析。

1.4 评价方法

1.4.1 评价标准。由于该区域地形及土壤分布类型复杂,

基金项目 国家自然科学基金项目(11471067)。

作者简介 李植花(1993—),女,海南东方人,硕士研究生,研究方向:数据挖掘与云计算。*通信作者,教授,博士,硕士生导师,从事数据挖掘与云计算研究。

收稿日期 2018-12-06

该研究主要结合《广西壮族土壤环境背景值的图集》^[14]和《土壤环境指标标准》(GB15618—1995)以及有关文献资料,对土壤重金属等级标准进行划分(表2)。

表1 土壤重金属的含量

Table 1 Content of heavy metals in soil mg/kg

监测点 Monitoring points	Cu	Zn	Pb	Cd
1	25.608	568.946	889.143	0.302
2	7.598	94.210	192.429	0.104
3	13.739	620.956	685.067	1.000
4	36.309	699.105	1 049.121	1.168
5	38.674	848.196	738.721	1.980
6	37.803	844.645	850.236	1.887
7	36.197	665.875	1 363.227	0.579

表2 重金属等级标准

Table 2 Heavy metal grade standard mg/kg

等级 Grade	Cu	Zn	Pb	Cd
I(清洁)I(clean)	28.37	83.68	23.35	0.12
II(尚清洁)II(still clean)	40.63	116.76	36.09	0.25
III(轻度污染)III(light pollution)	120	240	150	0.60
IV(中度污染)IV(moderate pollution)	280	560	350	1.40
V(重度污染)V(severe pollution)	400	800	500	2.00

1.4.2 改进物元分析法。物元分析法是我国著名的蔡文教授^[15]独创的一门新型学科,并通过30多年的探讨和研究,现如今已经形成了一套完整体系,并在理论和实践等方面发挥了重要作用。物元分析法是研究解决不相容问题的新兴学科,即是思维学科、系统学科以及数学3门学科的交叉边缘学科,其原理是利用“事物名称、特征、量值”组成物元模型三要素对事物进行描述,通过关联度来表示元素与集合关系,分析其变化规律来解决不相容问题,适用于多指标评价。由于物元分析法广泛应用于生态健康评价、风险评价以及环境质量综合评价等方面的级别划分,但在土壤重金属污染评价的应用较少,尤其是土壤重金属元素本身自带生物毒性特征,对土壤重金属污染进行评价,然而土壤重金属涉及面较广,其评价指标较多,单一指标的评级结果具有矛盾性和不相容性,而物元分析法正是解决单一评价指标存在不相容问题。

1.4.2.1 构建土壤重金属污染物元分析模型。由有序三元组 $R=(N, X, Y)$ 构成土壤重金属污染物元,其中, N 表示土壤重金属污染监测点, X 表示评价指标, Y 表示评价指标对应的量值。若 N 有 n 个特征 X_1, X_2, \dots, X_n 及相对应的量值 Y_1, Y_2, \dots, Y_n 组成描述土壤重金属事物称 R 为 n 维物元,则土壤重金属污染评价物元矩阵表示为:

$$R = \begin{bmatrix} N & X_1 & Y_1 \\ & X_2 & Y_2 \\ & \vdots & \vdots \\ & X_n & Y_n \end{bmatrix} \quad (1)$$

其中, R 为 n 维土壤重金属污染物元; R_i 为 R 的分物元; Y_i 为关于 X_i 的量值,即是评价指标的实测值。

1.4.2.2 经典域和节域矩阵。经典域矩阵是由事物、事物的特征及其标准范围共同组成的矩阵,则土壤重金属污染评价的经典域矩阵 R_p 表示如下:

$$R_p(N_p, x, Y_p) = \begin{bmatrix} N_p & X_1 & [a_{p1}, b_{p1}] \\ & X_2 & [a_{p2}, b_{p2}] \\ & \vdots & \vdots \\ & X_n & [a_{pn}, b_{pn}] \end{bmatrix} \quad (2)$$

其中, $N_p(p=1, 2, \dots, m)$ 为土壤重金属污染评价标准的第 P 个等级; X 为土壤重金属污染评价指标系中的第 i 项指标; $Y_{pi}=[a_{pi}, b_{pi}]$ 为 N_p 关于 X 所规定的量值范围^[16]。

节域矩阵是由事物、事物的特征及其拓展范围共同组成的矩阵,则土壤重金属污染评价的节域矩阵 R_q 表示如下:

$$R_q(N_q, x, Y_q) = \begin{bmatrix} N_q & X_1 & [a_{q1}, b_{q1}] \\ & X_2 & [a_{q2}, b_{q2}] \\ & \vdots & \vdots \\ & X_n & [a_{qn}, b_{qn}] \end{bmatrix} \quad (3)$$

其中, N_q 为评价等级的全体;区间 $Y_{qi}=[a_{qi}, b_{qi}]$ 为 N_q 关于 X 所取的量值范围,由定义可知, $Y_p \in Y_q$ 。

1.4.2.3 计算关联度。关联度是指评价指标关于评价等级的归属程度^[17],是为解决不相容问题的可定量化,将可拓展集合的关联函数用数学方式来表示。关联度 $K_i(x_j)$ 表示如下:

$$K_i(x_j) = \begin{cases} -\rho(x_j, X_{i,j})/|X_{i,j}| & x_j \in X_{i,j} \\ \rho(x_j, X_{i,j})/|\rho(x_j, X_{p,j}) - \rho(x_j, X_{i,j})| & x_j \notin X_{i,j} \end{cases} \quad (4)$$

其中, $\rho(x_j, X_{i,j}) = |x_j - 1/2(a_{pn} + b_{pn})| - 1/2(b_{pn} - a_{pn})$,
 $\rho(x_j, X_{p,j}) = |x_j - 1/2(a_{qn} + b_{qn})| - 1/2(b_{qn} - a_{qn})$ 。

1.4.2.4 确定评价指标权重(熵权毒性)。指标权重取值范围对评价结果有着较大影响,因此指标权重的确定在整个评价系统占主导地位。目前,计算指标权重的方法主要有层次分析法^[18],但是层次分析法极易受人为主观因素的影响,为了减少这一因素的影响,该研究对熵权系数法中的权重进行改进,进而对物元分析法进行改进。熵权系数法是一种不仅避免人为主观因素的干扰,还能根据实测数据自身携带的信息确定出每个评价指标的权重,是一种客观的赋权方法。由此,熵权系数法根据重金属在土壤中的毒性特点,对权重进行改进,并提出熵权毒性概念,使改进权重既包含了毒性的信息,又弥补熵权方法中权重计算的不足,还增加了权重的合理性和准确性。

熵权系数法的基本原理:根据评价对象的指标值变异程度,客观地确定评价指标权重,进而排除人为主观因素对评价指标的影响。根据评价指标变异程度,可以客观地计算出评价指标的权重,为综合评价提供依据。若评价指标值变异程度越大,则其相应的信息熵越小,权重越小;相反,其信息熵越大,权重越大。具体步骤为:

(1)假设土壤重金属中有 m 个评价对象, k 个评价指标,构成评价指标值矩阵

$$C = (C_{ij})_{km}, i = 1, 2, \dots, k, j = 1, 2, \dots, m \quad (5)$$

(2) 归一化处理

$$R = (r_{ij})_{km} = \min_{1 \leq i \leq k} C_{ij} / C_{ij} \quad (6)$$

(3) 第 i 个指标下第 j 个土壤重金属污染评价的特征值比重矩阵

$$B = (b_{ij}) = r_{ij} / \sum_{j=1}^m r_{ij} \quad (7)$$

(4) 第 i 个指标的熵值

$$h_i = \frac{1}{km} \sum_{kmj=1}^m b_{ij} \ln b_{ij} \quad (8)$$

(5) 改进权重

$$\omega_i = \frac{(1-h_i) \times t_i}{\sum_{i=1}^n ((1-h_i) \times t_i)} \quad (9)$$

其中 t_i 为毒性响应系数, ω_i 为熵权毒性, 且权重之和必

须满足 $\sum_{i=1}^n \omega_i = 1$ 。

1.4.2.5 确定综合关联度和评定等级^[19]。评价对象的综合关联度 $K_j(N_x)$ 为

$$K_j(N_x) = \sum_{i=1}^n (\omega_i K_i(x_j)) \quad (10)$$

其中, ω_i 表示评价指标的权重; $K_i(x_j)$ 为关联度值, 表示评价对象符合评价标准范围的隶属程度^[20-21]。

2 结果与分析

2.1 土壤重金属含量及污染程度分析 由表 3 可知, 农田土壤中重金属表现出较大的差异, Cu、Zn、Pb、Cd 的含量分别为 7.598 ~ 38.674、94.210 ~ 848.196、192.429 ~ 1363.227、0.104 ~ 1.980 mg/kg, 其相差分别为 Cu 5.09 倍、Zn 9.00 倍、Pb 7.08 倍、Cd 19.04 倍, 说明 4 种重金属在不同监测点中的空间分异大; 平均值分别为 27.990、620.276、823.992、1.003 mg/kg, 4 种重金属均超过了广西土壤背景值, 说明该区域的农田土壤受到铅锌矿的重金属污染较为严重。根据变异系数原则^[22], 变异系数从大到小依次为 Cd、Cu、Pb、

Zn, 4 种重金属均属于中等变异性, 其中, Cd 的变异系数最高, 说明不同的监测点 Cd 元素含量变化差异明显, 离散性越大。农田土壤样品中除了 Cu 元素的平均含量较接近于广西土壤背景值外, Zn、Pb、Cd 元素的平均含量均超过了广西土壤背景值, 超标率从大到小依次为 Pb、Zn、Cd、Cu。说明近几年来广西某铅锌矿周边的农田土壤中 Zn、Pb、Cd 均有富集存在, 且 Pb 元素全部超标, 其富集程度最大, 而 Cu 元素基本无富集。

表 3 农田土壤中重金属含量分析

Table 3 Analysis of heavy metal content in farmland soil

项目 Item	Cu	Zn	Pb	Cd
最小值 Minimum	7.598	94.210	192.429	0.104
最大值 Maximum	38.674	848.196	1363.227	1.980
平均值 Mean value	27.990	620.276	823.992	1.003
标准差 Standard deviation	12.725	254.939	358.663	0.735
变异系数 Coefficient of variation	0.455	0.411	0.435	0.733
背景值 Background value	27.78	75.6	24.0	0.267
超标率 Over-limit ratio/%	—	85	100	71

2.2 土壤重金属的改进物元分析评价 对土壤重金属污染构建改进物元分析模型, 分别计算该区域各监测点的综合关联度及对各监测点的污染程度划分等级(表 4)。根据评价标准^[7]可知, 监测点 2、3 在 (0, 1) 之间, 且由最大关联度原则, 监测点中 2、3 的综合关联度分别为 0.174 5、0.142 3, 其分别处于 I 级和 IV 级(清洁和中度污染), 即监测点 2、3 符合标准对象要求; 根据评价标准, 其他 5 个监测点的综合关联度均小于 0, 即监测点 1、4、5、6、7 均不符合标准对象要求, 但 5 个监测点均具备转化为标准对象的条件, 并且监测点 1、4、5、6、7 的关联度越大, 越容易转化; 土壤中监测点污染等级比例分别为不符合污染等级 71.44%、清洁 14.28%、中度污染 14.28%, 说明该研究区域内农田土壤普遍受到重金属污染, 且污染情况较为严重。

表 4 改进物元分析法及其污染等级评价

Table 4 Improved matter-element analysis and pollution grade evaluation

监测点 Monitoring point	$K_I(N)$	$K_{II}(N)$	$K_{III}(N)$	$K_{IV}(N)$	$K_V(N)$	污染等级 Pollution grade
1	-0.355 1	-0.213 4	-0.004 6	-0.524 6	-0.739 7	不符合
2	0.174 5	-0.237 9	-0.553 4	-0.708 1	-0.871 7	I
3	-3.002 0	-0.453 3	-0.357 9	0.142 3	-0.347 9	IV
4	-0.542 3	-0.482 5	-0.418 6	-0.033 0	-0.338 3	不符合
5	-0.840 2	-0.808 3	-0.812 8	-0.862 2	-0.153 8	不符合
6	-0.812 5	-0.776 4	-0.777 5	-0.762 2	-0.131 4	不符合
7	-0.844 7	-0.390 4	-0.124 2	-0.239 4	-0.652 7	不符合

2.3 土壤重金属的传统物元分析评价 表 5 为土壤重金属的传统物元分析法及其污染等级评价。根据评价标准^[7]可知, 监测点 2 在 (-1, 0) 之间, 并由最大关联度原则, 监测点 2 的综合关联度为 -0.342, 其处于 III 级别(轻度污染), 即采样点 2 符合标准对象的要求; 而监测点 1、3、4、5、6、7 的综合关联度均小于 -1, 由最大关联度和评价标准可知, 监测点 1、3、4、5、6、7 均不符合被评价级别, 且又不具备转化为标准对象

的条件; 土壤中监测点污染等级比例分别为不符合污染等级 85.72%、轻度污染 14.28%, 说明该研究区域的农田土壤受到重金属污染, 且污染较为严重。

2.4 土壤重金属的潜在生态危害指数评价 根据潜在生态危害指数法^[23]和其危害程度等级标准^[24], 表 6 列出了农田土壤中重金属元素危害指数和危害综合指数的结果。由表 6 可知, Cu、Zn、Pb、Cd 元素的均值分别 7.428、11.025、

233.690、297.758,根据潜在危害指数法标准,Cu和Zn均属于轻微生态危害元素,而Pb和Cd均属于严重生态危害元素,其中Cd元素的生态危害生态指数大于其他重金属元素;农田土壤研究区域的潜在生态危害综合指数均值为

548.616,属于严重生态危害。因此,在整体污染中,轻微危害级别占14.28%,较重危害级别42.86%,严重危害级别占42.86%。

表5 传统物元分析法及其污染等级评价

Table 5 Traditional matter-element analysis and pollution grade evaluation

监测点 Monitoring point	$K_I(N)$	$K_{II}(N)$	$K_{III}(N)$	$K_{IV}(N)$	$K_V(N)$	污染等级 Pollution grade
1	-1.533	-1.341	-1.733	-1.038	-2.086	不符合
2	-0.359	-0.342	-0.496	-0.687	-0.555	III
3	-1.099	-1.110	-1.178	-1.181	-0.991	不符合
4	-1.704	-1.709	-1.979	-1.963	-3.093	不符合
5	-1.257	-1.255	-1.353	-1.349	-1.406	不符合
6	-1.401	-1.402	-1.552	-1.534	-1.792	不符合
7	-2.375	-2.398	-2.901	-2.767	-4.998	不符合

表6 潜在生态危害指数法及其污染等级评价

Table 6 Potential ecological hazard index method and its pollution grade evaluation

监测点 Monitoring point	Cu	Zn	Pb	Cd	RI	危害级别 Hazard level
1	6.796	10.113	252.168	89.350	358.427	较重
2	2.016	1.675	54.574	30.663	88.928	轻微
3	3.646	11.037	194.290	295.663	504.637	较重
4	9.636	12.426	297.539	354.301	664.902	严重
5	10.264	15.076	209.507	585.250	820.097	严重
6	10.033	15.013	241.133	557.852	824.031	严重
7	9.606	11.836	386.621	171.226	579.289	较重
均值 Mean value	7.428	11.025	233.690	297.758	548.616	-

3 结论

应用改进物元分析法、传统物元分析法和潜在生态危害指数法对研究某铅锌金属矿区尾砂坝坍塌的农田土壤重金属进行分析评价,得出以下结论:

(1)研究区域农田土壤中各重金属元素的改进物元分析法监测点的污染级别比例分别为不符合污染等级71.44%、清洁14.28%、中度污染14.28%,说明该研究区域农田土壤普遍受到重金属污染,污染情况较为严重且污染范围较普遍。

(2)研究区域农田土壤中各重金属元素的传统物元分析法监测点的污染级别比例分别为不符合污染等级85.72%、轻度污染14.28%,说明该研究区域农田土壤受到重金属污染且污染较为严重,与改进物元分析法的结果基本相一致。

(3)研究区域农田土壤中各重金属元素的潜在生态危害指数法可知,Cu、Zn、Pb、Cd元素的均值分别7.428、11.025、233.690、297.758,表明Cd元素的潜在危害最为严重,依次是Pb、Zn、Cu元素。潜在综合潜在生态危害指数法表明,农田土壤中85.72%的监测点存在严重级别以上的综合潜在危害程度,其结果与改进物元分析法、传统物元分析法结果相一致,说明铅锌金属矿区尾砂坝坍塌对周边农田土壤造成重金属污染危害,其次,说明改进物元分析法在土壤重金属污染评价方面运用是具有可行性,其结果是合理的、科学的。

参考文献

- [1] 赵铭. 土壤重金属污染现状、原因、危害及修复研究[J]. 资源节约与环保, 2016(4): 181, 184.
- [2] EFFENDI H, KAWAROE M, MURSALIN, et al. Ecological risk assessment

- of heavy metal pollution in surface sediment of Mahakam Delta, East Kalimantan [J]. Procedia environmental sciences, 2016, 33: 574-582.
- [3] RAHMAN M S, SAHA N, MOLLA A H. Potential ecological risk assessment of heavy metal contamination in sediment and water body around Dhaka export processing zone, Bangladesh [J]. Environmental earth sciences, 2014, 71(5): 2293-2308.
- [4] 杨克燕, 熊伟, 罗阳, 等. 都江堰市城区周边农田土壤重金属污染状况分析与评价[J]. 中国环境监测, 2011, 27(5): 10-16.
- [5] 戴彬, 吕建树, 战金成, 等. 山东省典型工业城市土壤重金属来源、空间分布及潜在生态风险评价[J]. 环境科学, 2015, 36(2): 507-515.
- [6] 刘春阳, 张宇峰, 滕洁. 土壤中重金属污染的研究进展[J]. 污染防治技术, 2006, 19(4): 42-45.
- [7] 谢峻铭. 物元分析法对土壤重金属质量评价的研究及改进[J]. 江西化工, 2014(2): 96-101.
- [8] 陆西进, 王业耀, 何立环. 中国土壤环境调查、评价与监测[J]. 中国环境监测, 2014, 30(6): 19-26.
- [9] 王慎强, 陈怀满, 司友斌. 我国土壤环境保护研究的回顾与展望[J]. 土壤, 1999, 31(5): 255-260.
- [10] 邹晓锦, 仇荣亮, 周小勇, 等. 大宝山矿区重金属污染对人体健康风险的研究[J]. 环境科学学报, 2008, 28(7): 1406-1412.
- [11] 蔡小冬. 白银市白银区耕地耕层土壤重金属污染空间分异与环境评价研究[D]. 兰州: 甘肃农业大学, 2014.
- [12] 张敏, 盛丰. 多层次模糊综合评价法在土壤健康评价中的应用[J]. 北方农业学报, 2017, 45(6): 92-96.
- [13] 赵小健. 基于 Hakanson 潜在生态风险指数的某垃圾填埋场土壤重金属污染评价[J]. 环境监控与预警, 2013, 5(4): 43-44, 49.
- [14] 广西壮族自治区环保局. 广西壮族自治区土壤环境背景值图集[M]. 成都: 成都地图出版社, 1992: 3-15.
- [15] 蔡文. 新学科《物元分析》[J]. 广东工业大学学报, 1992(4): 105-108.
- [16] 黄耀裔. 改进物元分析法在浅层地下水综合评价中的应用[J]. 西北师范大学学报(自然科学版), 2014, 50(6): 92-98, 103.
- [17] 张虹波, 刘黎明, 张军连, 等. 区域土地资源生态安全评价的物元模型构建及应用[J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 2007, 33(2): 222-229.

3 实现村干部队伍高质量发展的思考

按照“建设一支懂农业、爱农村、爱农民的基层干部队伍”的要求,针对目前村干部队伍建设中存在的主要问题,应以科学化和职业化为方向,从整体制度设计入手,着力提升村干部队伍建设的整体水平。

3.1 建立统一的村干部管理制度 当前对村干部的培养管理实际上比较分散,存在多头管理的情况,既有组织部门的介入,也有民政部门的干预,而各部门的要求不同,会造成管理上的混乱,效果往往不佳^[5]。可探索由县级党委政府或以上部门,根据当地的具体情况设计相应的选拔、任用、培训、管理、激励配套制度安排。

在村民自治、民主管理的原则上,要求各村严格执行相应的村干部管理规定,从而实现整个管理工作的标准化和科学化。也便于上级政府及时发现村干部队伍建设中出现的各种问题,并采取相应措施,切实加强对农村干部的组织领导和监督^[6]。标准化的建立也有利于推动村干部群体的内部交流,有效促进工作的开展,从而更好地培养村干部的职业群体归属感、责任感和职业道德。在此基础上,未来还可探索建立村干部职业团体协会,增进经验交流,优化农村村干部队伍建设。

虽然在各地众多的实践探索中,都建立了村干部选拔、任用、培训、管理、激励等相关制度,但目前还没有形成一个规范的、具有普遍指导意义的管理制度体系。泰州“雁阵计划”整体也只是针对村党组织书记,受众范围有限。

3.2 推动村干部队伍的职业化 长远来看,应不断推动村干部职业化发展,将村干部定位为一种专业的农村社区管理和服务的专业技术人才^[7]。通过建立系统的工作机制、合理的保障机制、科学的考核机制,有效的上升通道,保证村干部能围绕乡村振兴的要求,村民自我管理、自我服务的目标开展工作。可参照当前社会工作者队伍的建设,保证从业人员有相应的教育背景、从业年限等方面优势,通过建立标准化的培训教育,同时设置职业资格考试资格。在工作过程中,接受各种形式的常规在岗培训,从而不断适应农村工作中的新情况和新问题。在政策范围之内,允许职业流动,从而提升村干部岗位本身的竞争力,而在流动过程中也能带来新的工作方法和工作思路。

目前许多地区,在探索村干部职业化的过程中已经有相应的一些制度安排,比如我们看到“雁阵计划”具有相关的一些措施。但这一套思路,实际上是建立在管理公务员的办法之上,通过提高经济待遇,政治待遇,使得村干部成为了真正意义上的“干部”,这容易导致官僚化的出现^[8]。在这个过程

中,他们会更多与上级乡镇党委、政府保持一致,淡化“农民当家人”的身份,我们应该有这样的共识,推动村干部职业化是为了提升村干部的履职服务能力,应该符合村民自治的内在精神,所以不应该用政府思维去寻求答案,而应该通过市场的方法来解决^[9]。当然推动村干部队伍的职业化并不是短时间内就能完成的,应该从小处着眼,持续推进。

3.3 探索决策和执行适度分离 在推动村干部队伍职业化的过程中,如何在保障村民自治原则的同时最大的发挥村干部的干事创业热情是一对矛盾。如何有效应对这一问题,可在农村工作中探索事务决策和执行适度分离的方式。

坚持现有的以村党组织、村委会为组织基础的农村基层民主制度,民主选举村党组织和村委会成员,“两委”班子重点负责村务民主议事工作,可以兼职,这些从本村的党员村民选举中产生的人员,社会基础和群众基础好,动员和协调优势明显。而负责具体执行工作的则必须为全职人员,这些专职人员既可以从有时间有余力的班子成员中选取,也可以由村级组织选聘,或是上级部门公开招考之后分配,向村级组织负责,其工资待遇和业绩考核由村级组织和上级部门商议后决定。

通过这样一种分工不分家的方式,理顺农村基层工作的思路,既能保证村级事务决策的民主性,也能最大的发挥工作的有效性^[10]。目前我们看到在很多农村社区,其实都有一些相应的合同制人员,一般都为会计、法律、社工等专业性人才,这实际上都是在这一思路之下的产物。随着未来农村工作的复杂性和难度的不断提升,我们应该不断探索决策和执行适度分离机制,从而保证农村工作的民主性和有序性。

参考文献

- [1] 范柏乃,戴悦.我国村干部队伍建设及其对策研究[J].浙江大学学报(人文社会科学版),2007,37(3):127-134.
- [2] 陈斌.当前农村村干部队伍建设的现状与对策:以浙江省LH市村两委换届选举为例[J].福建行政学院学报,2012(4):37-43.
- [3] 段爱勤.推进农村改革发展必须加强农村村干部队伍建设[J].经济研究导刊,2009(25):38-39.
- [4] 郭献功.大学生“村官”计划:农村村干部队伍建设的战略举措[J].淮海工学院学报(社会科学版·学术论坛),2011,9(1):137-140.
- [5] 郭岩.黑龙江省加强村干部队伍建设的着力点[J].长江论坛,2016(5):72-76.
- [6] 李明思.加强农村村干部队伍建设的实践探索与思路[J].临沂大学学报,2012,34(3):32-35.
- [7] 张汉,张登国.职业化城乡社区管理者:美国城市经理制对我国农村村干部队伍建设的启示[J].天津行政学院学报,2014,16(6):98-105.
- [8] 宋虎,施从美.村庄经理制:村干部队伍建设的新思考[J].江苏省社会主义学院学报,2013(3):77-80.
- [9] 蒋淑玲.农村村干部队伍建设现状及其对策探讨:基于衡阳市的调研[J].农业经济,2011(11):25-27.
- [10] 刘华烈,任超.关于在社会主义新农村的建设实践中加强村干部队伍建设的几点思考[J].淮北职业技术学院学报,2010,9(4):6-7.

(上接第230页)

- [18] 郑靓.兴城市头道沟小流域河道治理效果评价研究[D].长春:东北师范大学,2014.
- [19] XIAO H, DUAN Y G. Sensitivity analysis of correlated inputs: Application to a riveting process model[J]. Applied mathematical modelling, 2016, 40(13/14):6622-6638.
- [20] 陈争光,蔡德利.模糊物元分析法在耕地地力评价中的应用[J].安徽农学通报,2008,14(11):55-56,233.

- [21] 胡雪菲,蒋煜峰,展惠英,等.徽县铅锌冶炼区土壤中重金属的空间分布特征[J].中国环境监测,2015,31(2):92-97.
- [22] 杜蕾,朱晓丽,安毅夫,等.石煤尾矿区土壤重金属污染风险评价[J].化工工程,2018,46(3):6-9,15.
- [23] 卢楠,李刚.金矿区尾矿渣周边土壤的重金属污染评价研究[J].中国矿业,2017,26(5):81-87.
- [24] 曹姗姗,陆安祥,王纪华.农田土壤重金属生态风险区划分[J].食品安全质量检测学报,2016,7(11):4458-4466.