周凌峰, 孟耀斌, 逯 超, 等. 流域尺度重金属行为模拟及其对不同气象因子的响应特征研究[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(5): 1112-1120. ZHOU Ling-feng, MENG Yao-bin, LU Chao, et al. Modeling the fate and transport of heavy metals, and their response to climate change at the watershed scale[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(5): 1112-1120.

流域尺度重金属行为模拟及其 对不同气象因子的响应特征研究

周凌峰1,2,3, 孟耀斌1,2,3*, 逯超1,2,3, 伍甘霖1,2,3, 张东妮1,2,3, 蒋飞红4

(1.北京师范大学环境演变与自然灾害教育部重点实验室,北京 100875;2.北京师范大学应急管理部/教育部减灾与应急管理研究 院,北京 100875;3.北京师范大学地理科学学部,北京 100875;4.湖南省长沙水文水资源勘测局,长沙 410014)

摘 要:模拟重金属的流域尺度行为有利于更好地理解重金属对生态系统和人类的潜在不利影响,而探究重金属在不同气象情 景下的迁移转化规律有利于流域环境风险分析和环境管理。本研究采用流域重金属迁移转化模型SWAT-HM,该模型考虑了重 金属化学反应如吸附和老化反应;陆面重金属迁移过程包括通过水分渗流和蒸发引起的垂向下降上升运动以及通过土壤侵蚀和 地表/地下径流的水平迁移;水体中重金属迁移过程包括沉降、再悬浮、扩散和掩埋等过程。本研究选取湖南浏阳河上游流域为研 究区,该流域几十年来一直受到采矿活动的影响,重金属污染严重。结果表明,SWAT-HM模型对于流域内重金属锌(Zn)和镉 (Cd)的动态模拟结果与监测结果符合较好,94.5%的Zn和94.2%的Cd的模拟浓度与实测浓度在同一数量级内。流域内Zn和Cd 的高污染区主要集中在宝山河,当宝山河与大溪河汇合后,由于稀释作用和水沙交互作用,溶解相Zn和Cd浓度显著降低至地表 水环境质量Ⅲ类水标准(GB 3838—2002)以下。2009—2014年流域出口Zn和Cd总输出通量的多年均值分别为90.8 t和1.1 t,溶 解相重金属和吸附相重金属输出量的大幅提升几乎全部出现在强降水后,吸附相重金属输出量主要由几次暴雨过程贡献。本研 究通过气象因子分析方法评价重金属输出量对于降雨和气温变化的敏感性,结果显示溶解相重金属和吸附相重金属输出量对于 降雨变化比温度变化敏感,且吸附相重金属对于降雨变化的响应比溶解相重金属强烈。探究不同气象情景下重金属迁移转化响 应特征对于环境风险分析和污染控制具有一定意义。

关键词:流域尺度;重金属行为;模型模拟;情景分析

中图分类号:X52 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2019)05-1112-09 doi:10.11654/jaes.2018-1037

Modeling the fate and transport of heavy metals, and their response to climate change at the watershed scale

ZHOU Ling-feng^{1,2,3}, MENG Yao-bin^{1,2,3*}, LU Chao^{1,2,3}, WU Gan-lin^{1,2,3}, ZHANG Dong-ni^{1,2,3}, JIANG Fei-hong⁴

(1.Key Laboratory of Environmental Change and Natural Disaster of Ministry of Education, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2.Academy of Disaster Reduction and Emergency Management, Ministry of Emergency Management & Ministry of Education, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 3.Faculty of Geographical Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 4.Changsha Hydrology and Water Resources Survey Bureau of Hunan Province, Changsha 410014, China)

Abstract: Modeling heavy metal behavior in soil and water will provide a better understanding of the potential adverse impacts on human and ecological system. A heavy metal transport and transformation module was combined with the well-established Soil and Water Assessment Tool(SWAT) model to simulate the fate and transport of metals at the watershed scale. The heavy metal module accounts for sorption and slow reactions among categorized metal species. Heavy metal transport in the upland is modeled based on water percolation, rising, run-off, and soil erosion; while in the water body, heavy metal undergoes settling, resuspension, diffusion and burial processes. The SWAT mod-

收稿日期:2018-08-13 录用日期:2018-10-23

作者简介:周凌峰(1992—),男,浙江衢州人,博士研究生,从事水文与水环境系统模拟研究。E-mail:zhoulf@mail.bnu.edu.cn

^{*}通信作者:孟耀斌 E-mail:yaobin-meng@bnu.edu.cn

基金项目:国家自然科学基金项目(41271497);北京师范大学地表过程与资源生态国家重点实验室方向性项目(2017-FX-07)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China (41271497); The State Key Laboratory of Earth Surface Processes and Resource Ecology, Beijing Normal University(2017–FX–07)

el combined with heavy metal module (SWAT-HM) was used to simulate zinc (Zn) and cadmium (Cd) dynamics in the upper Liuyang River basin. The simulations were reasonably accurate, with 94.5% (Zn) and 94.2% (Cd) of the prediction-to-observation ratio below a factor of 10.It also agreed well with other monitoring data by reproducing the high metal concentrations and their drop before and after the Baoshan-Daxi confluence, and by revealing the dominance of precipitation events in terms of watershed metal exports. To account for the effects of climate change on heavy metal pollution, we also simulated the Zn and Cd output from the studied watershed under nine meteorological scenarios, each with either the temperature or the precipitation intensity adjusted from recorded values. We found that the metals were more sensitive to precipitation than temperature, and that particulate metals responded more strongly than dissolved metals. Our results showed that SWAT-HM is a powerful tool for watershed-scale environmental risk analysis and pollution control in the context of climate change. Keywords: watershed scale; heavy metal behavior; model simulation; scenario analysis

2014全国土壤污染状态调查公报□表明我国土 壤重金属污染严重,镉、汞、砷、铜、铅、铬、锌、镍等重 金属污染占土壤污染的82.8%。其中矿业工业是重 金属污染的主要来源,2006年我国矿业占用和损坏 土地面积高达154.4万hm²,其中尾矿堆放占地91.5 万hm², 露天采坑 23.0万hm², 采矿塌陷占 33.0万hm²。 由于缺乏有效的环境保护措施,尾矿废矿区会溶出大 量的重金属,随降雨径流、泥沙侵蚀等水文过程对周 边大量土壤和水体造成污染,对居民健康和生态环境 构成巨大威胁。这种威胁既包括异常气象水文过程 (如暴雨洪水等)中,重金属集中高浓度输入河道,造 成污染的突发型(灾害型)威胁;也包括常规气象水文 情景驱动下,土壤或水体中重金属浓度长期处于高 位,以环境质量持续恶化为特征的渐发型(累积型)威 胁。国务院2016年发布《土壤污染防治行动计划》 (简称"土十条"),明确要求"加强涉重金属行业污染 防控",体现出国家层面对于防范重金属突发型和累 积型污染的决心。"土十条"强调,应在科技方面"开展 ……污染物迁移转化规律……研究"。因此,矿区影 响流域的重金属迁移转化模拟技术,是国家"生态文 明"战略落地的一项具体要求,具有巨大的社会需求。 模拟重金属在土壤和水体等环境介质的行为有利于 更好地理解重金属对生态系统和人类的潜在不利影 响。迄今重金属迁移转化的模拟研究,可按空间尺度 分成地块/田间尺度模型和流域尺度模型。而流域模 型又可按时间尺度分为短期模型(事件型模型)和长 期模型(环境质量模型)。Simunek等^[2]将Hydrus模型 与PHREEQC模型耦合来模拟重金属的迁移转化,该 耦合模型考虑了重金属在土壤中的对流、扩散、吸附、 络合和沉淀等过程,得到了广泛应用[3-4],但主要限于 小尺度土壤水研究。目前国内外研究主要集中在地 块/田间小尺度研究,流域宏观尺度的重金属行为研 究较少,国外比较有代表性的流域尺度模型是美国克

罗卡多州立大学开发的TREX 模型[5-6]。该模型以事 件型水文模型为基础,主要关注降雨洪水过程中重金 属的环境行为,其模拟时长一般为小时、日、周,属于 短期模型。因此,该模型只考虑吸附解吸平衡,未考 虑重金属形态之间的复杂转化。国内流域尺度相关 研究以实地调查为主[7-8],模型模拟开展难度大,研究 成果较少。林钟荣等阿结合水文模型与简化的输出 系数法,建立了流域重金属面源污染负荷模型,并在 湖南湘江株洲段进行了镉面源污染模拟,但该模型并 未实现重金属迁移转化过程与水文泥沙过程的真正 耦合。近期, Meng等^[10]基于水文模型SWAT模型^[11], 开发了重金属流域行为模拟模型SWAT-HM模型。 与TREX模型相比,SWAT-HM模型还考虑了废矿石 风化作用,固相活泼态和不活泼态重金属之间的老化 反应,可实现流域尺度长时间的重金属迁移转化模 拟。在SWAT-HM模型中,重金属在陆相、水相的各 种行为过程(释放、扩散、固液分配、沉积、再悬浮等物 理过程以及重金属各形态间相互转化的化学变化过 程)都承载于水文过程之上,因而受气象过程的驱动 和制约。据此,气象过程的特征必然影响到重金属行 为的变化并蕴含着一定的重金属污染风险的波动,研 究重金属行为对于不同气象因子的响应特征对于揭 示气象过程甚至气候变化的响应特征很有必要。本 研究利用SWAT-HM模型模拟浏阳河上游流域重金 属Zn和Cd的流域尺度行为,评估不同河段Zn和Cd 的污染程度,估算不同形态Zn和Cd的输出通量,分 析不同气象因子对于重金属输出量的可能影响,以期 为矿区影响流域的水土重金属污染防治和环境保护 提供参考依据和技术支持。

材料与方法 1

1.1 研究区概况

本研究选取湖南浏阳河上游流域为研究区(图

1),该流域位于湖南省长沙市东部,流域面积约1990 km²。浏阳河上游流域属于亚热带季风性湿润气候, 多年平均气温17.5℃,多年平均降水量1550 mm,降 水主要集中在3-7月,约占全年降水总量的65%。 流域主要分为大溪河流域和小溪河流域,两条河流在 流域西南角双江口处汇合。其中大溪河支流宝山河 流域内有七宝山矿区,主要有黄铁矿、黄铜矿、磁铁 矿、铁闪锌矿等。该矿区过去开采强度大且缺乏管 理,对环境造成严重的污染。如今经过整治,开矿秩 序得到一定改善,但目前仍有多个矿业公司的铅锌 矿、铁矿和金矿在产。因为过去产生的废矿和尾矿没 有及时处理,废矿堆随处可见。宝山河流域稻米Cd 和F污染十分严重,已经严重影响到当地居民的身体 健康[12-13]。同时,该区域受全球气候变化影响明显, 表现为极端天气事件增加、汛期降水异常和旱涝频 繁,可能导致重金属污染风险变高。

1.2 研究数据

SWAT-HM模型的构建需要数字高程地图 (DEM)、土地覆盖、土壤分类、气象水文和重金属污染数据,具体数据如表1所示。土壤分类数据来自中 科院南京土壤所,土地利用数据来自中科院资源环境 数据云中心,气象站数据(除降水数据)来自中国气象 科学数据共享服务网,雨量站的降水数据、水文站的 水文泥沙数据均来自湖南水文局。其中,气象站、雨 量站和水文站的数据为2009年1月1日至2014年12

农业环境科学学报 第38卷第5期

月31日逐日数据。本研究主要模拟重金属Zn和Cd 在流域内的迁移转化,首先对矿区周边的污染情况进 行了实地调查,确定主要的点源信息(3个厂区排污 口),在2013年6月至2014年7月期间分季度4次采 样得到各点源的排放流量和重金属浓度值。由于无 法获得2013年之前的点源排放情况,本研究中将各 点源4次采样取平均值作为2009年到2014年模拟期 间的重金属点源输入。面源污染方面通过高分辨率 遥感影像确定矿区废弃矿堆、尾矿库等面源污染区地 点和面积,实地采样检测确定废矿、土壤中各形态的 重金属含量。为了确定研究区土壤活泼态重金属与 不活泼态重金属含量,本研究采取了欧盟BCR顺序 提取法^[14]。BCR顺序提取法将重金属分为4个形态: 弱酸提取态(离子交换态和碳酸盐结合态)、可还原态

表1 浏阳河上游流域SWAT-HM 建模数据 Table 1 Input data of SWAT-HM

数据类型	数据属性	来源
Data type	Data description	Source
数字高程图(DEM)	90 m	http://www.gscloud.cn/
土地利用	1:100 000	http://www.resdc.cn/
土壤分类	1:1 000 000	中科院南京土壤所
气象数据	日最高最低气温、风速、湿 度、辐射、降水量	中国气象数据网 湖南省水文局
水文数据	双江口水文站流量、沙量	湖南省水文局
重金属污染数据	点面源、河道数据	实测



Figure 1 Upper Liuyang River basin in Hunan Province

(铁锰氧化态)、可氧化态(有机结合态)和残渣态。水体样品主要包括矿区生产废水、矿区生活污水以及沿程河流河水。水体样品现场采集后经自然沉降后用0.45 µm滤膜过滤,利用ICP-AES测定重金属含量。水体采样主要分两种情况:一是常规采样,在宝山河入大溪河前、大溪河的永和镇大桥边、双江口汇合处设置采样点,每隔2~3 d采一次水样,常规采样包括2014年6月19日—2014年6月23日、2014年7月11日—2014年7月16日两次强降雨过程,具体的采样方法和实测结果见文献[10]。

1.3 流域重金属模型

SWAT模型是美国农业部农业研究局(USDA-ARS)开发的流域尺度半分布式水文模型^[8]。它主要 以日为时间步长,可连续长时段模拟流域的水文过 程、水土流失、化学过程、农业管理措施和生物量变 化,并能预测在不同土壤条件、土地利用类型和管理 措施下人类活动对上述过程的影响。SWAT模型开 发至今模拟能力不断提高、模拟领域不断扩展,在流 域非点源污染(氮、磷、农药等)研究中得到广泛应用 并取得众多成果^[15-16]。但SWAT现有版本还缺乏成熟 的重金属模拟模块^[17],只能演算以点源形式输入河流 的重金属迁移过程,且仅仅是通过质量守恒方程来确 定重金属的运移并不涉及重金属各种形态之间的转 化。Meng等^[10]基于SWAT模型,开发了重金属流域行 为模拟模型SWAT-HM模型,初步实现了流域尺度长 时间的重金属行为模拟。SWAT-HM用Fortran语言 编写,并集成到了SWAT的源代码中。如图2所示, 重金属转化模块将 Zn 和 Cd 的形态分为液相溶解态、 固相活泼态和固相不活泼态,主要考虑重金属两相三 态间的吸附反应和老化反应。液相溶解态和固相活 泼态之间的分配以吸附平衡反应模拟,其中的固液分 配系数 K₄与土壤 pH 值和有机物含量 SOC 建立关 系^[18],以考虑重金属固液分配的空间分异性。固相活 泼态和固相不活泼态之间以可逆的老化反应模拟,反 应速率与土壤pH有关^[19]。废矿石中每日风化产生的 重金属以活泼态形式进入土壤表层,风化速率参考文 献[20]数值。迁移模块包括陆面过程和河道过程。 陆面过程主要考虑重金属随地表径流、壤中流、下渗 流以及侵蚀泥沙的迁移过程;其中,液相溶解态重金 属可随地表径流、壤中流和下渗流迁移,而固相活泼 态和不活泼态重金属只随侵蚀泥沙搬运。河道过程 主要考虑重金属沉降、再悬浮、扩散和掩埋等过程。 在河道中,底泥层分为浅层底泥层和深层底泥层,底 泥层之上假设为充分混合水层。吸附在泥沙上的重 金属随泥沙发生沉降和再悬浮,溶解相重金属由于扩 散作用在水层和底泥层之间发生运移,底泥中的重金 属则通过掩埋过程向深层迁移。



Figure 2 Graphical descriptions of the watershed heavy metal transport and transformation model(SWAT-HM)

1.4 情景生成方法

SWAT-HM可以与气候变化情景匹配,实现气候 变化情景下流域重金属行为的响应模拟。本研究中 浏阳河上游流域气象因子变化情景具体设置如表2 所示。气象因子中主要考虑降水和气温的变化,S0 为现状情景,记作O;S1、S2、S3、S4为降水量变化 20%、10%、-10%、-20%,分别记作P+20、P+10、P-10、P-20;S5、S6、S7、S8为气温变化2、1、-1、-2 C,分 别记作T+2、T+1、T-1、T-2。为判别降雨和气温的影 响显著性,本研究将降雨气温的变化量(+0.2、0.1、 0、-0.1、-0.2)与流域蒸散发、地表径流和各形态重金 属输出量分别进行Pearson线性关系检验(显著性水 平P=0.05)。

2 结果与讨论

2.1 SWAT-HM模型建立与验证

本研究首先基于数字高程模型(DEM)提取流域 水系,加载的DEM经过预处理后,设定最小子流域阈 值为15 km²,进行子流域划分,设定双江口为总流域 出口,另外载入3个点源坐标位置,最终将整个流域 共划分为79个子流域。然后根据各子流域内部的坡 度、土地利用类型和土壤类型叠加生成水文响应单元 (Hydrologic response unit, HRU),共生成1354个 HRUs。流域水文、水环境模型的参数率定和验证是 模拟计算中的重要一环,本研究采用SUFI2方法对

农业环境科学学报 第38卷第5期

SWAT-HM 模型进行率定和验证,按照以下顺序进 行:先确定径流参数,接着确定泥沙参数,最后确定重 金属模块的相关参数。各类参数率定与不确定性分 析均采用常见的SUFI2算法[21]开展,水文和泥沙校验 结果可参见文献[10],图3a和图3b分别为溶解相重金 属Zn和Cd浓度的模拟实测对比,本研究中将河道中 溶解态重金属的实测数据分成两部分,一部分用于模 型率定,一部分用于模型验证。可以看到,在不同河 段总共137个实测数据中.85.9%(Zn)和86.1%(Cd) 的模拟浓度分别在实测浓度的5倍线内,94.5%(Zn) 和94.2%(Cd)的模拟浓度分别在实测浓度的10倍线 内。此外,SWAT-HM 在较窄的不确定性(R-factor= 0.75~1.05)下包含了足够多的观测(P-factor=0.66~ 0.84),显示该率定结果具有一定的可靠性。考虑到 流域尺度重金属模拟的复杂性和不确定性,该结果显 示SWAT-HM 较好地模拟了浏阳河上游流域重金属 Zn和Cd的迁移转化特征。

2.2 不同河段Zn和Cd污染评估

图 4a 和图 4b 展示了溶解态重金属 Zn 和 Cd 从 2009—2014年共6年模拟结果,横坐标表示从七宝山 矿区的宝山河源头到流域总出口沿线的各子流域出 口断面。可以看到,Zn 和 Cd浓度在每个断面都具有 一定的时间波动性,但总体上呈现出上游和下游低, 中游矿区附近显著升高的特点。对于Zn 来说,中位 数最低值出现在52号子流域,6年模拟结果均未超过

情景编号Scenarios No.	S0	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S 8
情景特征	历史	降雨增加	降雨增加	降雨减少	降雨减少	温度升高	温度升高	温度降低	温度降低
Description (0) 20%(P+20)		20%(P+20)	10%(P+10)	10%(P-10)	20%(P-20)	2 ℃(T+2)	1 ℃(T+1)	1 ℃(T-1)	2 ℃(T-2)
10^4 (a)率定 恐怖 電機 数 值 Simulated dissolved Simulated dissolved 10^3 concentration/ 10^2 10^2 10^{-1} 10^{-2} 10^{-1} 10^{-2} 10^{-2} 10^{-2} Obsee	期 Calib	ration	10^2 10^3 ration/ μ g·L ⁻¹	20 - 10 ⁴	容易 一般 一般 一般 一般 一般 一般 一般 一般 一般 一般	D^4 (b)验证期 D^2 (b)验证期 D^0 (b)验证期 D^0 (b) D^0 (c)	Validation	O. 6 ¹⁰ ¹ 10 ² E测值 oncentration/µg	10 ³ 10 ⁴ ;- L ⁻¹
		10)倍线 5	5倍线 —	- 1:1线 O	Zn A	Cd		

表 2 浏阳河上游流域气象情景设置 Table 2 Meteorological scenarios for upper Liuyang river basin



Figure 3 Comparison of simulated and observed dissolved Zn and Cd concentrations in the river



图4 模型模拟各河段溶解态Zn和Cd浓度及环境质量评估(国家地表水环境质量标准GB 3838—2002) Figure 4 Model simulation of the dissolved Zn and Cd concentrations in the river and environmental quality assessment (Chinese Environmental Quality Standards for Surface Water GB 3838-2002)

地表水环境质量标准中的 Ι 类水标准(50 μg·L⁻¹),中 位数最高值出现在48号子流域,6年来分别有745 d 和4 d 超过Ⅲ类(1000 μg·L⁻¹)和V类标准(2000 μg· L⁻¹)。对于Cd来说,中位数最低值同样出现在宝山河 源头52号子流域,6年模拟结果均未超过地表水环境 质量标准设定的 [类水标准(1 ug·L⁻¹), 中位数最高 值出现在47号子流域,模拟的6年中都超过了V类水 标准(10 µg·L⁻¹)。总体来看,Cd污染程度大于Zn污 染,宝山河源头水质较好,流经七宝山矿区后水质显 著变差。当宝山河与大溪河在44号子流域汇合后, 由于稀释作用和水沙交互作用,Zn和Cd浓度都显著 降低,均好于Ⅲ类水标准。1985年马强等四和2003 年戴塔根等四分别对七宝山矿区的污染情况进行了 调查,不同时期的对比结果表明,各类样品中重金属 元素都有不同程度的富集。其中宝山河底泥中Cu、 Zn、Pb、Cd、As等重金属含量严重超标,在河流底泥峰 值河段,水体中Cd和Zn含量均超过地表水环境质量 标准中的Ⅲ类水标准(GB 3838—2002)。本研究模拟 结果与马强等[12]和戴塔根等[13]实测结果非常接近,但 戴塔根等^{□□}提到宝山河下游已符合Ⅲ类水标准,而本 研究中宝山河下游如42号、40号子流域仍有部分 (Zn)和整体(Cd)超过Ⅲ类水标准。分析可能原因有

(1)模型模拟有偏,低估了稀释和水沙交换作用,所以 模型高估了宝山河下游河段重金属Zn和Cd的浓度; (2) 戴塔根等^[13]的结论源于单次采样,时间跨度不足, 可能未采集到高污染风险情景下(如久旱初雨)的水 样;(3)宝山河Zn和Cd污染峰值随时间向下游推移, 因为戴塔根等四通过对比底泥中Cd含量发现2003年 的浓度峰值相比于1985年向下游移动了1.2 km。

2.3 Zn和Cd输出通量和形态分布

如表3所示,流域出口双江口Zn的年平均输出 通量为90.8 t·a⁻¹,其中溶解相和吸附相分别占30.7% 和 69.3%。Cd 的年平均输出通量为 1.1 t • a⁻¹,其中溶 解相和吸附相分别占59.1%和40.9%。杨忠芳等[22]于 2007—2008年对湖南洞庭湖水系的重金属分布特征 及输送通量进行了实地调查研究,计算得到从湘江进 入洞庭湖的Zn平均通量为478.90 t·a⁻¹,其中溶解相 和吸附相分别占 39.90% 和 60.10%。从湘江进入洞庭 湖的Cd平均通量为59.58 t·a⁻¹,其中溶解相和吸附相 分别占69.32%和30.68%。可以看到,浏阳河上游流 域作为湘江流域的子流域,重金属Zn和Cd在不同形 态中的分布特征具有很强的相似性。从月输出来看 (表3),溶解相和吸附相Zn、Cd最高输出量都出现在 6月,最低输出量出现在1月。丰水期(4-6月)溶解

表3 模型模拟溶解态Zn、Cd和吸附相Zn、Cd的月平均和年平均输出量(kg)

Table 3 Simulated monthly and yearly exports of dissolved Zn, Cd and particulate Zn, Cd(k_{i}
--

项目 Items	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	年均
溶解相Zn Dissolved Zn	973.5	1 569.6	3638	3 326.6	4 146.2	4 443.8	2 954.6	1813	1 162.1	1 139.5	1481	1 241.4	27 891.1
吸附相Zn Particulate Zn	111.4	792.9	3 745.2	7688	19 435.4	21 793.1	7 215.5	1 050.6	202.5	157.9	357.6	430.3	62 980.5
溶解相Cd Dissolved Cd	17.5	30.8	80.2	81.6	101.6	114.1	74.4	44.4	28.4	24.2	29.7	25.3	652.4
吸附相 Cd Particulate Cd	0.8	5.7	25.7	59	138.3	159.3	47	7.6	1.5	1.3	2.5	3	451.7

农业环境科学学报 第38卷第5期

相Zn、吸附相Zn、溶解相Cd和吸附相Cd输出量分别 占总输出量的42.7%、77.7%、45.6%和78.9%。从日 输出来看,图5展示了流域出口重金属输出量与径流 量日变化量的对比分析,模拟结果表明,溶解相和吸 附相重金属输出量的大幅提升几乎全部出现在强降 水后流量增加时,吸附相重金属输出量主要由几次暴 雨洪水过程贡献。

2.4 不同气象情景下重金属行为响应

将9种气象情景输入SWAT-HM 模型中进行模 拟计算,统计分析9种不同的降水和气温情景下的蒸 散发量、地表径流量以及不同形态重金属(以Zn为 例,溶解态Zn和吸附态Zn)的流域出口输出量。图6 展示了9种设定情景下,研究区水文水质的变化特 征。可以看出,蒸散发量、地表径流量与流域的气象 因子关系十分密切。降水量的变化对蒸腾量、地表径 流量影响显著(P<0.05),蒸腾量、地表径流量都随降 水量的增加而增大。气温变化对蒸腾量和地表径流 量也都有显著影响(P<0.05)。蒸腾量随气温的增加 而增大,但地表径流量却随温度的升高而减小。这是 因为气温的升高,使流域的蒸腾量(耗水量)增加,因 而地表径流量会相应地降低。不同的气象因子对流 域水质同样产生影响,其中降水增加会导致重金属输 出量增加,这是因为降雨的增加会导致地表径流、壤 中流和泥沙侵蚀的增加,进而使得溶解相和吸附相重

金属的迁移量增加。温度的变化对于溶解相重金属 影响不显著(P=0.93),但温度变化对吸附相重金属有 显著影响(P<0.05)。温度升高会导致吸附相重金属 的降低,这是由于温度的升高,使地表径流和泥沙侵 蚀量降低,进而间接地导致吸附相重金属的输出量减 少。模拟结果表明,降雨增加20%会导致溶解相Zn 和吸附相Zn分别增加11.7%和66.7%,温度升高2℃ 则会导致吸附相Zn减少4.5%。总体来说,降雨的变 化对重金属Zn输出量的影响比温度明显,且吸附相 Zn对于降雨和温度变化的响应比溶解相Zn强烈。这 也意味着气候变化导致的气温整体上升也许对重金 属行为影响不大,但其所导致的强降水等极端气象过 程频发对重金属大范围迁移扩散的影响值得关注。

2.5 矿区影响流域重金属污染防治的启示

当前重金属污染研究多采用点和断面监测方法, 且主要集中于小尺度重金属迁移转化过程,对于重金 属全流域过程以及变化环境下的重金属行为响应等 研究较少。目前国内已有大量的矿区重金属污染的 现状调查工作,详细的调查采样工作需要大量的人 力、物力和财力,通常也只能获得有限时空断面上的 污染信息。然而矿区对流域重金属的影响过程具有 高度的复杂性、随机性和时空分异性,构建和运用重 金属元素迁移转化机理模型将是流域系统宏观尺度 重金属污染防治的重要发展方向。SWAT-HM以重



Figure 5 Simulated temporal sequences of outputs at the watershed outlet, including streamflow, dissolved Zn, Cd and particulate Zn, Cd



图 6 不问 【家 頂京 下 然 敢 友、地 衣 住 加、溶 肼 柏 Z n 和 吸 附 柏 Z n 打 万 的 响 应 左 并 Figure 6 Responses of evapotranspiration, surface runoff, dissolved Zn and particulate Zn behavior under simulated meteorological scenarios

金属本身在土壤、水体中的化学形态变化机理和动力 学为内核,将气象和水文条件作为驱动因子,从而具 备科学模拟重金属行为时空特征的能力;SWAT-HM 也由此可用于识别和研判影响重金属行为的气象水 文因子。如本研究结果所示,降雨强度对于研究区重 金属输出量有很大的影响,且对于吸附相重金属的影 响比溶解相重金属大[丰水期(4—6月)吸附相 Zn 和 吸附相 Cd 输出量分别占总输出量的 77.7% 和 78.9%]。这表明矿区的土壤侵蚀防控对于防止矿区 重金属污染扩散具有很大作用,这也与Gozzard等^[23] 在英国某Zn矿区的研究结论一致。

流域尺度重金属模拟还存在很大的不确定性,主要包括模型结构、输入数据等方面。模型结构方面,将重金属简化为两相三态间的转化过程可能忽略了 胶体态存在时的复杂过程,SWAT模型中的河段完全 混合假设也不能无条件成立;输入数据方面,在本研 究中将4次采样平均值作为点源的输入,忽略了点源 的时间变化性,以有限土壤样点的实测数据作为面源 的重金属输入,低估了面源的空间分异性。所以,今 后应该进一步开展流域重金属模型的不确定性分析 研究,探讨如何在有限数据下对重金属迁移转化做出 合理预测。此外,今后可将重金属的迁移转化过程与 气象情景、土地利用和环境管理等因素综合分析,用 于识别重金属污染高风险情景,预测重金属污染发展 趋势,这对于受重金属污染影响地区的流域风险评 估、环境管理和污染防治都具有重要意义。

3 结论

本研究采用流域尺度重金属迁移转化模型 SWAT-HM对湖南浏阳七宝山矿区影响流域进行了 适用性评价,并探讨了不同形态重金属对于不同气象 因子的响应特征,主要得到以下几点结论:

(1)SWAT-HM能较好地模拟研究区重金属Zn 和Cd的迁移转化特征,证明该模型可应用于矿区 污染流域的重金属行为模拟,且模拟精度良好。

(2)河道内重金属污染水平与河段相对污染源区 的距离、稀释因素等水文过程关系复杂,SWAT-HM 在研究区的模拟和实测表明采用流域模型模拟在定 量识别重金属污染区域的河道内污染水平方面具有 优势。

(3)SWAT-HM在研究区的模拟表明虽然在年尺 度流域输出重金属中,溶解相和吸附相比例相差并不 大,但丰水期(4—6月)吸附相重金属输出量显著增加,因此土壤侵蚀控制对于防范矿区重金属污染事故 具有重要意义。

(4)SWAT-HM的气象情景分析结果表明,降雨 的变化对重金属输出量的影响比温度明显,且吸附相 重金属对于降雨和温度变化的响应比溶解相重金属 敏感。SWAT-HM或可用于模拟气候变化情景下的 重金属输出响应模拟研究。

参考文献:

- 中华人民共和国环境保护部,中华人民共和国国土资源部.全国土 壤污染状况调查公报[J].中国环保产业,2014,36(5):1689-1692.
 State Environmental Protection Administration of China, State Land and Resources Administration of China. Report on the national general survey of soil contamination[J]. *China Environmental Protection Indus*try, 2014, 36(5):1689-1692.
- [2] Simunek J, Jacques D, Genuchten M T, et al. Multicomponent geochemical transport modeling using Hydrus-1D and HP1[J]. Journal of the American Water Resources Association, 2006, 42:1537-1547.
- [3] Trakal L, Kodešová R, Komárek M. Modelling of Cd, Cu, Pb and Zn transport in metal contaminated soil and their uptake by willow (*Salix× smithiana*) using HYDRUS-2D program[J]. *Plant and Soil*, 2013, 366 (1/2):433-451.
- [4] Mallmann F J K, dos Santos D R, Ceretta C A, et al. Modeling fieldscale vertical movement of zinc and copper in a pig slurry-amended soil in Brazil[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012, 243:223–231.
- [5] Velleux M L, Jr J F E, Julien P Y. TREX: Spatially distributed model to assess watershed contaminant transport and fate[J]. *Science of the Total Environment*, 2008, 404(1):113–128.
- [6] Velleux M L, Julien P Y, Rojas-Sanchez R, et al. Simulation of metals transport and toxicity at a mine-impacted watershed: California Gulch, Colorado[J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40 (22): 6996-7004.
- [7]李 倩,秦 飞,季宏兵,等.北京市密云水库上游金矿区土壤重金 属含量、来源及污染评价[J].农业环境科学学报,2013,32(12): 2384-2394.

LI Qian, QIN Fei, JI Hong-bing, et al, Contents, sources and contamination assessment of soil heavy metals in gold mine area of upstream part of Miyun reservoir, Beijing, China[J]. *Journal of Agro – Environment Science*, 2013, 32(12):2384–2394.

- [8] Chen H Y, Teng Y G, Lu S J, et al. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China[J]. Science of the Total Environment, 2015, 512–513:143–153.
- [9]林钟荣,郑一,向仁军,等.重金属面源污染模拟及其不确定性分析:以湘江株洲段镉污染为例[J].长江流域资源与环境,2012,21 (9):1112-1118.

LIN Zhong-rong, ZHENG Yi, XIANG Ren-jun, et al. Simulation of the nonpoint sources load of heavy metals and its uncertainty analysis: A case study of cadmium pollution at the Xiangjiang River in the Zhu-zhou City[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2012, 21 (9):1112–1118.

[10] Meng Y B, Zhou L F, He S L, et al. A heavy metal module coupled with the SWAT model and its preliminary application in a mine-im农业环境科学学报 第38卷第5期

pacted watershed in China[J]. Science of the Total Environment, 2018, 613:1207-1219.

- [11] Arnold J G, Srinivasan R, Muttiah R S, et al. Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development[J]. Journal of the American Water Resources Association, 1998, 34(1):91-101.
- [12] 马强,杨镜泉,史锡珍,等.长沙地区矿产资源开发对环境的影响[R].长沙:长沙市环境学会,1985.
 MA Qiang, YANG Jing-quan, SHI Xi-zhen, et al. Environmental impact of mineral resources development[R]. Changsha; Changsha Soci-
- ety for Environmental Sciences, 1985. [13] 戴塔根, 刘星辉, 童潜明. 湖南浏阳七宝山矿区宝山河不同时期环 境污染对比研究[J]. 矿冶工程, 2005, 25(6):9-13. DAI Ta-gen, LIU Xing-hui, TONG Qian-ming. Comparison of environmental pollution at different period of time Qibaoshan mine area, Liuyang, Hunan[J]. *Mining and Metallurgical Engineering*, 2005, 25 (6):9-13.
- [14] Rauret G, Lópezsánchez J F, Sahuquillo A, et al. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials[J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 1999, 1(1):57-61.
- [15] 尹 刚, 王 宁, 袁 星, 等. 基于SWAT模型的图们江流域氮磷 营养物非点源污染研究[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(4):704-710.

YIN Gang, WANG Ning, YUAN Xing, et al. Non-point source pollution of nitrogen and phosphorus nutrients using SWAT model in Tumen River Watershed, China[J]. *Journal of Agro – Environment Science*, 2011, 30(4):704–710.

- [16] Holvoet K, Griensven A V, Gevaert V, et al. Modifications to the SWAT code for modelling direct pesticide losses[J]. Environmental Modelling & Software, 2008, 23(1):72-81.
- [17] Neitsch S L, Williams J, Arnold J G, et al. Soil and water assessment tool theoretical documentation (Version 2009)[R]. Texas: Texas Water Resources Institute, 2011.
- [18] Degryse F, Smolders E, Parker D. Partitioning of metals (Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn) in soils: Concepts, methodologies, prediction and applications: A review[J]. *European Journal of Soil Science*, 2009, 60: 590– 612.
- [19] Buekers J, Degryse F, Maes A, et al. Modelling the effects of ageing on Cd, Zn, Ni and Cu solubility in soils using an assemblage model[J]. *European Journal of Soil Science*, 2008, 59:1160–1170.
- [20] Malmström M E, Destouni G, Banwart S A, et al. Resolving the scaledependence of mineral weathering rates[J]. *Environmental Science & Technology*, 2000, 34(7):1375–1378.
- [21] Abbaspour K C, Yang J, Maximov I, et al. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT[J]. *Journal of hydrology*, 2007, 333(2/3/4):413-430.
- [22] 杨忠芳, 夏学齐, 余 涛, 等. 湖南洞庭湖水系 As 和 Cd 等重金属 元素分布特征及输送通量[J]. 现代地质, 2008, 22(6):897-908.
 YANG Zhong-fang, XIA Xue-qi, YU Tao, et al. Distribution and fluxes of As and trace metals in the Dongting Lake water system, Hunan Province, China[J]. *Geoscience*, 2008, 22(6):897-908.
- [23] Gozzard E, Mayes W M, Potter H A B, et al. Seasonal and spatial variation of diffuse(non-point) source zinc pollution in a historically metal mined river catchment, UK[J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159 (10):3113-3122.