

中国土壤重金属(Pb 和 Cd)沉降临界负荷区划

何思勤, 段 雷

(清华大学环境科学与工程系, 北京 100084)

摘 要: 用稳态法确定了我国土壤的重金属Pb和Cd沉降临界负荷, 结果表明我国土壤临界负荷明显呈现东南高、西北低的分布特征。我国东南部地区普遍能够接受大于 $1.0 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 的大气Pb沉降和大于 $0.1 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 的Cd沉降, 原因是栽培植被和天然植被的生产力较高。该地区又可以分为南北两部分, 南部由于土壤风化速率低和降水量(径流量)高, 相应地能够接受比北方更高的重金属沉降。我国西北部地区普遍植被生产力较低, 同时风化速率较高, 因此土壤临界负荷较低, Pb的小于 $1.0 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, Cd的小于 $0.1 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。

关键词: 环境科学; 临界负荷; 土壤; 重金属; 铅; 镉

中图分类号: X517 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673-7180(2009)05-0329-6

Mapping critical loads of heavy metal (Pb and Cd) deposition for soil in China

He Siqin, Duan Lei

(Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract: Critical loads of Pb and Cd of Chinese soils were estimated through the steady state method. Results showed that the critical loads were obviously higher in the southeast China and lower in the northwest. It could commonly accept atmospheric deposition of Pb higher than $1.0 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ and Cd higher than $0.1 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ in the southeast, where the productivity of both cultivated vegetations and natural vegetations are relatively high. The critical loads were even higher in the south part of the southeast China than in the north part because of the lower soil weathering rate and the higher precipitation/runoff amount. Due to the low productivity of vegetation and high weathering rate of soil, the critical loads were lower than $1.0 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ for Pb and $0.1 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ for Cd in the northwest China.

Key words: environmental science; critical loads; soil; heavy metal; Pb; Cd

0 引 言

燃煤电厂、工业锅炉和金属冶炼厂等污染源以颗粒物的形式向大气中排放大量的重金属。据估算,

2003年我国仅燃煤电厂就向大气中排放可吸入颗粒物(PM₁₀)约160万t, 其中Mn, V, Cu, Cr, Ni和Cd等重金属分别为308, 462, 217, 149, 183和30 t^[1]。大气颗粒物的沉降因此成为区域最重要的土壤重金

基金项目: 国家重点基础研究发展计划“973”项目(2005CB422206); 高等学校全国优秀博士学位论文专项资金项目(200353)

作者简介: 何思勤(1986-), 女, 硕士研究生

通信联系人: 段雷, 副教授, lduan@tsinghua.edu.cn

属污染源^[2],特别是对那些不受采矿和水污染影响的“清洁”地区。

为了控制大气污染物排放及其造成的跨国境输送与沉降,欧洲采用了基于临界负荷的方法。临界负荷定义为不致使生态系统发生有长期危害影响的化学变化的污染物最高沉降量^[3]。该方法首先应用于酸沉降控制^[4],后来扩展到重金属^[5-6]。国内在酸沉降临界负荷区划与应用方面进行了一定研究^[7-8]。本文在此基础上完成我国土壤重金属(Pb和Cd)沉降临界负荷区划,为未来大气颗粒物(及重金属)排放控制目标的确定提供科学依据。

1 方法与参数

土壤的重金属临界负荷表示土壤(和陆生生态系统)所能接受的最大的重金属沉降,在稳定状态下,它等于土壤系统通过植被吸收以及淋溶作用所造成的最大输出量减去由于风化造成的天然输入量^[9]:

$$L_{C,M} = U_M - W_M + L_{M,crit}, \quad (1)$$

其中: $L_{C,M}$ 为重金属 M 的临界负荷($\text{g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$), U_M 为植被吸收量所造成的重金属 M 损失量($\text{g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$), W_M 为风化作用导致的重金属 M 释放量($\text{g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$), $L_{M,crit}$ 为土壤中重金属 M 的淋溶量($\text{g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)。上述参数的计算公式如下:

$$U_M = Y \cdot X_M, \quad (2)$$

$$W_M = W_{Ca} \cdot R_{M,Ca}, \quad (3)$$

$$L_{M,crit} = 10 \cdot Q \cdot [M]_{crit}, \quad (4)$$

其中: Y 为植被的净初级生产力($\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$), X_M 为植物收割部分中重金属 M 的质量含量(mg/kg), W_{Ca} 为土壤风化释放 Ca 的速率($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$), $R_{M,Ca}$ 为土壤中重金属 M 质量含量同 Ca 质量含量的比值(g/kg), Q 为径流量(m/a), $[M]_{crit}$ 为重金属 M 的临界(最大允许)淋溶质量浓度(mg/m^3)。

基于数据的可获性,本文仅计算 Pb 和 Cd 的临界负荷。我国主要植被类型的净初级生产力和主要土壤类型的风化速率分别取自文献[10]和[11],土壤 Pb 和 Cd 含量分布和各种主要土壤类型的 Ca 含量分别参考文献[12]和[13]。由于我国目前缺乏各种典型

植被重金属含量的数据,因此本文参考欧洲的值^[9]:对草原、耕地、针叶林和落叶林,在植物收割部分中 Pb 质量含量依次取 2.0, 0.3, 5.0 和 5.0 mg/kg , Cd 质量含量依次取 0.15, 0.05, 0.30 和 0.30 mg/kg 。此外,临界质量浓度 $[Pb]_{crit}$ 和 $[Cd]_{crit}$ 分别取 8.0 和 0.8 mg/m^3 ^[9]。中国年径流深度图(1:4 000 000)、中国土壤图(1:4 000 000)和中国植被图(1:4 000 000)等基础地图来自有关图集^[14],并进行数字化处理。

2 区划结果

利用地理信息系统(GIS)进行我国土壤重金属(Pb和Cd)沉降临界负荷区划,具体方法可参照酸沉降临界负荷的区划方法^[7],得到 $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ (经纬度)的临界负荷图。进而根据累积分布曲线得到 95% 保证率^[15]下的 $1^\circ \times 1^\circ$ (经纬度)临界负荷图,如图 1 所示。

从图 1 中可以看出,我国土壤重金属(Pb和Cd)沉降临界负荷明显呈现东南高、西北低的分布特征。我国东南部地区(也是我国颗粒物和重金属沉降最大的区域)普遍能够接受大于 $1.0 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 的 Pb 沉降和大于 $0.1 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 的 Cd 沉降。这些地区的植被以栽培植被为主,天然植被则主要是森林和灌丛,植被生产力较高^[10],因此植被对重金属的吸收速率较大,从而临界负荷较高。我国东南部地区以淮河为界又可分为南北两部分:南部属高温多雨区,其天然植被为热带雨林、季雨林和亚热带常绿阔叶林,土壤多为不同程度的富铝化土壤,风化速率较低^[11],Pb和Cd的沉降临界负荷更大(分别大于 5.0 和 $0.2 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$);而北方大都属半湿润至半干旱区,天然植被主要是阔叶林和针叶-阔叶混交林,土壤多数属于硅铝性土,风化速率较高(东北大兴安岭、小兴安岭和长白山的森林土壤例外)^[11]。土壤风化速率和降水量(径流量)的差异是导致我国东北和华北地区临界负荷普遍低于南方的原因。我国西北部属干旱区域,在干旱内陆盆地土壤多为不同类型的漠土,逐渐向外伸展为半漠土和干旱草原土壤,植被以温带荒漠和温性草原为主,而青藏高原上则分布着特有的多种高山土壤类型,植被包括高寒草甸、高寒草原和高寒荒漠等。我国西北部普遍植被生产力较低^[10],同时风化速率较高^[11],因此土壤临界负荷较低,只能接受小于 $1.0 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 的 Pb 沉降和小于 $0.1 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 的 Cd 沉降。

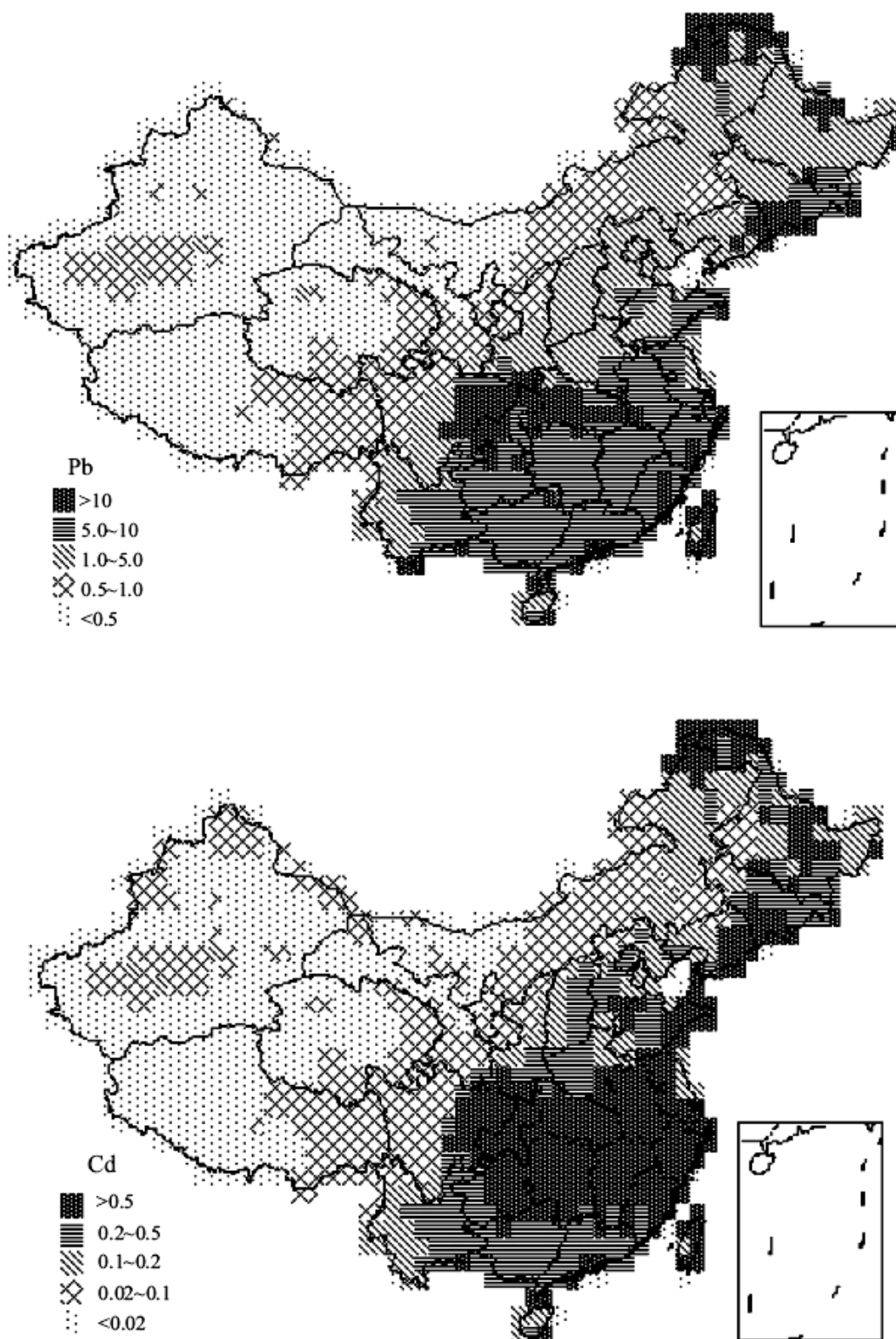
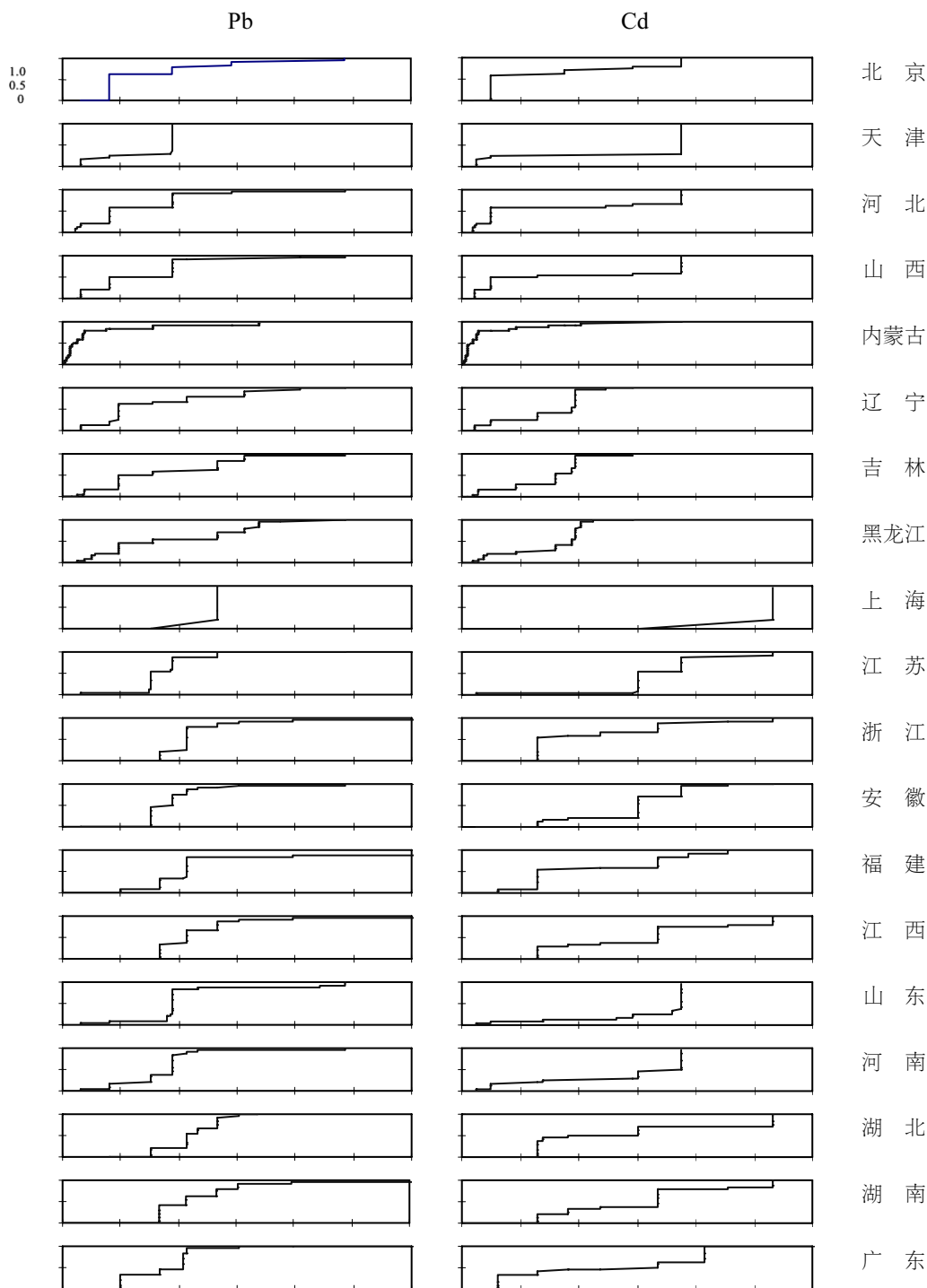


图1 中国土壤Pb和Cd临界负荷图(单位: $\text{g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)

Fig. 1 Critical loads of Pb and Cd for soils in China (unit: $\text{g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)

从图 1 还可看出,我国临界负荷最大($Pb: > 5.0 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, $Cd: > 0.5 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)的地区除了分布在东南部栽培植被为主的地区之外,还包括东北的大兴安岭、小兴安岭和长白山等温带针叶林分布地区,以及华南和云南、台湾等热带雨林、季雨林分布地区,它们同样具有较高的植被吸收速率和极低的土

壤风化速率。这些地区占我国国土面积的 20% 左右,而临界负荷最小的等级($Pb: > 0.5 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, $Cd: > 0.02 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)分布最广,占国土面积的 30% ~ 35%。基于 $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ 的临界负荷图还可以得到我国各省(市、自治区)及全国的土壤 Pb 和 Cd 沉降临界负荷的累积分布曲线,如图 2 所示。



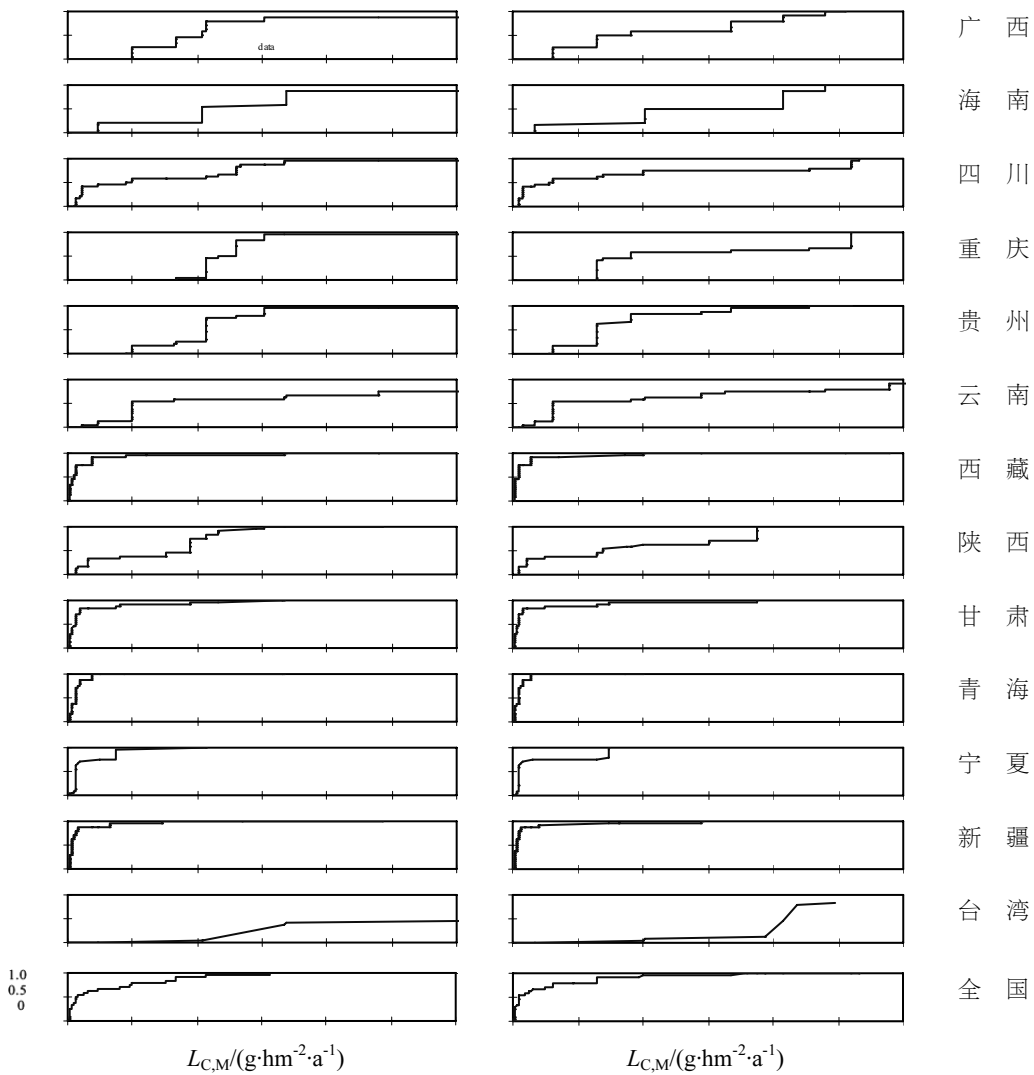


图2 中国各省(市区)及全国土壤Pb和Cd沉降临界负荷($L_{C,M}$)的累积分布

Fig. 2 Cumulative distribution of critical loads of Pb and Cd for soils in each province and in China

3 讨论

本文利用稳态法初步确定了中国土壤的Pb和Cd沉降临界负荷。比较临界负荷与实际沉降量可以确定哪些地区颗粒物中重金属的沉降超过了临界负荷,而将超临界负荷信息与颗粒物的大气传输模型相结合,就可以确定哪些地区需要削减颗粒物排放,以及需要削减多少才能使沉降低于临界负荷。土壤重金属临界负荷考虑大气颗粒物的生态影响,提供了除环境空气质量标准(考虑人体健康影响)之外的另一个控制指标。

受客观条件限制,上述结果存在一定的不确定性。由于目前国内对土壤和植被重金属含量的研究

较少,特别是植被的重金属含量数据极其缺乏,因此部分参数来源于欧洲国家的测量数据,可能与国内的实际情况存在一定的偏差,从而导致计算结果的不确定性。

[参考文献](References)

- [1] 易红宏. 电厂可吸入颗粒物排放特征研究[D]. 北京: 清华大学, 2006.
Yi Honghong. Studies on emission characteristics of PM₁₀ from power plants [D]. Beijing: Tsinghua University, 2006. (in Chinese)
- [2] Alloway B J. Heavy metals in soils [M]. London: Blackie Academic & Professional, 1995.
- [3] Nilsson J, Grennfelt P (eds.). Critical loads for sulphur and nitrogen [R]. Copenhagen: Nordic Council of Ministers, Miljörapport 1988, 15,

- 1988.
- [4] Hettelingh J P, Posch M, De Smet P A M, et al. The use of critical loads in emission control agreement in Europe [J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 1995, 85:2381-2388.
- [5] Hagner C. Regional and long-term patterns of lead concentrations in riverine, marine and terrestrial systems and humans in Northwest Europe [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2002, 134: 1-4.
- [6] Posch M, Hettelingh J P, De Smet P A M. Characterization of critical load exceedances in Europe [J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 2001, 130: 1139-1144.
- [7] 段雷, 郝吉明, 谢绍东, 等. 用稳态法确定中国土壤的硫沉降和氮沉降临界负荷[J]. *环境科学*, 2002, 23(2): 7-12.
Duan Lei, Hao Jiming, Xie Shaodong, et al. Estimating critical loads of sulfur and nitrogen for Chinese soils by steady state method [J]. *Environmental Science*, 2002, 23(2): 7-12. (in Chinese)
- [8] 刘炳江, 郝吉明, 贺克斌, 等. 中国控制区和二氧化硫污染控制区划及实施政策研究[J]. *中国环境科学*, 1998, 18(1): 1-7.
Liu Bingjiang, Hao Jiming, He Kebin, et al. Study on designation of acid rain and SO₂ pollution control areas and policy implementation [J]. *China Environmental Science*, 1998, 18(1): 1-7. (in Chinese)
- [9] Hettelingh J P, Slootweg J M, Posch M, et al. Preliminary modelling and mapping of critical loads for cadmium and lead in Europe [R]. Bilthoven, Netherlands: Coordination Center for Effects, RIVM Report No. 259101011, 2002.
- [10] 段雷, 黄永梅, 郝吉明, 等. 中国植被对氮和盐基阳离子吸收速率及其在土壤酸化中的作用[J]. *环境科学*, 2002, 23(3): 68-74.
Duan Lei, Huang Yongmei, Hao Jiming, et al. Vegetation uptake of nitrogen and base cation in China and its role in soil acidification [J]. *Environmental Science*, 2002, 23(3): 68-74. (in Chinese)
- [11] Duan Lei, Hao Jiming, Xie Shaodong, et al. Determining weathering rates of soils in China [J]. *Geoderma*, 2002, 110: 205-225.
- [12] 中国环境监测总站. 中华人民共和国土壤环境背景值图集[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1994.
China National Environmental Monitoring Centre. The atlas of soil environmental background value in the People's Republic of China [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1994. (in Chinese)
- [13] 熊毅, 李庆逵. 中国土壤: 第二版[M]. 北京: 科学出版社, 1987.
Xiong Yi, Li Qingkui. *China Soils: 2nd Edition* [M]. Beijing: Science Press, 1987. (in Chinese)
- [14] 中国地图出版社. 中华人民共和国地图集[K]. 北京: 中国地图出版社, 1984.
SinoMaps Press. *Atlas of People's Republic of China* [K]. Beijing: SinoMaps Press, 1984. (in Chinese)
- [15] 段雷, 郝吉明, 谢绍东, 等. 确定不同保证率下的中国酸沉降临界负荷[J]. *环境科学*, 2002, 23(5): 25-28.
Duan Lei, Hao Jiming, Xie Shaodong, et al. Calculating critical loads of acid deposition with different percentiles in China [J]. *Environmental Science*, 2002, 23(5): 25-28. (in Chinese)