



环境科学  
*Environmental Science*  
ISSN 0250-3301, CN 11-1895/X

## 《环境科学》网络首发论文

题目： 我国自然生态系统氮沉降临界负荷评估  
作者： 黄静文, 刘磊, 颜晓元, 遆超普  
DOI: 10.13227/j.hjcx.202206236  
收稿日期: 2022-06-21  
网络首发日期: 2022-09-20  
引用格式: 黄静文, 刘磊, 颜晓元, 遆超普. 我国自然生态系统氮沉降临界负荷评估 [J/OL]. 环境科学. <https://doi.org/10.13227/j.hjcx.202206236>



**网络首发:** 在编辑部工作流程中, 稿件从录用到出版要经历录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿等阶段。录用定稿指内容已经确定, 且通过同行评议、主编终审同意刊用的稿件。排版定稿指录用定稿按照期刊特定版式(包括网络呈现版式)排版后的稿件, 可暂不确定出版年、卷、期和页码。整期汇编定稿指出版年、卷、期、页码均已确定的印刷或数字出版的整期汇编稿件。录用定稿网络首发稿件内容必须符合《出版管理条例》和《期刊出版管理规定》的有关规定; 学术研究成果具有创新性、科学性和先进性, 符合编辑部对刊文的录用要求, 不存在学术不端行为及其他侵权行为; 稿件内容应基本符合国家有关书刊编辑、出版的技术标准, 正确使用和统一规范语言文字、符号、数字、外文字母、法定计量单位及地图标注等。为确保录用定稿网络首发的严肃性, 录用定稿一经发布, 不得修改论文题目、作者、机构名称和学术内容, 只可基于编辑规范进行少量文字的修改。

**出版确认:** 纸质期刊编辑部通过与《中国学术期刊(光盘版)》电子杂志社有限公司签约, 在《中国学术期刊(网络版)》出版传播平台上创办与纸质期刊内容一致的网络版, 以单篇或整期出版形式, 在印刷出版之前刊发论文的录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿。因为《中国学术期刊(网络版)》是国家新闻出版广电总局批准的网络连续型出版物(ISSN 2096-4188, CN 11-6037/Z), 所以签约期刊的网络版上网络首发论文视为正式出版。

# 我国自然生态系统氮沉降临界负荷评估

黄静文<sup>1,2</sup>, 刘磊<sup>3</sup>, 颜晓元<sup>1,2</sup>, 迺超普<sup>1,2\*</sup>

(1. 中国科学院南京土壤研究所, 土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 南京 210008; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 兰州大学资源环境学院, 兰州 730000)

**摘要:** 过量的氮沉降引起了一系列环境问题并导致生物多样性损失, 因此评估当前生态系统氮沉降临界负荷对区域氮管理及其污染控制至关重要。利用稳态质量平衡法估算了当前我国自然生态系统的氮沉降临界负荷, 并与氮沉降数据对比, 获取了我国超过氮沉降临界负荷的生态系统空间分布情况。结果表明, 6%的地区氮沉降临界负荷大于  $56 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ , 67%的地区氮沉降临界负荷在  $14 \sim 56 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$  之间, 27%的地区氮沉降临界负荷小于  $14 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 。氮沉降临界负荷较高的区域主要分布在青藏高原东部、内蒙古东北部和南部部分地区。氮沉降临界负荷较低的区域主要分布在青藏高原西部、西北地区和东南部分地区。氮沉降超过临界负荷的区域约占我国的 21%, 主要分布在东南和东北部分地区。东北、西北和青藏高原地区超临界负荷值普遍低于  $14 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 。因此, 未来这些超过氮沉降临界负荷地区的氮素管理和控制更为值得关注。

**关键词:** 氮沉降; 临界负荷; 超临界负荷; 盐基阳离子沉降量; 稳态质量平衡法

DOI:10.13227/j.hjcx.202206236

## Assessment of Critical Loads of Nitrogen Deposition in Natural Ecosystems of China

HUANG Jing-wen<sup>1,2</sup>, LIU Lei<sup>3</sup>, YAN Xiao-yuan<sup>1,2</sup>, NI Chao-pu<sup>1,2\*</sup>

(1. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. College of Earth and Environmental Sciences, Lanzhou University, Lanzhou 730000, China)

**Abstract:** Excessive nitrogen(N) deposition causes a series of environmental problems, including biodiversity loss. Therefore, assessing current N deposition thresholds of natural ecosystem is critical for regional N management and pollution control. In this study, the critical loads of N deposition in China mainland were estimated using the steady-state mass balance method, and the spatial distribution of ecosystems exceeded the critical load was evaluated. The results showed that areas with critical loads of N deposition higher than 56, in the range of 14-56, and lower than 14

收稿日期: 2022-06-21; 修订日期: 2022-08-30

基金项目: 国家自然科学基金国际(地区)合作与交流项目(42061124001); 国家自然科学基金面上项目(42177313); 国家重点研发计划项目(2021YFD1700800)

作者简介: 黄静文(1998-), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤氮循环, E-mail: huangjingwen@issas.ac.cn

\*通信作者, E-mail: cpti@issas.ac.cn

$\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$  accounted for 6%, 67%, and 27% of China, respectively. The areas with higher critical loads of N deposition were mainly distributed in eastern Tibetan Plateau, northeastern Inner Mongolia and parts of the south China. Lower critical loads of N deposition were mainly distributed in western Tibetan Plateau, northwest China and parts of southeast China. Moreover, the areas where N deposition exceeded the critical loads accounted for 21% of China mainland, mainly distributed in southeast and northeast China. The exceedances of critical loads of N deposition in northeast, northwest China and Qinghai-Tibet Plateau were generally lower than  $14 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ . Therefore, the management and control of N in these areas that exceeding the critical load of deposition is more worthy of attention in the future.

**Key words:** nitrogen deposition; critical load; exceedances of critical load; base cations deposition; steady-state mass balance method

工业革命以来，剧烈的人为活动产生了大量的活性氮，改变了区域和全球尺度氮的供应与循环<sup>[1]</sup>。尤其是大量含氮化合物排放到大气中，经过一系列的物理化学转化迁移过程之后会重新以干湿沉降的方式返回到陆地和水体，引起生态系统生产力降低、土壤酸化、地表水富营养化、地下水硝酸盐增加、生物多样性损失和土壤及沿海水域  $\text{N}_2\text{O}$  排放增加等一系列环境问题，并进一步危害人体和生态系统健康，造成巨大的经济损失<sup>[2-5]</sup>。我国是世界上氮沉降量最大的国家，约占全球氮沉降总量的近 20%<sup>[6]</sup>。尽管近年来随着“大气污染防治行动计划”、“化肥农药使用量零增长行动”和“打赢蓝天保卫战三年行动计划”等行动计划的推行与实施，大气氮沉降量有所降低，如 2016—2018 年间我国总氮沉降与 1996—2000 年间相比下降了 45%<sup>[7]</sup>，但如何更好的管理和控制氮沉降，降低其环境污染，仍需进一步综合评价当前氮沉降对生态系统的影响。

目前通常利用临界负荷来衡量氮沉降对生态系统影响的差异。根据 Nilsson<sup>[8]</sup>的研究，临界负荷被定义为不会引起对最敏感的生态系统造成长期有害影响的化学变化的最高负荷。早在 20 世纪 80 年代欧美国家就利用临界负荷对硫沉降和氮沉降进行了控制和减排，并为《远距离越境空气污染公约》各缔约国提供科学的评估和减排方案<sup>[9]</sup>。随后，我国也利用临界负荷的方法来评价酸沉降或氮沉降对生态系统的影响。叶雪梅等<sup>[10]</sup>和谢邵东等<sup>[11]</sup>分别利用动态模型 MAGIC 分别计算了我国不同地区的酸沉降临界负荷；Liu 等<sup>[12]</sup>首次总结了我国部分森林和草地的经验临界负荷；段雷<sup>[13]</sup>在系统研究土壤风化速率以及植被对氮和盐基阳离子吸收速率等重要参数的基础上用稳态质量平衡法开展我国的酸沉降临界负荷区划。近年来也有其他研究在陆地生态系统和水生生态系统展开了氮和硫的临界负荷估算，为氮污染治理和酸沉降控制提供了科学依据<sup>[14-17]</sup>。

常用的临界负荷估算方法有动态模型法、经验法和稳态质量平衡法等<sup>[9, 18, 19]</sup>。其中稳态质量平衡法主要是通过数学方程将化学标准(临界限值)与最大沉降量联系起来,从而确定对环境中特定敏感元素不产生显著影响的最大氮沉降量<sup>[9]</sup>。该方法只考虑生态系统在稳定状态下的情况,而不考虑其动态过程,因而计算过程简化,所需参数相对较少,被广泛用于陆地生态系统临界负荷的计算。如前所述,近年来我国持续加大空气环境质量治理力度,有效地降低了氮沉降,但缺乏当前条件下我国氮沉降临界负荷的研究,目前我国氮沉降是否存在生态环境风险尚不清楚。因此,为了更好地评估当前减排政策和措施下我国氮沉降对生态系统的危害和临界负荷,基于前人的基础,本研究通过对盐基阳离子沉降量和氮沉降通量等数据进行更新,估算了当前我国自然生态系统氮沉降临界负荷,并分析了当前氮沉降情况下超过氮沉降临界负荷的生态系统分布情况,以期为进一步控制氮污染提供参考。

## 1 氮沉降临界负荷估算方法

### 1.1 基本原理

本研究选用稳态质量平衡法估算我国自然生态系统氮沉降临界负荷,该方法的基本原理是平衡氮沉降与暴露于氮沉降的生态系统对氮输入的缓冲能力从而保证不对生态系统内外产生有害影响<sup>[9]</sup>。用稳态质量平衡法估算酸化氮临界负荷和营养氮临界负荷,其推导公式如下:

$$CL(S) + CL(N) = BC_{dep}^* + BC_w - BC_u + N_i + N_u + N_{de} - ANC_{le,crit} \quad (1)$$

$$CL_{max}(S) = BC_{dep}^* + BC_w - BC_u - ANC_{le,crit} \quad (2)$$

$$CL_{max}(N) = N_i + N_u + \frac{CL_{max}(S)}{1-f_{de}} \quad (3)$$

$$CL_{nut}(N) = N_i + N_u + \frac{N_{le,crit}}{1-f_{de}} \quad (4)$$

$$CL(N) = \min\{CL_{max}(N), CL_{nut}(N)\} \quad (5)$$

利用当前氮沉降 ( $N_{dep}$ ) 与氮沉降临界负荷差减可以得到氮沉降超临界负荷,它指示了氮沉降安全阈值的超标,可能会对生态环境产生不利影响,其计算式如下:

$$E_x(N) = N_{dep} - CL(N) \quad (6)$$

式中,  $CL_{max}(S)$ 、 $CL_{max}(N)$ 、 $CL_{nut}(N)$ 、 $CL(N)$  和  $E_x(N)$  分别为硫沉降临界负荷、酸化氮临界负荷、营养氮临界负荷、氮沉降临界负荷和氮沉降超临界负荷,其中,  $N_{dep}$  通过化学传输模型 (GEOS-Chem) 估算,具体计算过程参见文献[6];  $BC_{dep}^*$  ( $BC = Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+$

+ K<sup>+</sup>) 为经过海盐校正后的盐基阳离子沉降量; BC<sub>w</sub> 为土壤风化产生盐基阳离子的速率, BC<sub>u</sub> (Bc = Ca<sup>2+</sup> + Mg<sup>2+</sup> + K<sup>+</sup>) 为植物吸收盐基阳离子的速率; f<sub>de</sub> 为反硝化率; N<sub>i</sub> 为氮矿化速率; N<sub>u</sub> 为植物吸收氮的速率; N<sub>de</sub> 为氮的反硝化速率; N<sub>dep</sub> 为当前氮沉降; N<sub>le,crit</sub> 为临界氮淋溶速率; ANC<sub>le,crit</sub> 为临界碱度淋溶速率, 其计算式如下:

$$\text{ANC}_{\text{le,crit}} = \max \left\{ -Q^{2/3} \times \left( 1.5 \times \frac{\text{BC}_{\text{dep}}^* + \text{BC}_w - \text{BC}_u}{K_{\text{gibb}} \times (\text{Bc}/\text{Al})_{\text{crit}}} \right)^{1/3} - 1.5 \times \frac{\text{BC}_{\text{dep}}^* + \text{BC}_w - \text{BC}_u}{(\text{Bc}/\text{Al})_{\text{crit}}}, \right. \\ \left. - 2 \times \text{BC}_w - Q^{2/3} \times \left( 2 \times \frac{\text{BC}_w}{K_{\text{gibb}}} \right)^{1/3} \right\} \quad (7)$$

式中,  $Q$  为径流量, 单位为  $\text{m}^3 \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ ,  $K_{\text{gibb}}$  为水铝矿平衡常数, 单位为  $\text{m}^6 \cdot \text{eq}^{-2}$ ,  $(\text{Bc}/\text{Al})_{\text{crit}}$  为临界 Bc 与 Al 的比值。

氮沉降的输入对生态系统造成的影响包括富营养化和养分失衡, 因此氮沉降临界负荷主要从这两方面进行考虑<sup>[20]</sup>。根据以上公式, 本研究中氮沉降临界负荷选取酸化氮临界负荷和营养氮临界负荷二者的最小值。

## 1.2 数据收集与整理

计算生态系统的氮沉降临界负荷需要的主要参数包括植被参数、土壤参数和沉降参数这 3 类。由于缺乏相关数据, 本研究不包含中国香港特别行政区、澳门特别行政区和台湾。

### 1.2.1 植被参数

所需的植被参数主要有植被对盐基阳离子和氮的吸收速率与临界化学值。植被对氮和盐基阳离子的吸收速率是通过不同植被类型生产力乘以相应元素含量估算得出的。段雷等<sup>[13]</sup>根据我国植被的初级生产力和植物的元素化学成分估算了我国主要植被类型的盐基阳离子和氮吸收速率。根据已有的研究成果, 结合植被类型分布, 进而可以获取我国植被对盐基阳离子和氮的吸收速率。

生态系统的临界化学值是衡量酸沉降对生态系统中某种指示生物产生危害作用时的化学标准, 包括临界碱度淋溶速率 ( $\text{ANC}_{\text{le,crit}}$ ) 和临界氮淋溶速率 ( $\text{N}_{\text{le,crit}}$ )。其中, 临界碱度淋溶速率可以通过盐基阳离子与铝离子的临界浓度比  $(\text{Bc}/\text{Al})_{\text{crit}}$  或原生矿物风化产生铝的速率来计算, 其值主要参考已有研究的结果<sup>[13]</sup>。在本研究中, 临界碱度淋溶速率取盐基阳离子与铝离子的临界浓度比  $(\text{Bc}/\text{Al})_{\text{crit}}$  和风化铝速率二者中的较大值。而临界氮淋溶主要考虑到土壤氮素的流失, 土壤中过量的氮会通过淋溶流失到水体中, 引起水体富营养化。我国不同植被临界氮淋溶速率参考文献<sup>[13]</sup>。

除此之外, 干沉降因子  $f_{\text{DD}}$  也与植被类型有关, 有研究表明<sup>[21]</sup>, 不同植被类型的干降

因子不同。根据我国之前的研究，植被的干沉降因子：阔叶林取 0.75；针叶林取 1.55；针阔叶混交林取 1.15；开阔地（除森林外的其他植被）取 1.87<sup>[22]</sup>。

### 1.2.2 土壤参数

土壤参数包括氮矿化速率、水铝矿平衡常数、反硝化率和土壤风化速率。本研究中以上参数主要参考经验值或文献[13,17]的值。其中，土壤风化速率由于受温度影响，可以利用以下公式对其进行校正：

$$BC_w = BC_{w0} \cdot \exp\left(\frac{3600}{281} - \frac{3600}{273+t}\right) \quad (8)$$

式中， $BC_w$  为土壤风化速率； $BC_{w0}$  为土壤风化速率初值，由文献[13]给出； $t$  为年平均气温，单位为 $^{\circ}\text{C}$ 。

### 1.2.3 沉降参数

盐基阳离子对酸沉降具有缓冲作用，是临界负荷计算中一个重要部分。本研究收集了 2015 年以来我国各个地区降水中盐基阳离子的浓度及其组分  $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{K}^{+}$  和  $\text{Na}^{+}$  的浓度。共收集了 69 篇文献 91 条数据，数据点分布情况如图 1 所示。盐基阳离子的总沉降量是干沉降量和湿沉降量的总和，计算公式如下：

$$BC_{WD} = p \cdot \frac{[BC]}{10^5} \quad (9)$$

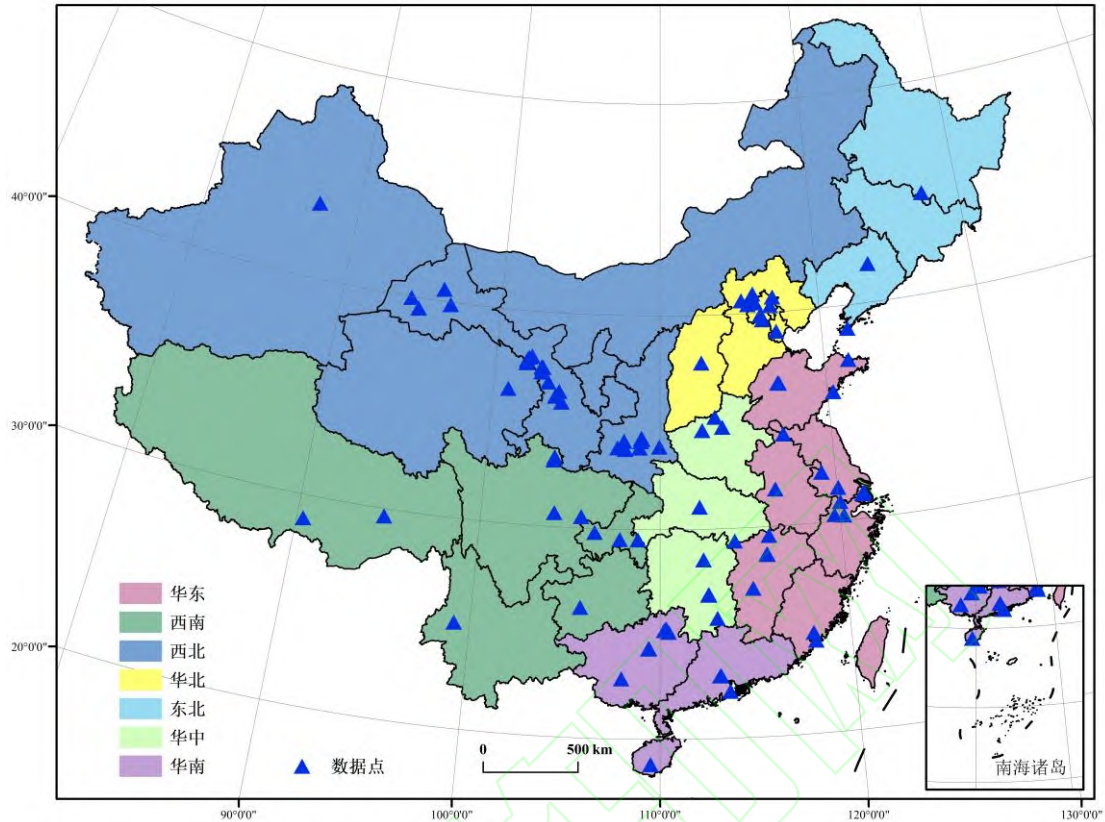
$$BC_{TD} = (1 + f_{DD}) \cdot BC_{WD} \quad (10)$$

式中， $BC_{WD}$  为盐基阳离子的湿沉降量； $BC_{TD}$  为盐基阳离子总沉降量； $[BC]$  为降水中的盐基阳离子浓度，单位为  $\mu\text{eq}\cdot\text{L}^{-1}$ ； $p$  为降雨量，单位为  $\text{mm}$ 。由于降水中有部分离子来自于海洋，所以用  $\text{Cl}^{-}$  进行海盐校正。表 1 显示了本研究获取的我国各地区盐基阳离子湿沉降浓度范围。

### 1.2.4 其他参数

除以上 3 类参数外，计算所需的气象数据，如我国年平均气温和年平均降雨量数据来自中国科学院地理科学与资源研究所资源环境科学与数据中心；径流数据来自国家青藏高原科学数据中心“一带一路”沿线国家径流系数和径流深数据（2015 年）<sup>[23]</sup>。





本文出现的地图均基于自然资源部标准地图服务网站下载的审图号为 GS(2019)1822 号的标准地图制作

图 1 盐基阳离子沉降数据点分布情况

Fig. 1 Sampling sites of base cations deposition in China

表 1 2015—2020 年间我国各地区盐基阳离子湿沉降浓度范围/ $\mu\text{eq}\cdot\text{L}^{-1}$

Table 1 Concentration range of wet base cations deposition in China mainland from 2015 to 2020 / $\mu\text{eq}\cdot\text{L}^{-1}$

地区	数据点数量	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Na}^+$	$\text{K}^+$	BC
东北	3	57.32~97.17	8.00~66.86	14.20~39.91	6.20~15.04	85.70~418.98
华北	12	54.50~403.00	14.17~51.00	8.26~34.00	3.33~14.00	80.26~502.00
华中	8	16.00~134.50	4.50~16.10	3.04~18.30	1.79~15.40	25.33~184.30
华东	22	1.37~309.00	7.09~73.30	0.88~183.90	0.53~41.30	9.87~607.50
华南	12	7.48~199.10	2.00~9.20	7.18~12.20	1.91~3.50	7.97~13.60
西南	12	37.60~156.00	4.70~38.00	1.57~52.00	11.75~27.00	55.61~273.00
西北	22	21.91~737.30	1.92~97.10	9.47~95.70	2.30~70.30	35.60~1000.40

### 1.2.5 数据处理

利用地理信息系统软件 ArcGIS10.8.0 (ESRI, Redlands, USA) 对输入参数进行处理。将各土壤参数和植被参数作为属性分别连接到土壤类型分布图和植被类型分布图中。土壤数据来源于国家科技基础条件平台国家-地球系统科学数据中心-土壤分中心 (<http://soil.geodata.cn>)。植被数据来源于国家青藏高原科学数据中心 (<http://data.tpdc.ac.cn>)。将沉降参数连接到中国省份区划图中。为了便于数据运算, 首先将矢量数据转化成栅格数据, 得到各参数的栅格图层, 最后利用栅格计算器进行计算。本研究中栅格图层空间分辨

率均为  $0.1^{\circ} \times 0.1^{\circ}$ 。

## 2 结果与分析

### 2.1 盐基阳离子湿沉降量

2015~2020年间,我国盐基阳离子沉降量的平均值为  $1.63 \text{ keq} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 。 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Na}^{+}$ 和 $\text{K}^{+}$ 的沉降量平均值分别为  $1.07$ 、 $0.23$ 、 $0.21$ 和 $0.12 \text{ keq} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ ,分别占盐基阳离子沉降总量的66%、14%、13%和7%。不同地区盐基阳离子沉降量有所差异。如图2所示,华中地区盐基阳离子沉降最高,为  $2.84 \text{ keq} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ ,其次是华东地区 [ $2.21 \text{ keq} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ ]和华北地区 [ $1.78 \text{ keq} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ ],而西北和华南地区盐基阳离子沉降量较低,分别是  $1.06 \text{ keq} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 和  $0.88 \text{ keq} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 。盐基阳离子各组分的空间分布格局也不同, $\text{Ca}^{2+}$ 沉降较高的地区主要集中在华中和华北地区;在我国东部和南部地区 $\text{Na}^{+}$ 沉降最高;而华东和华中地区 $\text{Mg}^{2+}$ 沉降最高;对 $\text{K}^{+}$ 来说,除了华东和华中地区外,在西南地区的沉降也比较明显。

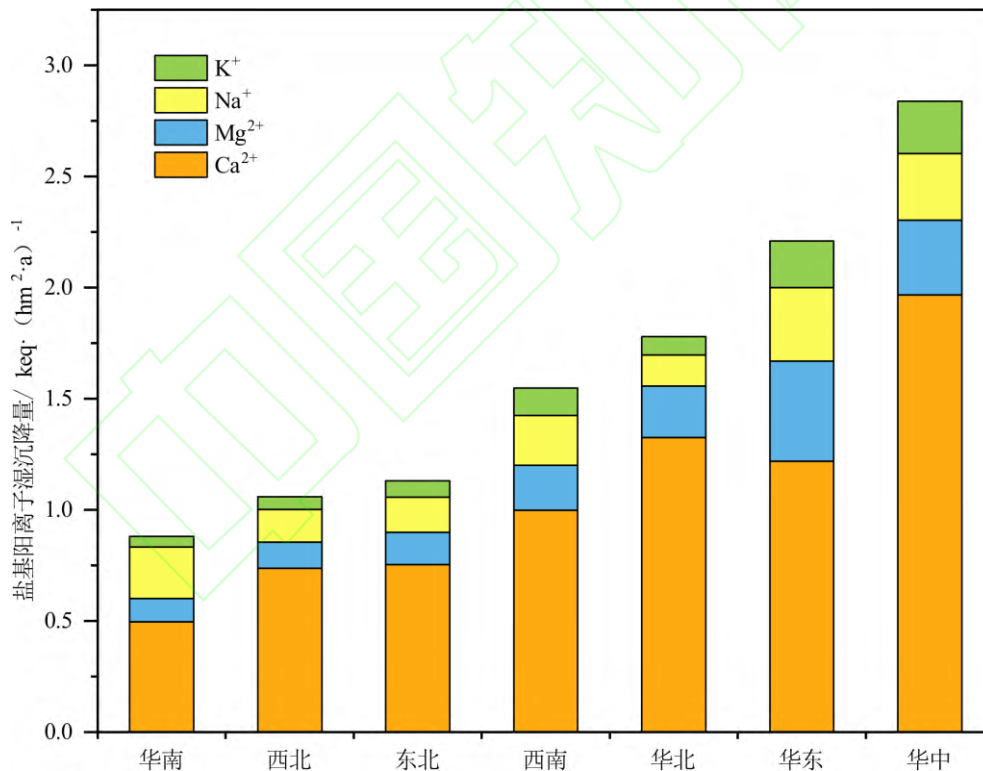


图 2 2015~2020 年间我国盐基阳离子湿沉降分布

Fig. 2 Distribution of deposition of wet base cations in China from 2015 to 2020

### 2.2 氮沉降临界负荷

根据以上方法计算得出我国自然生态系统酸化氮临界负荷和营养氮临界负荷中,营养氮临界负荷小于酸化氮临界负荷,因此为了保证生态系统不受其中任何一种危害,氮沉降



临界负荷取营养氮临界负荷。

我国氮沉降临界负荷除青藏高原部分地区外都在  $14 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$  以上，大部分地区在  $14 \sim 56 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$  之间（图 3），占我国面积的约 67%。氮沉降临界负荷最高的区域 [高于  $56 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ ] 主要分布在青藏高原东部、内蒙古东北部和南方部分地区，占我国面积的约 6%。除此之外，塔里木盆地边缘的荒漠地区和部分高寒地区氮沉降临界负荷也较高。而氮沉降临界负荷较低的区域主要分布在我国青藏高原西部、西北地区和东南部分地区，占我国大面积的约 27%。

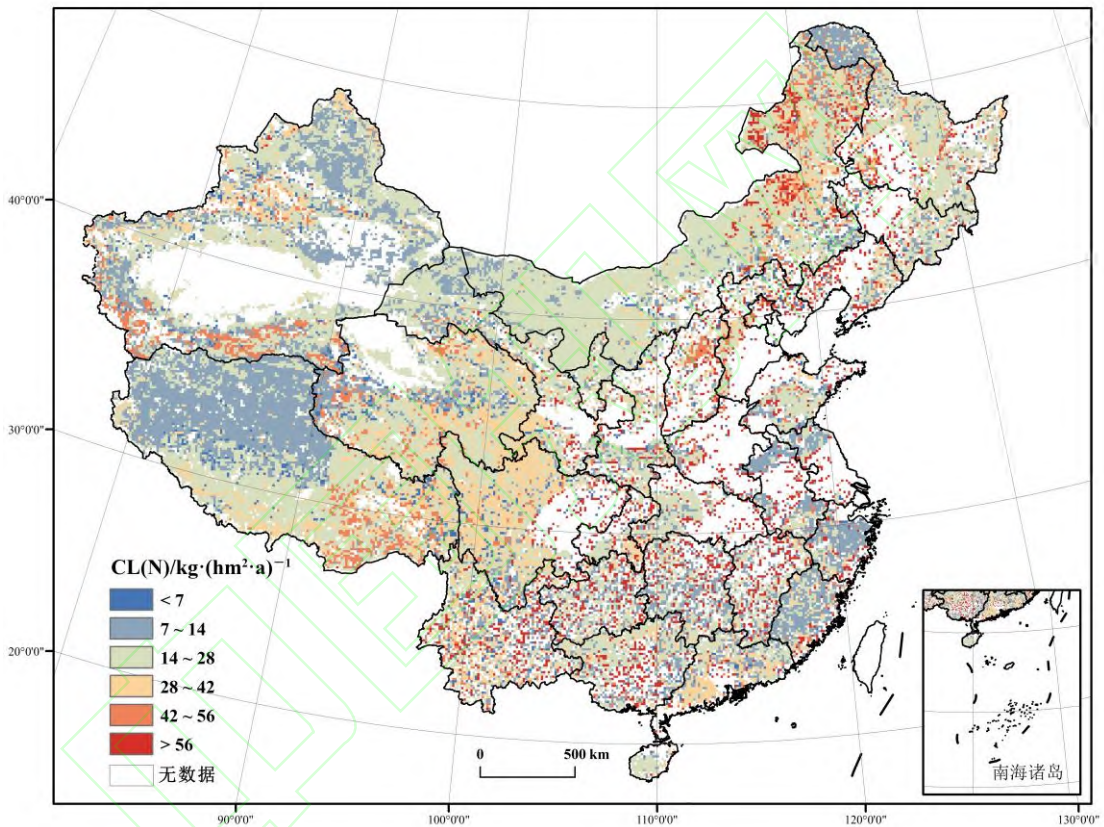


图 3 我国自然生态系统氮沉降临界负荷

Fig. 3 Critical load of nitrogen deposition in natural ecosystems in China

### 2.3 氮沉降超临界负荷

当前我国总氮沉降分布（2018 年）如图 4 所示，从中可以看出，我国东南地区氮沉降高于西北地区。通过当前氮沉降数据与氮沉降临界负荷相差减，可以获取当前超过氮沉降临界负荷的生态系统空间分布。图 5 显示我国氮沉降超过临界负荷的地区主要在东南部，部分分布在东北和西南地区，以上地区主要包括湖南、贵州、江西、福建、浙江、广东和广西等。超临界负荷值主要在  $14 \sim 28 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$  范围内。东北、西北和青藏高原地区虽有超临界负荷值零星分布，但都不超过  $14 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ ，特别是青海，绝大部分地区氮

沉降低于临界负荷值。

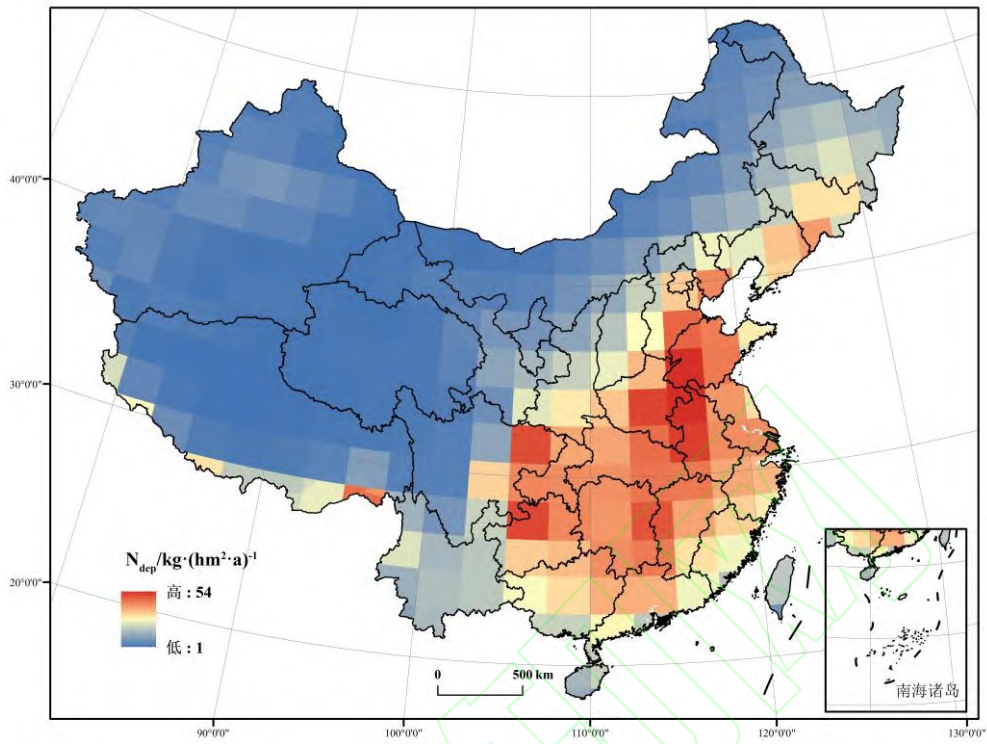


图 4 当前我国总氮沉降

Fig. 4 Current nitrogen deposition in China

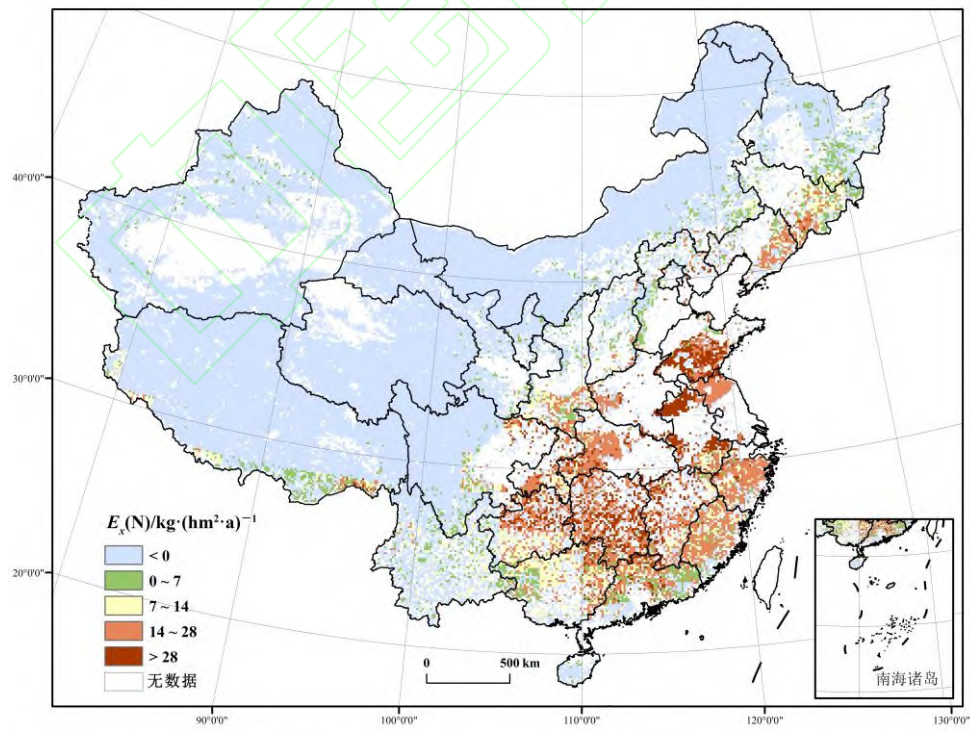


图 5 我国自然生态系统氮沉降超临界负荷

Fig. 5 Critical load of exceedances of nitrogen deposition in natural ecosystems in China

### 3 讨论

#### 3.1 中国盐基阳离子湿沉降及其空间分布

2015~2020年我国盐基阳离子沉降量的平均值为  $1.63 \text{ keq} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ ，该结果与 Zhang 等<sup>[24]</sup>的研究结果相比略低，根据他们的估算，2000~2017年盐基阳离子沉降量平均值为  $(2.12 \pm 0.46) \text{ keq} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 。大气中的盐基阳离子是由自然源和人类活动共同作用形成的，它们的主要来源有人为活动（包括工业排放、农业生产以及与建筑和交通运输有关的排放）、地壳物质风化和海盐气溶胶<sup>[24, 25]</sup>。工业化的快速发展、城市化进程的推进、土地利用方式的改变以及大气污染防治政策和措施共同决定了大气盐基阳离子的排放和沉降空间格局<sup>[26]</sup>。一方面，我国的北方和东南地区由于发达的城市建设和工业生产，导致人类活动贡献了大部分的盐基阳离子沉降<sup>[27]</sup>。Du 等<sup>[26]</sup>的研究也表明，与干旱和半干旱地区相比，中国东部和南部地区的盐基阳离子沉降较高。这可能是干旱和半干旱地区的植被恢复以及东部和南部的人为排放造成的。在所有组分中， $\text{Ca}^{2+}$ 占的比例最大，其次是  $\text{Mg}^{2+}$ 。 $\text{Ca}^{2+}$ 和  $\text{Mg}^{2+}$ 的来源既有沙尘气溶胶的远距离运输，也有城市化和工业化造成的人为源<sup>[28]</sup>。Zhang 等<sup>[24]</sup>的研究表明，水泥生产和其他工业过程是  $\text{Ca}^{2+}$ 的主要人为来源，其中水泥生产的贡献为 25%，其他工业过程贡献为 61%。 $\text{Na}^+$ 沉降在东南沿海地区较高，这是由于海洋是  $\text{Na}^+$ 沉降的主要来源。除了华中和华东地区，西南地区也包含较多的  $\text{K}^+$ 沉降，主要原因可能是由于该地区的生物质燃烧和盆地地形不利于大气流动。

另外，盐基阳离子沉降的减少可能和近年来持续推进的大气污染防治计划有关，如 2018 年国务院发布《打赢蓝天保卫战三年行动计划》，在重点行业重点区域对大气污染物，特别是颗粒物进行治理计划执行期间空气质量持续改善。以往的研究表明包括盐基阳离子在内的水溶性无机离子是颗粒物质量浓度增加的重要因素<sup>[29]</sup>。Zhang 等<sup>[24]</sup>指出，盐基阳离子湿沉降的空间格局主要受  $\text{PM}_{10}$ 和交换性盐基阳离子的影响。根据文献<sup>[30,31]</sup>，2015 年全国 338 个地级以上城市  $\rho(\text{PM}_{10})$  的年均值为  $87 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ，2020 年  $\rho(\text{PM}_{10})$  的年均值为  $56 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ，下降了 36%，这也间接证实了盐基阳离子沉降量降低的变化趋势。

#### 3.2 氮沉降临界负荷的空间分布与影响因素

本研究显示高氮沉降临界负荷主要出现在青藏高原东部、内蒙古东北部和南方部分地区，而低氮沉降临界负荷主要分布在青藏高原西部、西北地区和东南部分地区。该空间分布格局与 Zhao 等<sup>[27]</sup>对我国 2015 年的氮沉降临界负荷研究结果比较接近，但本研究中甘肃和内蒙古高原西部地区的氮沉降临界负荷更高，长江中下游平原以南地区氮沉降临界负荷出现相对较低值。前人对珠江三角洲硫和氮沉降临界负荷的研究表明<sup>[32]</sup>，珠江三角洲大部



分地区的氮沉降临界负荷为  $1.0\sim 2.5 \text{ keq} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ ，这与本研究中对应区域的研究结果接近。氮沉降临界负荷在我国东南地区的分布可能与植被对氮的吸收和地表径流有关。该地区既有对氮沉降较敏感的针叶林和零星分布的草地，也有较不敏感的灌丛和阔叶林。这些植被对氮的吸收速率不同，再加上地表径流的差异，从而形成了不同的空间分布格局。总体来说，我国西北部地区由于较低的植被吸收、降雨和径流量导致其氮沉降临界负荷较低，而东部和南部大部分地区降水丰富，土壤反硝化速率也较高，因而具有较高的氮沉降临界负荷<sup>[15]</sup>。

除此之外，有研究表明盐基阳离子沉降对氮沉降临界负荷有显著影响<sup>[33]</sup>。高盐基阳离子沉降量通过增加土壤中的盐基阳离子汇来提高土壤碱度，从而降低酸化的影响。因此，盐基阳离子沉降量减少会导致生态系统的酸沉降临界负荷降低<sup>[24, 34]</sup>。Watmough 等<sup>[35]</sup>在加拿大的一项研究也表明，即便在该地区盐基阳离子风化率极低的情况下，高盐基阳离子沉降也在很大程度上减轻了土壤酸化的风险。然而，出于保护人类健康的目的则必须控制颗粒物排放。在当前严厉的空气污染控制措施下，未来盐基阳离子沉降量可能会有所下降，因此需要综合考虑盐基阳离子沉降量对生态系统带来的双重影响。除此之外，Sun 等<sup>[36]</sup>的研究表明温度的升高会增加土壤中的盐基阳离子风化、植被对盐基阳离子的吸收和径流，从而使氮沉降临界负荷升高，这意味着在对氮沉降进行控制的过程中，还应充分考虑温度因素。

### 3.3 不确定性分析

本研究在收集整理我国的植被、土壤和沉降数据的基础上估算了氮沉降临界负荷，数据来源的不同可能会造成最终估算结果存在不确定性。如在本研究开展期间植被类型分布图数据尚未更新，这可能会影响氮沉降临界负荷的空间分布格局。除此之外，临界氮淋溶速率取决于临界氮浓度值，基于不同的保护对象选取的标准不同，可能会导致氮沉降临界负荷值有所差异。本研究中根据营养失衡造成的植被改变确定的临界氮沉降速率取值在  $0.56\sim 2.94 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$  范围内，但如果以保护地下水为目标，临界氮淋溶速率通常更高，从而导致营养氮临界负荷的高估。另外，在盐基阳离子沉降估算中，由于干沉降实测数据的缺乏，采用干沉降因子对盐基阳离子总沉降量进行了估算，这可能会使得盐基阳离子总沉降量计算结果存在一定的误差，进而影响氮沉降临界负荷值。

本研究未能涵盖对水生生态系统氮沉降临界负荷的评估。尽管进入水体的氮沉降会带来丰富的营养盐，提高浮游植物的初级生产力，但当氮沉降超过水体的临界负荷时，可能会造成水体酸化，富营养化，藻华和水生生物的缺氧死亡<sup>[37]</sup>。水生生态系统临界负荷值通

常相对较小<sup>[38]</sup>，前人利用经验法、动态法和稳态法对我国不同区域都进行了相关的研究<sup>[10, 39-41]</sup>，但国家尺度上的估算还比较缺乏，这可能引起氮沉降临界负荷总量估计的误差，因此在未来的研究中应加以考虑。

### 3.4 氮沉降减排与控制

有研究表明氮沉降的变化趋势与人为活性氮排放一致<sup>[7]</sup>，大量含氮化合物排放到大气中是造成氮沉降不断增加的主要原因。因此，减少氮沉降对生态系统的危害，尤其需要关注含氮化合物特别是  $\text{NO}_x$  和  $\text{NH}_x$  的有效控制。近年来在相关政策和措施的实施下， $\text{NO}_x$  的排放有所下降，但  $\text{NH}_3$  的排放尚未引起足够重视。Zhao 等<sup>[42]</sup>的研究发现，62%的氮沉降是来自于  $\text{NH}_3$ 。相关预测结果也表明， $\text{NO}_x$  沉降减少对氮沉降的改善可能被增加的  $\text{NH}_x$  沉降抵消，因此对  $\text{NH}_3$  排放的控制将是未来氮沉降防治的关键因素<sup>[36, 43]</sup>。

农业  $\text{NH}_3$  排放是我国  $\text{NH}_3$  排放的重要来源，其中氮肥施用对  $\text{NH}_3$  排放的贡献约为 30%，畜禽养殖的贡献约为 50%。本研究表明，不同的肥料来源、增效肥料的使用和田间施用方式对减少种植体系中的  $\text{NH}_3$  排放最为有效。施用硝酸铵、控释肥和深施化肥可分别减少 88.3%、56.8%和 48.0%的  $\text{NH}_3$  排放<sup>[44]</sup>。在畜禽养殖生产过程中，机械通风封闭化圈舍、堆肥发酵、低蛋白日粮、液态粪污覆盖和粪肥机械深施等，也都可以有效减少  $\text{NH}_3$  的排放<sup>[45]</sup>。除此之外，在城市化和工业化进程下，汽车尾气、工业排放和城市绿地和湿润地表的  $\text{NH}_3$  蒸发可能是  $\text{NH}_3$  排放的重要源<sup>[46-48]</sup>。尽管近年来，我国采取了相当多严厉的政策和措施来控制  $\text{SO}_2$  和  $\text{NO}_x$  的排放<sup>[20]</sup>，但目前我国有关  $\text{NH}_3$  排放方面的法规与管理政策仍较为缺乏。

## 4 结论

(1) 当前我国盐基阳离子沉降量的平均值为  $1.63 \text{ keq} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 。 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Na}^+$  和  $\text{K}^+$  的沉降量分别占盐基阳离子沉降总量的 66%、14%、13%和 7%。不同地区盐基阳离子沉降量有所差异。华中、华北和华东地区盐基阳离子沉降最高，西北和华南地区盐基阳离子沉降量较低。

(2) 当前我国 67%的地区氮沉降临界负荷在  $14 \sim 56 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$  范围内，27%的地区小于  $14 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ ，6%的地区大于  $56 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 。氮沉降临界负荷较高的区域主要分布在华北、华中、东北部分地区和四川盆地部分地区，而西北地区、青藏高原和南部部分地区较低。

(3) 我国氮沉降超过临界负荷的区域约占 21%，主要分布在我国东南部和东北部分地区。超过临界负荷的范围大部分在  $14 \sim 28 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$  范围内。东北、西北和青藏高原地区超临界负荷值不超过  $14 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 。



参考文献:

- [1] Galloway J N, Townsend A R, Erisman J W, *et al.* Transformation of the nitrogen cycle recent trends, questions, and potential solutions[J]. *Science*, 2008, **320**(5878): 889-892.
- [2] Liu X J, Xu W, Du E Z, *et al.* Environmental impacts of nitrogen emissions in China and the role of policies in emission reduction[J]. *Philosophical transactions. Series A, Mathematical, physical, and engineering sciences*, 2020, **378**(2183): 1-23
- [3] Han W J, Cao J Y, Liu J L, *et al.* Impacts of nitrogen deposition on terrestrial plant diversity: a meta-analysis in China[J]. *Journal of Plant Ecology*, 2019, **12**(6): 1025-1033.
- [4] Shou W W, Zong H B, Ding P X, *et al.* A modelling approach to assess the effects of atmospheric nitrogen deposition on the marine ecosystem in the Bohai Sea, China[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2018, **208**: 36-48.
- [5] Gao Y, Zhou F, Ciais P, *et al.* Human activities aggravate nitrogen-deposition pollution to inland water over China[J]. *National Science Review*, 2020, **7**(2): 430-440.
- [6] Liu L, Xu W, Lu X K, *et al.* Exploring global changes in agricultural ammonia emissions and their contribution to nitrogen deposition since 1980[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2022, **119**(14): 1-9.
- [7] Wen Z, Xu W, Li Q, *et al.* Changes of nitrogen deposition in China from 1980 to 2018[J]. *Environment International*, 2020, **144**: 1-9.
- [8] Nilsson J. Critical loads for sulphur and nitrogen [A]. In: Mathy P(eds). *Air pollution and ecosystems* [C]. Dordrecht: Springer Netherlands, 1988.
- [9] UBA. *Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risks and trends* [M]. Berlin: Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), 2004.
- [10] 叶雪梅, 郝吉明, 段雷, 等. 应用动态模型确定酸沉降临界负荷的探讨[J]. *环境科学*, 2002, **23**(4): 19-23
- Ye X M, Hao J M, Duan L, *et al.* Calculating critical load of acid deposition with dynamic model[J]. *Environmental Science*, 2002, **23**(4): 19-23.
- [11] 谢绍东, 郝吉明, 周中平. 柳州地区酸沉降临界负荷的确定[J]. *环境科学*, 1996, **17**(5): 1-4.
- Xie S D, Hao J M, Zhou Z P. Assessment of critical loads for acid deposition in Liuzhou area[J]. *Environmental Science*, 1996, **17**(5): 1-4.
- [12] Liu X J, Duan L, Mo J M, *et al.* Nitrogen deposition and its ecological impact in China: an overview[J]. *Environmental Pollution*, 2011, **159**(10): 2251-2264.

- [13] 段雷. 中国酸沉降临界负荷区划研究 [D]. 北京: 清华大学, 2000.
- Duan L. Study on mapping critical loads of acid deposition in China[D]. Beijing: Tsinghua University, 2000.
- [14] Lv D W, Yu Q, Xie D N, *et al.* Critical loads of headwater streams in China using SSWC model modified by comprehensive F-factor[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, **802**: 1-11.
- [15] Posch M, Duan L, Reinds G J, *et al.* Critical loads of nitrogen and sulphur to avert acidification and eutrophication in Europe and China[J]. *Landscape Ecology*, 2014, **30**(3): 487-499.
- [16] Xie D N, Zhao B, Wang S X, *et al.* Benefit of China's reduction in nitrogen oxides emission to natural ecosystems in East Asia with respect to critical load exceedance[J]. *Environment International*, 2020, **136**: 1-12.
- [17] 徐光仪. 东北亚酸沉降临界负荷区划研究 [D]. 北京: 清华大学, 2013.
- Xu G Y. Mapping critical loads of acid deposition for northeast Asia[D]. Beijing: Tsinghua University, 2013.
- [18] Bobbink R, Braun S, Nordin A, *et al.* Updating and reviewing procedures for empirical critical loads of nitrogen [A]. In: Bobbink R, Hettelingh J P(eds). Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships [C]. Noordwijkerhout: National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), 2011.
- [19] Posch M, De Vries W, Sverdrup H U. Mass balance models to derive critical loads of nitrogen and acidity for terrestrial and aquatic ecosystems [M]. Dordrecht: Springer Netherlands, 2015.
- [20] 余倩, 段雷, 郝吉明. 中国酸沉降: 来源、影响与控制[J]. *环境科学学报*, 2021, **41**(3): 731-746
- Yu Q, Duan L, Hao J M. Acid deposition in China: sources, effects and control[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2021, **41**(3): 731-746.
- [21] De Vries W, Reinds G J. Assessment of critical loads and their exceedance on European forests using a one-layer steady-state model[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1994, **72**: 357-394.
- [22] 谢绍东, 郝吉明, 周中平. 应用稳态酸化模型计算酸沉降临界负荷[J]. *环境科学*, 1997, **18**(5): 7-9.
- Xie S D, Hao J M, Zhou Z P. Calculation of critical loads for acid deposition with steady-state acidification model[J]. *Environmental Science*, 1997, **18**(5): 7-9.
- [23] 贾绍凤. “一带一路”沿线国家径流系数和径流深数据(2015)[DB/OL]. 国家青藏高原科学数据中心, 2020, doi: 10.11888/Hydro.tpd.271013.
- [24] Zhang Q Y, Wang Q F, Zhu J X, *et al.* Spatiotemporal variability, source apportionment, and acid-neutralizing capacity of atmospheric wet base-cation deposition in China[J]. *Environmental Pollution*, 2020, **262**: 1-8.
- [25] Vet R, Artz R S, Carou S, *et al.* A global assessment of precipitation chemistry and deposition of sulfur, nitrogen, sea salt, base cations, organic acids, acidity and pH, and phosphorus[J]. *Atmospheric Environment*, 2014, **93**: 3-100.
- [26] Du E Z, De Vries W, McNulty S, *et al.* Bulk deposition of base cationic nutrients in China's forests: Annual rates and spatial

- characteristics[J]. Atmospheric Environment, 2018, **184**: 121-128.
- [27] Zhao W X, Zhao Y, Ma M R, *et al.* Long-term variability in base cation, sulfur and nitrogen deposition and critical load exceedance of terrestrial ecosystems in China[J]. Environmental Pollution, 2021, **289**: 1-9.
- [28] Li R, Cui L L, Zhao Y L, *et al.* Wet deposition of inorganic ions in 320 cities across China: spatio-temporal variation, source apportionment, and dominant factors[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2019, **19**(17): 11043-11070.
- [29] Liu H X, Zheng J R, Qu C K, *et al.* Characteristics and source analysis of water-soluble inorganic ions in PM<sub>10</sub> in a typical mining city, central China[J]. Atmosphere, 2017, **8**(12): 1-13.
- [30] 中华人民共和国生态环境部. 2015年中国生态环境统计年报[R]. 北京: 中华人民共和国生态环境部, 2015.
- [31] 中华人民共和国生态环境部. 2020年中国生态环境统计年报[R]. 北京: 中华人民共和国生态环境部, 2020.
- [32] 孙成玲, 谢绍东. 珠江三角洲地区硫和氮沉降临界负荷研究[J]. 环境科学, 2014, **35**(4): 1250-1255
- Sun C L, Xie S D. Study on critical loads of sulfur and nitrogen in the Pearl River Delta[J]. Environmental Science, 2014, **35**(4): 1250-1255.
- [33] Zhao Y, Duan L, Larssen T, *et al.* Simultaneous assessment of deposition effects of base cations[J]. Environmental Science & Technology, 2007, **41**(6): 1815-1820.
- [34] Lövblad G, Tarrason L, Tørseth K, *et al.* EMEP assessment Part 1 European perspective[R]. Oslo, Norway: European Monitoring and Evaluation Programme, 2004.
- [35] Watmough S A, Whitfield C J, Fenn M E. The importance of atmospheric base cation deposition for preventing soil acidification in the Athabasca Oil Sands Region of Canada[J]. Science of the Total Environment, 2014, **493**: 1-11.
- [36] Sun J, Fu J S, Lynch J A, *et al.* Climate-driven exceedance of total (wet + dry) nitrogen (N) + sulfur (S) deposition to forest soil over the conterminous U.S.[J]. Earth's Future, 2017, **5**(6): 560-576.
- [37] Heffernan J B, Liebowitz D M, Frazer T K, *et al.* Algal blooms and the nitrogen-enrichment hypothesis in Florida springs: evidence, alternatives, and adaptive management[J]. 2010, **20**(3): 816-829.
- [38] 陆晨东, 张六一, 夏利林, 等. 大气活性氮沉降临界负荷研究进展[J]. 地球与环境, 2021, **49**(6): 750-756.
- Lu C D, Zhang L Y, Xia L L, *et al.* Research progress on critical load of nitrogen deposition[J]. Earth and environment, 2021, **49**(6): 750-756.
- [39] Xu W, Zhao Y H, Liu X J, *et al.* Atmospheric nitrogen deposition in the Yangtze River basin: Spatial pattern and source attribution[J]. Environmental Pollution, 2018, **232**: 546-555.
- [40] 郭平. 三峡库区酸沉降特征及其对森林土壤的影响[D]. 北京: 北京林业大学, 2016.
- Guo P. Characteristics of acid deposition and its effects on forest soil in the Three Gorges Reservoir area[D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2016.

- [41] 周立峰. 大气氮沉降对白溪水库饮用水源水质影响研究 [D]. 宁波: 宁波大学, 2012.
- Zhou L F. Research on the effect of atmospheric nitrogen deposition on the drinking water's quality of Baixi reservoir[D]. Ningbo: Ningbo University,2012.
- [42] Zhao Y H, Zhang L, Chen Y F, *et al.* Atmospheric nitrogen deposition to China: A model analysis on nitrogen budget and critical load exceedance[J]. *Atmospheric Environment*, 2017, **153**: 32-40.
- [43] Dentener F, Drevet J, Lamarque J F, *et al.* Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: A multimodel evaluation[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2006, **20**: 1-21.
- [44] Ti C P, Xia L L, Chang S X, *et al.* Potential for mitigating global agricultural ammonia emission: A meta-analysis[J]. *Environmental Pollution*, 2019, **245**: 141-148.
- [45] 王文林, 杜薇, 韩宇捷, 等. 我国畜禽养殖氨排放特征及减排体系构建研究[J]. *农业环境科学学报*, 2021, **40**(11): 2305-2316
- Wang W L, Du W, Han Y J, *et al.* Ammonia emission characteristics and construction of an emission reduction system for livestock and poultry farming in China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, **40**(11): 2305-2316.
- [46] Sun K, Tao L, Miller D J, *et al.* Vehicle emissions as an important urban ammonia source in the United States and China[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, **51**(4): 2472-2481.
- [47] Teng X L, Hu Q J, Zhang L M, *et al.* Identification of major sources of atmospheric NH<sub>3</sub> in an urban environment in northern China during wintertime[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, **51**(12): 6839-6848.
- [48] Wang S S, Nan J L, Shi C Z, *et al.* Atmospheric ammonia and its impacts on regional air quality over the megacity of Shanghai, China[J]. *Scientific Reports*, 2015, **5**: 1-13.