

大气 N 沉降的不断增加对森林生态系统的影晌*

肖辉林 卓慕宁 万洪富 (广东省生态环境与土壤研究所, 广州 510650)

【摘要】 若干年代以来, 大气 N 沉降不断增加. 在一些地区, 大气 N 沉降超过了森林生态系统的 N 需求. N 沉降的增加对植物生长的刺激作用和对菌根的危害、过剩的 NH_4^+ 在体内对其它阳离子的交换取代和在土壤中对其它阳离子在根的养分吸收方面的竞争抑制, 都可造成植物体内其它养分缺乏, 导致森林营养失调. N 沉降的增加将提高硝化作用, 加速 NO_3^- 和盐基阳离子的淋失, 引起土壤酸化和 Al、Mn 活化. 植物体内的高 N 水平将增加森林对寒冷、霜冻、真菌病害及可能的虫害等胁迫的敏感性. N 沉降长期而持续的增加可通过干扰演替动力学, 促使植物群落发生变化.

关键词 大气 N 沉降 森林生态系统 营养失调 土壤酸化 胁迫敏感性 群落变化

Effect of increased deposition of atmospheric nitrogen on forest ecosystem. Xiao Huilin, Zhuo Muning and Wan Hongfu (*Guangdong Institute of Eco-environmental and Soil Sciences, Guangzhou 510650*). -*Chin. J. Appl. Ecol.*, 1996, 7(sup.): 110~116.

Based on literature data, the effect of increased deposition of atmospheric nitrogen on forest ecosystem is discussed in this paper. During last decades, the deposition of atmospheric nitrogen is increased dramatically, and the relationship between nitrogen deposition and nitrogen emission is linear. In some areas, nitrogen deposition has exceeded the N requirement by forest ecosystem. The stimulation of plant growth and the damage to mycorrhizae by the increased nitrogen deposition, the exchange of absorbed excess NH_4^+ for other nutrient cations in plant, and the competitive inhibition of the uptake of other nutrient cations by high level of NH_4^+ in soil can lead to the deficiency of other nutrients in plant and the disorder of forest nutrition. The increase in nitrogen deposition will result in enhanced nitrification, promoted leaching of NO_3^- and concomitant base cations, accelerated soil acidification, and forced Al and Mn mobilization. A high level of nitrogen in plant due to the assimilation of large amount of excess nitrogen will increase the susceptibility of tree plant to the stress of cold, frost, fungal pathogens and possible insect attacks. The chronic increase in nitrogen deposition can induce the change in community through interfering with successional dynamics.

Key words Atmospheric nitrogen deposition, Forest ecosystem, Nutritional disorder, Soil acidification, Susceptibility to stress, Community change.

1 引言

人类活动以各种方式在很大程度上改变了生物地球化学循环. 由于人为排放的 N 对大气的污染越来越严重, 若干年代以来大气 N 浓度不断上升, 沉降量不断增加^[8, 9]. 以前人们一直认为森林生态系统普

遍缺 N, 而最近几年却发现在一些地区大气 N 沉降在数量上超过了某些森林生态系统的需, 给森林生态系统带来了一系列不良的后果. 这是一个重大的生态环境问题. 本文试图根据有关的重要文献, 讨论

* 广东省自然科学基金资助项目.
1995年2月25日收到, 4月20日改回.

大气 N 沉降的不断增加对森林生态系统的影响,为森林生态研究提供参考依据.

2 大气 N 沉降的种类与沉降趋势

N 的干沉降种类包括气态 NO、NO₂、NH₃、HNO₃ 和 粒 子, 后 者 主 要 是 (NH₄)₂SO₄ 及 NH₄NO₃. N 的湿沉降种类主要是 NH₄⁺ 和 NO₃⁻. 除自然来源之外,大气中的 N 化合物主要来源于工业(NO_x)、化石燃料的燃烧(NO_x)、集约畜牧业(NH₃)和农田施肥(NH₃). N 沉降与 N 排放呈直线关系^[8],故人为排放的 N 越多,沉降到森林生态系统的 N 也越多.

北美和西欧的雨水分析表明,100 年来,雨水中的 NO₃⁻ 浓度急剧上升,而 NH₄⁺ 浓度则相对稳定^[9]. 本世纪 50 年代至 80 年代北欧和中欧的降雨化学资料表明

表 1 几种 N 化合物在树冠或林冠上的干沉降速度(cm · s⁻¹)

| 地 点 Locations | 树 种 Species | HNO ₃ | NO ₃ | NH ₃ | NH ₄ ⁺ | 参考文献 References |
|----------------------|--------------------------------------|------------------|-----------------|-----------------|------------------------------|--------------------|
| Michigan (USA) | <i>Quercus palustris</i> | 0.44 | | | | 10 |
| | <i>Ulmus americana</i> | 1.20 | | | | 10 |
| | <i>Pinus nigra</i> | 0.20 | | | | 10 |
| | <i>Quercus palustris</i> (interior) | | 0.73 | | | 11 |
| | <i>Quercus palustris</i> (perimeter) | | 1.10 | | | 11 |
| | <i>Pinus nigra</i> (interior) | | | | 0.010 | 11 |
| | <i>Pinus nigra</i> (perimeter) | | | | 0.056 | 11 |
| | <i>Pseudotsuga menziesii</i> | | | 2.7 | | 12 |
| Veluwe (Netherlands) | | | | | | |

导,但最近几年有些地区已对其作了估计. 例如,据计算,目前欧洲大部分地区 N 沉降超过 10 kg N · hm⁻² · a⁻¹,比利时、荷兰、卢森堡及中欧的部分地区超过 30 kg N · hm⁻² · a⁻¹^[8].

在我国城市降水化学成分中,NH₄⁺ 高出国外(美国、日本)水平 3~10 倍,NO₃⁻ 则略低于国外(美国、日本)水平^[2,5]. 虽然 SO₄²⁻ 是影响我国降水酸度的主导离子,但 NO₃⁻ 对我国的降水酸度也有影响^[2]. 近 10 多年来,我国南方一些地区的监测结果表明,各地雨水中的含 N 量和由降雨带入的 N 量,都有很大的变幅;就平均而言,雨水

NO₃⁻ 浓度在 55 个监测站都呈上升趋势,NH₄⁺ 浓度则在 37 个监测站略有上升^[24]. 由此看来,大气 N 沉降的不断增加是一种全球性现象.

N 的干沉降形式对于森林生态系统可能很有意义,但迄今仍常被忽视. 表 1 列举了几种 N 化合物在树冠上的干沉降速度,可看出,几种 N 化合物的干沉降速度是相当可观的,计算大气的 N 沉降量应当尽可能包括干沉降量. 表 1 还表明不同 N 化合物有不同的干沉降速度;在不同树种的树冠上,同种 N 化合物的干沉降速度也有差异;而且,N 化合物在森林边缘的冠层上的干沉降速度比在森林内部的冠层上的干沉降速度要大得多. 所以在同一地域的森林中,N 沉降量具有不均匀性.

全球范围的 N 沉降量模式尚未见报

中的含 N 量多在 1~2 mg · L⁻¹ 之间,带入的 N 量多在 9.0~19.5 kg N · hm⁻² · a⁻¹ 之间^[4]. 在一些森林中,还发现有很高的 N 沉降,例如,在江西省分宜县大冈山林场的杉木(*Cunninghamia lanceolata*) 林和马尾松(*Pinus massoniana*) 林中,降雨 N 输入分别为 60.6 和 57.0 kg N · hm⁻² · a⁻¹^[1].

3 N 沉降的增加导致森林营养失调

N 刺激森林生产力的增长是否导致植物体内养分失调在很大程度上决定于土壤养分供应与森林养分需求之间的关系. 如

果 N 刺激植物生长迅速, 而植物对其它养分的同化都相对滞后, 则缺乏症将会发生. 据报导, 在生长着的森林生物体中, 平均每年的净 N 积累约为 $5 \sim 10 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ [18, 32]; 正常生长的树林, 其叶片 N 含量与其它元素之间的比例需维持在一定的确定值或一定的范围值之内, 如 $S : N = 0.030$ [21, 32], $N : P = 6 \sim 12$, $N : K = 1 \sim 3$, $N : Mg = 8 \sim 30$ [19], 但是在一些森林生态系统中, 大气 N 沉降超过了系统的需求量, 植物对过剩的 N 进行大量吸收, 造成了体内其它养分出现“稀释效应”, 引起森林营养失调 [19, 28]. Van Dijk 和 Roelofs [28] 对荷兰东南部的欧洲赤松 (*Pinus sylvestris*) 黄化现象进行了调查, 结果表明, 因大气 N 的大量输入, 黄化树针叶中的总 N 水平比绿色树的高; Mg、K、P 与 N 的比例严重失调; 有病害的树其针叶中的色素含量明显降低, 但含有大量的游离精氨酸, 这是 N 严重超载的表现.

当生态系统中 NH_4^+ -N 大量输入时, 体内增加的 NH_4^+ 与其它阳离子养分进行交换, 使阳离子养分从叶片中淋洗出来 [26, 27], 从而也可造成体内养分不平衡. Roelofs [26] 的野外调查和生理生态实验都表明, 在高大气 N 输入的科西嘉黑松 (*Pinus nigra* var. *maritima*) 森林生态系统中, 针叶吸收 NH_4^+ , 并排出 K、Mg 和 Ca, 导致 K、Mg 缺乏, 引起叶片过早脱落.

在植物养分吸收方面, NH_4^+ 对其它所有的阳离子养分来说是强烈的拮抗体. NH_4^+ 大量输入土壤中将导致土壤溶液中 NH_4^+ 与其它阳离子养分之间的活度比的提高, 抑制根对阳离子的吸收, 因为 NH_4^+ 封闭根膜区域, 阻碍其它阳离子养分在根膜上的吸附. NH_4^+ 的这种竞争抑制作用将加强植物体内养分的“稀释效应”.

菌根在大多数针叶林中对森林的养分

吸收起重要作用. 过剩的 N 沉降如果显著减少菌根的数量, 那么将削弱根对养分的吸收, 间接地引起森林其它养分的缺乏. 目前已有一些研究发现菌根的减少与高 N 沉降有关, Arnolds (1985)、Arnolds 和 Jansen (1987) 在高 N 沉降的荷兰森林中检测到菌根真菌的种类和子实体数量在最近几个年代都有相当可观的减少 [29]; Van de Eerden 等 [27] 用 NH_3 和 NH_4^+ 烟熏花旗杉 (*Pseudotsuga menziesii*) 树的实验结果显示了高浓度 N 可使菌根数量明显减少, 为高 N 输入危害菌根生长这一观点提供了佐证.

4 N 沉降的增加导致土壤酸化

NH_4^+ 或 NO_3^- 的沉降可导致土壤发生酸化. N 沉降的酸化作用即 H^+ 在土壤中的产生可通过 NH_4^+ 和 NO_3^- 的输入-输出平衡来予以描述. 根据 Van Breemen 的论述 [30], 其平衡等式可写成:

$$\text{H}^+ = (\text{NH}_4^+_{\text{in}} - \text{NH}_4^+_{\text{out}}) + (\text{NO}_3^-_{\text{out}} - \text{NO}_3^-_{\text{in}})$$

该等式遵循的基本原理是植被和土壤微生物吸收沉降的 $1 \text{ mol } \text{NH}_4^+$ 将产生 $1 \text{ mol } \text{H}^+$, 吸收 $1 \text{ mol } \text{NO}_3^-$ 将产生 $1 \text{ mol } \text{HCO}_3^-$. NH_4^+ 淋失在绝大多数情况下是可以忽略的. 如果土壤中存在对植被和土壤微生物来说是多余的 NH_4^+ , 那么硝化细菌数量将会迅速增长, 硝化率将提高. $1 \text{ mol } \text{NH}_4^+$ 转化为 NO_3^- 将产生 $2 \text{ mol } \text{H}^+$. 如果 NO_3^- 淋失, 等价的金属离子也伴随着淋失, 那么土壤 ANC (酸中和容量) 将相应降低. NO_3^- 浓度的升高将增强土壤溶液的酸性和提高 Al 的浓度, Al 化合物的形态组成将发生变化.

Van Breemen 等 [29] 在荷兰的欧洲白栎 (*Quercus robur*) 和垂枝桦 (*Betula pendula*) 森林中的调查结果表明, 在植被表面,

NH_4^+ 多以 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 的形式存在, 这可能是由于 NH_3 与 SO_4^{2-} 相互作用而形成的。雨水淋洗后, 到达土壤的 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 迅速氧化为硝酸和硫酸, 在非钙质土壤中产生极低的 pH 值(2.8 ~ 3.5)和高浓度的可溶性 Al。在钙质土壤中, NH_4^+ 实际上不存在, 表土中 NO_3^- 是占优势的阴离子。酸性土壤与钙质土壤相比, 含有较多的 NH_4^+ 和较少的 NO_3^- , 但 NO_3^- 仍然占优势。这些观测结果意味着大气沉降的 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 在钙质土壤中几乎完全硝化, 在酸性土壤中则部分硝化。

最近, 一些学者研究了包括降雨和径流在内的森林生态系统的 N 通量。表 2 的资料反映了径流水中的 N 通量随着大气 N 沉降的增加而增加的趋势, 其中 NO_3^- 占淋失 N 的绝大部分, 而 NH_4^+ 只占极少部分。特别是在 N 沉降较高时, NO_3^- 的淋失更显著。因此, 根据这种 N 通量的趋势和上述的平衡等式, 可以推论, N 沉降的增加将促进土壤酸化。

表 2 若干森林集水区域中 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 的通量 ($\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)^[17]

Table 2 Fluxes of NO_3^- -N and NH_4^+ -N in some forest-catchments

| 地 点 Locations | 湿沉降 Wet deposition | | 径流输出 Outflow | |
|----------------------------|-----------------------|------|-----------------|------|
| | | | | |
| Jergul, Norway | 0.35 | 0.42 | - | 0.04 |
| Halsingland, Sweden | 1.04 | 1.05 | 0.05 | 0.08 |
| Jadras, Sweden | 1.3 | 1.3 | 0.05 | 0.03 |
| Kloten, Sweden | 2.7 | 3.2 | 0.03 | 0.1 |
| Gardsjon, Sweden | 6.3 | 4.6 | 0.023 | 0.24 |
| Soderasen, Sweden | 7.0 | 5.0 | - | 5.0 |
| Langen Bramke, Germany | 14.8 | 8.9 | 0.2 | 1.9 |
| Dicke Bramke, Germany | 14.8 | 8.9 | 0.3 | 6.4 |
| Wintertal, Germany | 14.8 | 8.9 | 0.3 | 16.0 |
| Solling, Germany | 12.6 | 8.1 | 0.18 | 11.9 |
| Waroneu, Belgium | 12.4 | 11.0 | 0.8 | 12.0 |
| Robinet, Belgium | 12.4 | 11.0 | 0.8 | 16.5 |
| Vysoka pec, Czechoslovakia | 7.5 | 5.5 | 0.0 | 12.0 |

: NH_4^+ -N; : NO_3^- -N.

大量的调查和实验证实了高大气 N 输入增加了 NO_3^- 和盐基阳离子的淋失,

从而引起土壤 pH 下降^[7, 13, 17, 29]。例如, Foster 等^[13]根据他们对加拿大南部糖槭 (*Acer saccharum*) 森林的研究得出结论: 土壤中过剩的 NO_3^- 增加了 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 的淋失; 矿质土壤中 Ca^{2+} 的净损失对土壤有酸化作用; 年复一年的土壤溶液化学变化的所有效应加速着酸化的进程。Bergkvist 和 Folkesson^[7]在瑞典南部欧洲水青冈 (*Fagus sylvatica*) 森林上用 NH_4NO_3 模拟大气 N 沉降, 结果表明, 随着 N 输入的增加, 土壤中 NO_3^- 淋失大大增加; NO_3^- 的淋失, 不论是由硝化引起的, 还是由 NO_3^- 的加入引起的, 都有强烈的酸化作用; 模拟 N 沉降处理使土壤缓冲范围从盐基阳离子向 Al 转移; 土壤酸化急剧地增加了阳离子特别是 Al、Mg 和 Rb 的通量; 试验表明该森林处于 N 饱和, N 沉降的适量增加, 很快导致 NO_3^- 和盐基阳离子淋失的大量增加, 土壤酸性急剧增强, Al 和 Mn 大大活化。由此可见, 在 N 饱和的森林生态系统中, 大气 N 沉降的增加将更易导致土壤酸化和提高有毒物质的活性。土壤酸化和有毒物质活性的提高对植物有危害作用, 例如, 植物长期过量地吸收 Al 会导致中毒, 甚至死亡^[3]。

5 N 沉降增加导致森林对胁迫的敏感性

植物体内的高 N 水平有直接的和间接的有害影响。直接的有害影响特别来自地上部对大气中的 N 化合物的直接同化。地上部对 N 化合物过多的同化将影响植物体内酸碱平衡的调节, 或致使有毒代谢物在体内积累。

植物体内高 N 水平的间接影响主要包括森林对寒冷、霜冻、病虫害敏感性的增加。有关研究认为, 过剩的 N 沉降将增加森林对寒冷和霜冻的敏感性^[14], 具有高 N 水平的森林更易受环境因素的影响。Nihl-

gard^[23]指出,欧洲新型的森林衰退可能与大气 N 沉降的增加有关. Friedland 等^[15]在美国佛蒙特州红云杉(*Picea rubens*)森林中观察到 N 沉降量、叶片 N 浓度、森林衰退症状与海拔高度相关,这种相关性暗示了 N 状态对森林的影响.

高 N 输入引起耐寒性降低的机制可能是 N 的输入促进了森林生长,推迟了植物在生理上进入寒冷季节,延误了对耐寒或气候适应的调节;或者由于高 N 状态降低了体内碳水化合物的水平而使霜冻敏感性增加.已有实验表明^[22],N 的输入消耗了体内碳水化合物,而碳水化合物水平影响着霜冻敏感性.

森林生态系统过剩的 N 输入对昆虫数量的潜在影响比较复杂.植物组织中可溶性的含 N 化合物对昆虫来说可能起摄食引诱剂、必需养分和毒素的作用.某些生态系统中 N 水平的提高将使以前受到蛋白质营养抑制的昆虫得到增殖.但是,许多植物的防护化合物是含有 N (如生物碱),且在游离的有效 N 存在的条件下能得到增加,提高 N 输入将产生更多的含 N 毒素,植物对昆虫的敏感性也将降低.这是植物在高 N 状态下对虫害敏感性的 2 种不同情况.

Roelofs 等^[26]的研究表明,在荷兰的欧洲黑松(*Pinus nigra*)森林中,所有受真菌 *Brunchorstia pinea* 和 *Diplodia pinea* 侵染的树,其针叶中的含 N 水平都超过 $16.1 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (干重),而不受侵染的都低于此值,说明 N 水平对真菌病害起重要作用.荷兰森林由于 N 的大量沉降,情况十分令人担忧.欧洲黑松、科西嘉黑松、欧洲白栎和欧洲水青冈都受到病原体的严重侵染,大量叶片过早地褪色和脱落^[31].

6 N 沉降的增加导致植物群落发生变化

在植物群落中,植物的竞争平衡受各种因素的严格制约,一种或若干种环境参数的改变将引起生态系统组分的相对优势度发生变化.过剩的 N 沉降可通过改变土壤的理化性质、植物的营养状况和对各种胁迫的敏感性而干扰演替动力学,促使植被从一种结构演化为另一种结构.在荷兰,森林下面的草层正在向典型的富 N 林地的物种组分转变,如 *Dryopteris dilatata*、*Corydalis claviculata*、*Galeopsis tetrahit* 和 *Rubus* spp. 现在越来越多;以前只在耕地上生长的植物,如 *Solanum nigrum*、*Senecio vulgaris* 和 *Stellaria media* 现在森林中经常能见到^[31].其它一些草本植物也在蔓延,石南荒地最近若干年代向着草地转变.荷兰石南荒地植被过去主要由 *Calluna vulgaris* 和 *Erica tetralix* 组成,但现在却逐渐被 *Molinia caerulea* 和 *Deschampsia flexuosa* 所取代,草地面积在扩大,石南灌丛面积在缩小(表 3).类似的变化在其它欧洲国家也有报导.这种转变被认为是由于生态系统的高 N 水平所引起.

肥料试验证实了高 N 水平有利于草本植物的生长和蔓延,其面积的扩大是以石南植物的消亡为代价的^[6,18].帚石南属(*Calluna*)和欧石南属(*Erica*)植物能在较贫瘠的土壤上生存,在那里草本植物的竞争能力较弱. N 输入超过 $20 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 时,草本植物的生物量得到提高,竞争能力增强^[25].有学者指出,超过 50% 的中欧植物种只能在含 N 量较低的立地上竞争生存,高 N 输入将使中欧生态系统物种组分发生进一步的变化;关于高 N 输入对北方森林和山地森林的影响,从长远来说,长期的 N 过剩将使落叶树种比针叶树种更有利^[20].

当然, 大气 N 的不断增加, 并不意味着目前所有的森林生态系统 N 的需求都已得到了满足. 例如在北美, 尚有许多森林

表 3 荷兰两个自然保护区 1980 年和 1986 年石南植被和草本植被覆盖面积的比例 (%) *
Table 3 Area proportions(in%) of heather and grasses in the vegetation cover in two Dutch nature reserves in 1980 and 1986(Schneider & Bresser, 1987)

| 地 点 | 年 份 | 纯石南植被 | 石南植被大于 草本植被 | 石南植被等于 草本植被 | 石南植被小于 草本植被 | 纯草本植被 |
|------------|------|--------------|------------------|----------------|----------------|------------|
| Location | Year | Pure heather | Heather > g rass | Heather= grass | Heather< grass | Pure grass |
| Het Gooi | 1980 | 40 | 50 | — | — | 10 |
| | 1986 | — | 30 | 30 | — | 20 |
| De V eluwe | 1980 | 40 | — | 10 | — | 50 |
| | 1986 | — | — | — | 40 | 60 |

* 见文献[31]. See reference[31].

缺 N^[20], N 输入的增加在最初可能加速森林的生长. 然而, 对 N 输入的增加了的生长反应并不能总是认为符合需要的. 例如, 在荒野地区一些物种生长的改善, 尤其是会引起物种组分发生变化的时候, 就不一定符合人类需要.

综上所述, 植物种以竞争和分异的方式对 N 有效性的增加作出反应, 适应于低 N 立地上生长的物种将在竞争中被那些适应于新的高 N 水平的物种所淘汰. 随着长期的大气 N 沉降的不断增加, 世界植被的结构特征将发生深刻的变化.

7 结 语

大气 N 沉降的增加对森林生态系统的影响是多方面的. 在缺 N 的立地上, N 沉降的增加可在一定程度上满足森林生长的 N 需求; 而在富 N 的立地上, N 沉降的增加则产生了负效应, 即可导致森林营养失调、土壤酸化, 增加森林对寒冷、霜冻、病害等胁迫的敏感性, 或促使植物群落发生变化. 因此, 应该控制 N 的排放, 从而控制 N 的沉降. 近年来, 为了更好地描述 N 沉降对森林生态系统的影响和保护生态环境, 提出了“N 饱和”及“N 临界负荷量”的概念. N 饱和描述了森林生态系统的 N 状态及在这种状态下系统的行为, N 临界负荷量则表示了大气 N 输入的量变引起生

态系统质变的“关节点”. 但是, 要合理而客观地确定临界负荷量, 尚需做大量的研究工作.

参考文献

1 马雪华. 1989. 在杉木林和马尾松林中雨水的养分淋溶作用. 生态学报, 9(1): 15 ~ 20.

2 王瑞斌、魏复盛、程春明等. 1989. 我国南北方降水化学组分某些特征的研究. 见: 中国环境科学学会编. 酸雨文集. 北京: 中国环境科学出版社, 227 ~ 239.

3 冯宗炜主编. 1993. 酸雨对生态系统的影响——西南地区酸雨研究. 北京: 中国科学技术出版社, 85 ~ 108.

4 朱兆良、文启孝主编. 1992. 中国土壤氮素. 南京: 江苏科学技术出版社, 296 ~ 298.

5 魏复盛, 王明霞, 王瑞斌等. 1989. 我国降水酸度和化学组成的时空分布特征. 见: 中国环境科学学会编. 酸雨文集. 北京: 中国环境科学出版社, 203 ~ 207.

6 Berendse, F., Aerts, R. 1984. Competition between *Erica tetralix* L. and *Molinia caerulea* (L.) Moench as affected by the availability of nutrients. *Oecol. Plant*, 5: 3 ~ 4.

7 Bergkvist, B., Folkeson, L. 1992. Soil acidification and element fluxes of a *Fagus sylvatica* forest as influenced by simulated nitrogen deposition. *Water Air Soil Pollut.*, 65: 111 ~ 133.

8 Bertnicki, J., Alcamo, J. 1989. Calculating nitrogen deposition in Europe. *Water Air Soil Pollut.*, 47: 101 ~ 123.

9 Brimblecombe, P., Stedman, D. H. 1982. Historical evidence for a dramatic increase in the nitrate component of acid rain. *Nature*, 298: 460 ~ 462.

10 Dasch, J. M. 1989. Dry deposition of sulfur dioxide or nitric acid to oak, elm and pine leaves. *Environ. Pollut.*, 59: 1 ~ 16.

11 Dasch, J. M. 1986. Measurement of dry deposition to vegetation surfaces. *Water Air Soil Pollut.*, 30: 205 ~ 210.

12 Drijers, G. P. J., Ivens, W. P. M. F., Bos, M. M. et

- al. 1989. The contribution of ammonia emissions from agriculture to the deposition of acidifying and eutrophying compounds onto forests. *Environ. Pollut.*, **60**: 55 ~ 66.
- 13 Foster, N. W., Hazlett, P. W., Nilcolson, J. A. et al. 1989. Ion leaching from a sugar maple forest in response to acidic deposition and nitrification. *Water Air Soil Pollut.*, **48**: 251 ~ 261.
- 14 Freer-Smith, P. H., Mansfield, T. A. 1987. The combined effects of low temperature and $\text{SO}_2 + \text{NO}_2$ pollution on the new season's growth and water relations of *Picea sitchensis*. *New Phytol.*, **106**: 237 ~ 250.
- 15 Friedland, A. J., Gregory, R. A., Karenlampi, L. et al. 1984. Winter damage to foliage as a factor in red spruce decline. *Can. J. For. Res.*, **14**: 963 ~ 965.
- 16 Glatzel, G. 1990. The nitrogen status of Austrian forest ecosystems as influenced by atmospheric deposition, biomass harvesting and lateral organomass exchange. *Plant Soil*, **128**: 67 ~ 74.
- 17 Grennfelt, P., Hultberg, H. 1986. Effects of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystems. *Water Air Soil Pollut.*, **30**: 945 ~ 963.
- 18 Heil, F. W., Diemont, W. M. 1983. Raised nutrient levels change heathland into grassland. *Vegetation*, **53**: 113 ~ 120.
- 19 Huttel, R. F. 1990. Nutrient supply and fertilizer experiments in view of N saturation. *Plant Soil*, **128**: 45 ~ 58.
- 20 Johnson, D. W., Ball, J. T. 1990. Environmental pollution and impacts on soils and forests nutrition in North America. *Water Air Soil Pollut.*, **54**: 3 ~ 20.
- 21 Kelly, J., Lambert, M. J. 1972. The relationship between sulphur and nitrogen in the foliage of *Pinus radiata*. *Plant Soil*, **37**: 395 ~ 407.
- 22 Margolis, H. A., Waring, R. M. 1986. Carbon and nitrogen allocation pattern of Douglas fir seedlings fertilized with nitrogen in autumn. *Can. J. For. Res.*, **16**: 897 ~ 910.
- 23 Nihlgard, B. 1985. The ammonium hypothesis — An additional explanation to the forest dieback in Europe. *Ambio.*, **14**: 2 ~ 8.
- 24 Rodhe, H., Rood, M. J. 1986. Temporal evolution of nitrogen compounds in Swedish precipitation since 1955. *Nature*, **321**: 762 ~ 764.
- 25 Roelofs, J. G. M. 1986. The effect of airborne sulphur and nitrogen deposition on aquatic and terrestrial heathland vegetation. *Experimentia*, **42**: 372 ~ 377.
- 26 Roelofs, J. G. M., Kempers, A. J., Hordijk, A. L. F. M. et al. 1985. The effect of airborne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands. *Plant Soil*, **84**: 45 ~ 56.
- 27 Van der Eerden, L. J., Lekkerkerk, L. J. A., Smeulders, S. M. 1992. Effects of atmospheric ammonia and ammonium sulphate on Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*). *Environ. Pollut.*, **76**: 1 ~ 9.
- 28 Van Dijk, H. F. G., Roelofs, J. G. M. 1988. Effects of excessive ammonium deposition on the nutritional status and condition of pine needles. *Physiol. Plant*, **73**: 494 ~ 501.
- 29 Van Breemen, N., Burrough, P. A., Velthorst, E. J. et al. 1982. Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. *Nature*, **299**: 548 ~ 550.
- 30 Van Breemen, N., Mulder, J., Driscoll, C. T. 1983. Acidification and alkalinization of soils. *Plant Soil*, **75**: 283 ~ 308.
- 31 Van Breemen, N., Van Dijk, H. F. G. 1988. Ecosystem effects of atmospheric deposition of nitrogen in the Netherlands. *Environ. Pollut.*, **54**: 249 ~ 274.
- 32 Zottl, H. W. 1990. Remarks on the effects of nitrogen deposition to forest ecosystems. *Plant Soil*, **128**: 83 ~ 89.