

酸沉降临界负荷研究中的不确定性*

安俊岭 黄美元 周 玲

(中国科学院大气物理所 LAPC, 北京 100029)

摘要 从临界负荷的定义、所选用的指示生物及其化学临界值、目前所运用的研究方法、实测资料的缺乏等方面讨论了临界负荷研究中存在的不确定性, 指出目前应用于酸沉降临界负荷研究中的稳态和动态模型的模拟能力还很有限, 有待进一步完善和发展。

关键词 酸沉降, 临界负荷, 指示生物, 化学临界值。

Uncertainties in the Study of Critical Loads for Acidic Deposition

An Junling Huang Meiyuan Zhou Ling

(LAPC, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029)

Abstract The paper discussed uncertainties in assessment of critical loads for acidic deposition from the definition of the critical load, related biological indicators and critical chemical values, the current methods used to determine critical loads of acidic deposition for an ecosystem, and deficient field data. These discussions indicate that the simulation capacity of the current steady-state mass balance and dynamic acidification models utilized is very limited and needs further to be improved.

Keywords acidic deposition, critical load, biological indicator, critical chemical value.

为了保护生态环境, 越来越多的国家在着手寻求科学、有效的途径来规划或控制酸性物质的排放量。临界负荷为这种控制对策的制定提供了理论基础, 这已为国际上所公认^[1]。欧洲和北美各国从 80 年代后期就开展了临界负荷的区域规划^[1-3], 谢绍东等^[4]新近对中国的酸沉降临界负荷也进行了区划。这些工作的相继开展, 既提高了公众对生态环境的关注意识, 又为实施排放量控制的决策部门提供了定量的依据。然而在酸沉降临界负荷研究中, 临界负荷的定义、所涉及的指示生物及其化学临界值、目前所选用的研究方法、资料来源等方面都存在着不确定性, 必须加以指明, 为今后相关工作的深入开展、改进现用的研究方法以及更有效地控制污染物的排放量提供一定的指导作用。

1 临界负荷概念的不确定性

临界负荷这个词的来源不是很清楚, 这个概念大约是 70 年代在加拿大首次开始使用^[1], 初次定义为对环境产生不利影响物质的临界浓度则是在 1982 年的 Stockholm 会议上^[1], 后来逐渐发展成为用于控制污染物排放量的临界负荷。生态环境是个相当复杂的系统, 这就决定了研究该系统的学科涉及多个领域。不同领域内的研究者通常选择的研究对象不同(环境的某个组成部分), 即使是相同领域内的研究者所持学术观点也未必一致, 因而对此概念也就有不同的定义或下定

义时的侧重点不同^[1]。如生物学家更关注敏感性生物、土壤学家更重视土壤化学性质的变化^[1]。因此, 若确定生态系统中的某个组成部分(如淡水、土壤)的临界负荷, 必须留意所选用的定义^[1]。

2 指示生物及其化学临界值的不确定性

指示生物是生态系统内部有代表性的生物; 化学临界值是指对指示生物造成危害时所选用化学参数的临界值, 当低于该值时指示生物不会表现出严重伤害反应^[5]。一般来说, 地域不同生物物种各异, 不同的指示生物对有毒物质(如铅)的忍耐性是不同的, 即使是相同的物种在不同的生长或发育阶段对毒物的抗性也不尽相同^[5]。新近的研究还指出更为敏感的指示生物可能是菌根真菌和土壤动物而不是树^[5]。总之, 这方面的研究非常欠缺, 还需要大量的理论和实验研究去丰富。化学临界值一般有多种(见表 1)。表中选用的临界值都存在着很大的不确定性^[7]。例如 Ca/Al 或 BC/Al 摩尔比(BC 为盐基离子的浓度)被广泛运用于临界负荷研究之中。可是愈来愈多的事实表明, 使用 Ca/Al 比

* 中国科学院重大项目大气污染预测的理论和方法研究之专题: KZ951-A 1-403-03-03
安俊岭: 男, 31 岁, 博士
收稿日期: 1998-06-10

率,特别是用 1.0 作为临界值是不可靠的^[8,9]. 化学临界值的不确定性会导致临界负荷的区划面积扩大或缩小 50%^[10,11]. 近期在瑞典进行的野外调查发现森林生长与土壤溶液的 BC/Al 比率之间无任何关系^[5]. 看来这方面的研究还很薄弱需大力加强.

表 1 SMART 模型^[6]描述氮饱和与土壤酸化所选用的化学临界值^[7]

临界指标	单位	临界值	高于/低于临界值时的影响
NO ₃ ⁻ 浓度	mol · m ⁻³	0.1	植被发生变化
C/N 比率	g · g ⁻¹	40 ¹⁾	NO ₃ ⁻ 淋失
Al ³⁺ 浓度	mol · m ⁻³	0.22 ²⁾	伤害根系
Al/BC 比率	mol · mol ⁻¹	1.03 ³⁾	抑制 Ca ²⁺ 、Mg ²⁺ 吸收

1) 钙质土壤其值取 20 2) 该铝离子浓度对应于 pH 约 4.0 3) 此时 Al/Ca 比率大约相应于盐基饱和度为 5%

3 目前所用研究方法的不确定性

酸化模型是定量研究生态系统受酸沉降影响的重要手段. 到目前为止已发展了不少稳态和动态模型^[2,12]. 稳态模型避开土壤的酸化途径而直接计算最终稳定状态. 这类模型假定输入到系统中的所有酸性源通过系统内部的所有碱性源来平衡^[2,12-14]. 动态模型以化学平衡方程和质量守恒方程来描述生态系统中发生的物理、化学和生物过程,用数值模拟方法计算生态系统随时间演变的整个酸化过程,寻求控制酸化演变中的主要过程和实施污染物控制的合理方案^[2,12]. 在诸多酸化模型中稳态质量平衡模式(SSMB)^[5,13]和流域内地下水酸化模型(MAGIC)^[15]是确定生态系统酸沉降临界负荷方面用得最广泛的稳态和动态模型. 新近的研究指出用 SSMB 模型确定森林土壤(自然土壤)的酸沉降临界负荷,其准确性值得怀疑^[5]. 原因是土壤与不断变化的环境(如土地利用、污染物沉降、气候条件)不可能处于稳定状态. 另外,土壤溶液的化学性质还存在着显著的季节变化和年变化^[15].

动态酸化模型的著名代表 MAGIC 模式有一个重要假设:Al³⁺ 活度由 Al(OH)₃ 与 H⁺ 反应方程来决定,即

[Al³⁺] = K_{gibb} · [H⁺]³

K_{gibb} 是 Al(OH)₃ 与 H⁺ 反应的平衡常数. 越来越多的研究表明用此表达式估算土壤溶液或地下水中的 Al³⁺ 浓度不太合理^[16-18]. MAGIC 模型还有个隐含假设:土壤中 Al(OH)₃ 含量是无限的,可是在高酸沉降负荷下表层土壤中铝氧化物或氢氧化物会消耗完的^[6,8,19]. MAGIC 模型着眼于酸性土壤长期响应的描述,对于非酸性土壤在高酸沉降冲击下会发生什么变化, MAGIC

模式无法反映出来^[19]. 另外, MAGIC 模型没有考虑营养元素在植被中的生物化学过程(如吸收、凋落及矿化作用)^[20,21]. 而营养元素的循环是生态系统中的重要过程,今后模式的发展不应当忽略.

4 实测资料的缺乏

酸沉降临界负荷研究中指示生物及其化学临界值的资料、大气中干湿沉降及土壤物理化学参数的资料(如矿物分化率)、历史监测资料等都需要. 通常矿物分化率与盐基离子沉降量的观测值非常少,给模式估算临界负荷带来了很大的不确定性^[22]. 安俊岭等人的新近研究结果进一步指出在确定我国的酸沉降临界负荷时,仅改变硫沉降而忽略盐基离子沉降量的变化会带来很大的偏差^[19,23]. 另外,长期酸化模型所需的长期(>50 年)监测资料极缺,使得这类模型的校正和验证工作变得相当困难^[24]. 总之,没有丰富、可靠的观测和监测资料,模式的发展与完善及其预测能力的提高是不可能的.

5 结论与讨论

临界负荷是国际上公认的、制定污染物排放量控制对策的理论基础. 近年来,这一概念在联合国欧洲经济委员会、北欧、英国等许多国家得到了研究与推广^[3],在我国也得到了一定的应用. 尽管如此,酸沉降临界负荷研究中仍存在着许多不确定性. 这包括临界负荷的定义、指示生物及其化学临界值的选取与确定、目前所用研究方法本身的局限性和对重要过程的忽略、资料的缺乏等等. 这些不确定性说明目前用于临界负荷研究方面的酸化模型的模拟能力是很有限的,有待于进一步的发展与完善. 另外,中国的土壤组成、植被类型不同于西北欧和北美,因此国外的研究结果应用于我国时要慎重^[25,26].

参 考 文 献

1 Bull K R. The critical loads/levels approach to gaseous pollutant emission control. *Environmental Pollution*, 1991, **69**: 105- 123

2 Hornung M et al. Mapping and modelling of critical loads for nitrogen——a wokshop report. UK: Institute of Terrestrial Ecology, 1995. 1- 192

3 Hornung M et al. An empirtical map of critical loads of acidity for soils in Great Britain. *Environmental Pollution*, 1995, **90**(3): 301- 310

4 谢绍东等. 中国酸沉降临界负荷区划. *环境科学*, 1998, **19**(1): 13- 17

5

Lücke H et al. Critical loads of acidic deposition for forest soils: Is the current approach adequate? *Ambio*, 1996, **25** (8): 510– 516

6

De Vries W et al. Simulation of the long-term soil response to acid deposition in various buffer ranges. *Water Air Spil Pollut.*, 1989, **48**: 349– 390

7

De Vries W et al. Simulation of soil response to acidic deposition scenarios in Europe. *Water Air Soil Pollut.*, 1994, **78**: 215– 246

8

Mulder J et al. Depletion of soil aluminum by acid deposition and implications for acid neutralizing. *Nature*, 1989, **337**: 247– 249

9

Hogberg P and Jensen P. Aluminum and uptake of base cations by tree roots: a critique of the model proposed by Sverdrup et al. *Water Air Soil Pollut.*, 1994, **2**: 121– 125

10

De Vries W et al. Assessment of critical loads and their exceedance on European forests using a one-layer steady-state model. *Water Air Soil Pollut.*, 1994, **72**: 357– 394

11

肖辉林, 卓慕宁. 森林生态系统氮饱和与氮临界负荷量研究综述. *环境科学进展*, 1995, **3**(4): 59– 63

12

谢绍东等. 酸性模型及其在确定酸沉降临界负荷中的应用. *环境科学*, 1996, **17**(1): 80– 84

13

Sverdrup H and De Vries W. Calculating critical loads for acidity with the simple mass balance method. *Water Air Soil Pollut.*, 1994, **72**: 143– 162

14

Warfvinge P and Sverdrup H. Calculating critical loads of acid deposition with profile: A steady-state soil chemistry model. *Water Air Soil Pollut.*, 1992, **63**: 119– 143

15

Cosby B J et al. Modelling effects of acid deposition. Estimation of long-term water quality responses in a small forested catchment. *Water Resoures Research*, 1985, **21** (11): 1591– 1601

16

Mulder J et al. Impacts of acid atmospheric deposition on Woodland soils in the Netherlands: Aluminum chemistry. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1987, **51**: 1640– 1646

17

Seip H M et al. Variations in concentrations of aqueous aluminum and other chemical species during hydrological episodes at Birkenes, Southernmost Norway. *Journal of Hydrology*, 1989, **108**: 387– 405

18

Mulder J and Stein A. The solubility of aluminum in acidic forest soils: Long term changes due to acid deposition. *Geochimie et Cosmochimie Acta*. 1994, **58**: 85– 94

19

An Junling and Huang Meiyuan. Long-term soil acidification model(LTSAM) development and application for analyzing soil responses to acidic deposition. *Water Air Soil Pollut.*, 1998, **106**: 1– 20

20

Kros J et al. The uncertainty in forecasting trends of forest soil acidification. *Water Air Soil Pollut.*, 1993, **66**: 29– 58

21

De Vries W et al. Modelling the impact of acid deposition and nutrient cycling on forest soils. *Ecological Modelling*, 1995, **79**: 231– 254

22

Hettelingh J-P et al. Deriving critical loads for Aisa. *Water Air Soil Pollut.*, 1995, **85**: 2565– 2570

23

安俊岭等. 温州红壤的酸沉降临界负荷研究. *环境化学*, 1998, **17**(2): 136– 142

24

Kros J et al. Uncertainties in long term predictions of forest soil acidification due to neglecting seasonal variability. *Water Air Soil Pollut.*, 1995, **79**: 353– 375

25

仇荣亮, 吴菁. 陆地生态环境酸沉降敏感性研究. *环境科学进展*, 1997, **5**(4): 8– 22

26

刘厚田, 杜晓明. 闽南地区生态环境对酸沉降的临界负荷研究. *环境科学进展*, 1996, **9**(5): 13– 16

中国空气污染治理设备现状简介

目前空气污染治理设备的主要产品仍是各种除尘设备和气体净化装置。除尘设备中旋风除尘器、湿式除尘器、袋式除尘器和静电除尘器在我国均有较大的生产规模,这四种除尘器的年产值约占空气污染设备总产值的 80%。空气污染治理设备产值占环保产品总产值的 43.5%。

中小型燃煤工业锅炉是我国重要的热动力设备,它使用面广、需求量大,包括工业用蒸汽锅炉、采暖热水锅炉、民用生活锅炉、自备/热电联产锅炉,特种用途锅炉和余热锅炉等,这些锅炉主要集中在人口密集的城市和城郊工业区,同时,又以中小容量工业锅炉为主。因此,中小锅炉燃煤SO₂控制是我国大气污染控制领域的关键任务之一。

近 5 年来,我国开发出的燃煤工业锅炉烟气除尘脱硫器很多,已有约 20 项湿法脱 S 除尘技术被列入“国家环保最佳实用技术”。

电除尘和袋式除尘装置早在 70 年代就引进了西德、日本等国家的先进技术与设备,随后又分别引进了瑞典、美国、丹麦等国家的技术和设备。经过多年消化、吸收、改进,我国的电除尘和袋式除尘设备已居世界先进水平。干、湿法除尘技术均达到较先进水平,其主要技术指标达到或接近国际先进水平,并已形成相当规模的设备生产能力。

北京市环境保护科学研究院宋秀杰供稿