

# 抚仙湖上游土壤重金属污染负荷计算及来源解析\*

马广玉<sup>1)</sup> 李悦昭<sup>1)</sup> 陈瑞晖<sup>1)</sup> 滕彦国<sup>1,2)†</sup>

(1)北京师范大学水科学研究院, 100875, 北京; (2)地下水污染控制与修复教育部工程研究中心, 100875, 北京)

**摘要** 通过定量方法计算污染物负荷、开展污染源解析, 是进行环境管理、风险防控以及污染治理的重要依据, 也是制定环境保护政策的重要前提. 本文应用逸度模型开展澄江县抚仙湖上游地区土壤重金属污染负荷计算, 预测模拟抚仙湖区域环境中重金属分布状态. 在此基础上, 利用非负约束因子模型和化学质量平衡模型耦合开展污染源解析研究. 结果表明: 抚仙湖上游澄江县区域重金属主要存储在土壤介质中, 占总量的 80% 以上; 土壤中重金属主要来源于工业生产 and 化肥农药的使用, 分别占 40.16% 和 40.79%, 是区域重金属污染防控管理的重点. 污染负荷及来源解析结果能够为该地区环境质量评估及污染防控提供科学的数据支撑.

**关键词** 重金属; 复合模型; 来源解析; 抚仙湖

**中图分类号** X53; P96

**DOI:** 10.12202/j.0476-0301.2020147

## 0 引言

人类活动是环境中重金属释放的主要原因. 水土环境中重金属的大量累积影响水土环境的生态功能和环境安全, 会对人体健康造成严重影响. 开展重金属污染负荷计算及污染源解析研究, 精确识别重金属污染主要来源及主要污染区域, 为有效控制水土环境中重金属污染, 保障区域生态环境提供必要的科技支撑.

水土环境是重金属污染主要集中的区域, 目前针对水土环境重金属污染负荷计算, 应用最为广泛的是清单排放法等传统统计分析方法. 这些方法通过调研排放重金属污染的主要单位, 利用公式及经验参数等分析计算排入环境中的重金属含量, 最终完成负荷的分析<sup>[1-2]</sup>. 但是一般情况下, 利用这种方法的首要前提是具备精确的重金属污染物排放单位清单, 以及当地重金属累积参数, 而前者一般并不能被完全收集, 且使用经验参数也会造成较大的人为误差干扰. 对于重金属污染源研究来讲, 受体模型是近年来广受关注并大量使用的污染源解析模型. 该类型模型主要有主成分分析-多元线性回归(APCS-MLR)模型、化学质量平衡(CMB)模型、大变量辨别分析(UNMIX)模型、正定因子矩阵(PMF)模型等因子矩阵(PMF)模型等<sup>[3-4]</sup>. 这些受体模型只需要受体

样本数据即可完成对污染源的解析工作. 然而, 在缺少重金属污染源指纹图谱情况下, 受体模型的解析结果只能粗略认定污染源的主要类型, 并不能实现精确解析<sup>[5]</sup>. 基于以上研究基础, 本研究利用逸度模型及 NMF-CMB 耦合模型计算重金属的污染负荷, 并解析其主要污染源. 逸度模型能够利用逸度概念实现对多种环境介质中污染物质分布的精确刻画, 具有准确率高、完成度好的优势; 而 NMF-CMB 耦合模型能够在样本数据的基础上反推污染源指纹图谱, 再利用化学量平衡方程解析污染源, 可以有效提升污染源解析结果的准确性<sup>[6]</sup>.

本研究采用逸度模型及耦合模型法, 对澄江县抚仙湖区域的重金属污染物开展深入研究, 通过采集污染源样本及土壤样本计算该区域重金属的污染负荷, 并以此为基础解析其主要污染源, 为当地开展研究区水土环境综合治理工作提供科学支撑.

## 1 材料与方法

**1.1 研究区概况** 研究区位于云南省中部, 地处 24°29'~24°55' N、102°47'~103°04'E, 属玉溪市人民政府管辖. 澄江县地处滇中核心腹地, 生态区位十分重要. 其境内的抚仙湖是我国储水量最大的高原优质淡水湖泊, 常年保持 I 类水质, 是我国重要的战略淡水储备资源. 作为抚仙湖流域上游生态环境

\* 北京高精尖学科“陆地表层学”资助项目

† 通信作者: 滕彦国(1974—), 男, 教授, 博士生导师. 研究方向: 环境地球化学. E-mail: teng1974@163.com

收稿日期: 2020-04-21

的重要组成部分,受长期超负荷的农业生产和磷矿资源粗放开采及加工利用的影响,澄江县土壤生态功能退化明显,环境状况总体不容乐观。

**1.2 样品采集与分析** 根据研究需要,于 2019 年 3—4 月采集抚仙湖上游澄江县区域土壤样品 60 个、地下水样品 30 个,研究区位置及样品采集点分布如图 1 所示。土壤样品处理遵循《土壤环境质量标准》(GB 15618—2018)中关于土壤样品测试中的相关处理准则。干燥土壤样品,通过 200 目筛,用研钵研磨成粉末,然后用酸混合物( $\text{HNO}_3\text{-HF-HClO}_4$ )消解。通过预洗的  $0.45\ \mu\text{m}$  孔径的膜过滤水样品。使用电感耦合等离子体原子发射光谱法(ICP-AES)和电感耦合等离子体测定 8 种金属(Cd、Cr、As、Hg、Pb、Cu、Zn、Ni),并使用标准程序控制、试剂空白分析以及标准校正对照分析等实验室质量控制方法保证数据的准确性。对所有数据结果进行重复分析,使用平均值代表最终数据结果。在本研究中,通过每 10 个样品与标准参考物质进行比较来检查分析精度。精密度和偏差  $< 8\%$ ,加标样品的回收率为  $95\%\sim 105\%$ ,而 8 种目标重金属质量分数的定量限(LOQ)为  $0.38\sim 8.50\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

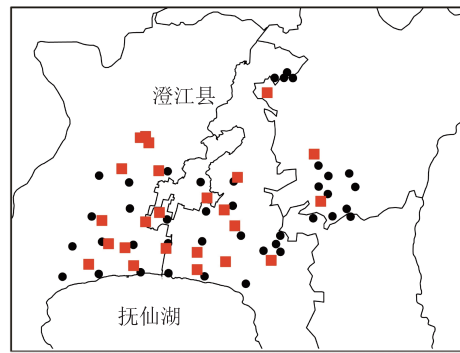


图 1 研究区位置及样品采集布设

### 1.3 污染负荷模型

**1.3.1 逸度模型原理** 逸度模型法基于逸度概念,利用质量平衡原理,描述污染物在环境系统中的行为(浓度、质量分布、反应特征及持久性),从而对化学品的归趋进行解释和预测。逸度模型的概化是确定研究区域在时间和空间上的大小,将系统划分为具有一定形状、大小和体积分量空间关系的一个网络,是构建模型的首要步骤。通过构建可评估的环境,并以刻画化学品的主要环境行为为目的,进而实现化学品环境多介质模拟。本文简化的环境要素和环境过程如图 2 所示。

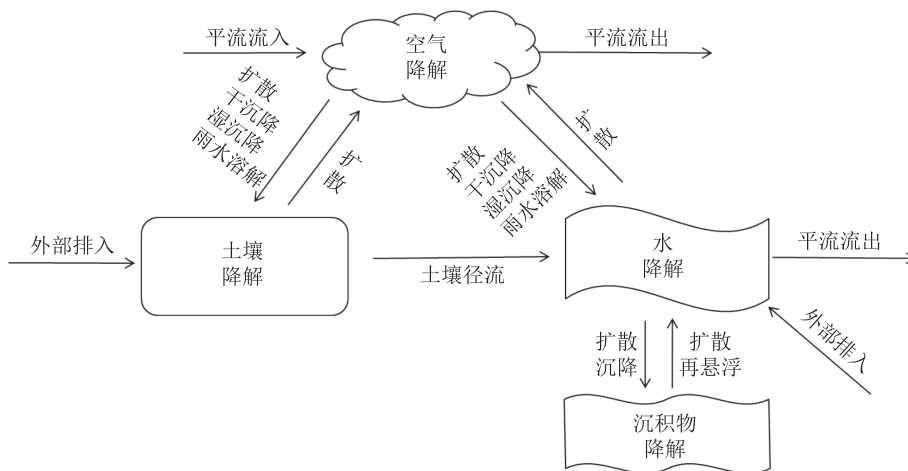


图 2 逸度模型基本框架

使用 Level III 级逸度模型对研究区重金属环境归趋进行研究。其质量平衡方程可以表示为

$$v_{Ei} + v_{Ai} \times c_{Ai} + f_i \times \sum v_{ij} = f_i \times \sum (v_{ij} + v_{Ri} + D \sum v), \quad (1)$$

式中:  $v_{Ei}$  是污染物向环境介质  $i$  中的排放速率,  $\text{mol}\cdot\text{h}^{-1}$ ;  $v_{Ai}$  是向介质  $i$  流入的化合物的对流速率,  $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ ;  $f_i$  是逸度;  $c_{Ai}$  是流入介质  $i$  的化合物浓度,  $\text{mol}\cdot\text{m}^{-3}$ ;  $v_{Ri}$  是反应速率,  $\text{mol}\cdot(\text{Pa}\cdot\text{h})^{-1}$ ;  $v$  是对流速率,  $\text{mol}\cdot\text{h}^{-1}$ ;  $v_{ij}$  是介质间的迁移速率,  $\text{mol}\cdot\text{h}^{-1}$ ;  $D$  是环境通量。

**1.3.2 逸度模型计算流程** 逸度模型求解遵循质量

守恒,首先对目标环境进行概化,确定环境介质;然后对环境介质的逸度容量( $Z$ )进行定义,从而计算获得各个环境过程的迁移系数( $D$ ),通过  $D$  与相应环境介质逸度( $f$ )的乘积建立以通量为基础的质量平衡方程,则可通过数学方法解答该方程。获得的  $f$  则进一步通过与逸度容量的关系式获得所需的各个环境介质中目标化学品的质量分数( $w$ )。在这个流程的基础上,本研究使用 Matlab R2010a 编写 Level III 逸度模型的代码,并写入 M 文件中。M 文件详细列出了参数位置、各参数计算过程、质量平衡方程和使

用 Matlab 函数求解过程, 以及模型的结果输出文件. 模型的求解流程如图 3 所示.

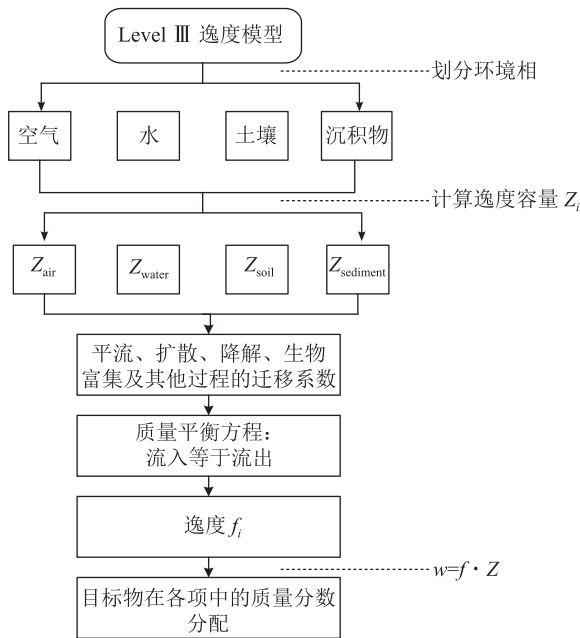


图 3 逸度模型求解流程

### 1.4 NMF-CMB 耦合模型

**1.4.1 模型耦合原理** 化学质量平衡模型(chemical mass balance, CMB)在污染源指纹图谱和污染源之间不存在“混源”前提下, 可以实现对污染源的精确解析<sup>[7]</sup>. 非负约束因子分析模型(non-negative matrix factorization, NMF)可以反推污染源指纹图谱, 求得因子得分及贡献率. 利用 2 种模型的耦合先反推污染源指纹图谱, 再利用 CMB 解析污染源能够提升准确率, 解决实际问题<sup>[8-10]</sup>. 假设无线性相关关系且不考虑迁移转化前提下, 依据质量守恒定律, 采样点污染物质量分数可以合并为几个主要污染源污染物质量分数的线性相加, 即

$$w_i = \sum_{j=1}^n C_j w_{ij}, i = 1, 2, \dots, m, \quad (2)$$

式中:  $n$  为污染源种类;  $m$  为污染源数量;  $w_i$  是受体样品中污染物  $i$  的质量分数,  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ;  $C_j$  是污染源  $j$  对其相应的贡献率;  $w_{ij}$  是污染源  $j$  中污染物  $i$  的质量分数,  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ .

若预先得知污染源指纹图谱, 可以根据方程 (2) 求得污染源贡献率, 在所测量污染物数量大于污染源个数前提下, 可以通过迭代方式求得方程有唯一解, 精确解析污染源. 反推完成污染源指纹图谱  $S$  的方程为

$$w_{ij} = \sum_{k=1}^m C_{kj} S_k, i = 1, 2, \dots, m; j = 1, 2, \dots, r, \quad (3)$$

式中:  $w_{ij}$  是样品  $j$  中污染物  $i$  质量分数,  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ;  $S_k$  是污染源指纹图谱,  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ;  $C_{kj}$  是污染源贡献率.

**1.4.2 NMF-CMB 模型计算流程** 首先将样品数据无量纲化, 该步骤中采用指数化方法消除分析过程中的偏差; 然后利用协方差矩阵计算特征向量和特征值, 之后利用累计方差贡献率求解因子荷载矩阵<sup>[11-13]</sup>; 在求得因子得分矩阵的基础上执行非负约束旋转, 得到的符合要求的因子荷载矩阵, 即为主要污染源指纹图谱; 最后再利用有效方差法计算污染源贡献率<sup>[13-16]</sup>.

## 2 结果与讨论

**2.1 重金属污染负荷含量概述** 结合资料研究和重金属污染排放模型, 澄江县不同土壤利用类型的重金属污染物质量分数如表 1 所示. 基于澄江县的重金属排放负荷, 结合目标重金属的理化性质, 利用 Level III 级逸度模型对研究区目标重金属进行归趋模拟. 目标重金属在环境介质(空气、水、沉积物和土壤)中的预测质量浓度、质量分数分布如表 2 所示. 对于空气相, 因目标重金属不易挥发, 因而通过水和土壤进入空气相的重金属含量有限, 因此空气相中重金属质量浓度均  $< 10 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ . 而沉积物中目标重金属质量分数均  $< 10 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 其主要来源于水相. 水相中重金属的质量浓度为  $143 \sim 576 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ , 土壤中目标重金属质量分数最高为  $2\,381 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1}$ .

表 1 不同土壤利用类型重金属产物质量分数  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$

| 土壤利用类型 | 质量分数  |       |       |       |
|--------|-------|-------|-------|-------|
|        | Pb    | Cu    | Zn    | As    |
| 水田     | 0.078 | 0.045 | 0.104 | 0.023 |
| 旱地     | 0.061 | 0.022 | 0.093 | 0.011 |
| 林地     | 0.044 | 0.014 | 0.055 | 0.003 |
| 草地     | 0.031 | 0.013 | 0.046 | 0.003 |
| 城镇     | 0.052 | 0.018 | 0.085 | 0.008 |
| 居民区    | 0.510 | 0.016 | 0.070 | 0.006 |

根据逸度模型估算各个环境相中重金属的预测质量浓度, 结合研究区各相的体积, 对研究区各相环境相中的重金属储量进行估算. 综合来看, 各重金属在土壤中的储量最大, 沉积物中相对较小. 此外, 根据逸度模型估算出不同相之间的迁移通量, 源排放对重金属的输入通量贡献最大, 就 4 种重金属平均水平来看, 其中 70.82% 的重金属排入水相中, 29.18% 的重金属排入土壤相中. 对于进入环境相的重金属, 会因一系列物理化学反应产生一定降解, 水相平流迁移和降解是研究区重金属的主要消除途径. 在

表 2 重金属污染物质量浓度、质量分数负荷及储量

| 重金属 | $\rho/(\text{ng} \cdot \text{L}^{-1})$ |     | $w/(\text{ng} \cdot \text{kg}^{-1})$ |     | 储量/t  |        |      |
|-----|--|-----|--------------------------------------|-----|-------|--------|------|
|     | 空气                                     | 水   | 土壤                                   | 沉积物 | 水     | 土      | 沉积物  |
| Pb  | 2.3                                    | 143 | 829                                  | 6.8 | 6.67  | 38.81  | 0.10 |
| Cu  | 2.9                                    | 174 | 767                                  | 0.8 | 8.45  | 35.90  | 0.39 |
| Zn  | 9.5                                    | 576 | 2381                                 | 2.6 | 27.69 | 111.46 | 0.17 |
| As  | 2.4                                    | 145 | 298                                  | 0.7 | 6.80  | 13.95  | 0.04 |

水相、土壤相和沉积物相中: Pb 消解量分别占总消解量的 14.55%、84.29% 和 0.69%; Cu 消解量分别占总消解量的 18.34%、80.98% 和 0.08%; Zn 消解量分别占总消解量的 19.37%、79.91% 和 0.09%; As 消解量分别占总消解量的 32.94%、65.88% 和 0.15%。可见土壤中的降解最严重, 而相间迁移以水相到沉积物相的迁移为主。

由计算结果知, 环境中的重金属在抚仙湖上游河流域和土壤中的质量浓度从高到低依次为 Zn、Cu、As、Pb。在空气、水、土壤、沉积物 4 相中, 土壤中的重金属质量浓度最高, 其次为水, 沉积物和空气中极少。各重金属在土壤中含最多, 而在沉积物中含最少, 主要原因是受各相中的质量浓度影响。通过分析可知: 各重金属在土壤中的消解量最大, 均 >80%; 而相间迁移以水相到沉积物相的迁移为主。

从表 2 可知, Pb 在土壤中质量分数达  $829 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 储量最大, 为 38.81 t, 而在抚仙湖沉积物中存储量最少, 为 0.10 t; Cu 同样在土壤中质量分数最大, 达  $767 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 储量为 35.90 t, 而在沉积物中为 0.39 t; Zn 在土壤中质量分数达  $2381 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 储量为 111.46 t, 而在沉积物中最少, 为 0.17 t; As 在土壤中质量分数达  $298 \text{ ng} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 储量为 13.95 t, 在沉积物中较少, 为 0.04 t。

污染物排放入环境中后, 经过长时间的迁移、降解、平流等活动后, 在空气、水、土壤、沉积物中累积。其中土壤中的重金属含量最大, 占总量的 70% 以上, 远超过其他 3 相中的含量; 其次在水中也有一定的含量, 沉积物和空气中的含量最小。为了更好地保护环境的健康, 降低生态风险, 应该对土壤中的重金属进行优先控制和治理。

**2.2 土壤重金属污染源解析** 通过 PMF 模型计算可知, 抚仙湖上游澄江县流域范围土壤重金属污染主要有 3 个来源, 分别是工业源、农业源和混合源, 它们所占的比例分别是 23.67%、34.20%、42.13%, 具体结果如图 4 所示。利用 Monte-Carlo 不确定性分析可知, 3 种污染源的不确定性分配空间分别是  $\pm 6\%$ 、 $\pm 13\%$ 、 $\pm 4\%$ 。农业污染源的不确定性在这 3 种污染

源比例分配中是最大的, 表明农业污染源的变化性较强, 容易受到产业调整及政策改变的影响; 相比农业污染源, 混合污染源的不确定性空间最小, 表明工农业污染的整体性比较完整, 污染状况比较稳定, 并不会在短时间内发生较大变化。

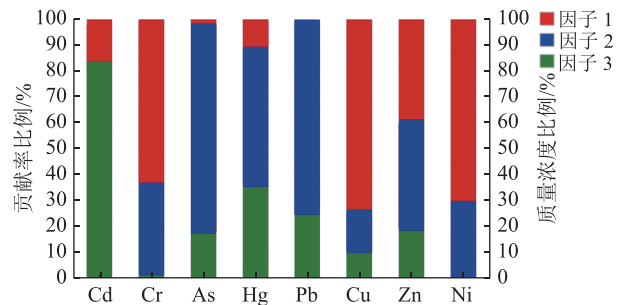


图 4 污染源特征因子及贡献率比例

**2.3 污染源成分谱特征分析** 利用澄江县重金属污染源排放及企业排放数据, 参考文献研究和 NMF-CMB 模型, 反推出澄江县重金属主要污染源指纹图谱(图 5)和主要农业化肥污染源指纹图谱(图 6)。

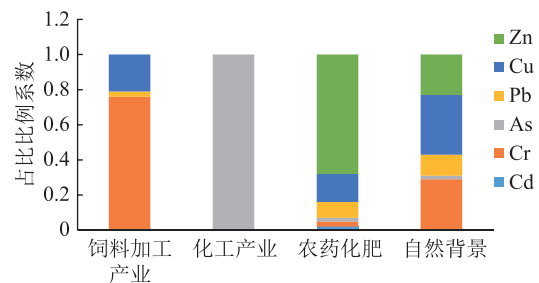


图 5 澄江县重金属主要来源指纹图谱

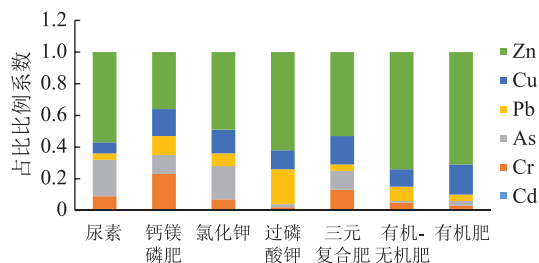


图 6 农业化肥重金属排放指纹图谱

对比污染特征因子与重金属污染源指纹图谱发现:Cr污染主要是由饲料加工产业及土壤自然背景产生;As污染主要是由化工产业产生;Cu、Zn和Pb主要是由农药化肥及土壤自然背景产生.结合污染源解析结果:澄江县饲料加工产业和化工产业构成了工业生产源,分别占工业源污染贡献百分比的7.21%和16.46%;农药化肥及自然背景构成了农业生产源,分别占到农业污染源贡献百分比的23.38%和10.82%;混合源中4种污染源都有相应贡献,饲料加工产业、化工产业、化肥农药、自然背景源的占比分别是5.61%、10.88%、17.41%、8.23%;综合农业源和工业源中4种类型污染源的占比,最终得到饲料加工产业、化工产业、化肥农药、自然背景源分别为12.82%、27.34%、40.79%、19.05%.

经过计算得知,澄江县土壤重金属污染来源中农业生产使用的化肥农药占比最大.为了进一步解析农药使用情况对澄江县土壤重金属污染的影响,利用反推的农业化肥重金属排放污染指纹图谱,对比解析其中重金属的含量特征,对比化肥农药重金属污染源指纹图谱识别产生土壤重金属污染的化肥种类.从图6可知,在云南省通用的7种主要化肥(尿素、钙镁磷肥、氯化钾、过磷酸钾、三元复合肥、有机-无机肥以及有机肥)中,Zn都是其重金属污染的主要因素,除钙镁磷肥外,占比都 $>0.5$ ;在农药化肥污染物中,还有2种比较重要的外排金属Cu和Pb,通过进一步分析农药化肥的污染指纹图谱发现,钙镁磷肥和过磷酸钾这2种化肥的指纹图谱更接近农药化肥产生的重金属污染源指纹图谱,即除了Zn的主控因素外,Pb和Cu也有一定的占比( $>0.1$ ).因此可以断定这2种化肥的大量施用是产生农业化肥污染的主要因素.

从污染源解析分配比例结果看,农业污染源,即化肥农药的施用仍然是抚仙湖上游土壤重金属污染的主要源头,农业生产规模的控制、农业化肥使用和农业活动的安排都会对污染产生较大的影响.因此农业生产活动的控制是抚仙湖水质生态安全保障的关键因素.在分析的7种主要化肥中,钙镁磷肥和过磷酸钾这2种化肥是产生农业重金属污染的主要因素,因此在保证农业生产的前提下,减少钙镁磷肥和过磷酸钾的使用,用其他复合肥料及微量元素肥料替代是减少农业重金属污染的目标方向之一.

### 3 结论

在约束条件范围之内,利用逸度模型开展重金属污染负荷研究,能够在基础假设之上完善重金属在水土环境中的分布状态特征.基于此模型分析的

重金属负荷特征,能够为重金属污染源的空间解析提供支撑.而耦合模型的运用,可以充分发挥2种模型在污染源指纹图谱优化和特征因子分析中的优势,通过结合反推的污染源指纹图谱及化学质量模型计算的污染贡献率能够得到较为精准的解析结果.经过计算,澄江县上游地区人为原因或者自然原因释放的重金属主要存储在土壤介质中,占总量的80%以上,模拟计算结果符合监测结果.土壤中重金属主要来源是工业生产和化肥农药的使用,总占比达到80.95%,同研究区实际调研情况及环境监测部门的数据相吻合,表明农业种植和化工企业生产是区域重金属污染防治管理的重点.研究分析表明,抚仙湖上游土壤中重金属可以通过水流作用迁移至抚仙湖累积,会对抚仙湖生态造成一定影响,因此,后期需要加强对抚仙湖上游水系污染物排放的管控.另外,从政策管理角度来看,需要在厂区原址上安装重金属在线监测系统,或使用新型复合肥料,以减轻该区域重金属的富集,为区域生态环境健康发展提供防控支持.

### 4 参考文献

- [1] 柯盛,张际标,孙省利,等.珠江口沉积物重金属源解析及富集与生物毒性的关系[J].广东海洋大学学报,2017,37(4):69
- [2] 卢鑫,胡文友,黄标,等.基于UNMIX模型的矿区周边农田土壤重金属源解析[J].环境科学,2018,39(3):1421
- [3] 吴文俊,蒋洪强.我国工业废水重金属排放的等标负荷特征分析[J].环境科学与技术,2012,35(11):180
- [4] 宣斌,王济,段志斌,等.铅同位素示踪土壤重金属污染源解析研究进展[J].环境科学与技术,2017,40(11):17
- [5] 张军,董洁,梁青芳,等.宝鸡市区土壤重金属污染影响因素探测及其源解析[J].环境科学,2019,40(8):3774
- [6] 赵多勇.工业区典型重金属来源及迁移途径研究[D].北京:中国农业科学院,2012
- [7] CHEN L, ZHOU S L, WU S H, et al. Combining emission inventory and isotope ratio analyses for quantitative source apportionment of heavy metals in agricultural soil[J]. Chemosphere, 2018, 204: 140
- [8] CHON H S, OHANDJA D G, VOULVOULIS N. The role of sediments as a source of metals in river catchments[J]. Chemosphere, 2012, 88: 1250
- [9] FEI X F, CHRISTAKOS G, XIAO R, et al. Improved heavy metal mapping and pollution source apportionment in Shanghai City soils using auxiliary information[J]. Science of the Total Environment, 2019, 661: 168
- [10] FEI X F, XIAO R, CHRISTAKOS G, et al. Comprehensive assessment and source apportionment of heavy metals in Shanghai agricultural soils with different fertility

- levels[J]. *Ecological Indicators*, 2019, 106: 105508
- [11] GUAN Q Y, ZHAO R, PAN N H, et al. Source apportionment of heavy metals in farmland soil of Wuwei, China: Comparison of three receptor models[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 237: 117792
- [12] JIN G Q, FANG W, SHAFI M, et al. Source apportionment of heavy metals in farmland soil with application of APCS-MLR model: a pilot study for restoration of farmland in Shaoxing City Zhejiang, China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 184: 109495
- [13] LIU Y, LI C Y, ANDERSON B, et al. A modified QWASI model for fate and transport modeling of mercury between the water-ice-sediment in Lake Ulansuhai[J]. *Chemosphere*, 2017, 176: 117
- [14] LUO L, MA Y B, ZHANG S Z, et al. An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2009, 90(8): 2524
- [15] LV J. Multivariate receptor models and robust geostatistics to estimate source apportionment of heavy metals in soils[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 244: 72
- [16] WANG X L, ZHANG L, ZHAO Z H, et al. Heavy metal pollution in reservoirs in the hilly area of Southern China: Distribution, source apportionment and health risk assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 634: 158

## Load and source of heavy metal pollution in the upper reaches of Fuxian Lake

MA Guangyu<sup>1)</sup> LI Yuezhao<sup>1)</sup> CHEN Ruihui<sup>1)</sup> TENG Yanguo<sup>1,2)†</sup>

(1) College of Water Sciences, Beijing Normal University, 100875, Beijing, China;

2) Engineering Research Center of Groundwater Pollution Control and Remediation of Ministry of Education, 100875, Beijing, China)

**Abstract** Quantification of pollution load and identification of pollution source are important in environmental management, risk prevention and control, pollution control, and in formulating environmental protection policies. In the present work, we used the fugacity model to calculate and forecast soil load and distribution of heavy metal pollution in the upper reaches of Fuxian Lake. The non-negative constraint factor model and the chemical mass balance model were coupled to identify or decompose pollution sources. Heavy metals in the upper reaches of Fuxian Lake in Chengjiang County were found to be stored mainly in the soil medium, accounting for more than 80% of the surface area. The heavy metals in the soil were found to be mainly from industrial production, use of fertilizers and pesticides, accounting for 40.16% and 40.79% respectively. Consequently, these should be the focus of regional heavy metal pollution prevention and control management. Such analysis of pollution load and source identification as done in this work should, provide data support for environmental quality assessment and pollution prevention and control.

**Keywords** heavy metals; compound model; source apportionment; Fuxian Lake

【责任编辑: 武 佳】