J. Ecol. Field Biol. 29 (3): 305~321, 2006

〈종 설〉

대기 산성 강하물 : 삼림의 질소 포화

김 준 호
서울대학교 생명과학부/대한민국 학술원

Atmospheric Acid Deposition : Nitrogen Saturation of Forests

Kim, Joon-Ho
School of Life Sciences, Seoul Natl. University/ National Academy of Sciences, ROK

ABSTRACT: Atmospheric Acid Deposition: Nitrogen Saturation of Forests: Volume weighted annual average wet deposition of nitrogen at 33 sites in Korea during 1999-2004 ranged 7.28 to 21.05 kgN · ha^{-1} · yr^{-1} with average 12.78 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}, which values are similar level with nitrogen deposition of Europe and North America. The temperate forests that suffered long-term high atmospheric nitrogen deposition are gradually saturated with nitrogen. Such nitrogen saturated forest watersheds usually leach nitrate ion (NO_3^-) in stream water and soil solution. It may be likely that Korean forest ecosystems are saturated by much nitrogen deposition. In leaves with nitrogen saturation ratios of N/P, N/K and N/Mg are so enhanced that mineral nutrient system is disturbed, suffered easily frost damage and blight disease, reduced fine-root vitality and mycorrhizal activity. Consequently nitrogen saturated forests decrease primary productivity and finally become forest decline. Futhermore understory species are replaced the nitrophobous species by the nitrophilous one. In soil with nitrogen saturation uptake of methane (CH_4) is reduced and emission of nitrogen monoxide (NO) and nitrous oxide (N_2O) are increased, which gases are greenhouse gas accelerating global warming.

Key words: Nitrogen deposition, Nitrogen retention, Nitrogen saturation

서 론

지난 6년 동안(1999-2004) 한국에 내린 빗물의 부피가중 연평균 습성 질소 강하량(wet nitrogen deposition)은 12.78(7.28~21.05) kgN · ha^{-1} · yr^{-1}이었다(Han et al. 1999, Han et al. 2000, Han et al. 2001, Han et al. 2002, Han et al. 2003, Han et al. 2004). 이 습성 강하량에 건성 질소 강하량(dry nitrogen deposition)(43%)을 합한 총질소 강하량(total nitrogen deposition)은 더 증가될 것이다. 따라서 한국의 대기 질소 강하량은 유럽과 미국 북동부의 강하량과 비슷하다(Zöttl 1990). 삼림이 생장을 유지하는데 요구하는 질소량은 5~10 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}로 알려지고 있다(Glatzel 1990). 따라서 한국의 대기 질소 강하량은 삼림의 이용량을 초과하고 있다. Aber 등(1989)은 삼림의 질소 포화(nitrogen saturation)에 대하여 생태계 내의 식물과 미생물에 의한 이용량을 초과하는 무기질소량이라고 정의하고, Harriman 등(1998)은 삼림 소유역의 계류수에 3 μeq/L 이상의 질산이온(NO_3^-)이 유출되는 삼림을 질소포화상태에 있다고 정의하였다.

미국 북동부의 삼림(Aber et al. 1998, Lovett et al. 2000, Campbell et al. 2004, Hong et al. 2005), 유럽의 삼림(Gundersen 1995, Corre et al. 2003, Rothe and Mellert 2004), 캐나다의 침엽수림(Watmough et al. 2004) 및 일본의 삼나무림(Ohrui and Mitchell 1997, 1998, Yoh et al. 2001)에서 질소 포화가 보고되었으며, 광릉시험림분수계에서도 NO_3^-가 유출되고(유 1994, 유 등 2002, 김 2005a, c), 이밖에 삼림의 계류수에서 높은 농도의 NO_3^-가 검출된 것으로 미루어 보아 한국의 삼림 생태계도 질소 포화의 징후가 나타난 것으로 보인다(이와 원 1994).

삼림이 질소로 포화되면 계류수에 NO_3^-가 유출되고 NO_3^--N/NH_4^+-N의 비가 높아지며(Williams et al. 1996), 잎의 N/P, N/K 및 N/Mg의 비가 높아지고(Aber et al. 1998, Flückiger and Braun 1999), 토양의 pH가 낮아지며 C/N 비가 높아지고 염기성 양이온(BC)/Al^{3+} 몰 비가 낮아져서(Bergkrist and Folkeson 1992) 삼림의 생산성 감소(Pardo and Driscoll 1996)와 쇠퇴로 이어진다(Emmett 1999). 그리고 대기질소강하가 계속되는 삼림에서는 혐질소성 종이 호질소성 종으로 대치된다(Rodenkirchen 1992, de Vries 1993, Sven and Liu 1995, Wedin and Tilman 1996). 대기 질소 강하량이 산업혁명 이전의 적은 양으로 내리는 지역의 삼림은 대부분의 강하 질소가 생태계에 보유(retention)되고, 배출되는 질소는 대부분 유기 질소이며, 이것은 증가하는 대기 질소 강하량에 지수적으로 비례하여 유출량이 증가된다(Hedin et al. 1995).

국내에서 삼림의 질소 순환에 관하여 Mun 등(1977)은 질소

* Corresponding author; Phone: +82-2-445-0496, e-mail: yeochon@empal.com

흡수량이 상수리나무숲보다 물오리나무숲에서 적지만 낙엽에 의한 질소 회수량이 그 반대이고, 질소 순환율(흡수량/회수량의 비)이 물오리나무숲(1.15)보다 상수리나무숲(7.70)에서 높음을 보고하였다. 빗물에 의한 습성 질소 강하량은 1985~1986년에 경기도 수동면에서, 1985년에 강원도 남병산에서, 그리고 1992~1993년에 광릉에서 측정되었고, 무기 질소 유출량은 수동면의 잣나무조림지(1~11년생), 남병산의 신갈나무림 및 광릉의 침엽수림과 활엽수림에서 측정되었다(Cho and Kim 1989, Kwak and Kim 1992, 유 1994, 유 등 2002). 이상의 국내 연구는 애석하게도 삼림의 질소 포화와는 관계없이 질소 순환에 초점이 맞춰졌었다. 한편 한국의 18개 계류수를 통한 질산 이온의 유출량은 산악과 도시지역에서 각각 50.2와 58.4 μeq/L로 보고되었다(이와 원 1994).

이 종설은 한국의 강수량에 근거한 부피 가중 연평균 대기 질소 강하량이 삼림의 질소 포화 수준임을 제시하고, 외국의 문헌 자료를 통하여 삼림의 질소 포화에 관하여 밝혀진 결과들을 체계적으로 논하는 데 목적이 있다.

한국의 대기 질소 강하량

습성 질소 강하량

국립환경연구원에서는 한국의 33개 측정소에서 빗물의 부피 가중 연평균 암모늄태질소(NH_4^+-N)와 질산태질소(NO_3^--N) 농도를 6년 동안(1999~2004) 측정하였다(Han et al. 1999, Han et al. 2000, Han et al. 2001, Han et al. 2002, Han et al. 2003, Han et al. 2004). 그 결과로부터 계산한 한국의 지역에 따른 부피 가중 연평균 습성 질소 강하량($(NH_4^+ + NO_3^-)$-N)을 Table 1에 종합한다. 부피가중 연평균 습성 질소 강하량은 12.78 kgN ha^{-1} yr^{-1}이었고 최저 강하량의 고성(강원도)과 최고 강하량의 서울에서 각각 7.28과 21.05 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}의 범위로 분포하였다. 그리고 습성 질소 강하량의 공간 분포는 Fig. 1에서 보는 바와 같이 경인권은 18 kgN · ha^{-1} · yr^{-1} 이상, 충남권은 15 kgN · ha^{-1} · yr^{-1} 이상, 익산-임실-광주권 및 부산권은 13 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}로 분포하였다.

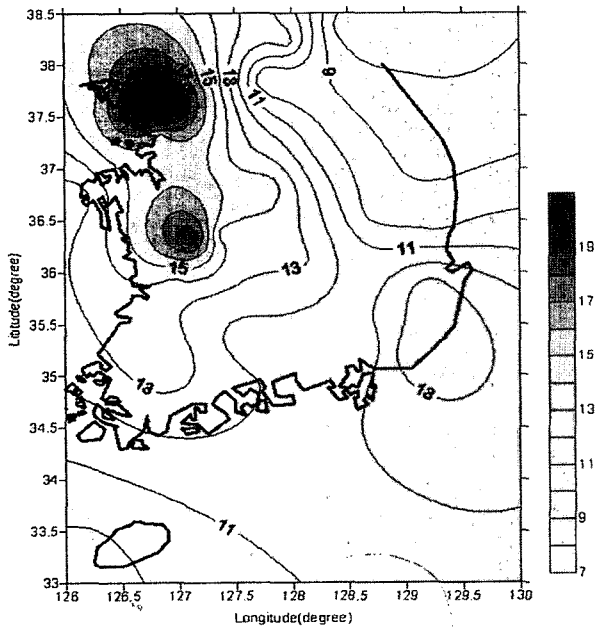

Fig. 1. Spatial distribution of volume weighted annual average wet nitrogen deposition ($(NH_4^+ + NO_3^-)$-N) at 33 sampling sites in South Korea during 1999-2004. After Han et al. 2004.

한편 빗물의 부피가중 연평균 습성 질소 강하량은 1985~1986년에 남양주군 수동면과 1985년에 평창군 남병산에서 다같이 10.30 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}으로 측정되었고(Cho and Kim 1989, Kwak and Kim 1992), 1992~1993년에 광릉에서 12.5 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}으로 측정되었다(유 1994, 유 등 2002). 그리고 한국의 8개 측정소에서 1996~1998년 사이에 모델로 추정한 습성질소강하

Table 1. Volume weighted annual average wet deposition of nitrogen ($(NH_4^+ + NO_3^-)$-N) at 33 sampling sites in Korea during 1999 to 2004. Calculated from data by Han et al. 1999, Han et al. 2000, Han et al. 2001, Han et al. 2002, Han et al. 2003 and Han et al. 2004

Sampling Site	$(NH_4^+ + NO_3^-)$-N (kgN · ha^{-1} · yr^{-1})	Sampling Site	$(NH_4^+ + NO_3^-)$-N (kgN · ha^{-1} · yr^{-1})
Seoul	21.05	Daegu	11.63
Eujengbu[b)]	12.67	Gyeongju	13.57
Inchon[d)]	20.24	Andong	9.35
Ganghwa	15.91	Gimcheon	13.22
Ansan	15.60	Gumi[b)]	7.30
Pocheon[d)]	15.77	Yeongdeok[c)]	9.73
Icheon	13.37	Busan	13.64
Chuncheon[c)]	8.97	Changwon	11.27
Gangneung	8.38	Geochang[e)]	11.58
Wonju	11.68	Geje	11.95
Goseong[c)]	7.28	Iksan[a)]	14.01
Yanggu[c)]	12.48	Imsil	12.46
Jecheon	10.88	Gwangju	13.99
Goisan[d)]	14.64	Gwamgyang	12.04
Daejeon	13.58	Mokpo	12.25
Taean	12.46	Jeju	9.95
Gongju[e)]	19.18	Average	12.78

[a)] data for 2000~2002, [b)] data for 2000~2001, [c)] data for 2001~2003, [d)] data for 2004~2003, [e)] data for 2004 only

량은 11.59 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}이었고(이 2001), 1994～1999년 사이에 모델로 추정한 강하량은 10.64 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}(NO_3^-와 NH_4^+는 각각 3.64와 7.00 kgN · ha^{-1} · yr^{-1})이었다(Park and Lee 2002). 이상의 결과로부터 1980년대 중반부터 2004년 사이에 측정한 한국의 부피 가중 연평균 습성 질소 강하량은 10.30～12.78 kgN ha^{-1} yr^{-1}의 범위로 수렴되었다.

총질소 강하량

습성 질소 강하량은 북유럽의 핀란드에서 5～10 kgN · ha^{-1} · yr^{-1} 또는 0.8～35 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}(Mälkönen 1990)로 북방림에서 비교적 적고, 독일 서북부와 네덜란드에서 40～80 kgN ha^{-1} yr^{-1}로 대체로 많았다(Zöttl 1990). 유럽의 평균 질소 강하량은 10～20 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}이므로 한국의 강하량이 유럽의 수준과 비슷한 것이다. Table 1의 습성 질소 강하량((NH_4^++NO_3^-)-N)은 빗물에 녹은 무기질소이므로 이것에 건성 질소 강하량을 합한 총질소강하량은 더 증가될 것이다.

뉴욕의 Adirondak와 같이 습윤 지역에서는 질산이온(NO_3^-)과 암모늄이온(NH_4^+)의 습성 강하량에 대한 건성 강하량의 비율이 각각 12%와 11%였고(Johannes et al. 1985), 캘리포니아와 같이 건조지역에서는 습성 질소 강하량보다 건성 강하량이 오히려 많았다(Bytnerowicz and Fenn 1996). 한국에서 모델로 추정한 습성과 건성 질소 강하량은 각각 11.59와 4.94 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}(70 : 30)이었다(이 2001).

따라서 한국의 총질소 강하량은 이(2001)의 측정값을 이용하여 습성 질소 강하량에 43%를 더 하여야 한다. 그러므로 연평균 총질소강하량은 다음과 같이 추정할 수 있다.

습성 질소 강하량(12.78) + 건성 질소 강하량(12.78 × 3/7) = 총질소 강하량(18.26).

한국의 연평균 총질소 강하량은 18.26 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}으로, 최저인 고성과 최고인 서울의 총질소 강하량은 각각 10.41과 30.10 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}으로 추정된다. 해마다 이렇게 많은 무기질소가 강하하니 삼림 생태계의 질소 순환은 어떻게 변화될 지 흥미로워진다.

삼림의 생장을 유지하는데 흡수하는 질소량은 토양의 비옥도와 임령에 따라 다르지만 5～10 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}(Glatzel 1990, Zöttl 1990)로서 네덜란드의 침엽수림에서는 5.0(3.2～6.7) kgN · ha^{-1} · yr^{-1}로, 활엽수림에서는 6.5(4.5～8.8) kgN · ha^{-1} · yr^{-1}로 추정되고 있다(de Vries 1993). 그리고 한국의 삼림에 대하여 모델로 추정한 줄기와 가지의 질소 흡수량은 5.18(4.20～5.60) kgN · ha^{-1} · yr^{-1}이었다(Shim and Park 2001).

생태계의 구조와 기능에 유해한 영향을 장기간 미치지 않을 만큼의 최대 오염 물질의 강하량을 임계부하(critical load)라고 한다(Nilsson and Grannfelt 1988). 삼림의 생장을 저해하는 농도보다 높은 질소강하량은 임계부하로 작용할 수 있다. 모델로 추정한 한국의 질소 강하량은 영양질소(nutrient nitrogen)보다 높은 임계부하량인 9.80(5.60～11.20) kgN · ha^{-1} · yr^{-1}인데 그 중의 30%는 외국에서 장거리 이동으로 유입되고 있으며 그 부하면적은 국토의 18%에 달한다(Shim 2004). 유럽에서 질소의 임계 부하량은 화강암 토양에서 3～14 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}, 석회암 토양에서 3～48 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}로 추정되고 있다(Schulze et al. 1989).

삼림의 질소 보유

질소는 농경 생태계를 비롯하여 삼림 생태계, 담수 생태계 및 해양 생태계의 필수 원소이다(Vitousek et al. 1997). 1960년대에 스코트랜드에서 소나무(*Pinus nigra* var. *maritima*)숲에 0-504 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}의 구배로 질소를 시비한 결과 엽량, 낙엽량, 가지량 및 전 식물체량이 시비량에 비례하여 증가함으로써 질소가 부족한 삼림이라고 판단하였다(Miller et al. 1976, Miller and Miller 1976). 그런데 같은 스코트랜드에서 1995-1997년에 대기 질소강하량은 12～51 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}로 증가하고 계류수의 NO_3 유출량은 많았는데, 그 유출량이 많을수록 가용성 유기탄소량(dissolved organic carbon)이 감소됨으로써 질소 과잉의 징후라고 해석되었다(Harriman et al. 1998).

한편 스웨덴의 삼림에서 시비하지 않은 대조구의 질소 흡수량은 32 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}인데 이에 비하여 질소 강하량의 5～6배 또는 100 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}로 4년 동안 처리한 질소 시비구에서의 흡수량은 48～56 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}로 31%나 증가하고(Nilsson and Wiklund 1992, 1994, 1995), 같은 스웨덴의 독일가문비(*Picea abies*) 숲의 지상부 및 지하부의 연생장량은 비시비구에서 각각 34와 3 kgDM · ha^{-1} · yr^{-1}만큼 증가한데 비하여 시비구에서 각각 326과 16 kgDM · ha^{-1} · yr^{-1}로 증가하였다(Berghom and Majdi 2001). 이상의 결과는 질소가 부족한 삼림에 질소 시비를 하면 질소 흡수량, 물질 생산량, 생체 내 질소 보유량 등의 증가가 일어나므로 질소가 삼림 생태계에 보유되고 있음을 나타낸 것이다.

한편 Hedin 등(1995)은 대기 질소 강하량이 산업 혁명 전의 농도(< 1.0 kgN · ha^{-1} · yr^{-1})로 극히 낮게 내리는 남미 칠레의 외딴 섬(Cordillera de Piuchuè)에서 31개의 온대 성숙림 분수계에서 조사한 NO_3^- 유출량과 NO_3^--N/NH_4^+-N 비가 대단히 낮았고, 특히 고도가 높은 분수계일수록 더욱 낮아짐을 발견하였다(Fig. 2). 이에 비하여 북반구에서 도시나 공업 지대에 가까워 대기 질소 강하량이 많은 온대의 여러 성숙림의 NO_3^--N의 유출농도는 3 μg/L 이상이고, NO_3^--N/NH_4^+-N 비는 질소 강하량에 비례하여 높아졌다. 게다가 Hedin 등(1995)이 시험한 분수계에서는 총질소 유출량 중에서 가용성 유기질소가 대부분(95%)이고 다음이 암모늄이온(NH_4^+)이며(4.8%), 질산이온(NO_3^-)은 미량(0.2%)으로서 유출 농도가 0.1 μg/L 이하였다. 따라서 그들은 대기 질소 강하량이 적은 삼림 생태계는 본질적으로 질소 유출량이 적고 대부분의 질소가 삼림 생태계에 보유된다는 질소 보유(nitrogen retention) 가설을 제창하였다.

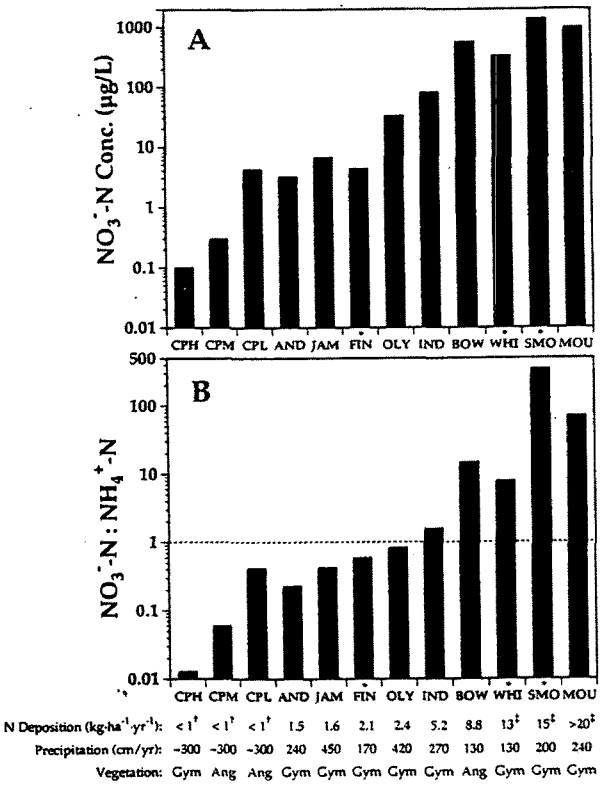

Fig. 2. Concentration of NO_3^--N (A) and ratio of NO_3^--N/NH_4^+-N (B) in solution losses from old-growth temperate forests at Cordillera de Piuchuè (CP), Chile, and sites in North America. Sites are high- (CPH), mid- (CPM), and low-elevation (CPL) forests at Cordillera de Piuchuè; AND = the Andrews forest, Oregon, USA; JAM = Jamieson Creek, British Columbia, Canada; FIN = Findley Lake, Washington, USA; OLY = Olympic Peninsula, Washington, USA; IND = Indian River, Southeast Alaska, USA; BOW = the Bowl, New Hampshire, USA; WHI = Whiteface Mountain, New York, USA; SMO = Great Smoky Mountains, North Carolina, USA; and MOU = Mount Moosilauke, New Hampshire, USA. * = Based on lysimeter samples from the Bs horizon. The dashed line indicates equal contribution of NO_3^--N and NH_4^+-N. † = Total deposition of oxidized N; ‡ = High elevation forest with significant cloud water N deposition, deposition data includes cloud water inputs. Dominant vegetation: Gym = gymnosperm, Ang = angiosperm. Note logarithmic scale on y axis. After Hedin et al. 1995.

삼림의 질소 포화

질소 포화의 정의

무기 질소 화합물은 건강한 삼림 생태계의 필수 물질이지만 지나치게 많으면 오히려 해가 된다. Aber 등(1989)은 질소포화에 대하여 생태계 내의 식물과 미생물에 의한 이용량을 초과하는 암모늄이온(NH_4^+)과 질산이온(NO_3^-)의 양이라고 정의하고, Harriman 등(1998)은 삼림분수계의 계류수에 3 μeq/L 이상의 NO_3^-가 유출되는 분수계를 질소 포화에 있다고 정의하고 있다. 성숙한 삼림 생태계는 대기 질소 강하량이 10 kgN · ha^{-1} · yr^{-1} 이상이 되면 NO_3^-가 생태계 밖으로 유출되고, 이렇게 유출된 NO_3^-는 계류수나 지하수에 들어가서 수질을 오염시키고 사람의 건강을 해치게 된다(Diese and Wright 1995, Gundersen 1995). 토양은 여러 가지 이온의 흡착능이 크고 미생물에 의한 질소 흡수가 많아서 질소 포화가 서서히 진행되었다가 갑자기 발현되므로 'cascade of response'라고 표현되고 있다(Tietema et al. 1995). 대체로 NO_3^-의 유출량은 NO_3^-의 강하량에 비례한다(Williams et al. 1996)(Fig. 3). 대기 질소 강하량이 많으면 계류수 속의 NO_3^-의 증가뿐만 아니라 토양의 산성화, 질소 흡수 증가에 따른 생체 내 질소 농도 증가 등이 일어난다(Skeffington 1990).

한국 삼림의 질산 이온 유출

유(1994) 및 김(2005a, c)이 지적한 바와 같이 광릉의 침엽수림과 활엽수림분수계의 계류수 속에는 질산이온(NO_3^-)이 각각 0.06과 0.16 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}씩 유출되고 있다. 그리고 이와 원(1994)은 한국의 18개 삼림 계류수에서 유출하는 NO_3^- 농도가 도시와 산악 지역(양구, 동두천 등 13개 계류수)에서 각각 58.4와 50.2 μeq/L임을 보고하였다. 이것은 다량의 대기 질소 강하물이 삼림 생태계에 유입됨으로써 잎에서의 흡수와 토양에서의 보유 한계를 초과하여 계류수로 유출되었기 때문이다(김 2005a, b). 앞에서 논급한 바와 같이 삼림의 질소 포화를 Harriman 등(1998)은 3 μeq/L 이상의 NO_3^-을 유출하는 삼림 분수계라고 정의하였다. 실제로 Nodvin 등(1995)은 질소 포화 상태에 있는 미국의 Apparachian산맥의 침엽수림 분수계에서 4 7 ~54 μeq/L의 질산이온이 유출됨을 보고하고 있다. 광릉 시험림과 한국의 18개 계류수의 NO_3^- 유출 농도로 미루어 보아 한국의 삼림도 질소 포화의 징후가 나타났다고 의심하지 않을 수

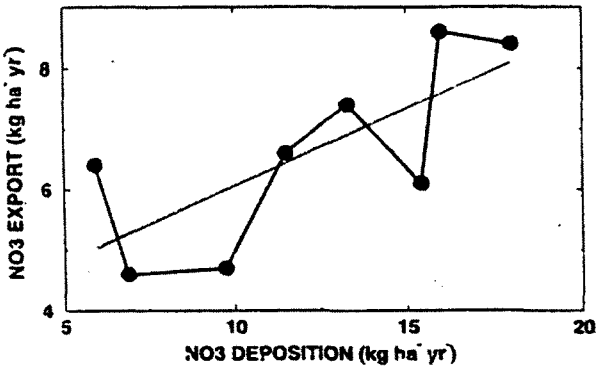

Fig. 3. Regression analysis between annual NO_3^- input from wet deposition and output in surface waters in Rocky Mountains, USA. After Williams et al. 1996.

없다. 삼림이 질소로 포화되면 그 자신이 질소의 수용원(sink)이 아니고 공급원(source)이 되는 것이다.

김(2005b)은 서울 대기의 이산화질소(NO_2) 농도가 1996년의 33 ppm에서 2003년의 38 ppm으로 8년 동안에 매년 8%씩 증가하고 있다고 발표하였다. 산성비의 전구물질인 이산화질소 농도는 서울뿐만 아니고 전국의 도시와 전 지구의 대기에서 증가하고 멈출 징조가 보이지 않는다(Watmough et al. 2004). 따라서 한국의 삼림은 유럽과 미국의 북동부 삼림처럼 앞으로 질소포화상태가 될 것으로 예상된다

외국 삼림의 질산이온 유출

Gundersen (1995)은 유럽 전역에서 습성 질소 강하량이 3~34 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}의 구배를 가지는 64개 삼림의 계류수를 조사한 결과 60%의 삼림에서 NO_3^- 5 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}를 유출하고, 질소강하량 15~25 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}의 삼림의 몇 개에서 대기질소강하량과 NO_3^- 유출량이 거의 같으며, 다만 많은 암모늄이온(NH_4^+)이 강하하는 삼림에서 그 강하량의 50%를 보유함을 보고하였다. Corre 등(2003)은 독일에서 질소강하량이 25 kgN · ha^{-1} · yr^{-1} 이상인 53개의 삼림을 조사하여 그 중의 50% 이상이 NO_3^- (5~20 kgN · ha^{-1} · yr^{-1})를 유출하였으므로 이들이 질소포화상태에 있다고 판정하였다.

Lovett 등(2000)은 질소 강하량이 많은 미국 북동부의 Caskill Mts. (New York)에서 41개의 하천과 계류수의 NO_3^- 농도를 조사한 결과 대부분의 물이 질소 포화 상태를 나타내고 있었다. 그리고 미국 서부의 내륙과 산지에서는 각각 19와 23 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}이 강하하는데 삼림 분수계의 계류수에 NO_3^-를 유출하였다(Fenn and Kiefer 1999).

Campbell 등(2004)은 Virginia-Main주(미국)에 걸친 15개 지역의 24개 삼림 분수계에서 습성 질소 강하량이 6.4(범위 2.7~8.1) kgN · ha^{-1} · yr^{-1}이고 계류수를 통한 유출량이 2.0(0.1~5.7) kgN · ha^{-1} · yr^{-1}이며 보유량이 4.4(1.2~7.3) kgN · ha^{-1} · yr^{-1}이고 유출되는 질소가 대부분 NO_3^-이어서 이들 분수계가 질소 포화 상태에 있다고 판정하고, 이 지역의 수문, 식생형 및 토지이용 전력이 무기 질소 유출에 영향을 미친다고 주장하였다.

일본 도쿄 근교의 대기 질소 강하량 18 kgN · ha^{-1} · y^{-1}인 삼림 분수계에서는 NO_3^-가 유출되는데 24년생 삼나무숲(21 μmol/L)보다 86년생숲(100 μmol/L)에서 많이 유출되고, 여름의 생육기에 더 많이 유출되며(Ohrui and Mitchell 1997, 1998), 장령림은 NO_3^-를 흡수하지만 노령림은 흡수하지 못하고 유출시키므로 삼림이 쇠퇴하였다(Emmett et al. 1995). 일본의 60개 삼림분수계 계류수의 NO_3^- 유출량은 표고가 높을수록 강하량에 비례하여 증가하였고(Yoh et al. 2001), 일본 후지시의 삼림분수계에서는 질소 강하량보다 계류수의 NO_3^- 유출량이 더 많았는데 그 이유를 질소 포화 상태에 있기 때문이라고 해석하였다(Kawakami et al. 2001).

일본과 미국(북동부)의 삼림분수계 계류수의 NO_3^- 유출량을 비교한 결과 일본에서는 여름의 생육기에 그 농도가 높지만 미국에서는 높지 않았는데 그 이유를 전자에서는 여름에 강수량과 유수량이 많아서 유기질소의 무기화작용이 활발하고 후자에서는 유수량이 적어서 활발하지 않다고 해석하였다(Ohte et al. 2001). 하지만 Pardo 등(1995)은 미국의 Hubbard Brook 시험림의 NO_3^- 유출이 유수량과 관계없이 여름의 생육기에 감소하고 가을의 낙엽 후와 봄의 개엽 전에 증가한다고 상반된 해석을 내리고 있다.

Watmough 등(2004)은 연평균 질소 강하량이 9.0(범위 6.4~11.4) kgN · ha^{-1} · yr^{-1}인 Ontario주(캐나다)에서 16개의 혼효림 분수계를 선정하여 토심이 얕고 경사가 완만하며 넓은 습지를 포함하는 분수계들을 제1군으로, 토심이 깊고 경사가 급하며 좁은 습지림을 포함하는 분수계들을 제2군으로 분류하여, 각각의 계류수의 NO_3^- 유출량을 비교한 결과 제1군은 넓은 습지, 여름의 건조 및 겨울의 긴 동토(凍土) 기간의 영향으로 NO_3^- 농도가 낮지만, 이와 대조적으로 제2군은 좁은 습지, 연평균 기온 및 여름의 습윤의 영향으로 NO_3^- 농도가 높음을 발견하고, 삼림 분수계의 NO_3^- 유출은 여름의 건조와 겨울의 긴 동토 기간에 뿌리가 고사하여 NO_3^-을 흡수하지 못함으로써 유출량이 많아진다고 기후요인의 중요성을 강조하였다.

Hong 등(2005)은 Hubbard Brook 시험림에서 30년(1964~1994) 동안 계류수의 NO_3^- 유출의 특성을 분석한 결과 처음의 10년(1968~1977)은 많이, 다음의 12년(1978~1989)은 적게 유출됨을 발견하고, 그 원인은 대기질소강하와 토양 내 유기 질소의 무기화 작용에 의한 질소 공급량의 다소와 함께 토양의 결빙 기간, 충해에 의한 낙엽 정도 및 건조기간에 의하여 NO_3^- 유출의 증감이 나타난다고 해석하였다.

질소포화 가설

삼림 토양은 질소 포화에 반응하여 토양 내 질소 순환이 크게 변화한다. Corre 등(2003)에 의하면 토양 속에서는 토양 미생물의 활동으로 유기 질소가 무기화 작용(mineraliztion)을 하여 NH_4^+가 유리되고 NH_4^+는 질산화 작용(nitrification)에 의하여 NO_3^-로 되며, NH_4^+와 NO_3^-는 부동화 작용(immobiliztion)에 의하여 미생물체를 형성한다(Fig. 4).

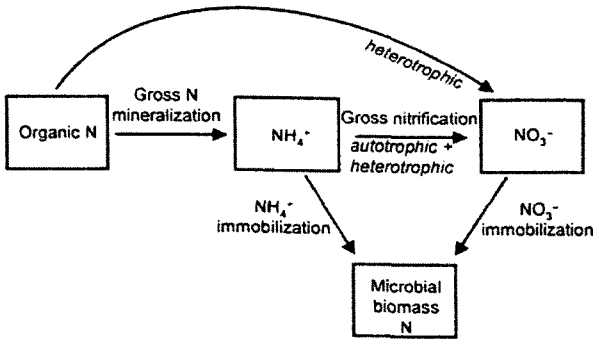

Fig. 4. Schematic representation of the microbially mediated internal nitrogen cycle in soil. After Corre et al. 2003.

Aber 등(1989)은 삼림이 질소로 포화되면 NO_3^-의 유출 증가뿐만 아니라 유기 질소의 무기화 작용, NH_4^+의 질산화 작용, 아산화질소(N_2O)의 배출량이 증가하고, 식물의 1차 생산성, 엽량, 엽 내 질소 농도 및 질산 동화 작용이 증가하다가 질소 포화가 어느 단계보다 더 진행하면 오히려 이들의 작용이 감소하고, 세근의 양도 감소한다는 질소 포화 가설을 제창하였다(Fig. 5).

이 가설을 발표한 지 10년 후에 미국 북동부에서 총 질소 강하량이 4~13 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}의 구배를 가지는 New York주와 Main주에 걸친 광범위한 지역에 transect를 설치하고 161개의 삼림을 조사해서 얻은 자료와 유럽의 NITREX(유럽에서 대기 질소강하와 삼림의 질소 순환을 연구하는 project)가 수집한 자료를 보강한 Aber 등(1998)은 자신들이 종전(1989)에 발표한 가설의 일부를 수정하였다(Ollinger and Aber 1993). 즉 종전의 가설에 비하여 토양 내 유기질소의 무기화 작용은 질소 포화가 진행함에 따라 감소되고, 질산화 작용과 NO_3^- 유출은 질소 포화의 뒤 단계에서 증가되며, 식물의 1차 생산성은 보다 늦은 단계부터 감소되고(Aber et al. 1995), 엽 내 질소 농도의 증가는 초기 단계부터 시작된다고 가설의 일부를 수정하고, 더 나아가 질소포화의 초기 단계부터 낮아지는 잎 속의 Ca/Al 비와 Mg/N 비를 새로 추가하였다(Fig. 6).

삼림의 질소 포화는 토양 환경과 수종에 따라 그에 접근하는 속도가 다른데, 낙엽활엽수는 상록침엽수보다 느리게 접근한다. 실제로 Nodvin 등(1995)은 미국 동부의 Appalachian산맥의 고지 침엽수림분수계의 NO_3^- 유출 농도가 47~54 μeq/L로 질소 포화에 있음을 발견하고, 이 분수계는 Aber 등(1989)의 질소포화 가설에서 stage 2의 상태에 있다고 판정하였다(Fig. 5 참조).

질소로 포화된 토양 내 질소 순환

Corre 등(2003)은 장기간에 걸쳐 25 kg · ha^{-1} · yr^{-1}의 질소가 강하하는 너도밤나무숲을 대조구로 정하고, 인접한 숲에 140 kg · ha^{-1} · yr^{-1}의 황산암모늄을 11년 동안 시비한 질소 시비구를 마련한 후 ^{15}N를 토양에 주입하여 토양 미생물에 의한 질소 순환을 추적하였다. 토양 내 유기질소의 무기화 작용률, NH_4^+의 질산화 작용률 및 NH_4^+와 NO_3^-의 부동화 작용률은 표토의 유기 토양층이 심토의 무기 토양층보다 높고, 대조구에서는 총무기화 작용률이나 총질산화 작용률이 NH_4^+와 NO_3^-의 부동화 작용률과 비슷하지만, 시비구에서는 NH_4^+의 부동화 작용률이 총무기화 작용률보다 낮고 NO_3^-의 부동화 작용률이 총질산화 작용률보다 낮았다(Fig. 7). 그리고 그들은 질소 시비구에서 총무기화 작용률이 낮아지는 것은 Aber 등(1998)의 가설을 지지하는 결과라고 주장하고, NH_4^+와 NO_3^-의 낮은 부동화 작용률 때문에 미생물체량이 감소됨으로써 토양 내의 총무기화 작용률이 낮아진다고 해석하였다.

이처럼 삼림 토양의 질소 포화는 토양 미생물의 세포외 촉매 효소의 효능을 저하시킴으로써 유기물의 분해율을 낮추고, 또 높은 농도로 존재하는 무기질소는 토양 미생물이 분비하는 부식질 분해 효소의 생성을 억제한다. 대조구와 질소 시비구의

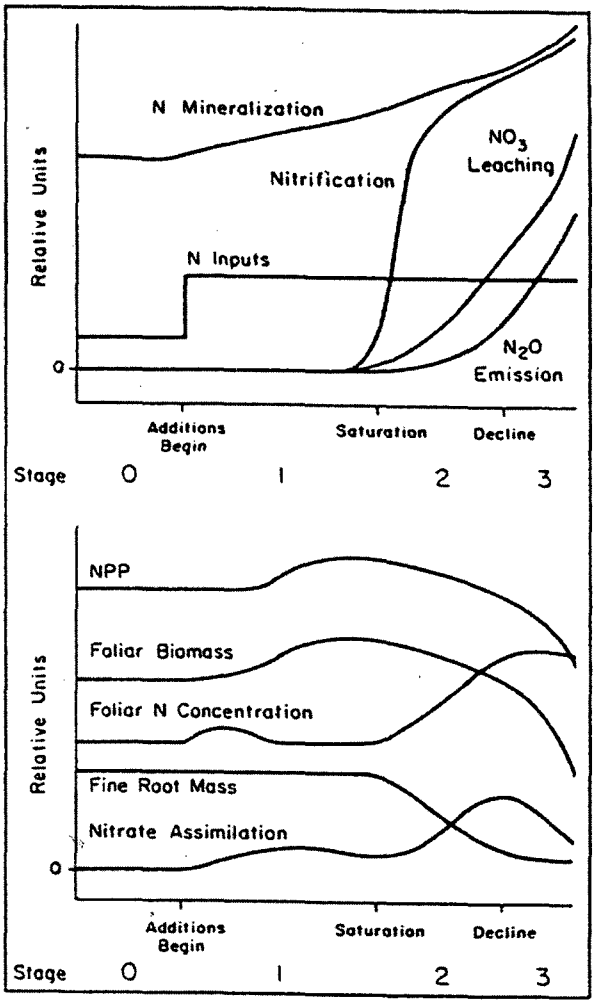

Fig. 5. Hypothesized time course of forest ecosystem response to chronic nitrogen additions. Top: changes in nitrogen cycling and nitrogen-loss rates. Bottom: plant response to changing levels of nitrogen availability. The four stages (0~3) correspond to pollution loading. Stage 0 is the pre- treatment condition. In stage 1, increased deposition is occurring, but effects on the ecosystem are not evident. For a limiting nutrient such as nitrogen, a fertilization effect might result in increase ecosystem production and tree vigor. In this stage, retention of nitrogen is most efficient, and that retention does not damage, and may enhance, ecosystem function. In stage 2, negative effects occur, but they are subtle, nonvisual, and/or difficult to measure. Only in stage 3 do visible effects occur, resulting in major environmental impacts. Different species and environmental conditions could alter the timing of effects. After Aber et al. 1989.

총 무기화 작용률이 비교적 비슷한데 그 이유는 대조구가 질소 포화의 중간 단계(Fig. 5에서 stage 2: 총무기화 작용률이 막 감소되기 시작하지만 NO_3^- 유출은 아직 일어나지 않는 단계)에

있고, 시비구가 질소 포화(Fig. 5의 stage 3: 총무기화 작용률의 저하와 NO_3^-의 세탈이 일어나는 질소 포화의 마지막 단계) 상태에 있다고 풀이되고 있다. 그리고 이 실험구들의 토양은 산성화되어 있었으므로 NH_4^+의 총질산화 작용은 낮은 pH에서 활성이 억제되는 자가 영양 미생물보다 활성이 높아지는 타가 영양미생물에 의하여 일어난다고 해석되고 있다(Corre et al. 2003) (Fig. 4 참조). Stark와 Hart (1997)도 낮은 질소 농도를 가진 침엽수림 토양에서 질산화 작용률이 높음을 관찰하였다.

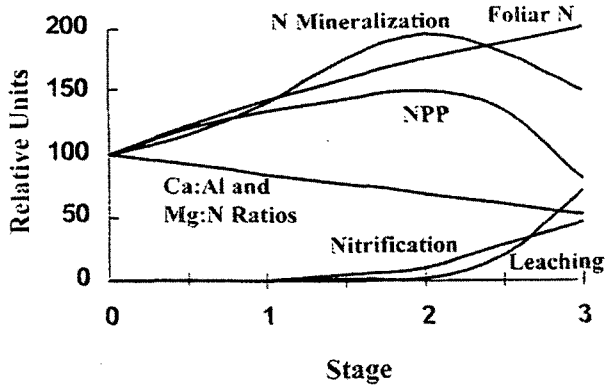

Fig. 6. Revised set of hypotheses on the response of temperate forest ecosystems to long-term, chronic nitrogen additions. Change from initial hypothesis (see Fig. 5) include the reduction in nitrogen mineralization in stage 3 and the addition of foliar Ca/Al and Mg/N ratios. After Aber et al. 1998.

Davidson 등(1992)에 따르면 유기질소의 순무기화 작용률은 소나무 성숙림보다 10년생 소나무 조림지에서 약간 높지만, 총무기화 작용률은 10년생보다 무기 질소 pool의 회전이 빠른 성숙림에서 2~3배나 더 높고, 총질산화 작용률은 성숙림과 조림지가 비슷하다고 한다. Lovett와 Rueth (1999)에 따르면 대기 질소 강하량이 4.2~11.1 $kgN \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$의 구배를 가지는 미국 북동부의 삼림 토양 유기층의 무기화 작용과 질산화 작용 사이에는 사탕단풍숲에서 정의 상관을 보이지만 너도밤나무숲에서 상관을 보이지 않는데 그 원인을 삼림의 전력(前歷)이 다르기 때문이라고 결론지었다.

Rothe와 Mellert (2004)는 독일의 Bavaria 지역에서 100년생 미만의 독일가문비숲과 너도밤나무숲 95개를 선정하여 토양의 NO_3^- 농도를 측정한 결과 전자가 후자보다 높고, 너도밤나무숲은 연령과 관계없이 농도가 낮은데, 독일가문비숲은 40년생 이하의 유령림이 노령림보다 낮고, 이들 숲의 지하수의 NO_3^- 농도는 대기질소강하량에 비례하고 있음을 밝혔다.

수목의 생장 저하

질소로 포화된 삼림의 잎은 인(P)이 부족해지기 때문에 N/P 비가 높아진다(Bytnerowicz and Fenn 1996, Koerselman and Meuleman 1996, Flückiger and Braun 1999). 예를 들면, Rocky Mts.(표고 3,450~3,650 m)의 삼림 생태계는 과거에 질소가 부족하였는데 bristlecone소나무 잎의 N/P 비가 높아지는 것으로 보아 질소포화로 바뀌는 과정에 있음을 나타냈다(Williams et al. 1996). 뿐만 아니라 N/Mg 및 N/K 비도 높아져서 무기영양 체계에 교

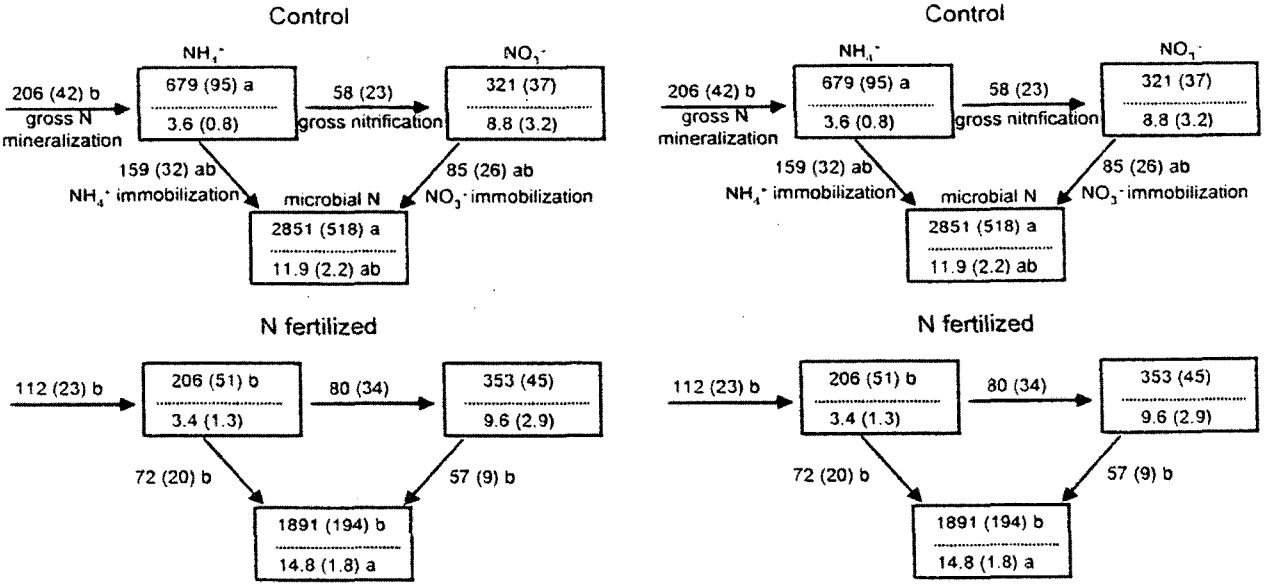

Fig. 7. Gross rate of microbial nitrogen cycle (in $mgN \cdot m^{-2} \cdot day^{-1}$) of N pool (in $mgN \cdot m^2$: upper numbers in boxes), and residence time (in days: lower numbers in boxes) in the organic layer (left) and in 0-5 cm inorganic soil layer (right). Numbers in parenthesis are expressed as mean (SE). For each parameter, means ($n \leq 10$) followed by the same letter(s) shows no significant difference among treatments (repeated measures ANOVA, least significant difference test at $p \leq 0.05$). After Corre et al. 2003.

란이 일어난다(Aber et al. 1998, Flückiger and Braun 1999).

삼림이 질소로 포화되면 수목은 상해(frost damage)와 병해에 약해진다. 건강한 침엽수림의 침엽은 최적 질소 함량이 1.6~2.0%인데 2.5% 이상이 되면 상해를 받기 쉽고 진균성 병해(*Shaerpsis sapinea*)에 걸리기 쉬우며(de Vries 1993), 질소 이외의 무기 영양소(K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, PO_3^{2-})의 결핍증이 나타나고(de Vries 1993), 토양과 계류수에 Al 농도가 높아지며(Postek et al. 1995, Berdén and Nilsson 1996, Lawrence and David 1997), 염기성 양이온(BC)/Al^{3+} 몰 비가 낮아져 생장 저하를 일으킨다(Emmett 1999).

삼림 생태계에 질소가 포화되면 근균(mycorrhiza)의 종수와 활성이 낮아진다(Hüttl 1990, Zöttl 1990, Wollecke et al. 1999). 실제로 외생근균의 종수는 NH_3의 강하량이 적은 곳에서 144종이었는데 그보다 6배 많이 강하하는 곳에서 14종으로 감소되었다(Lilleskov et al. 2001). 이러한 근균의 쇠퇴는 수목의 무기영양소와 물의 흡수를 저해하여 건조와 병해에 취약해져서 삼림쇠퇴로 이어진다(Emmett 1999).

1차 생산성의 증감

삼림이 질소로 포화되면 생산성에 있어서 이로운 면과 해로운 면이 있다. 이로운 면은 질소부족 상태에 있는 북방림의 생산성이 높아진다(Bergholm et al. 2003). 물론 농경지의 생산성은 질소 비료에 의존한다. Townsend 등(1996)은 지구상에서 대기 질소 강하의 증가에 의하여 육상 식물의 탄소 흡수량이 1990년 기준으로 하여 0.3~1.3 Pg/yr (1 Pg = 10^{15} g)만큼 증가하고, 산업혁명이 시작된 1845년이래 질소 강하에 의한 탄소의 누적 축적이 25%만큼 증가하였다고 추산하였다.

해로운 면은 온대림의 생산성 감소이다. 예를 들면, 뉴욕의 Hubbard Brook 시험림에서 지상부 생산성은 1965~76년, 1977~81년 및 1982~86년에 각각 4.6, 2.8 및 0.21 tonDM · ha^{-1} · yr^{-1}로 감소되었고 인근의 Huntington 야생 동물 시험림에서도 생산성은 비슷하게 감소되었는데 그 원인을 질소 포화로 해석하였다(Pardo and Driscoll 1996).

대기 강하 질소의 분배

강하하는 대기 질소의 동태는 방사성 동위 원소인 ^{15}N나 $^{18}O_2$로 추적할 수 있다. 삼림에 강하하는 대기 질소는 대부분 토양에 저장되는데 독일 가문비숲에 $^{15}NH_4{}^{15}NO_3$를 2년 간 처리한 결과 ^{15}N의 증가는 하층 식생의 잎에 4%, 교목층의 유엽에 2%, 노엽에 1%로 분배되고 대부분의 ^{15}N는 토양(63%)에 분배되며(Schleppi et al. 1999), 북방림의 ^{15}N 분배는 목질부에 5%, 잎 · 세근 · 수피에 15%, 유출수와 휘발에 10%, 토양에 70%였으며, 토양에 분배되는 ^{15}N의 비율은 소나무숲에서 49%, 참나무숲에서 72%였다. 이처럼 대기 강하 질소가 토양에 많이 분배되는 이유는 C/N 비가 높은 목질부보다 그 비가 낮은 토양에 분배되기 때문이라고 해석하였다(Nadelhoffer et al. 1999).

대기 중의 NO_3^-의 안정동위원소 $^{18}O_2$ 비를 측정하여 수관→토양→지하수를 거쳐 주변의 샘물로 솟아 나오는 $N^{18}O_3^-$의 양은 건강한 삼림에서 16~30%인데 이에 비하여 쇠퇴하는 삼림은 대기로부터 유입된 NO_3^-를 동화하지 못하므로 샘물에 100%가 배출됨이 밝혀졌다(Durka et al. 1994). 그리고 NO_3^-에 의한 지하수의 오염 경로를 밝히기 위하여 대기와 지하수의 동위 원소 비 $\delta^{15}N$과 폐수, 유출수 및 가축퇴비에 높은 비로 존재하는 $\delta^{11}B$를 측정하는 연구가 이루어지고 있다(Widory et al. 2005).

질산이온에 의한 지하수 오염

음료수에 적합한 지하수의 임계 NO_3^- 농도는 50 mg/L 이하로 알려져 있는데(de Vries 1993, Widory et al. 2005), 최근 삼림의 질소 포화에 따른 지하수의 NO_3^- 오염에 대한 연구가 이루어지고 있다. 체코-독일-폴란드 국경의 중공업 단지에 위치하고 약 100년 전부터 대기 오염이 극심하여 소위 'Black triangle'로 알려진 Krušnè 산맥과 그곳에서 멀리 떨어져 비교적 청정지역인 Šumava의 지하수의 산성도나 수질이 비교되었다(Table 2).

Hrkal (2004)은 Šumava보다 Krušnè에서 대기 질소 강하량이 약 2배 많고 산성화된 지하수의 NO_3^- 농도가 5배나 높음을 밝히고, 지하수 오염이 대기 오염보다 상당한 시차를 두고 늦게 나타난다고 주장하였다. 한편 주민의 20%가 지하수를 마시는 콜로라도주(미국)에서는 576개의 관정에서 품어 올린 지하수의 NO_3^- 농도를 취약 계급으로 분류하여 주 전체의 지하수 지도를 제작하였다(Ceplecha et al. 2004).

질소 시비에 의한 질소 포화의 예측

지표수의 질산 이온 유출

질소 포화를 예측하기 위하여 삼림에 황산암모늄($(NH_4)_2SO_4$), 질산암모늄(NH_4NO_3), 염화암모늄(NH_4Cl) 또는 요소를 시비하여 그 과정을 추적하고 있다. 일찍이 Harriman (1978)은 인위적인 질소 포화 실험을 통하여 삼림 분수계에 요소를 시비한 지

Table 2. Comparisons of nitrogen deposition, pHs of precipitation, throughfall, runoff and groundwater, and alkalinity and NO_3^- concentration at heavily polluted Kru nè with relatively cleaned umava. Rearranged from data by Hrkal 2004

	Kru nè Mt. polluted	umava cleaned
Nirogen deposition (mol · ha^{-1} · yr^{-1})	1,324	605
Average pH of precipitation	4.64	4.45
Average pH of throughfall	3.65	4.34
Average pH of runoff	5.76	6.72
Average pH of groundwater	5.6	5.9
Alkalnity of groundwater (mg HCO_3^-/L)	14.6	16.5
NO_3^- of groundwater (mg NO_3^-/L)	> 25	5

1년 후에 시비량의 9%가 지표수로 유출되고 그 중의 63%가 NO_3^-로 유출됨을 발표하였다. 또한 Kahl 등(1993)은 대기 질소 강하량이 600 eq · ha^{-1} · yr^{-1}인 Main주(미국)의 삼림에 황산암모늄을 1,800 eq · ha^{-1} · yr^{-1}로 시비한 결과 계류수 속에 200-500 eq · ha^{-1} · yr^{-1}의 NO_3^-가 유출됨을 보고하고, Ohrui와 Mitchell (1998)은 일본의 삼림에 20~375 kgN · ha^{-1}의 다른 수준의 질소 시비를 하여 시비량과 NO_3^- 유출량 사이에 정의 상관이 나타남을 밝혔다. 한편 질소로 포화된 삼림 토양에 질소를 더 시비하면 토양용액의 Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+ 및 Al^{3+} 농도의 증가도 밝혀졌다 (Majdi and Rosengren-Brinck 1994, Majdi and Persson 1995, Nilsson and Wiklund 1995).

토양 내 물질 대사의 변화

미국 북동부 삼림에서 질소 시비를 하기 전에 유기질소의 무기화작용률, 무기질소의 질산화 작용률 및 잎의 질소 농도를 기준으로 판단하였을 때 참나무숲이 소나무숲보다 질소가 부족하였는데, Aber 등(1993)은 3년 동안 질산암모늄을 0(무시비구), 50 및 150 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}씩 시비한 결과 잎의 질소 농도, 토양의 질산화 작용률 및 지표수의 무기질소 유출량이 참나무숲보다 소나무숲에서 많고, 시비한 질소량에 대한 토양의 보유량이 소나무숲보다 참나무숲에서 많으며 계속된 질소 시비로 질소 유출량이 증가됨을 관찰하였다.

Magill 등(1997)은 대기질소강하량이 8 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}인 미국의 삼림에 50과 150 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}로 6년 동안 시비한 결과 NO_3^- 유출은 실험 기간 중 소나무림에서 계속되었지만 활엽수림에서 정체되고, 잎의 질소 농도는 소나무림에서 대조구보다 67%, 활엽수림에서 25% 증가하며, 세근 속의 질소 농도는 시비량에 비례하여 증가함으로써 이 기관들이 질소 수용원이 된다고 해석하고, 유기질소의 무기화 작용률과 질산화 작용률이 시비량에 비례하며 토양의 NH_4^+와 NO_3^- 농도도 시비구에서 높아짐을 보고하였다.

질소로 포화된 삼림토양에 질소를 더 시비하면 세근의 양과 활력이 낮아지고 표층토에 분포하게 된다(Majdi and Rosengren-Brinck 1994, Majdi and Persson 1995, Persson et al. 1995, Nilsson and Wiklund 1995).

Christ 등(1995)은 미국 북동부의 Hubbard Brook 시험림의 너도밤나무숲에 황산암모늄을 40, 160 및 520 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}로 2년 동안 시비한 결과 질산화 작용이 일어나지 않은 채 질소가 삼림에 보유되고 유출된 질소의 77%가 NH_4^+인 것으로 미루어 보아 삼림이 질소포화상태에 있다하더라도 반드시 질산화작용이 뒤따르지 않는다고 주장하였다. 이것은 전술한 Lovett와 Rueth (1999)의 너도밤나무숲과 사탕단풍숲 토양의 질산화작용의 비교 실험에서 전자가 질산화작용을 일으키지 않는 점으로 미루어 너도밤나무숲 토양의 특수성인 것으로 풀이된다.

Bergkrist와 Folkeson (1992)은 스웨덴의 너도밤나무숲에 대기 질소강하량의 3배(66 kgN · ha^{-1} · yr^{-1})와 9배(198 kgN · ha^{-1} · yr^{-1})의 NH_4NO_3를 5.5년 간 시비한 결과 토양의 pH가 무시비구, 3 및 9배 시비구에서 각각 4.51, 4.07 및 3.81로 낮아지고, 염기성 양이온(BC)/Al^{3+} 몰 비가 각각 2.7, 1.1 및 0.15로 낮아지며 토양 속의 NO_3^- 농도가 높아졌는데 그 이유를 NH_4^+가 질산화 작용으로 NO_3^-로 되어 이것이 토양입자에 약하게 흡착되었다가 세탈됨으로써 토양에 H^+를 공급하여 산성화시켰다고 해석하였다.

Bergholm 등(2003)은 스웨덴의 북방림이 18 kgN ha^{-1} · yr^{-1}의 질소강하에도 NO_3^-가 유출되지 않을 만큼 질소가 부족하였는데 이 숲에 100 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}를 시비하였을 때 토양 용액 속에 NH_4^+, NO_3^-, Ca^{2+}, Mg^{2+}이 증가하고 대조구에 비하여 10배의 proton (H^+)이 유리되어 pH가 0.4 단위나 낮아짐을 관찰하였다. 이처럼 삼림 토양에 질소를 시비하면 pH가 낮아진다는 보고(Majdi and Rosengren-Brinck 1994, Majdi and Persson 1995, Nilsson and Wiklund 1995, Lawrence and David 1997)(Fig. 8)와 23년 간 단속적으로 총 400 kgN · ha^{-1}를 시비하여도 pH가 낮아지지 않는다는 상반된 보고가 있다(Mälkönen 1990).

토양 내 유기 질소와 유기 탄소

Feger(1992)는 독일의 Black forest에서 낙엽을 제거한 숲과 보존한 숲에 질소를 시비한 결과 전자에서는 시비 질소를 토양에 보유하여 NO_3^-의 유출이 적었는데 후자에서는 질산화 작용이 일어나서 NO_3^-와 염기성 양이온의 유출이 일어나고 Mg 결핍증이 심하게 나타났는데 그 이유를 낙엽을 보존함으로써 미생물 활성, 곧 질산화작용이 왕성하였기 때문이라고 해석하였다. 그리고 Hunt 등(1988)도 질소 시비가 소나무(*Pinus contorta*)의 낙엽 분해율을 높이는 현상을 관찰하였다. 한편 Park과 Matzner (2001)는 활엽수림에 낙엽 제거구와 낙엽 위에 포도당를 살포한 구를 설치하고 토양의 가용성 무기질소(NH_4^+-N와 NO_3^--N)를 측정한 결과 낙엽 제거구의 가용성 무기질소 농도가 높게 유지되고 포도당구에서 감소됨으로써 미생물체를 구성하는 탄소와 질산화 작용률에 낙엽이 깊은 영향을 미친다고 풀이하였다.

McDowell 등(1998)은 대기 질소 강하량이 8 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}

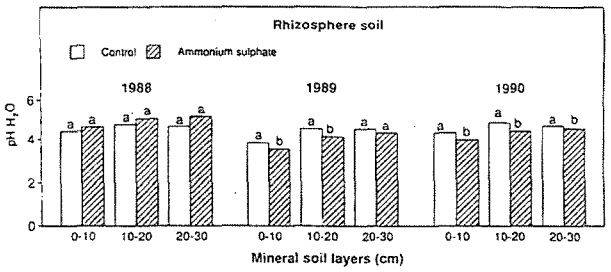

Fig. 8. Comparison of average pH in the rhizosphere soil with application of ammonium sulphate in 1988, 1989 and 1990. This experiment started during the growing season of 1988. The same letters indicate that the bars within each layer and treatment are not significantly different (Student' t-test; $p< 0.05$). After Majdi and Rosengren-Brinck 1994.

인 삼림에 0(무시비구), 50 및 150 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}로 4년 동안 시비한 결과 토양의 가용성 유기 탄소(dissolved organic carbon)는 겨우 10~30% 증가하는데 비하여 가용성 유기질소(dissolved organic nitrogen)는 200~300%로 증가함으로써 가용성 C/N 비가 무시비구에서 40~43이었는데 시비구에서 25.6~36.4로 낮아지는 것으로 보아 질소 시비에 의하여 가용성 무기질소가 증가한다고 보고하였다. David 등(1998)은 대기 질소 강하량이 20 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}인 미국 북동부의 가문비나무숲에 100 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}씩 3년 또는 34 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}씩 6년 동안 시비한 토양의 Oie와 Oa 층의 총 질소 함량이 시비량에 비례하였는데 다량의 유기질소가 amino acid-N (총질소의 31~45%), hydrolyzable unidentified-N (16~31%), acid soluble-N (18~22%) 및 NH_4^+-N (9~12%)에 분배되는 결과를 얻었다.

메탄, 일산화질소 및 아산화질소의 대사

온대와 한대의 삼림 토양은 대기 중에서 메탄(CH_4)을 흡수한다(Steudler et al. 1989). Fig. 9에서 보는 바와 같이 토양에 질소를 시비하면 기온과 관계없이 5월과 10월 사이에 질소시비를 안 한 대조구보다 활엽수림과 침엽수림의 질소시비구(37 또는 120 kgN · ha^{-1} · yr^{-1})에서 CH_4의 흡수량이 감소된다.

CH_4은 미생물에 의하여 산화되어 CO_2로 배출되는데 그 산화는 토양의 질소 농도, pH 및 식물의 생육 여부에 따라 달라진다(Table 4). CH_4의 산화는 질소 농도가 높은 토양이 낮은 토양보다 60~80%로 감소되고, pH 5.5의 약산성 토양보다 pH 3.0의 산성 토양에서 감소되며, 식물이 생육하는 토양보다 생육하지 않는 토양에서 감소된다.

이와 반대로 CH_4이 산화될 때 발생되는 CO_2 배출량은 질소 농도가 낮은 토양보다 높은 토양에서 증가하고, pH 3.0의 산성 토양보다 pH 5.5의 약산성 토양에서 증가하며, 식물이 생육하지 않는 토양보다 생육하는 토양에서 증가한다(Sitaula et al. 2001).

질소가 많은 삼림 토양에서 CH_4 산화가 감소되는 까닭은 높은 농도의 NH_4^+와 그 산화 과정에서 생기는 중간 대사물이 methane monooxygenase의 기질과 경쟁적으로 작용하기 때문이고, 식물이 생육하는 토양에서 CH_4 산화가 증가하는 까닭은 식물이 NH_4^+를 흡수하여 그 농도가 낮아지기 때문이며, 산성토양에서 CH_4 산화가 낮아지는 까닭은 미생물이 직접 영향을 받는 것이 아니라 식물의 생산성이 낮아져서 NH_4^+의 흡수량이 감소되기 때문이라고 해석되고 있다(Sitaula et al. 2001).

대기 중의 CH_4 농도는 연 1.1%씩 증가하고, 같은 농도의 CO_2보다 21배의 온실 효과가 있어 심각한 환경 문제로 관심이 모아지고 있다(Mooney et al. 1987, Steudler et al. 1989, Sitaula et al. 2001).

한편 질소로 포화된 삼림 토양에서는 호기상태에서 암모늄 산화균(*Nitrosomonas europaea*)의 질산화 작용에 의하여 NH_4^+이 NO_3^-로의 산화 과정과 혐기 상태에서 탈질산화 작용으로 NO_3^-가 분자상 N_2로 탈질되는 과정에서 NO와 N_2O와 같은 부산물이 배출된다(Davidson et al. 1993, Bytnerowicz and Fenn 1996, Magill et al. 1997, Vitousek et al. 1997, Sitaula et al. 2001, Akiyama et al. 2004).

N_2O 배출량은 토양에 NH_4^+이 많거나 pH가 높거나 식물이

Table 3. Input (throughfall) and output (leaching at 90cm soil depth) of water and inorganic nitrogen during 4 years of nitrogen manipulation. After Koopmans and van Dam 1998

	Input (throughfall)				Output through leaching			
	H_2O	NH_4^+	NO_3^-	Total inorg. N	H_2O	NH_4^+	NO_3^-	Total inorg. N
	(mm)	-(kgN · ha^{-1} · yr^{-1})-			(mm)	-(kgN · ha^{-1} · yr^{-1})-		
Low N plot (6 kgN · ha^{-1} · yr^{-1})								
1991	420	0.3	0.1	0.4	128	0.1	0.7	0.8
1992	646	2.3	1.5	3.8	272	0.3	1.9	2.2
1993	678	5.8	6.4	12.2	523	0.5	4.3	4.8
1994	752	3.5	2.4	5.9	480	0.4	3.1	3.5
Average	624	3.0	2.6	5.6	351	0.3	2.5	2.8
High N plot (37 kgN · ha^{-1} · yr^{-1})								
1991	419	21.2	5.8	27.0	128	0.2	11.4	11.6
1992	644	27.0	9.7	36.7	270	0.3	31.7	32.0
1993	675	34.2	9.7	43.9	471	0.6	37.1	37.7
1994	755	31.2	10.1	41.3	476	0.4	24.1	24.5
Average	623	28.4	8.8	37.2	336	0.4	26.1	26.5

Table 4. N_2O and CO_2 release and CH_4 oxidation rates (mean ± SE) as affected by plant, soil acidification and N fertilization. After Sitaula et al. 2001

	Without plant		With plant	
	pH 3.0	pH 5.5	pH 3.0	pH 5.5
N_2O emission(ngN_2O-N · gDW^{-1} · day^{-1})				
Unfertilized	2 ± 0.3	11 ± 0.3	4 ± 1	15 ± 2
Fertilized (90 kgN · ha^{-1} · yr^{-1})	18 ± 9	44 ± 2	6 ± 1	120 ± 9
CH_4 oxidation ($ngCH_4$ · gDW^{-1} · day^{-1})				
Unfertilized	2 ± 1	3 ± 1	3 ± 2	10 ± 1
Fertilized (90 kgN · ha^{-1} · yr^{-1})	<1	<1	<1	2 ± 0.6
CO_2 emission (μgCO_2 · gDW^{-1} · day^{-1})				
Unfertilized	112 ± 13	118 ± 22	230 ± 35	438 ± 37
Fertilized (90 kgN · ha^{-1} · yr^{-1})	151 ± 19	254 ± 14	312 ± 94	655 ± 100

있으면 증가된다. 식물은 암모늄 산화 세균의 기질인 NH_4^+을 흡수하여 감소시키고, 높은 pH는 질산화 작용과 탄질 작용에 관계하는 미생물의 활성을 높이며, 토양의 높은 질소 농도는 질산화 작용과 탈질산화 작용에 관계하는 세균의 기질을 증가시키므로 N_2O의 배출량이 증가된다(Table 4)(Sitaula et al. 2001).

일본에서 대기 질소 강하량이 30.6 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}인 소나무림과 15.7 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}인 활엽수림의 N_2O 배출률은 각각 4.5 μgN · m^{-2} · hr^{-1}와 2.3 μgN · m^{-2} · hr^{-1}이고, 단위 면적 당의 연 배출량은 각각 0.38과 0.20 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}이었다. 그리고 N_2O의 배출률은 2주일 전의 토양 온도와 질소 강하량에 비례하고 있음이 밝혀졌다(Oura et al. 2001).

지구 대기중에는 N_2O가 약 3 Tg만큼 들어 있고(Galloway 1995), 그 농도는 약 314 ppb이며 매년 0.25%씩 증가하고, CO_2보다 296배의 온실 효과가 있다(Hendzel et al. 2005).

청정 빗물의 효과

질소로 포화된 삼림에 대기 질소 강하량보다 질소 농도를 감소시키는 실험이 이루어지고 있다. Koopmans와 van Dam (1998)은 대기 질소 강하량이 37 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}인 삼림의 수관 밑에 2-3m 높이의 지붕을 가설하고 4년 동안 질소 농도를 6 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}로 낮춘 인공 빗물을 지붕밑에 살포한 실험을 하였다. 고질소구(37 kgN · ha^{-1} · yr^{-1})에 비하여 저질소구(6 kgN · ha^{-1} · yr^{-1})의 토양은 NH_4^+와 NO_3^-가 빠른 시일 내에 감소되고 질산화 작용률이 고질소구의 ⅓로 감소됨을 관찰하였다(Table 3). 이렇게 수관 밑에 지붕을 가설하고 강하 질소를 감소시킨 결과 세근이 40% 증가하였는데 그 원인을 근권의 낮은 가용성 무기질소(NH_4^+와 NO_3^-) 농도 때문에 그 활성이 높아졌기 때문이라고 해석하였다(Bredemeier et al. 1995).

군락 구조의 변화

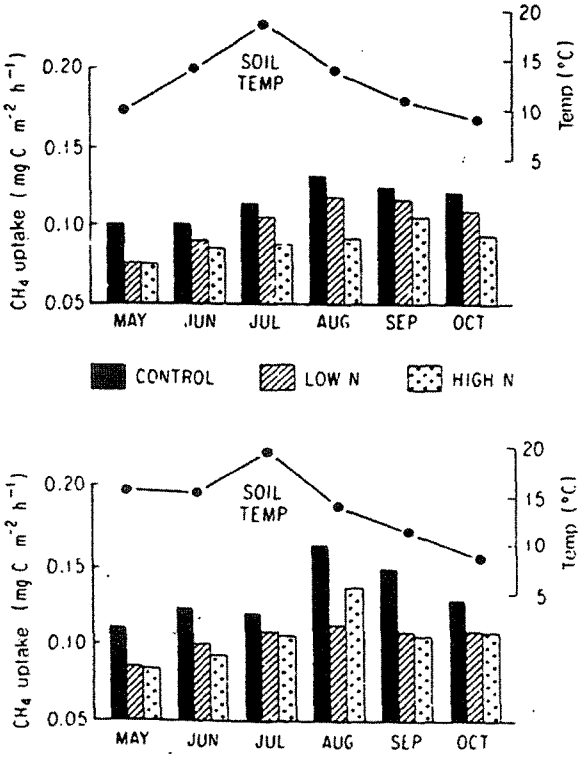

Fig. 9. Average monthly CH_4 uptake and soil temperature (0~2.5 cm depth) for pine (top) and hardwood (bottom) stands at Harvard Forest. Low nitrogen fertilized plots received 37 kgN · ha^{-1} · yr^{-1} and high nitrogen fertilized plots received 120 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}. After Steudler et al. 1989.

구주소나무숲의 하층군락의 변화

Rodenkirchen (1992)에 따르면 예전에 독일 남부의 Bavaria지

역에서는 구주소나무(*Pinus sylvestris*)숲에서 산불, 방목, 과벌목, 낙엽의 갈퀴질 등을 하여왔으므로 삼림 토양 내의 N, P, Ca 및 Mg이 결핍되어 시비를 하여야 나무가 자랄 만큼 토양이 척박하였고 하층식생이 빈약하였다고 한다. 그런데 수십 년 전부터 질소 강하량이 증가하였으므로 시비를 중단하였고, 근래에는 수관 통과수의 황(S)이 46 kgS ha^{-1} yr^{-1}만큼 유입되고 질소(N)가 포화되었지만 토양의 염기 포화도는 아직 ≤ 5~10%로 산성화되어 있다고 한다.

Rodenkirchen (1992)은 이러한 구주소나무숲에 Braun-Blanquet 법에 따라 31개 임분에 조사구(relevè)를 설치하고 낙엽을 보존한 구와 갈퀴질한 구로 나누어 하층 식생의 종과 피도를 조사하여 1946년과 1987년 사이의 차이를 비교하였다(Table 5). 조사한 임상에는 대체로 관속 식물과 하등 식물(은화식물)이 증가하고(각각 전체의 14%와 39%), 부식질 형성이 개선되었을 때 출현하는 지표종인 몇 가지 선류(*Polytrichum attenuatum* 등)가 42년 후에 새로 출현하였다. 그리고 높은 농도의 SO_2나 낮은 pH의 빗물에 내성을 가지는 태류(*Dicranella heteromalla, Hypnum cupressiforme, Dicranum scoparium*)가 임상에 새로 군반(patch)을 형성하고, 이와 반대로 산성에 민감한 종(*Sphagnum acutifolium, Hylocomium splendens*)은 소멸되었다.

42년 전에 피도가 높았던 지상지의류(epigeic lichens: *Cladonia* spp., *Cetraria islandica*)의 피도와 항존도(constancy)는 현저히 낮아졌는데, 이들은 질소 공급이 적고 썩지 않은 부식질의 극산성 토양을 좋아하는 특성종이며 관속 식물과 경쟁력이 약한 종들이었다. 따라서 이들의 소멸은 토양의 산성화와 질소-부 영양화가 일어났음을 시사하는 것이라고 해석되었다.

몇 가지 교목(*Quercus robur, Betula pendula, Sorbus aucuparia*)이 새로 군반을 형성하였는데, 그 원인은 분명하지 않지만, 최근 사슴 개체군 밀도가 낮아졌고, 질소 강하량이 많아짐으로써 발아와 유식물 정착 조건이 개선되며, 소관목인 *Calluna vulgaris*와의 경쟁이 적어진 것과 관계가 있는 것으로 추정되었다. 그리고 질소 강하량이 증가함에 따라 독일 북동부의 구주소나무숲에 활엽수가 침입하는 현상과 관련이 있다고 유추하였다. 과거에는 낙엽을 긁어내고 방목을 했던 구주소나무숲에서 *C. vulgaris*의 생장이 양호하고 피도가 높아졌는데, 그 이유는 충분한 광선 입사와 무기 토양과의 접촉이 이 식물의 번식과 발아 및 유식물의 초기 생장에 좋은 조건이었기 때문이라고 생각하였다.

그런데 *C. vulgaris*는 지난 수십 년 동안 조사된 조사구의 약 70%에서 유기토양이 쌓이고 월귤속 식물(*Vaccinium myrtillus*)이나 좀새풀속 식물(*Deschampsia flexuosa*)과의 경쟁이 치열해져서 피도가 낮아짐을 확인하였다. 좀새풀속 식물이 *C. vulgaris*를 대치하는 직접 원인은 질소 강하량의 증가에 있다고 해석되었다.

Table 5. Vegetation changes over 4 decades in 14 *Pinus sylvestris* stands in Walsassener-Schiefergebiet region, Bavaria, Germany. After Rodenkirchen 1992

Properties of ground vegetation	Previously litter raked		Unraked	
	1946	1987	1946	1987
-Mean number of species (relevés of 250 m^2)				
Vascular plants	6	8	7	9
Mosses and lichens	8	9	7	9
Total	14	17	14	18
-New species and species with increased constancy in 1987	*Quercus robur, Deschampsia flexuosa, Epilobium angustifolium, Sorbus aucuparia, Pholia nutans, Polytrichum attenuatum, Hypnum cupressiforme, Discranella heteromalla, Dicranum scoparium, Picea abies*		*Quercus robur, Sorbus aucuparia, Betula pendula, Dicranum scoparium, Pholia nutans, Hypnum cupressiforne, Polytrichum attenuatum, Picea abies*	
-Extinct species and with decreased constancy	*Calluna vulgaris, Claonia* spp., *Hylocomium splendens, Sphagnum* spp., *Bazzania trilobata*		*Calluna vulgaris, Cladonia uncialis*	
-Mean cover(%) of some common species				
Calluna vulgaris	4	< 0.5	3	< 0.5
Vaccinium vitis-idaea	22	10	7	3
Vaccinium myrtillus	46	52	20	23
Deschampsia flexuosa	6	9	3	6
Cetraria islandica	5	< 1	3	< 1

Rodenkirchen(1992)은 질소 요구량이 적고 왜성관목인 월귤(*Vaccinium vitis-idaea*)의 피도가 42년 후에 조사구의 약 60%에서 ½로 감소됨을 알았다. 이와 반대로 식양토(loamy soil)에서 내산성종인 좀새풀속 식물(*D. flexuosa*)의 피도는 조사구의 약 75%에서 증가하였고 심지어 과거에 우점하였던 월귤속 식물(*V. myrtillus*)마저도 쫓아냈음을 확인하였다. 이 구주소나무숲에서 좀새풀속 식물의 생장 제한 요인은 질소 부족이라는 증거를 가지게 되었다. 즉 Ericaceae과 식물과는 대조적으로 좀새풀속 식물은 유도 질산 환원 효소(induced nitrate reductase)를 지니고 있어 많은 질산태질소(NO_3^--N)를 이용하고 있음을 알았고, 또 솎음질 실험과 질소 강하량의 증가에 의하여 성취도(performance)가 향상되는 사실도 밝혔다.

한편 하층 식생을 질소 포화의 지표로 삼을 수 있다는 주장이 나오고 있다. Rainey 등(1999)은 기생꽃속 식물(*Trientalis borealis*), 잔고사리속 식물(*Dennstaedtia punctilobula*), *Maianthemum candense* 등의 하층 식생이 분포하는 62년생 소나무(*Pinus resinosa*) 조림지의 임상에 농도를 달리한 질산암모늄(NH_4NO_3)을 7년 동안 처리하고, 그들 하층 식생의 줄기 밀도와 건물 생산량을 정량화하였다. 교목층은 질소 포화의 징후를 보이지 않았는데도 하층식생은 시비량이 많을수록 줄기 밀도와 건물 생산량이 감소됨으로써 높은 농도의 질소 시비에 의하여 종이 소멸되는 원인을 밝혔다(Fig. 10).

식물종의 대치

Sven과 Liu (1995)는 스웨덴의 남과 북 사이의 질소강하량이 1.9 내지 13.5 kgN · ha^{-1} · yr^{-1}의, 황(S)강하량이 2.5 내지 11.3 kgS $ha^{-1}yr^{-1}$의 구배를 이루는데, 그 구배에 따라 하층식생을 12년 간 조사하여 다음의 세 지수로 검정하였다.

(1) Shanon-Wiever species diversity index, $H' = -\sum pi \cdot \log_2 pi$

(2) Acid tolerance index, ATI = $\sum (Ri \cdot pi)$

(3) Nitrogen demand index, NDI = $\sum (N_i \cdot p_i)$

여기에서 pi는 $ni/\sum ni$로 나타내고, ni는 i번째 종의 피도이며, Ri는 i번째 종의 토양 산도이고, N_i는 i번째 종의 질소 함량이다. ATI와 NDI 지수는 1~9의 범위로 변한다.

각 조사지의 종다양성 지수 H'은 12년 간에 걸쳐 완전히 안정되어 있었다. PCA (principal component analysis)에 의한 서열분석 결과 ATI와 NDI는 각각 독립되어 있었고, 다음과 같이 세 가지 다른 요인에 의하여 변화됨을 발견하였다. 즉 종다양성 지수는 S와 N의 강하량 및 NDI에 의하여 변하고, NDI는 S와 N의 강하량과 높은 정의 상관이 있으며, ATI는 S와 N의 강하량과 독립적이어서 스웨덴의 남부와 북부에서 낮고 중부에서 높음이 밝혀졌다. 회귀분석을 한 결과 종다양성과 종풍부도는 질소강하량과 약한 정의 상관이 있었다.

이 밖에 질소로 포화된 생태계에서는 혐질소성 종(nitrophobous species)이 호질소성 종(nitrophilous species)으로 대치된다. 예를 들면, 혐질소성 종(*Calluna vulagis*와 *Erica tetralix*)의 분포역이 좁아지고 호질소성 종(*Molinia caerulea*와 *Dechampsia flexuosa*)의 분포역이 넓어졌다는 de Vries (1993)의 연구 결과가 보고된 바 있다.

종풍부도의 감소

포기 농경지에 형성된 초지에 질소를 시비하여 식물 군락의 종풍부도가 낮아지는 연구가 이루어지고 있다. Tilman (1987)은 경작을 포기한 지 1년 내지 56년 된 포기 농경지에 질산암모늄을 0~27.2 gN · m^{-2} · yr^{-1}의 8수준으로 시비한 4년 후에 원래 출현했던 종의 60% 이상이 소멸되어 종풍부도가 극적으로 낮아짐을 관찰하였다(Vitousek 1994). 이와 같은 포기 농경지에서

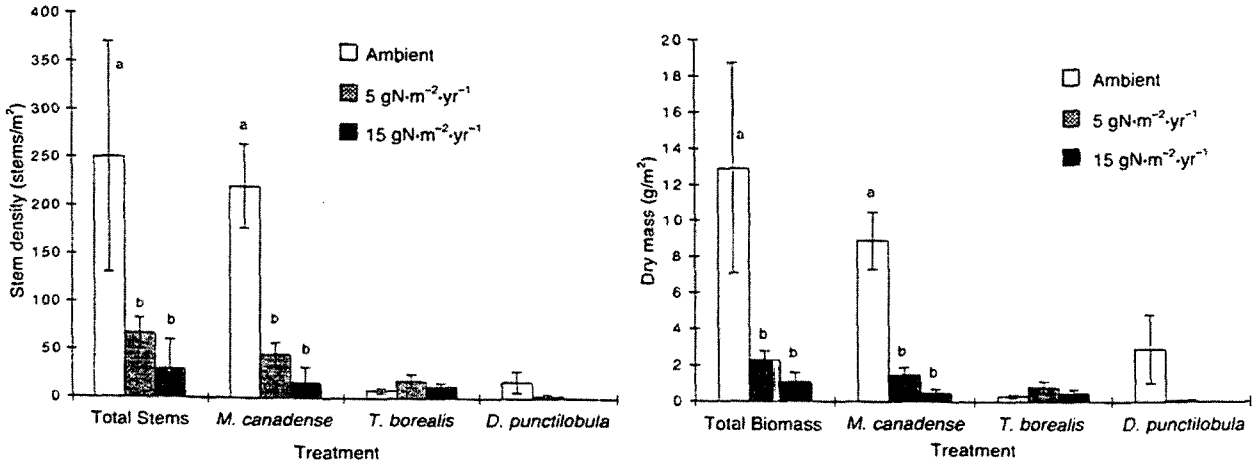

Fig. 10. Understory species stem density (left) and dry biomass (right) in a red pine plantation after 7 yr of fertilization with ammonium nitrate. Bars indicate means, and vertical lines are ± SE (n = 8). Within-species differences between treatment ($p<0.05$) are indicated by different lowercase letters. No statistically significant difference were found for *T. borealis* or *D. punctilobula*. After Rainey et al. 1999.

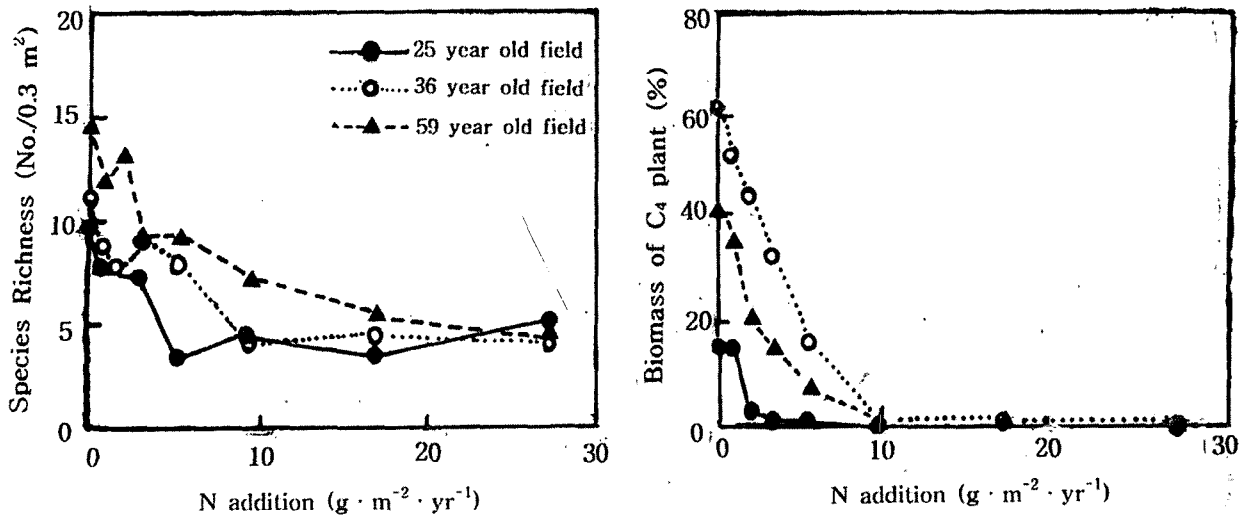

Fig. 11. Vegetation responses to 12 years of nitrogen addition. Points represent treatment means (6 replicates per N addition level, 12 for controls) for each of three fields. Left: number of vascular plant species in 0.3-m^2 vegetation samples. Right: biomass of grasses with C_4 plant of aboveground live biomass at mid-growing season. After Wedin and Tilman 1996.

Wedin과 Tilman (1996)은 25, 36 및 59년 지난 묵밭(old field)에 12년 동안 질소 시비를 한 후 종풍부도가 1~5 gN · m^{-2} · yr^{-1} 범위의 시비구에서 대조구의 50% 이하로 낮아짐을 관찰하였다 (Fig. 11). 특히 질소 시비량의 증가에 따라 우점하던 C_4 식물 (*Schizachyrium scoparium*)의 생물량이 감소됨으로써 소멸되고 그 대신 C_3 식물(*Agropyron repens*)로 대치되는 것을 확인하였다.

적 요

대기 산성 강하물 : 삼림의 질소 포화

한국의 연평균 습성 질소 강하량은 12.78(범위: 7.28~21.05) kgN · ha^{-1} · yr^{-1}이고, 이것에 건성 질소 강하량(43%)을 합하여 추정한 총질소 강하량은 18.26(10.41-30.10) kgN · ha^{-1} · yr^{-1}이 된다. 이 질소 강하량은 유럽과 북미 북동부의 질소 강하량과 비슷한 수준이다. 대기 질소 강하량이 많은 온대 삼림은 질소로 포화된다. 질소로 포화된 삼림은 계류수와 토양에 질산이온(NO_3^-)과 질산태질소/암모늄태질소(NO_3^--N/NH_4^+-N)의 비가 높아지고, 잎의 질소 농도가 높아지므로 N/P 비, N/K 비 및 N/Mg 비가 높아지는 것으로 보아 무기 영양소 교란이 일어나며, 상해와 병해에 걸리기 쉬워지고 세근과 근균의 활성이 낮아짐으로써 생산성이 낮아진다. 그리고 혐질소성 종이 호질소성 종에 의하여 대치된다. 질소로 포화된 토양에서는 온실가스인 메탄(CH_4)의 흡수가 감소되고 일산화질소(NO)와 아산화질소(N_2O)의 배출이 증가되어 지구온난화를 촉진할 수 있다.

이 종설은 한국의 33장소에서 6년 동안(1999~2004) 측정한 부피가중 연평균 습성 질소 강하량이 삼림의 질소 포화 수준에 달하고, 광릉시험림분수계와 그 밖의 삼림 계류수의 NO_3^- 유출량으로 미루어 보아 한국의 삼림에 질소 포화의 징후가 나타났음을 제시하며, 문헌 자료를 통해서 외국의 삼림에서 일어나는 질소 포화의 징후를 체계적으로 논하는 데 목적이 있다.

인용문헌

김준호. 2005a. 자연생태계에 미치는 산성강하물의 영향. 학술원논문집, 자연과학편 44: 139-218.

김준호. 2005b. 대기산성강하물: 한국과 세계의 산성비 실태. 한생태지. 28: 169-180.

김준호. 2005c. 대기산성강하물: 토양과 삼림생태계의 반응. 한생태지. 28: 417-431.

유영한, 김준호, 문형태, 이창석. 2002. 산림 소유역 생태계에서 질소와 황의 유입량, 유출량과 물질수지. 한생태지. 25: 119-125.

유영한. 1994. 광릉의 활엽수림과 침엽수림 소유역 생태계 내 무기영양소의 유입과 유출. (박사학위논문). 서울대학교, 서울.

이영희. 2001. 한반도에서의 질소침착량의 추정. (박사학위논문). 서울대학교, 서울.

이천용, 원형규. 1994. 산림유역 내 계류수질의 변화실태. 임업정보 34: 21-23.

Aber JD, Magill A, Boone R. 1993. Plant and soil responses to chronic nitrogen additions at the Harvard forest, Massachusetts. Ecol Appl 3: 156-166.

Aber JD, Magill A, McNulty SG, Boone RD, Nadelhoffer KJ, Downs M, Hallett R. 1995. Forest biogeochemistry and primary production altered by nitrogen. Water Air Soil Poll 85: 1665-1670.

Aber JD, McDowell W, Nadelhoffer K, Magill A, Berntson G, Kamakea M, McNulty S, Currie W. Rustad L, Fernandez I. 1998. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. BioScience 48: 921-934.

Aber JD, Nadelhoffer KJ, Steudler P, Melillo M. 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. Bioscience 39: 378-386.

Akiyama H, McTaggart IP, Ball BC, Scott A. 2004. N_2O, NO, and

NH_3 emission from soil after the application of organic fertilizers, urea and water. Water Air Soil Poll 156: 113-129.

Berdèn M, Nilsson SI. 1996. Influence of added ammonium sulfate on the leaching of aluminium, nitrate and sulphate - a laboratory experiment. Water Air Soil Poll 87: 1-22.

Bergholm J, Berggren D, Alavi G. 2003. Soil acidification induced by ammonium sulphate addition in a Norway spruce forest in Southwest Sweden. Water Air Soil Poll 148: 87-109.

Bergholm J, Majdi H. 2001. Accumulation of nutrients in above and below ground biomass in response to ammonium sulphate addition in a Norway spruce stand in Southwest Sweden. Water Air Soil Poll 130: 1049-1054.

Bergkrist B, Falkeson L. 1992. Soil acidification and element fluxes of a *Fagus sylvatica* forest as influenced by simulated nitrogen deposition. Water Air Soil Poll 65: 111-133.

Bredemeier M, Dahrenbusch A, Murach D. 1995. Response of soil water chemistry and fine-roots to clean rain in a spruce forest ecosystem at Solling, FRG. Water Air Soil Poll 85: 1605-1611.

Bytnerowicz A, Fenn ME. 1996. Nitrogen deposition in California forests: a review. Environ Poll 92: 127-146.

Campbell JL, Hornbeck JW, Mitchell MJ, Adams MB, Castro MS, Driscoll CT, Kahl JS, Kochenderfer JM, Likens GE, Lynch JA, Murdoch PS, Nelson SJ, Shanley JB. 2004. Input-output budgets of inorganic nitrogen for 24 forest watersheds in the northeastern United States: a review. Water Air Soil Poll 151: 373-396.

Ceplecha ZL, Waskom RM, Bauder TA, Sharkoff JL, Khosla R. 2004. Vulnerability assessments of Colorado ground water to nitrate contamination. Water Air Soil Poll 159: 373-394.

Cho K-H, Kim J-H. 1989. A comparison of nitrogen cycling among young *Pinus koraiensis* plantations of different ages. Kor J Ecol 12: 245-256.

Christ M, Zhang Y, Likens GE, Driscoll CT. 1995. Nitrogen retention capacity of a northern hardwood forest soil under ammonium sulfate additions. Ecol. Appl. 5: 802-812.

Corre MD, Beese FO, Brumme R. 2003. Soil nitrogen cycle in high nitrogen deposition forest: changes under nitrogen saturation and liming. Ecol Appl 13: 287-298.

David MB, Cupples AM, Lawrence GB, Shi G, Vogt K, Wargo PM 1998. Effect of chronic nitrogen additions on soil nitrogen fractions in red spruce stands. Water Air Soil Poll 105: 183-192.

Davidson EA, Hart SC, Firestone MK. 1992. Internal cycling of nitrate in soils of a mature coniferous forest. Ecology 73: 1148-1156.

Davidson EA, Matson PA, Vitousek PM, Riley R, Dunkin K, Garćia-Méndes G, Maass JM. 1993. Processes regulating soil emissions of NO and N_2O in a seasonally dry tropical forest. Ecology 74: 130-139.

de Vries W. 1993. Average critical loads for nitrogen and sulfur and its use in acidification abatement policy in the Netherlands. Water Air Soil Poll 68: 399-434.

Diese NB, Wright RF. 1995. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. For Ecol Manag 71: 153-161.

Durka W, Schulze E-D, Gebauer G, Voerkelius S. 1994. Effects of forest decline on uptake and leaching of deposited nitrate determined from ^{15}N and ^{18}O measurements. Nature 372: 765-767.

Emmett BA, Stevens P, Reynolds B. 1995. Factors influencing nitrogen saturation in Stika spruce stands in Wales, UK. Water Air Soil Poll 85: 1629-1634.

Emmett BA. 1999. The impact on nitrogen on forest soils and feedbacks on tree growth. Water Air Soil Poll 116: 65-74.

Feger KH. 1992. Nitrogen cycling in two Norway spruce (*Picea abies*) ecosystems and effects of a $(NH_4)_2SO_4$ addition. Water Air Soil Poll 61: 295-307.

Fenn ME, Kiefer JW. 1999. Throughfall deposition of nitrogen and sulfur in Jeffrey pine forest in the San Gabriel Mountains, southern California. Environ Poll 104: 179-187.

Flückiger W, Braun S. 1999. Nitrogen and its effect on growth, nutrient status and parasite attacks in beech and Norway spruce. Water Air Soil Poll 116: 99-110.

Galloway, J.N. 1995. Acid deposition: perspective in time and space. Water Air Soil Poll 85: 15-24.

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.

Gundersen P. 1995. Nitrogen deposition and leaching in European forest - Preliminary results from a data compilation. Water Air Soil Poll 85: 1179-1184.

Han JS, Cheong IR, Park CJ, Park JD, Cheong DU, Kim SY, Ahn JY, Cheong IU, Cho CR, Kim JH. 2000. Evaluation of acid deposition and impact assessment in Korea (II). Natl Inst Environ Res pp 1-127. (in Korean with English summary).

Han JS, Choi YI, Park CJ, Noh HR, Kim BK, Kim SY, Ahn JY, Kang CK, Cheong IU, Lee JC. 1999. Evaluation of acid deposition and impact assessment in Korea (I). Natl Inst Environ Res p 136. (in Korean with English summary).

Han JS, Hong YD, Park CJ, Park JD, Cheong DU, Kong BJ, Kim SY, Ahn JY, Cheong IU, Cho CR, Kim JH, Jin KS, Lee DG. 2001. Evaluation of acid deposition and impact assessment in Korea (III). Natl Inst Environ Res pp 15-118. (in Korean with English summary).

Han JS, Kong BJ, Hong YS, Lee MD, Lee SD, Choi JS, Ahn JY, Shin SA, Lee SJ, Lee DG. 2004. Acid deposition monitoring and impact assessment (1). Natl Inst Environ Res p 157. (in Korean with English summary).

Han JS, Sheu CY, Kong BJ, Hong YD, Lee SD, Choi JS, Ahn JY, Lee SJ, Lee DG. 2003. Evaluation of acid deposition and impact assessment in Korea (V). Natl Inst Environ Res pp 1-110. (in Korean with English summary).

Han JS, Sheu CY, Kong BJ, Park JD, Lee SD, Lee SJ, Lee DG. 2002. Evaluation of acid deposition and impact assessment in Korea (IV). Natl Inst Environ Res pp 19-82. (in Korean with English summary).

Harriman R, Curtis C, Edwards AC. 1998. An empirical approach for assessing the relationship between nitrogen deposition and nitrogen leaching from upland catchments in the United Kingdom using runoff chemistry. Water Air Soil Poll 105: 193-203.

Harriman R. 1978. Nutrient leaching from fertilized forest watersheds in Scotland. J Appl Ecol 15: 933-942.

Hedin LO, Armesto JJ, Johnson AH. 1995. Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: evaluation of biogeochemical theory. Ecology 76: 493-509.

Hendzel LL, Matthews CJD, Venkiteswaran JJ, St. Louis VL, Burton D, Joyce EM, Bodaly RA. 2005. Nitrous oxide fluxes in three experimental boreal forest reservoirs. Environ Sci Technol 39: 4353-4360.

Hong B, Swaney DP, Woodbury PB, Weinstein DA. 2005. Long-term nitrate export pattern from Hubbard Brook watershed 6 driven by climate variation. Water Air Soil Poll 160: 293-326.

Hrka, Z. 2004. Changes in acid atmospheric deposition in Kru né Mts. and umava (Czech Republic) and their impact on groundwater quality. Water Air Soil Poll 157: 163-178.

Hunt HW, Ingham ER, Coleman DC, Elliott ET, Reid CPR. 1988. Nitrogen limitation of production and decomposition in prairie, mountain meadow, and pine forest. Ecology 69: 1009-1016.

Hüttl RF. 1990. Nutreint supply and fertilizer experiments in view of N saturation. Plant Soil 128: 45-58.

Johannes AH, Altwicker ER, Clesceri NL. 1985. The integrated lake-watershed acidification study: atmospheric inputs. Water Air Soil Poll 26: 339-353.

Kahl JS, Norton SA, Fernandez IJ, Nadelfoffer KJ, Driscoll CT, Aber JD. 1993. Experimental inducement of nitrogen saturation at the watershed scale. Environ Sci Technol 27: 565-566.

Kawakami T, Honoki H, Yasuda H. 2001. Acidification of a small stream on Kureha hill caused by nitrate leached from a forested watershed. Water Air Soil Poll 130: 1097-1102.

Koerselman W, Meuleman AFM. 1996. The vegetation N:P ration: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. J Appl Ecol 33: 1441-1450.

Koopmans CJ, van Dam D. 1998. Modelling the impact of lowered atmospheric nitrogen deposition on a nitrogen saturated forest ecosystem. Water Air Soil Poll 104: 181-203.

Kwak Y-S, Kim J-H. 1992. Nutrient cyclings in Mongolian oak (*Quercus mongolica*) forest. Kor J Ecol 15: 35-46.

Lawrence GB, David MB. 1997. Response of aluminum solubility to elevated nitrification in soil of red spruce stand in eastern Maine. Environ Sci Technol 31: 825-830.

Lilleskov EA, Fahey TJ, Lovett GM. 2001. Ectomycorrhizal fungal aboveground community change over a atmospheric nitrogen deposition gradient. Ecol Appl 11: 397-410.

Lovett GM, Rueth H. 1999. Soil nitrogen transformations in beech and maple stands along a nitrogen deposition gradient. Ecol Appl 9: 1330-1344.

Lovett GM, Weathers KC, Sobczak WV. 2000. Nitrogen saturation and retention in forested watersheds of the Catskill Mountains, New York. Ecol Appl 10: 73-84.

Magill AH, Aber JD, Hendricks JJ, Bowden RD, Melillo JM, Steudler PA. 1997. Biogeochemical response of forest ecosystems to simulated chronic nitrogen deposition. Ecol Appl 7: 402-415.

Majdi H, Persson H. 1995. Effects of ammonium sulphate application on the chemistry of bulk soil, rhizosphere, fine roots and fine-root distribution in a *Picea abies* (L.) Karst stand Plant Soil 168-169: 151-160.

Majdi H, Rosengren-Brinck U. 1994. Effects of ammonium sulphate application on rhizosphere, fine-root and needle chemistry in a *Picea abies* (L.) Karst stand Plant Soil 162: 71-80.

Mälkönen E. 1990. Estimation of nitrogen saturation on the basis of long-term fertilization experiment. Plant Soil 128: 75-82.

McDowell WH, Currie WS, Aber JD, Yano Y. 1998. Effects of chronic nitrogen amendment on production of dissolved organic carbon and nitrogen in forest soils. Water Air Soil Poll 105: 175-182.

Miller HG, Cooper JM, Miller JD. 1976. Effect of nitrogen supply on nutrients in litter fall and crown leaching in a stand Corsican pine. J Appl Ecol 13: 233-248.

Miller HG, Miller JD. 1976. Effect of nitrogen supply on net primary production in Corsican pine. J Appl Ecol 13: 249-256.

Mooney HA, Vitousek PM, Matson PA. 1987. Exchange of materials between terrestrial ecosystems and the atmosphere. Science 238: 926-932.

Mun HT, Kim CM, Kim J-H. 1977. Distribution and cyclings of nitrogen, phosporus and potassium in Korean alder and oak stands. Kor J Bot 20: 109-118.

Nadelhoffer KJ, Downs MR, Fry B. 1999. Sinks for ^{15}N-enriched additions to an oak forest and a red pine plantation. Ecol Appl 9: 72-86.

Nadelhoffer KJ, Emmett BA, Gundersen P, Kjønass OJ, Koopmans CJ, Schleppi P, Tietema A, Wright RW. 1999. Nitrogen deposition makes a minor contribution to carbon sequestration in temperate forests. Nature 398: 145-148.

Nilsson J, Grennfelt P. 1988. Workshop report. *In*: Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden, March 1988 (Nilsson J, Grennfelt P, eds). Nordic Council of Ministry and the United Nations Economic Commission for Europe. Stockholm, Sweden pp. 7-32,

Nilsson L-O, Wiklund K. 1995. Indirect effects of N and S deposition on a Norway spruce ecosystem. An uptake of findings within the Skogaby project. Water Air Soil Poll 85: 1613-1622.

Nilsson L-O, Wiklund K. 1992. Influence of nutrient and water stress on Norway spruce production in South Sweden - The role of air pollutants. Plant Soil 143: 251-265.

Nilsson L-O, Wiklund K. 1994. Nitrogen uptake in a Norway spruce stand following ammonium sulphate application, fertigation, irrigation, drought and nitrogen-free-fertilization. Plant Soil 164: 221-229.

Nodvin SC, van Miegroet H, Lindberg SE, Nicholas NS, Johnson DW. 1995. Acidic deposition, ecosystem processes, and nitrogen saturation in a high elevation southern Appalachian watershed. Water Air Soil Poll 85: 1647-1652.

Ohrui K, Mitchell MJ. 1997. Nitrogen saturation in Japanese forested watersheds. Ecol Appl 7: 391-401.

Ohrui K, Mitchell MJ. 1998. Effects of nitrogen fertilization on stream chemistry of Japanese forested watersheds. Water Air Soil Poll 107: 219-235.

Ohte N, Mitchell MJ, Shibata H, Tokuchi N, Toda H, Iwatsubo F. 2001. Comparative evaluation on nitrogen saturation forest catchments in Japan and northeastern United States. Water Air Soil Poll 130: 649-654.

Ollinger SV, Aber JD. 1993. A spatial model of atmospheric deposition for the Northern State U.S. Ecol Appl 3: 459-472.

Pardo LH, Driscol CT, Likens GE. 1995. Patterns of nitrate loss from a chronosequence of clear-cut watersheds. Water Air Soil Poll 85: 1659-1664.

Pardo LH, Driscoll CT. 1996. Critical loads for nitrogen deposition: case studies at two northern hardwood forests. Water Air Soil Poll 89: 105-128.

Park J-H, Matzner E. 2001. Carbon control on nitrogen dynamics in the forest floor of an N-enriched deciduous forest ecosystem. Water Air Soil Poll 130: 643-648.

Park S-U, Lee YH. 2002. Spatial distribution of wet deposition of nitrogen in South Korea. Atmos Environ 36: 619-628.

Persson H, von Fricks Y, Majdi H, Nilsson L-O. 1995. Root distribution in a Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand subjected to drought and ammonium-sulphate application. Plant Soil 168-169: 161-165.

Postek KM, Driscoll CT, Kahl JS, Norton SA. 1995. Changes in the concentrations and speciation of aluminum in response to an experimental addition of ammonium sulfate to the Bear Brook watershed, Maine, USA. Water Air Soil Poll 85: 1733-1738.

Rainey SM, Nadelhoffer KJ, Silver WL, Downs MR. 1999. Effects of chronic nitrogen additions on understory species in a red pine plantation. Ecol Appl 9: 949.-957.

Rodenkirchen R. 1992. Effects of acidic precipitation, fertilization and liming on the ground vegetation in coniferous forests of southern Germany. Water Air Soil Poll 61: 279-294.

Rothe A, Mellert KH. 2004. Effects of forest management on nitrate concentrations in seepage water of forests in southern Bavaria, Germany. Water Air Soil Poll. 156: 337-355.

Schleppi P, Bucher-Wallin I, Siegwolf R, Saurer M, Muller N, Bucher JB. 1999. Simulation of increased nitrogen deposition to a montane forest ecosystem: partitioning of the added ^{15}N. Water Air Soil Poll 116: 129-134.

Schulze E-D, de Vries W, Hauhs M, Rosën K, Rasmussen L, Tamm C-O, Nilsson J. 1989. Critical loads for nitrogen deposition on forest ecosystems. Water Air Soil Poll 48: 451-456.

Shim JM, Park SU. 2001. Estimation of the nitrogen and base cation uptake of South Korean forest. Korean J Ecol 24: 51-59.

Shim JM. 2004. Impacts of acid deposition on the forest ecosystems in South Korea. (PhD thesis). Seoul National University, Seoul.

Sitaula BK, Sitaula JIB, Aakra Å, Bakken LR. 2001. Nitrification and methane oxidation in forest soil: acid deposition, nitrogen input and plant effects. Water Air Soil Poll 130: 1061-1066.

Skeffington RA. 1990. Accelerated nitrogen inputs - A new problem or a new perspective? Plant Soil 128: 1-11.

Stark JM, Hart SG. 1997. High rates of nitrification and nitrate turnover in undisturbed coniferous forests. Nature 385: 61-64.

Steudler PA, Bowden RD, Melillo JM, Aber JD. 1989. Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils. Nature 341: 314-316.

Sven B, Liu C. 1995. Impact of sulphur and nitrogen deposition on plant species assemblages in natural vegetation. Water Air Soil Poll. 85: 1581-1586.

Tietema A, Wright RF, Blanck K, Boxman AW, Breemeier M, Emmett BA, Gundersen P, Hulberg H, Kjønass OJ, Moldan F, Roefafs JGM, Schleppi P, Stuanes AO, van Breemen N. 1995. NITREX: the timing of response of coniferous forest ecosystems to experimentally - changed nitrogen deposition. Water Air Soil Poll 85: 1623-1628.

Tilman D. 1987. Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradients. Ecol. Monogr. 57: 189-214.

Townsend AR, Braswell BH, Holland EA, Penner JE. 1996. Spatial and temporal patterns in terrestrial carbon storage due to deposition of fossil fuel nitrogen. Ecol Appl 6: 806-814.

Vitousek PM, Aber JD, Howarth RW, Likens GE, Matson PA, Schindler DW, Schlesinger WH, Tilman DG. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. Ecol Appl 7: 737-750.

Vitousek PM. 1994. Beyond global warming: ecology and global change. Ecology 75: 1861-1876.

Watmough SA, Eimers MC, Aherne J, Dillon PJ. 2004. Climate effects on stream nitrate concentration at 16 forested catchments in South Central Ontario. Environ Sci Technol 38: 2383-2388.

Wedin DA, Tilman D. 1996. Influence of nitrogen loading and species composition on the carbon balance of grasslands. Science 274: 1720-1724.

Widory D, Petelet-Giraud E, Négrel P, Ladouche B. 2005. Tracking the sources of nitrate in groundwater using coupled nitrogen and boron isotopes: a synthesis. Environ Sci Technol 39: 539-548.

Williams MW, Baron JS, Caine N, Sommerfeld R, Sanford Jr R. 1996. Nitrogen saturation in the Rocky Mountains. Environ Sci Technol. 30: 640-646.

Wöllecke J, Münzenberger B, Hütell RF. 1999. Some effects of N on ectomycorrhizal diversity of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in northeastern Germany. Water Air Soil Poll 116: 135-140.

Yoh M, Konohira E, Yagi K. 2001. Regional distribution of natural stream nitrate in Central Japan. Water Air Soil Poll. 130: 655-660.

Zöttl HW. 1990. Remarks on the effects on nitrogen deposition to forest ecosystems. Plant Soil 128: 83-89.

(2005년 10월 17일 접수; 2006년 3월 6일 채택)