

< 종 설 >

대기 산성 강하물: 토양과 삼림 생태계의 반응

김 준 호

서울대학교 생명과학부, 대한민국 학술원

Atmospheric Acidic Deposition: Response to Soils and Forest Ecosystems

Kim, Joon-Ho

Seoul National University, Academy of Sciences, Korea

ABSTRACT: Soils of Korea experienced with long-term acidic deposition have been exhaustively leached exchangeable base cation (BC) for plant nutrient comparable with soils of forest decline areas in Europe and N. America. Ratios of BC/Al³⁺ of most soils are below than 1, which value is critical load for plant growth. Acid soil applied with dolomitic liming is increased as much as 20% and 244% in concentrations of Ca²⁺ and Mg²⁺, respectively, as well as shrub leaves increase much cation uptake by 1 year later. Ions of NO₃⁻ and NH₄⁺ in acid rain are absorbed by the canopy acted as the sink but K⁺ is leached out from the canopy to throughfall as the source at Gwangneung forest with a little of acidic deposition, however, such sink and source functions are not found at Kwanaksan forest because of so much deposition. In coniferous and deciduous forested watershed ecosystems ions of K⁺, Cl⁻, NO₃⁻ and SO₄²⁻ from throughfall are retained in forest floor but ions of Na⁺, Mg²⁺ and Ca²⁺ are leached from the floor to streamwater.

Key words: Acidic deposition, Acid soil, Dolomitic liming, Throughfall

서 론

황사를 제외하고 산성 강하물은 사람의 눈에 띄이지 않으므로 관심 밖의 환경문제로 여길 수 있다. 그러나 한국에는 지난 수십 년 동안 산성 강하물이 내렸으므로 토양과 삼림에 변화가 일어나고 있다. 유럽과 북미 북동부에서는 이미 산성 강하물의 피해를 깊이 인식하여 그 감소 노력을 기울였으므로 호전의 고비를 넘기고 있다. 그런데 아시아, 특히 중국에서는 산성 강하물이 계속 증가하고, 한국은 그 이웃에 위치하고 있어 우려된다.

산성 강하물에 대하여 무관심하였던 동안 한국의 토양은 어떻게 변화하였는가는 절실한 과제이다. 그래서 국립환경연구원에서는 2000~2003년 사이에 한국의 8개 지소의 토양을 산성 강하물과 관련하여 체계적으로 조사하였다(이 등 2000~2002, 박 등 2003). 그리고 산성 강하물의 피해를 받아 삼림 쇠퇴를 경험하였던 구미의 토양에 대하여 여러 연구자들은 노력하여 왔고(Foster et al. 1986, Prietzel and Feger 1992, Dambrine et al. 1998, Blaser et al. 1999), 산성 토양에서의 식물의 적응을 연구하였다(Marschner 1991).

산성 강하물에 대하여 삼림이 어떻게 반응하는가는 흥미 있는 과제이다. 대체로 수관은 산성 강하물을 완충시키는 작용이 있다(Cape et al. 2001). 도시에 면한 사면과 반대 사면의 삼림은

완충 효과에 차이가 있음도 밝혀졌다(Chiwa et al. 2003). 빗물 속의 이온이 수관 통과수와 수간 유하수를 거치고 임상토에 스며들어 계류수로 나오는 과정을 추적한 생물지화학적 연구가 이루어지고 있다(Phrainen et al. 2002).

이 종설은 산성 강하물에 의하여 양이온이 세탈된 한국 토양과 유럽의 토양을 비교하고 산성 토양의 개량제에 의한 복원 효과를 개관하며, 산성 강하물에 대한 광릉과 관악산의 수관에 의한 반작용을 비교하고 산성 토양에서 조류 개체군의 쇠퇴 원인을 규명하는 데 목적이 있다.

토양생태계의 반응

수도권의 토양

서울의 도심(광화문)을 중심으로 60 km 내에서 33개 지소의 리기다소나무 숲의 토양을 채토하여 pH와 주요 이온을 분석한 후 도심, 교외 및 농촌지역으로 구분하였다(Table 1)(유 1994).

수도권 토양의 pH는 도심에 가까울수록 낮고 멀어질수록 높아지는 경향이고, 주요 이온 중에서 SO₄²⁻-S와 Al³⁺ 농도는 도심에 가까울수록 증가하는 경향이였다(Fig. 1). 염기성 양이온 중에서 Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ 및 Na⁺의 농도는 도심에 가까울수록 감소하는 경향이였다(Fig. 2). 염기포화도(base saturation, BS) 및 Al³⁺에 대한 염기성 양이온 합 의 몰 비((Na⁺+K⁺+Mg²⁺+Ca²⁺)/Al³⁺

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

Table 1. The pH value, mean concentrations of major ions, cation exchange capacity (CEC), base saturation (BS) and base cation/Al³⁺ molar ratio of surface soil (0~10 cm) in metropolitan area of Seoul

| | pH (H ₂ O) | Na ⁺ | K ⁺ | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | Al ³⁺ | SO ₄ ²⁻ | CEC | BS | BC/Al ³⁺ |
|---------|--------------------------|-----------------|----------------|------------------|------------------|------------------|-------------------------------|------|------|---------------------|
| | | (meq/100g soil) | | | | | | | | |
| Urban | | | | | | | | | | |
| Mean | 4.20 | 0.07 | 0.13 | 0.34 | 0.55 | 3.29 | 195.4 | 1.09 | 24.9 | 0.59 |
| Minimum | 4.11 | 0.04 | 0.07 | 0.25 | 0.42 | 2.16 | 79.0 | 0.78 | 26.5 | |
| Maximum | 4.54 | 0.13 | 0.23 | 0.57 | 0.69 | 4.68 | 400.7 | 1.62 | 25.7 | |
| Suburb | | | | | | | | | | |
| Mean | 4.53 | 0.06 | 0.12 | 0.34 | 0.58 | 2.68 | 158.7 | 1.10 | 29.1 | 0.72 |
| Minimum | 4.20 | 0.04 | 0.04 | 0.17 | 0.29 | 1.70 | 73.9 | 0.54 | 22.7 | |
| Maximum | 4.84 | 0.08 | 0.19 | 0.50 | 0.92 | 4.16 | 249.1 | 1.69 | 28.9 | |
| Rural | | | | | | | | | | |
| Mean | 4.70 | 0.10 | 0.17 | 0.44 | 0.67 | 2.35 | 89.8 | 1.38 | 37.0 | 1.05 |
| Minimum | 4.40 | 0.04 | 0.06 | 0.17 | 0.39 | 1.67 | 43.2 | 0.66 | 28.3 | |
| Maximum | 5.33 | 0.20 | 0.33 | 0.72 | 0.96 | 3.80 | 209.7 | 2.21 | 36.8 | |

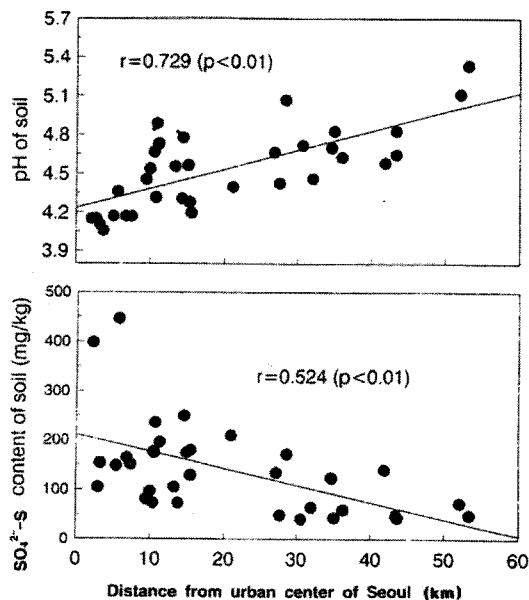


Fig. 1. Trends of pH values (above) and SO₄²⁻-S concentrations (below) of soils in pitch pine forests with distance from urban center of Seoul. After Rhyu *et al.* 1994.

molar atio)는 농촌 지역에 갈수록 높아지는 경향이 있다. 이와 같이 도심에서 멀어질수록 토양 특성이 변하는 원인은 산성 강하물의 양과 밀접한 관계가 있었을 것이다. 빗물 속의 SO₄²⁻, NO₃⁻ 및 Cl⁻ 농도가 도심일수록 높아서 토양을 산성화시킴으로써 pH 값이 낮아지고 Al³⁺가 가용성이 되며 염기성 양이온 (Na⁺+K⁺+Mg²⁺+Ca²⁺)이 토양으로부터 세탈되어 그들의 농도가

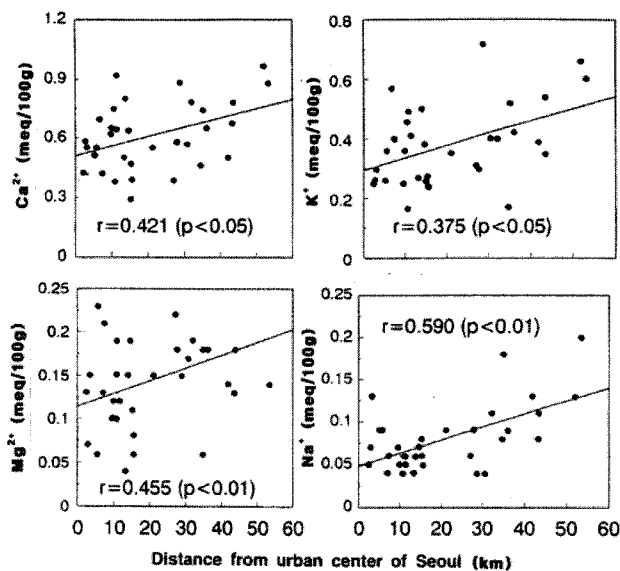


Fig. 2. Trends of concentrations of Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ and Na⁺ of soils in pitch pine forests with distance from urban center of Seoul. After Rhyu and Kim 1994d.

낮아진 것으로 해석된다.

한국의 토양

이 등(2000-2002) 및 박 등(2003)이 한국 내의 8지소에서 채토한 토양의 분석 결과와 과거에 심한 산성 강하물을 경험하였던 외국의 결과를 Table 2에 종합하였다. 한국의 토양은 pH 4.93~

Table 2. Comparisons of the pH values, annual average cation concentrations, cation exchange capacity (CEC) and base saturation (BS) of soil at 0 to 10 cm layer in Korea with foreign countries on where subjected heavy acidic deposition

| Site | Period | Parent material | Vegetation | pH (H ₂ O) | Cation concentrations (ceq/kg soil) | | | | | | CEC | BS (%) | BC/Al ³⁺ a) |
|--|-----------|-----------------|-------------------------|-----------------------|-------------------------------------|-----------------|----------------|------------------|------------------|------------------|-------|--------|------------------------|
| | | | | | H ⁺ | Na ⁺ | K ⁺ | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | Al ³⁺ | | | |
| Korea | | | | | | | | | | | | | |
| Namsan ^{b)} | 1998~2003 | Granite | <i>Pinus densiflora</i> | 5.20 | 0.50 | 0.13 | 0.51 | 0.28 | 1.44 | 0.73 | 2.36 | 60.2 | 3.22 |
| Kwanaksan ^{b)} | 1999~2003 | Granite | <i>Pinus densiflora</i> | 5.16 | 0.67 | 0.11 | 0.14 | 0.14 | 0.22 | 0.77 | 0.61 | 24.2 | 0.78 |
| Ulsan ^{b)} | 1998~2003 | Granite | <i>Pinus densiflora</i> | 4.93 | 0.83 | 0.66 | 0.57 | 1.04 | 0.47 | 2.15 | 2.74 | 36.8 | 1.27 |
| Ganghwa ^{b)} | 1999~2003 | Granite | <i>Pinus densiflora</i> | 4.99 | 0.63 | 0.11 | 0.22 | 0.11 | 0.11 | 1.33 | 0.55 | 14.3 | 0.41 |
| Jinju ^{b)} | 1999~2003 | Granite | <i>Pinus densiflora</i> | 5.19 | 0.63 | 0.17 | 0.37 | 1.19 | 0.86 | 1.32 | 2.59 | 50.3 | 1.97 |
| Goseong ^{b)} | 1999~2003 | Granite | <i>Pinus densiflora</i> | 5.15 | 0.51 | 0.11 | 0.27 | 0.21 | 0.17 | 1.49 | 0.76 | 18.6 | 0.51 |
| Seolaksan ^{b)} | 2000~2003 | Granite | <i>Pinus densiflora</i> | 5.34 | 0.53 | 0.12 | 0.30 | 0.19 | 0.59 | 1.19 | 1.20 | 32.5 | 1.01 |
| Naejangsan ^{b)} | 2000~2003 | Granite | <i>Pinus densiflora</i> | 5.01 | 0.67 | 0.08 | 0.25 | 0.14 | 0.35 | 1.07 | 0.82 | 25.2 | 0.76 |
| Foreign Countries | | | | | | | | | | | | | |
| Monte Ceneri (Switzerland) ^{c)} | 1987~1997 | Cripto-Podzolic | <i>Castanea sativa</i> | 4.04 | 16.2 | 0.4 | 7.3 | 2.80 | 8.25 | 20.50 | 18.80 | 27.6 | 0.91 |
| Ontario (Canada) ^{d)} | 1980 | Podzolic | Maple-Birch | 5.10 | - | 0.05 | 2.3 | 2.50 | 15.60 | - | 20.50 | 59.0 | - |
| Vogas Mts. (N.E. France) ^{e)} | 1990~1996 | Granite | <i>Picea abies</i> | 3.50 | 2.5 | - | 0.4 | 0.10 | 0.15 | 2.90 | 0.65 | 7.5 | 0.23 |
| Black forest (Germany) ^{f)} | - | Podzol | <i>Picea abies</i> | 3.80 | 15.1 | - | - | 0.45 | 0.80 | 15.80 | 74.3 | 3.2 | - |

a) (Na⁺+K⁺+Mg²⁺+Ca²⁺)/Al³⁺ ratio, b) Lee et al. 2000~2002 and Park et al. 2003, c) Blaser, P. et al. 1999, d) Foster, N.W. et al. 1986, e) Dambrine, E. et al. 1998, f) Prietzel and Fegers, 1992.

5.34였고 교환성 양이온인 Na⁺, K⁺, Mg²⁺ 및 Ca²⁺의 농도는 각각 0.08~0.66, 0.14~0.51, 0.11~1.19 및 0.11~1.14 ceq/kg soil이었다. 그리고 Al³⁺은 0.73~2.15 ceq/kg soil이었다.

교환성 양이온 농도의 합(Na⁺+K⁺+Mg²⁺+Ca²⁺)을 나타내는 양이온 교환능(cation exchange capacity, CEC)은 최저인 강화와 최고인 진주에서 각각 0.55과 2.59 ceq/kg soil의 범위로 분포하였다. 교환성 염기 농도의 합(Na⁺+K⁺+Mg²⁺+Ca²⁺)에 대한 CEC 값의 백분율을 나타내는 염기포화도(BS)는 최저인 강화의 14.3%에서 최고인 남산의 60.2%의 범위로 분포하였다. 남산의 BS 값이 높은 이유는 뒤에 설명하는 바와 같이 특수 사정이 있었을 것이다. 보통 토양의 BS는 30~70%의 범위에 속한다. BS가 40% 이하의 토양에서는 식물이 무기영양소 부족증이 나타나고 뿌리를 깊이 뻗지 못하여 쓰러지는 비율이 높아진다(Braun et al. 2003).

Table 2에서 남산, 울산, 진주 및 설악산의 토양은 양이온 교환능(CEC)이 1.2~2.7 ceq/kg soil로 낮지만 BS 값이 30~60%로 비교적 양호한 편이었다. 하지만 관악산, 강화, 고성 및 내장산의 토양은 CEC가 1 ceq/kg soil 이하이고 BS 값이 14~25%이어서 식물의 영양이 되는 염기성 양이온이 대단히 부족하다. 모델에

의한 한국 토양의 염기성 양이온의 연 풍화율(weathering rate)은 200~600 eq · ha⁻¹ · yr⁻¹로 추정되고 있다(Park and Lee 2001b). 현재의 한국 토양은 겨우 풍화에 의하여 보충되는 양이온을 보유했 정도로 감소되어 있는 것이다.

남산 토양이 양호한 원인은 류 등(1998)이 1991~1995년 사이에 매년 석회, 황산고토 등의 토양개량제를 처리한 뒤 1995년 11월에 그 토양을 채취하여 분석한 결과를 발표한 바 있고, 또한 남산관리사무소에서 남산 일대에 석회를 살포한 적이 있다. 이렇게 개량된 남산의 토양을 이 등(2000~2002) 및 박 등(2003)이 우연히 동일 장소에서 채토하였을 가능성이 높다. 그리고 관악산, 울산 및 진주의 토양은 도시나 공업단지에서 배출하는 산성 강하물의 영향을 받았을 가능성이 있다. 그러나 도시나 공업단지에서 원거리에 있는 강화, 고성 및 내장산의 토양은 자연적으로 내리는 대기 산성 강하물에 의하여 산성화되었다고 판단된다. 따라서 후자의 3장소가 한국을 대표하는 토양이라고 생각하면 현재의 한국 토양은 대단히 열악한 상태에 있다.

한국의 토양에 비하여 산성비의 영향을 이미 경험한 스위스 Monte Ceneri(18.8 ceq/kg soil), 캐나다 Ontario(20.5 ceq/kg soil) 및 독일 Black forest(74.3 ceq/kg soil)의 CEC는 한국의 것들보다 훨씬

는 높다. 한국(소나무림)과 외국(밤나무 등의 활엽수림 및 침엽수림)의 식생과 토양의 모양이 다르기는 하지만 양지의 CEC나 BS의 차이는 크게 다르다. 외국의 이 지역들은 열악한 토양 때문에 이미 삼림쇠퇴가 진행되어 그 명성이 널리 알려진 곳이었다.

한국 토양의 교환성 양이온 농도가 낮은 이유는 산성 강하물 속의 SO_4^{2-} , NO_3^- 및 Cl^- 가 토양의 교환성 양이온(Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+)과 교환하여 세탈시켰기 때문이다(Foster *et al.* 1986). 한국에서 산성 강하물이 적게 내렸던 옛날에는 토양의 교환성 양이온이 비교적 많았겠지만 지속적으로 산성 강하물이 내림으로써 서서히 세탈되어 현재와 같이 적어졌을 것이다.

토양의 교환성 양이온의 세탈량은 pH와 밀접한 관계가 있다. Haynes와 Swift(1986)는 제어된 실험조건에서 pH의 저하에 따른 교환성 양이온의 유리량을 측정하였다(Fig. 3). pH의 저하에 따라 2가 이온(Ca^{2+} 와 Mg^{2+})은 pH 5 이하에서 급속히 유리되지만 1가 이온(K^+ 와 Na^+)은 완만하게 유리되었다.

토양개량제의 효과

1) 돌로마이트 처리

산성 강하물에 의하여 토양이 산성화되면 pH가 낮아지고 염기성 양이온(Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+)이 세탈되어 삼림 쇠퇴가 진행될 수

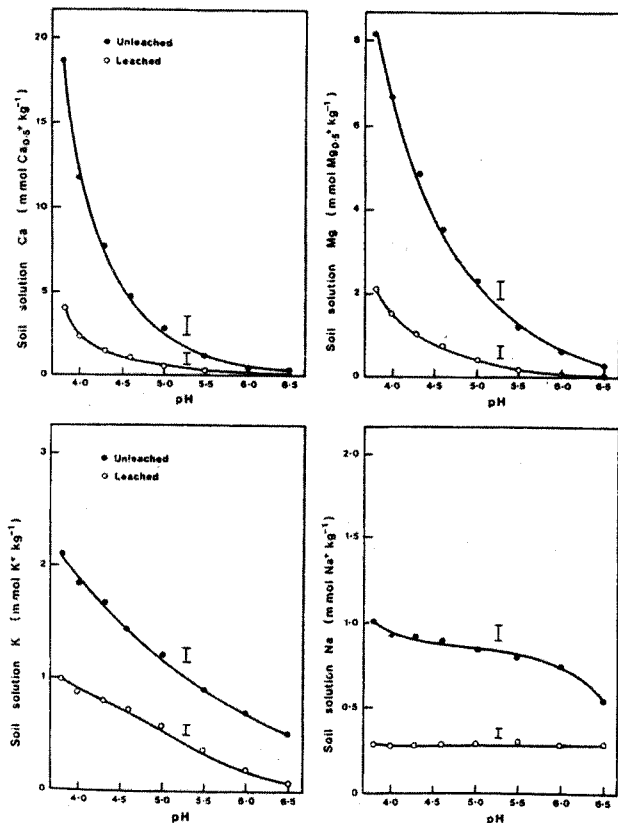
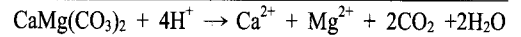
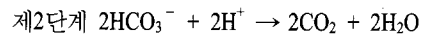
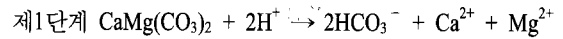


Fig. 3. Effect of soil acidification on levels of Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ and Na^+ in soil solution in unleached (●) and once leached soils (○). After Haynes and Swift 1986.

있다. 그래서 석회나 돌로마이트를 처리하여 산성토양을 복원하는 연구가 이루어지고 있다.

金(1996)과 Kim 등(2003)은 1994~1995에 관악산의 침엽수림과 활엽수림의 임상에 돌로마이트(dolomite: $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$)를 처리하여 토양의 개량과 식물 잎의 무기영양소 농도를 측정하였다. 토양에 처리한 돌로마이트는 다음과 같이 H^+ 와 반응하여 Ca^{2+} 와 Mg^{2+} 을 해리한다(Kreutzer 1995).



관악산에 돌로마이트를 1.5~3.0 ton/ha로 처리한 결과 토양은 침엽수림에서 0.1~0.6 pH 단위로, 활엽수림에서 pH 0.1~0.2 단위로 상승하였고, Ca^{2+} 농도는 처리 1년 후에 10~18% 증가하였으며, Mg^{2+} 농도는 397~406% 만큼 증가하였고 Na^+ 농도는 16~28% 증가하였다(柳 1994, Kim *et al.* 2003). 그러나 K^+ 농도는 오히려 감소하였다(Siktröm 2001).

돌로마이트 처리에 의하여 양이온 교환능(CEC)과 염기포화도(BS)는 증가하는 경향이었고, BC/Al^{3+} 몰 비도 높아졌다. 이 결과는 돌로마이트 처리가 산성 토양을 상당히 개량하였음을 보여준다.

柳 등(1998)은 산성 토양에 5년간 황산고토, 석회 등을 처리하여 비슷한 결과를 얻었고, Lee 등(1998)은 돌로마이트 처리가 울산 공단 주변 토양에 개량 효과가 있지만 여천 공단의 토양에 효과가 없음을 밝혔다. 돌로마이트 6 ton/ha 처리로 5년 후에 표토의 Ca^{2+} 와 Mg^{2+} 이 각각 450%와 800%로 증가하여 삼림 쇠퇴를 예방하는 효과가 있었고(Hultberg *et al.* 1995, Nohrstedt 2002), 돌로마이트 6 ton/ha 처리로 2년 후에 토양의 pH와 BS가 상승하며(Marschner *et al.* 1989), 처리한 돌로마이트가 하향 이동을 하고(Ponette *et al.* 1997), Al^{3+} 가 감소하여 BC/Al^{3+} 몰 비가 상승하지만 질산화작용(nitrification)을 촉진하여 NO_3^- 농도가 증가함으로써 무기영양소 교환이 일어나며(Fransman and Nihlgård 1995, Hindar *et al.* 1995, Meiwes 1995, Keersmaecker *et al.* 2000), 계류수 속에 NO_3^- 가 배출되고(Kreutzer 1995), 돌로마이트 4 ton/ha 처리 4년 후에 부식질층에서 K, Ca, Mg 및 Ca이 세탈되어 CEC가 낮아지고 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 와 $\text{Al}(\text{OH})\text{SO}_4$ 가 용해되어 Al^{3+} 농도가 높아졌다(Kreutzer *et al.* 1989).

2) 진달래 잎의 이온 증가

돌로마이트를 처리한 1년 후 교목의 침엽(잎) 속의 양이온 농도는 약간 증가하였지만 통계적으로 유의하지 않았다. Kreutzer (1995)도 침엽수림에 돌로마이트 6 ton/ha를 살포한 6년 후 교목의 침엽에 무기영양소량 변화가 없음을 밝히고 있다.

그러나 관목인 진달래 잎의 양이온 농도는 증가하는 경향이 뚜렷하였다(Table 3). 즉 처리 1년 후에 진달래 잎의 Na^+ 농도는 대조구, 1.5 및 3.0 ton/ha구에서 각각 100 : 111 : 72의 비율로,

Table 3. Cation concentrations of *Rhododendron mucronulatum* leaves after dolomitic liming in coniferous and deciduous forests in Mt. Kwanaksan

| Dolomit treatment | Na ⁺ | K ⁺ | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | Al ³⁺ |
|-------------------|------------------------|----------------|------------------|------------------|------------------|
| | ----- (μeq/g DM) ----- | | | | |
| 1994 | | | | | |
| Control | 28 | 81 | 474 | 731 | 371 |
| 1.5 ton | 31 | 134 | 337 | 889 | 446 |
| 3.0 ton | 20 | 141 | 527 | 740 | 334 |
| 1995 | | | | | |
| Control | 10 | 86 | 393 | 669 | 308 |
| 1.5 ton | 46 | 74 | 456 | 693 | 330 |
| 3.0 ton | 19 | 93 | 497 | 662 | 306 |

K⁺ 농도는 각각 100 : 165 : 173의 비율로, Mg²⁺ 농도는 각각 100 : 71 : 111의 비율로, Ca²⁺ 농도는 1년 후에 각각 100 : 122 : 101의 비율로 변화하였다. 이상의 결과는 돌로마이트 처리에 의하여 진달래 잎의 엽기성 양이온 농도가 증가되었음을 보여준다(金 1994). 가문비나무 침엽은 석회처리를 한 1년 후에 Mg²⁺ 농도가 유의하게 증가하였지만 2년 후에는 증가하지 않았다(Smallidge and Leopold 1997).

3) 토양 동물의 변화

돌로마이트 처리는 낙엽 분해를 촉진하는 생물을 증가시킨다(Kreutzer 1995). 낙엽을 분해하는 토틀(Collembolae) 중에서 산성 토양에 내성을 가지지 않는 종(*Isotoma notabilis*, *Isotomiella minor*)은 석회처리에 의하여 우점도가 증가하였고 내성을 가지는 종(*Folsomia quadrioculata*)은 그 반대였다(Table 4). 지렁이는 어느 종이든 석회 처리에 의하여 생물량이 현저히 증가하였다.

Table 4. Dominance percentage of biomass of collembolae and earthworms with treated lime and unlimed plots. After Kreutzer 1995

| | Collembollae | | | Earthworms | |
|---------------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------------|-----------------------------|---|
| | <i>Isotoma notabilis</i> | <i>Isotomiella minor</i> | <i>Folsomia quadrioculata</i> | <i>Lumbricus rubellus</i> | <i>Dendrobaena octaedrs</i> + <i>D. rubidus</i> |
| | Percentage of dominance | | | Biomass (g/m ²) | |
| Unlimed | 6.0 | 5.9 | 16.7 | 2.7 | 1.85 |
| Unlimed+acid irrigation | 2.3 | 5.2 | 28.1 | 0.02 | 0.41 |
| Unlimed+normal irrigation | 8.0 | 18.9 | 6.0 | 2.00 | 1.55 |
| Limed+unirrigation | 31.1 | 37.7 | 0.5 | 25.77 | 5.19 |
| Limed+acid irrigation | 38.8 | 14.0 | 4.0 | 34.35 | 9.55 |
| Limed+normal irrigation | 29.9 | 20.1 | 0.9 | 27.24 | 4.99 |

실험적으로 지렁이(*Allolobophora japonica*)를 pH 3.9~4.1의 완충 용액에 접촉시키면 전구절(prostomium)을 갑자기 움츠려서 기피하고, pH ≤4.0의 토양에서는 구멍을 파지 못하며 pH <3.6에서 죽는다(Ohno 2001). 석회암 토양에 지렁이가 많은 이유는 천연적으로 형성된 중성 토양이기 때문이다(Mun and Kim 1991).

알루미늄 독성

산성 강하물에 의한 토양의 가용성 알루미늄 이온(Al³⁺) 농도의 증가는 삼림 쇠퇴(forest decline)의 원인인이 일찍이 밝혀졌다(Ulrich 1990). 가용성 Al³⁺은 토양을 산성화시키고 생물에 독성으로 작용하는 두 가지 약영향을 끼친다. 빗물 속에 녹은 H⁺가 토양을 적시면 수산화 알루미늄(gibbsite: Al(OH)₃)으로 구성된 점토 입자를 붕괴하여 Al³⁺를 유리시킨다. 토양의 Al³⁺은 pH 5에서 유리되기 시작하여 pH 4.5 이하에서 급속히 많이 유리된다(Fig. 4)(Kinraide 1991). 유리된 Al³⁺은 그 자신이 약염기(weak base)이므로 다음과 같이 가수분해하여 H⁺를 생성하므로 토양을 산성화시킨다(Hendershot and Courchense 1991).

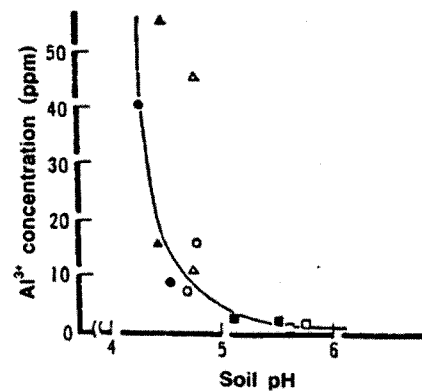
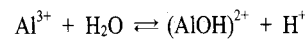
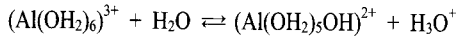


Fig. 4. Relationship between pH value and Al³⁺ concentration in soil solution.

또 Al^{3+} 는 6분자의 물로 수화된 수화이온이므로 실제로 $(Al(OH_2)_6)^{3+}$ 을 구성하여 다음의 반응이 진행되어 hydronium ion(H_3O^+)을 생성하여 토양을 산성화시킨다.



토양의 염기성 양이온/알루미늄 이온(BC/Al^{3+}) 몰 비를 토양 산성화의 기준으로 여기고 있다(Blaser *et al.* 1999). 수도권 토양의 BC/Al^{3+} 몰 비는 도심과 교외에서 1이하였고 농촌에서 1 이상이었다(Table 1 참조). 그리고 한국 토양의 BC/Al^{3+} 몰 비는 남산, 울산, 진주 및 설악산에서 1.01~3.22로 1 이상이었고 관악산, 강화, 고성 및 내장산에서 0.41~0.78로 1 이하였다(Table 2). 따라서 BC/Al^{3+} 몰 비가 1 이하인 4장소는 독성 Al^{3+} 에 의하여 식물의 생장이 저해될 수 있다. 문 등(1998)은 공주 토양의 BC/Al^{3+} 몰 비가 0.49로 Table 2의 관악산, 강화, 고성 및 내장산의 결과와 비슷하였고 여천공단 주변의 BC/Al^{3+} 몰 비가 0.057로 대단히 낮음을 밝히면서 낮은 이유를 토양의 S 농도가 공주(8.94 ceq/kg soil)보다 여천(88.61 ceq/kg soil)이 10배나 많은데 있다고 지적하였다.

유럽이나 북미의 소나무류, 가문비나무류 및 활엽수류 토양의 BC/Al^{3+} 몰 비는 1.0 이하에서 지상부 생장이 지속적으로 감소되고, 0.5 이하에서 뿌리의 생장이 20%까지 감소되며, 근근의 생장이 저해되기 시작하고, 0.15 이하에서 근근과 수목의 심한 쇠퇴가 일어난다(Fig. 5)(Sverdrup *et al.* 1994, Hettelingh *et al.* 1995, Sverdrup *et al.* 1996). 그래서 토양의 BC/Al^{3+} 몰 비 1.0 이하 값을 Al의 임계부하(critical load)의 기준으로 정하고 있다.

Hettelingh 등(1995)은 아시아의 여러 식생형 토양의 BC/Al^{3+} 몰 비를 발표하였는데 온대 활엽수림과 열대 습윤림의 토양만이 1 이하이고 나머지 토양은 1 이상이었다(Table 5). Table 5를 기준으로 하였을 때 한국의 토양은 독성 Al^{3+} 에 의하여 열악하게 변화하였음을 가늠할 수 있다.

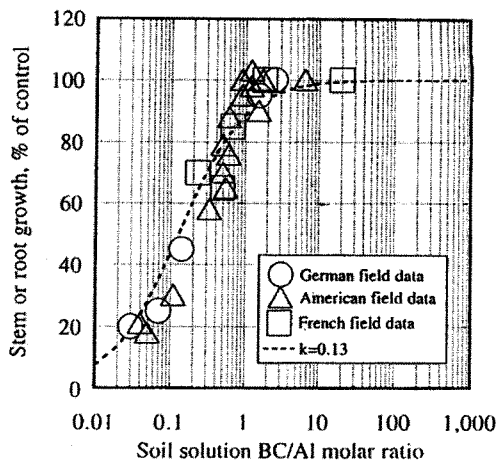


Fig. 5. Relationship between stem or root growths of *Picea abies*, *Picea rubens* or *Abies alba* under field condition in Germany, America and France, and the $(Ca^{2+}+Mg^{2+}+K^+)/Al^{3+}$ ratio. After Sverdrup *et al.* 1996.

Table 5. The BC/Al^{3+} molar ratio for various vegetation types in Asia. After Hettelingh *et al.* 1995

| Vegetation type | BC/Al^{3+} molar ratio |
|-----------------------------|--------------------------|
| Polar or rock desert | 6 |
| Tundra | 2 |
| Cool semi-desert/scrub | 2 |
| Montane cool scrub/grass | 2 |
| Cool scrub/grassland | 2 |
| Main + southern taiga | 2 |
| Coniferous forest | 1.5 |
| Mixed forest | 1 |
| Temperate broadleaf forest | 0.6 |
| Interrupted temperate woods | 1 |
| Dry/highland woods | 2 |
| Mediterranean woodland | 1 |
| Interrupten tropical woods | 2 |
| Subtropical dry forest | 2 |
| Subtropical wet forest | 1 |
| Tropical dry forest | 1 |
| Tropical wet forest | 0.6 |
| Tropical savanna | 10 |
| General farmland | 10 |
| Coastal wetland | 10 |
| Hot scrub/grassland | 10 |
| Succulents/thorn dry woods | 10 |
| Semi-arid forest | 10 |
| Non-polar rocky vegetation | 10 |
| Sand and semi desert | 10 |

토양의 수용성 Al^{3+} 은 식물의 뿌리 성장을 억제하여 성장(신장 성장과 증량 성장)을 저해한다. 예를 들면, Hutchinson 등(1986)은 침엽수 유식물의 배양액에 여러 수준의 Al^{3+} 을 넣어 기른 결과 건물 생장이 감소되었는데 소나무류보다 가문비나무류가 민감하였다(Table 6).

알루미늄 이온(Al^{3+})은 뿌리의 Ca^{2+} 과 Mg^{2+} 의 흡수를 저해하므로 잎의 엽록소 함량을 감소시키고 전분 함량을 증가시키며, 광합성률을 저하시키고 증산량을 감소시키는 등 식물의 생리활성을 교란한다(Schlegel and Godbold 1991). 이와 같이 토양에 미치는 Al^{3+} 의 악영향을 감소시키려고 Al-chelate를 합성하여 그 중에서 nitritriacetic acid가 pH 4.0~4.5에서 Al과 몰 비로 잘 결합하여 침전되고, 이 물질이 식물에 해가 없음을 착안하여 Al

Table 6. Effect of Al³⁺ on total dry matter production of five coniferous species. Results expressed as a percentage of the control. + indicates excessive growth over than the control. After Hutchinson *et al.* 1986

| Al ³⁺ conc. (mg/L) | White pine | Jack pine | White spruce | Black spruce | Red spruce |
|-------------------------------|------------|-----------|--------------|--------------|------------|
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 5 | + 9 | 4 | 20 | 3 | 17 |
| 10 | +15 | 3 | 14 | 14 | 13 |
| 20 | + 8 | 5 | 22 | 38 | 22 |
| 40 | 1 | 42 | 37 | 51 | 45 |
| 80 | 25 | 70 | 51 | 63 | 64 |
| 160 | 42 | 88 | 62 | 70 | 80 |

을 제독하려는 연구가 이루어졌다(Shuman *et al.* 1991).

삼림생태계의 반작용

수관의 수용원과 공급원 기능

1) 수관 통과수와 수간 유하수의 반응

산성비가 삼림, 토양 및 유출수에 미치는 영향을 밝히기 위하여 광릉시험림의 침엽수림(잣나무, 전나무 및 리기다소나무 숲)과 활엽수림(졸참나무, 서어나무 및 까치박달)(You 1994) 및 관악산의 침엽수림(소나무)과 활엽수림(신갈나무) 분수계(watershed)(Kim 1994)에서 빗물(precipitation), 수관 통과수(throughfall: 수관을 통과해서 임상에 떨어지는 물) 및 수간 유하수(stemflow: 줄기를 흘러내리는 물)의 이온을 연평균 부피 가중 농도로 측정하고, 수관 통과수의 각 이온 농도에서 빗물의 각 이온 농도를 뺀 순수관 통과수(net throughfall = throughfall - precipitation)를 계산하였다(Fig. 6).

순수관 통과수의 이온 농도는 침엽수림의 Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺ 및 NH₄⁺의 농도가 광릉보다 관악산이 각각 2.1, 9.2, 2.7, 5.1, 0.6, 6.5, 11.0 및 12.9배 만큼 많고, 활엽수림에서는 광릉보다 관악산이 각각 0.5, 2.2, 1.4, 1.4, 0.5, 2.7, 4.0 및 1.6 배 만큼 많았다.

수간 유하수의 이온 농도는 침엽수림에서 광릉보다 관악산이 각각 3.3, 15.0, 4.4, 4.4, 1.0, 11.5, 25.6 및 14.6배 많았고, 활엽수림에서 각각 1.4, 15.3, 2.1, 3.3, 1.8, 7.7, 4.1 및 1.6배 만큼 많았다. 순수관 통과수 이온 농도가 광릉보다 관악산에서 높은 원인은 수관(canopy: 잎·눈·가지)에 침착하는 건성 강하 물량이 많은 데 있었을 것이다. 이 결과는 도시(서울)의 인간 활동이 삼림 생태계의 물질순환에 얼마나 큰 영향을 미치는가를 보여준다.

Fig. 6에서 광릉의 순수관 통과수의 NH₄⁺와 NO₃⁻은 (-)값을

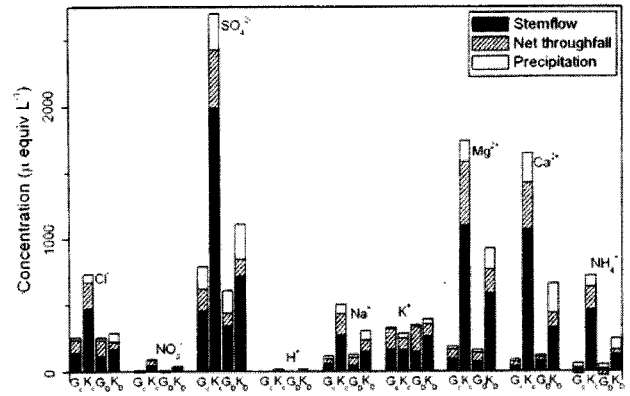


Fig. 6. Comparisons of concentrations of major ions in stemflow, net throughfall (throughfall - precipitation) and precipitation in coniferous and deciduous forests at Gwangneung with at Kwanaksan. G_C and G_D stand for coniferous and deciduous forests of Gwangneung, K_C and K_D for coniferous and deciduous forests of Kwanaksan, respectively. After You 1994 and Kim 1994.

보이는 것이 눈에 띈다. 하지만 관악산의 순수관 통과수의 NH₄⁺와 NO₃⁻ 농도는 빗물의 것들보다 적지 않았다. 그 이유는 관악산에서 산성 강하 물량이 너무 많아서 수관에서의 흡수 한계를 초과했다고 해석된다. 그리고 수간 유하수의 이온 농도가 활엽수림보다 침엽수림에서 높은 원인은 수피의 표면적 넓이와 관계가 있었을 것이다.

한편 빗물의 이온 농도에 대한 수관 통과수의 이온 농도의 비(throughfall/precipitation ratio)는 광릉의 침엽수림과 활엽수림에서, NH₄⁺와 NO₃⁻을 제외하고, Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, (Cl⁻ 및 SO₄²⁻이 1.6~20.0로 높았고, 관악산에서 1.5~5.8로 높았다(Table 7). 그리고 빗물 이온에 대한 수간 유하수 이온의 비(stemflow/precipitation ratio)는 광릉의 침엽수림에서, NH₄⁺와 NO₃⁻을 제외하고, 2.5~16.0로, 활엽수림에서 2.0~15.1로 높았으며, 관악산의 침엽수림에서 4.0~7.5로, 활엽수림에서 1.5~7.4로 높았다. 이와 같은 결과를 도시 근처의 삼림에서 Shibata 등(1995)도 얻고 있다. 수관과 수간은 빗물의 이온 농도를 크게 변화시킨 것이다.

광릉의 빗물에 대한 수관통과수 또는 수간유하수의 NH₄⁺ 또는 NO₃⁻의 비는 1 이하로 오히려 낮았다. 즉 수관통과수 속의 NH₄⁺과 NO₃⁻ 농도는 빗물의 것들보다 훨씬 적었다(Chiwa *et al.* 2003). 여기에서 수관은 NH₄⁺와 NO₃⁻를 흡수하는 것을 짐작할 수 있다. 50~100년생 구주소나무숲에서도 같은 결과를 얻고 있다(Lumme *et al.* 1995). 수관은 NH₄⁺와 NO₃⁻를 잎뿐만 아니라 눈과 새 가지에서도 흡수하는 사실을 ¹⁵N 동위원소 살포실험으로 밝혀졌다(Brumme *et al.* 1992). 또한 수관은 빗물 속의 proton(H⁺)(Shibata *et al.* 1995)과 산성도가 높은 빗물의 Mg도 흡수한다(Cape *et al.* 2001). 그리고 실험적으로 같은 양의 ¹⁵NH₄⁺와 ¹⁵NO₃⁻를 수관에 살포하면 후자보다 전자를 많이 흡수하는데 중성에 가까울수록 많이 흡수하는 사실도 밝혀졌다(Schulze

Table 7. Comparisons of ratios of precipitation ($\mu\text{eq/L}$) to throughfall ($\mu\text{eq/L}$) and precipitation ($\mu\text{eq/L}$) to stemflow ($\mu\text{eq/L}$) in coniferous and deciduous forests at Gwangneung with at Kwanaksan

| | Na ⁺ | K ⁺ | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | NH ₄ ⁺ | Cl ⁻ | NO ₃ ⁻ | SO ₄ ³⁻ |
|---------------------------------|-----------------|----------------|------------------|------------------|------------------------------|-----------------|------------------------------|-------------------------------|
| Throughfall/Precipitation Ratio | | | | | | | | |
| Coniferous | | | | | | | | |
| Gwangneung (G) | 2.3 | 16.2 | 4.6 | 3.0 | 0.6 | 5.5 | 0.4 | 2.0 |
| Kwanaksan (K) | 3.3 | 3.4 | 4.1 | 2.6 | 3.1 | 4.1 | 5.8 | 2.6 |
| Deciduous | | | | | | | | |
| Gwangneung (G) | 3.5 | 20.0 | 4.3 | 2.6 | 0.1 | 4.7 | 0.3 | 1.6 |
| Kwanaksan (K) | 2.2 | 3.5 | 2.2 | 1.5 | 1.9 | 1.8 | 1.8 | 1.5 |
| Stemflow/Precipitation Ratio | | | | | | | | |
| Coniferous | | | | | | | | |
| Gwangneung (G) | 2.7 | 16.0 | 4.6 | 2.5 | 1.0 | 6.8 | 0.4 | 2.7 |
| Kwanaksan (K) | 4.0 | 4.6 | 7.0 | 4.8 | 5.5 | 7.5 | 5.3 | 7.4 |
| Deciduous | | | | | | | | |
| Gwangneung (G) | 2.0 | 15.1 | 3.7 | 5.0 | 0.7 | 5.8 | 0.2 | 2.1 |
| Kwanaksan (K) | 2.2 | 7.4 | 3.7 | 1.5 | 1.6 | 2.7 | 2.7 | 2.7 |

et al. 1989 Brumme et al. 1992, Cape et al. 2001).

수관과 수간은 빗물이 적시면서 통과하는 사이에 NH₄⁺와 NO₃⁻를 흡수하여 수용원(sink)으로 작용하지만 그 밖의 이온들을 첨가하여 공급원(source)으로 작용한 것이다. 수관에 의한 Na⁺의 공급은 Cl⁻와 같이 해염에서 유래하는 것으로 알려지고 있다(Cape et al. 2001). 수관을 빗물이 통과하는 동안에 잎(침엽)·눈·가지·줄기에 침착하였던 건성 강하물이 빗물에 씻겨 내린 이온과 잎(침엽) 자체에서 세탈된 것이 합해진다.

2) 토양층의 이온 농도 변화

수관 통과수와 수간 유하수가 임상(forest floor)에 떨어지면 여러 토양층의 염기 농도에 어떤 변화를 주는가를 살펴보기로 한다. Table 8은 침엽수림의 빗물, 수관 통과수, 수간 유하수 및 토양의 O층, E층 및 B층을 거치면서 이온 농도가 변하는 과정을 측정된 결과이다(Phrainen et al. 2002). 여기에서 실험한 침엽수림은 수관이 밀폐되어 있어 모든 빗물이 수관과 수간을 거쳐서 임상에 떨어졌다.

임상토에 떨어진 수관 통과수와 수간 유하수는 64%가 O층을, 34%가 O+E 층을, 12%가 O+E+B 층을 통과하였다. O층의 이온 농도는 수관 통과수의 농도보다, SO₄²⁻를 제외하고, Na⁺, K⁺, Mg²⁺ 및 Ca²⁺가 각각 1.4, 1.6, 2.5 및 2.3배 만큼 많았다. 그러나 O층의 SO₄²⁻ 농도는 수관 통과수의 것보다 낮았지만 K⁺와 Ca²⁺ 농도는 O층, E층 및 B층에서 높았다. 이와 같이 수관 통과수의 대부분의 이온들은 토양층에 깊이 내려갈수록 농도가 높아진

다. 다년간 산성 강하물이 많이 내렸던 독일 Solling의 유럽너도밤나무와 독일가문비 숲 토양의 이온도 표토(130~240 $\mu\text{mol/L}$)보다 80 cm 깊이의 하층토(160~370 $\mu\text{mol/L}$)에 내려갈수록 높았다(Matznier and Prentzel 1992). 그리고 수관 통과수의 50% 이상의 proton(H⁺)은 임상의 유기층에 흡수되고 염기성 양이온과 교환하여 pH 값을 높인다(Shibata et al. 1995).

이어서 총수관 통과수(total throughfall = throughfall + stem-flow)가 임상에 떨어진 뒤의 여러 토양층을 거치는 과정을 살펴

Table 8. Volume weighted annual average concentrations of major ions in precipitation, throughfall, stemflow and soil percolate under different soil horizons of coniferous forest during 1993~1996. After Phrainen et al. 2002

| | Na ⁺ | K ⁺ | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | SO ₄ ²⁻ |
|---------------|----------------------------------|----------------|------------------|------------------|-------------------------------|
| | ----- ($\mu\text{eq/L}$) ----- | | | | |
| Precipitation | 8.7 | 5.0 | 1.1 | 4.3 | 13.6 |
| Throughfall | 14.4 | 35.6 | 6.5 | 14.2 | 32.3 |
| Stemflow | 31.7 | 183.6 | 22.3 | 65.3 | 77.9 |
| O-horizon | 19.8 | 58.4 | 16.0 | 33.2 | 23.0 |
| E-horizon | 25.8 | 63.7 | 15.3 | 26.2 | 34.3 |
| B-horizon | 29.4 | 39.2 | 13.5 | 20.7 | 40.0 |

보기로 한다(Table 9). 총수관 통과수의 이온은 여러 토양층에서 보유되거나 세탈된 다음 일부가 지하수나 계류수로 들어간다.

단위 면적 당 1년 동안에 총수관 통과수의 Mg^{2+} 과 Ca^{2+} 의 농도는 각각 32 와 $76 \text{ eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ 이었는데 O층에서 각각 14 와 $22 \text{ eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ 가 세탈되고, E층에서 각각 23 과 $56 \text{ eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ 가 보유되며, B층에서 각각 16 과 $30 \text{ eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ 가 보유되었다(Table 9). 그러나 B층 이하로 세탈되는 Mg^{2+} 과 Ca^{2+} 의 농도는 총수관 통과수의 각각 25%와 15%였다.

그런데 총수관 통과수의 K^+ 는 O층에 일부($14 \text{ eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$)가 보유되었지만 대부분 무기토양으로 흘러 들어서 보유되었다. 그래서 B층 이하로 세탈되는 K^+ 의 농도는 총수관 통과수의 겨우 8%였다. 그리고 총수관 통과수에 의한 SO_4^{2-} 의 유입량은 $159 \text{ eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ 이었는데 O층에서 $92 \text{ eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ 가 보유되고, 그 중의 일부가 세탈되어 E층에서 $14 \text{ eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$

가, B층에서 $30 \text{ eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ 가 보유되었다. B층 이하로 세탈되는 SO_4^{2-} 의 농도는 겨우 15%이었다. B층 이하로 세탈된 이온은 지하수에 들어가거나 계류수로 흘러 들어간다. 이처럼 총수관 통과수의 이온은 토양층에서 보유나 세탈을 하면서 이온의 종류에 따라 8~29%가 지하수나 계류수로 스며들어간다.

3) 유입과 유출에 의한 이온량 조절

산성 강하물에 대한 삼림 생태계의 반작용을 알아보기 위하여 총수관 통과수의 이온이 삼림 분수계를 거쳐 계류수로 들어가는 비율을 살펴보기로 한다. 광릉의 침엽수림과 활엽수림 분수계에서 빗물 및 총수관 통과수에 의한 분수계 생태계로의 이온의 유입(input)과 계류수로 흘러 들어가는 유출(output)의 양을 연평균 단위 면적 당으로 환산하여 Table 10에 종합하였다(You 1994).

Table 9. Mean annual deposition of major ions in total throughfall and the retention (+) or the leaching (-) from under the different soil horizons during 1993~1996. Values of parenthesis are amount of leaching below B-horizon. Percentage value in parenthesis stands for ion percolated below B-horizon to total throughfall. Data are converted from Phrainen *et al.* 2002

| | Na ⁺ | K ⁺ | Mg ²⁺ | Ca ²⁺ | SO ₄ ²⁻ |
|----------------------------|---|----------------|------------------|------------------|-------------------------------|
| | ----- (eq · ha ⁻¹ · yr ⁻¹) ----- | | | | |
| Total throughfall | 68 | 181 | 32 | 76 | 159 |
| Soil retention/Leaching | | | | | |
| O-horizon | +12 | +14 | -14 | -22 | +92 |
| E-horizon | +16 | +72 | +23 | +56 | +14 |
| B-horizon | +21 | +80 | +16 | +30 | +30 |
| Percolated below B-horizon | 20(29%) | 15(8%) | 8(25%) | 12(15%) | 24(15%) |

Table 10. Precipitation, annual budget of major ions in eq · ha⁻¹ · yr⁻¹ at coniferous and deciduous forested watersheds at Gwangneung during 1992~1993. + stands for net gain, - stands for net loss. Data are converted from You 1994

| | Coniferous Forest | | | Deciduous Forest | | |
|-------------------------------|---------------------------|---------------------|------------------|---------------------------|---------------------|------------------|
| | Total Throughfall (Input) | Streamflow (Output) | Net Loss or Gain | Total Throughfall (Input) | Streamflow (Output) | Net Loss or Gain |
| H ⁺ | 50 | 1 | + 49 | 26 | 2 | + 24 |
| Na ⁺ | 468 | 1,057 | - 589 | 513 | 1,758 | - 1,245 |
| K ⁺ | 1,242 | 127 | +1,116 | 1,893 | 206 | +1,687 |
| Mg ²⁺ | 468 | 641 | - 173 | 591 | 1,086 | - 495 |
| Ca ²⁺ | 391 | 626 | - 236 | 491 | 908 | - 417 |
| NH ₄ ⁺ | 299 | u.d. | + 299 | 50 | u.d. | + 50 |
| Cl ⁻ | 1,066 | 728 | + 338 | 1,088 | 924 | + 165 |
| NO ₃ ⁻ | 53 | 1 | + 52 | 43 | 2 | + 41 |
| SO ₄ ²⁻ | 2,277 | 817 | +1,460 | 1,466 | 1,155 | + 312 |

총수관 통과수의 이온은 분수계 생태계에 보유되는 이온과 계류수를 거쳐 생태계 밖으로 감소되는 이온으로 구분된다. K^+ , NH_4^+ , Cl^- , NO_3^- 및 SO_4^{2-} 는 보유되고, Na^+ , Mg^{2+} 및 Ca^{2+} 는 감소된다. 침엽수림에서 단위 면적 당 총수관 통과수에 의한 이온의 유입량은 양이온인 Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} 및 NH_4^+ 가 각각 468, 1,242, 468, 391 및 299 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$ 이고, 음이온인 Cl^- , NO_3^- 및 SO_4^{2-} 가 각각 1,066, 53 및 2,277 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$ 이며, 활엽수림에서 양이온은 각각 513, 1,893, 591, 491 및 50 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$ 이고, 음이온은 각각 1,088, 43 및 1,466 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$ 이었다 (Table 10). 모델에 의한 한국의 연평균 비해양성 양이온의 강하량은 420(400~550) $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$ 이며 그 중의 건성 강하량은 30%로 추정되고 있다(Park and Lee 2001a).

총수관 통과수에 의한 Na^+ 은 침엽수림과 활엽수림 분수계에서 유입량(각각 468과 513 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)보다 유출량(각각 1,057과 1,758 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)이 저였으므로 생태계 밖으로의 감소량은 총수관 통과수의 각각 130%와 240%이었다. Mg^{2+} 의 유입량(각각 468과 591 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)은 유출량(각각 641과 1,086 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)보다 적었으므로 생태계 밖으로의 감소량은 유입량의 각각 37%와 84%이었다. Ca^{2+} 는 침엽수림과 활엽수림에서 유입량(각각 391과 491 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)은 유출량(각각 626과 908 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)보다 적었으므로 생태계 밖으로의 감소량은 유입량의 각각 60%와 85%이었다.

그러나 K^+ 는 침엽수림과 활엽수림에서 유입량(각각 1,242와 1,893 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)은 유출량(각각 127과 206 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)보다 많았으므로 유입량의 각각 90%와 89%가 생태계에 보유되었다. NH_4^+ 은 침엽수림과 활엽수림의 임상에 각각 299와 50 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$ 가 유입되고 계류수에는 검출되지 않았으므로 각각 100%가 보유되었다. Cl^- 는 침엽수림과 활엽수림의 유입량(각각 1,066과 1,088 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)보다 유출량(각각 728과 924 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)이 적었으므로 유입량의 각각 32%와 15%가 생태계에 보유되었다.

NO_3^- 은 침엽수림과 활엽수림의 유입량(각각 53과 43 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)보다 유출량(각각 1과 2 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)이 적었으므로 유입량의 각각 98%와 95%가 생태계에 보유되고 각각 2%와 5%가 계류수를 통하여 감소되었다. 여기에서 NO_3^- 가 계류수를 통하여 감소되는 현상은 주목된다. 광릉의 침엽수림은 유림이고 활엽수림은 성숙림이었으므로 전자의 NO_3^- 감소량이 적었던 것이다.

SO_4^{2-} 는 총수관 통과수를 거쳐서 침엽수림과 활엽수림으로의 유입량(각각 2,277과 1,466 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)보다 유출량(각각 817과 1,156 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)이 적었으므로 유입량의 각각 64%와 21%가 생태계에 보유되었다. SO_4^{2-} 의 유입량은 활엽수림보다 침엽수림이 51%만큼 많았는데 그 원인은 엽면적이 넓은 침엽수림에 건성 강하물인 SO_2 와 SO_4^{2-} 의 에어러졸이 침착되었기 때문이라고 해석된다.

한편 식물의 무기영양소인 K^+ , NH_4^+ 및 NO_3^- 는 분수계 생태계에 보유되었지만 Mg^{2+} 과 Ca^{2+} 은 유출되었다. 뒤에 설명하는

바와 같이 빗물 속의 $proton(H^+)$ 과 잎 조직의 Brønsted 약염기가 교환하여 많이 유입된 K^+ 는 생태계 내에 많이 보유되었다. 그러나 산성토양에서 보유능에 한계가 있는 Mg^{2+} 과 Ca^{2+} 은 계류수로 유출된 것이다. NH_4^+ 가 계류수에서 검출되지 않은 이유는 질산화 작용에 의하여 NH_4^+ 가 NO_3^- 로 전환되었기 때문일 것이다.

총수관 통과수를 통하여 침엽수림으로의 유입량 중에서 양이온의 합(2,868 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)은 음이온의 합(3,396 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)보다 72% 적었고, 계류수에 의한 유출량 중에서 양이온의 합(2,451 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)은 음이온의 합(1,546 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)보다 63% 많았다. 그러나 활엽수림으로의 유입량 중에서 양이온의 합(3,538 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)은 음이온의 합(1,466 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)보다 73% 많았고, 유출량 중의 양이온의 합(3,958 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)은 음이온의 합(2,081 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)보다 53% 많았다. 이 결과는 삼림생태계에서 유입량과 유출량 중의 양이온과 음이온은 균형이 이루어지지 않음을 나타내고 있다.

Lindeberg 및 Garten(1988)은 수관 통과수 속의 S의 86~98%가 건성 강하물에서 유래하는데 활엽수는 그 중의 50% 이상이, 침엽수는 30% 이상이 빗물에 씻겨서 수관 통과수에 포함되고, 또 방사성 ^{35}S 를 목본식물에 주입한 실험으로 잎 자체에서 세탈되는 S는 수관 통과수 S의 5.2~7.4%만큼 적음을 밝혔다. 현재 광릉의 침엽수림과 활엽수림은 토양 속에 SO_4^{2-} 를 각각 1,460과 312 $eq \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$ (70.11과 14.97 $kg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$)만큼씩 매년 축적하고 있는 셈이다.

S흡착능(sulphate adsorption capacity)은 생태계마다 다른데 토양이 한번 황으로 포화되면 토양용액과 평형을 이루고 그 이상의 유입량은 생태계 밖으로 유출된다(Galloway 1995). 이러한 맥락에서 S가 계류수로 유출되는 광릉의 생태계는 황으로 포화되어 있다고 판단할 수 있다. 황으로 포화되었다고 여겨지는 여천공단 주변 토양의 총 S 함량은 0.0088 $eq \cdot S/kg \cdot soil$ 이었다(문 등 1998).

갈탄을 연소하여 1970년대에 다량의 S를 배출하여 삼림이 고사하였던 Bohemia 지방(체코공화국)에서 공장을 폐쇄한 후 S강하량은 1980년대 초와 1994년에 각각 2,081 $eq \cdot S \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$ 와 1,109 $eq \cdot S \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$ 로 감소되고, 계류수의 SO_4^{2-} 농도는 각각 1,560 $\mu eq/L$ 와 1,164 $\mu eq/L$ 로 감소되며 지표수의 S 유출량은 각각 3,813 $eq \cdot S \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$ 와 1,375 $eq \cdot S \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$ 로 감소되었는데 공장폐쇄(최고 S배출기)로부터 감소가 시작할 때까지는 상당한 지체기가 있음이 연구되었다(Cerny 1995). 앞으로 한국에서 황의 강하량이 계속하여 감소되면 광릉 계류수의 S 유출량도 감소될 것으로 예상된다(김 2005).

빗물에 의하여 유입된 이온이 얼마나 계류수로 유출되는가를 알아보기 위하여 빗물의 H^+ , NO_3^- 및 SO_4^{2-} 농도에 대한 계류수 속의 해당 이온 농도의 비를 계산한 결과 침엽수림과 활엽수림에서 모두 1 이하이고, Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} 및 Cl^- 농도의 비는 1.2~5.7이었다(Table 11). 이 결과는 빗물이 분수계 생태계의 수관과 토양을 통과하는 동안에 빗물의 H^+ , NO_3^- 및 SO_4^{2-} 를 임상에 보유하고, Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} 및 Cl^- 를 계류수를 통

Table 11. Major ions of precipitation and streamflow, and ratios of stream (S)/precipitation (P) at coniferous and deciduous forested watersheds in Gwangung

| | Precipitation (P) (eq · ha ⁻¹ · yr ⁻¹) | Streamflow (S) (eq · ha ⁻¹ · yr ⁻¹) | | Ratio of S/P | |
|-------------------------------|--|--|-----------|--------------|-----------|
| | | Coniferous | Deciduous | Coniferous | Deciduous |
| H ⁺ | 52 | 1 | 2 | 0.02 | 0.04 |
| Na ⁺ | 308 | 1,057 | 1,758 | 3.4 | 5.7 |
| K ⁺ | 104 | 127 | 206 | 1.2 | 2.0 |
| Mg ²⁺ | 231 | 641 | 1,086 | 2.8 | 4.7 |
| Ca ²⁺ | 154 | 626 | 908 | 4.1 | 5.9 |
| NH ₄ ⁺ | 320 | n.d. | n.d. | - | - |
| Cl ⁻ | 290 | 728 | 924 | 2.5 | 3.2 |
| NO ₃ ⁻ | 104 | 1 | 2 | 0.01 | 0.02 |
| SO ₄ ²⁻ | 1,702 | 817 | 1,466 | 0.8 | 0.8 |

하여 감소하고 있음을 보여준다. 특히 H⁺와 SO₄²⁻는 많이 보유하고, Na⁺, Mg²⁺, Ca²⁺ 및 Cl⁻는 많이 감소하였다. 이 결과는 산성 강하물에 대하여 삼림 생태계의 반작용이 큼을 보여준다.

4) 수관에서의 양이온 세탈 기작

순수관 통과수의 K⁺는 광릉의 침엽수림과 활엽수림이 관악산의 것들보다 많았다(Fig. 6 참조). 그 원인은 이온 중화에 관한 두 가지 가설로 설명되고 있다(Fig. 7)(Cronan and Reiners 1983). 즉 첫째, 빗물 속의 강산과 결합한 Brønsted 약염기(상대방으로부터 H⁺를 수용하는 분자 또는 이온)가 잎에서 세탈되어 약산이나 황산염 또는 질산염을 형성하고, 둘째, 빗물 속의 proton (H⁺)과 교환한 잎 속의 이온이 잎 표면에 흡착된 K⁺ 또는 그 밖

의 양이온과 교환하여 세탈된다. 이 과정에서 빗물 속의 유리 H⁺가 제거되고 수관에서 염기성 양이온이 세탈된다. 이렇게 하여 활엽수의 수관은 개엽기에 Brønsted 약염기에 의하여 빗물 속의 강산을 30~50% 만큼 중화한다.

Rhyu 및 Kim(1993)이 대두, 청갈참, 리기다소나무의 잎에 pH 3.0, 3.5 4.0 및 5.6의 인공 산성 빗물(H₂SO₄)의 미스트를 살포한 뒤 흐르는 세탈액 속의 이온 농도는 pH가 낮을수록 높고, Ca²⁺는 잎 표면의 건성 강하물이 씻겨진 후 농도가 급격히 낮아지는데 반하여 K⁺는 계속해서 세탈되는 것으로 보아 잎 속의 Brønsted 약염기가 빗물 속의 H⁺와 교환하는 것으로 해석되고, 세탈액 1,000 mL 속의 Ca²⁺/K⁺ 농도 비는 청갈참과 리기다소나무 잎에서 1 이상인데 비하여 대두 잎에서 1 이하인 것으로 보아 식물 종에 따라 이온 세탈의 특이성이 있음이 지적되었다. 실제로 잎 표면에 묻은 황산 미스트를 살포한 후 형성된 0.1 μL 크기의 물방울을 건조시키면서 H⁺가 잎 속의 염기성 양이온과 교환하여 형성되는 Ca-S 화합물을 pH imaging microscope로 관찰하는 연구가 이루어졌다(Kohno et al. 2001). 이에 앞서 Fairfax와 Lepp(1975)는 pH 3의 인공 산성 빗물을 담배 잎에 살포하여 양이온의 세탈을 관찰하였다.

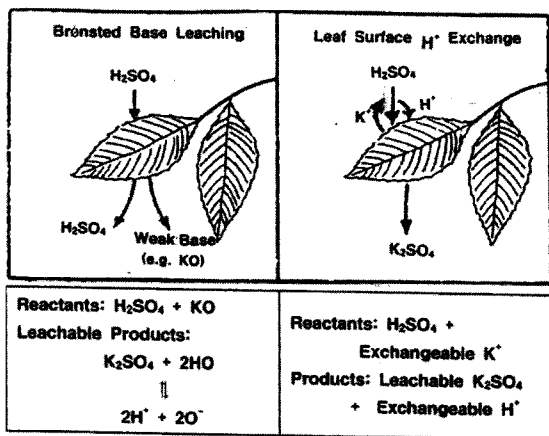


Fig. 7. Postulated neutralization mechanisms of broad leaves. The weak Brønsted bases (e.g. K) may be either organic or bicarbonate salts of K⁺, Ca²⁺ or Mg²⁺. Likewise, the neutral salts that results may be derived from sulphuric or nitric acids. After Cronan and Reiner 1983.

잔뿌리의 상향 성장과 연륜 생장의 감소

1) 잔뿌리의 상향 성장

pH가 낮은 산성 토양에서 리기다소나무의 잔뿌리(fine root: ≤2 mm in diameter)는 깊은 무기토양에 적게 뻗고 얇은 표토(top soil: 0~5 cm depth)나 낙엽층(litter layer)에 많이 뻗는 현상을 관찰할 수 있다. 낙엽층과 10 cm층 사이의 잔뿌리의 양을 100%로 하면 낙엽층, 0~5 cm층 및 5~10 cm층의 잔뿌리의 양은 도심에 가까울수록 낙엽층에 잔뿌리 양이 많고 0~5 cm층과 5~10 cm층의 것은 그 반대였다(Fig. 8)(Rhyu and Kim 1994c).

서울 중심 60 km 범위 내의 리기다소나무숲을 도심, 교외 및 농촌지역으로 구분하여 낙엽층, 0~5 cm층 및 5~10 cm층에서 잔뿌리의 양을 정량적으로 채굴한 결과 각각 30.9, 48.3 및 20.8%이고, 교외에서 각각 21.7, 61.2, 17.1%이며, 농촌지역에서 각각 9.0, 62.8 및 26.2%이었다(Fig. 9)(Rhyu and Kim 1994c).

리기다소나무의 잔뿌리가 상향 성장하는 현상은 토양의 Al³⁺ 증가와 Mg²⁺ 결핍에 의하여 무기토양이 아닌 낙엽층으로 뻗음이 실험으로 증명되었다(Rhyu and Kim 1994a). 잔뿌리가 낙엽층과 표토에 뻗음으로써 가뭄이 지속되는 동안 그 침엽의 수분 상태(water status)가 나빠짐도 실험으로 밝혀졌다(Rhyu and Kim 1994b). 열악한 토양 조건에 적응하는 식물의 두 가지 전략, 곧

내성(tolerance)과 기피(avoidance) 중에서 리기다소나무의 잔뿌리는 기피 전략을 하는 것으로 해석된다(Marschner 1991).

2) 연륜 성장

수도권에서 리기다소나무의 각 연령별 연륜 성장은 도심, 교외 및 농촌으로 구분하여 조사한 결과 도심에서 감소되는 경향이 있었다(Table 12 및 Fig. 10)(Rhyu et al. 1994). 예를 들면, 11~15 년생의 연륜 성장은 도심, 교외 및 농촌지역에서 각각 1.91, 2.18 및 2.61 mm(100 : 114 : 137)로 농촌에 갈수록 많이 자랐다(Fig. 11). 도심에 가까울수록 잔뿌리와 침엽 속의 Ca과 Mg 농도가 감소되고 Al 농도가 증가하는 현상도 실험으로 밝혀졌다(Rhyu and Kim 1994d). 이처럼 산성 토양에서는 리기다소나무가 잔뿌리의 비정상적 성장에 의한 수분 결핍, 잔뿌리와 침엽의 무기영양소 교환 등이 겹쳐서 연륜 성장이 저하되는 것으로 해석된다.

조류 개체군의 반응

척박한 산성 토양에서 생활하는 조류는 알껍질이 부실한 알을 낳아 생식률이 감소되는 현상이 조사되었다. 네덜란드에서 산성 강하물에 의하여 척박한 산성 토양의 삼림과 비옥한 삼림에서 세력권을 형성하는 박새(great tit)의 개체군 크기가 달랐으므로 그 차이를 알아보기 위하여 6년 간 알의 상태를 조사하였다(Drent and Woldendorp 1989). 알껍질이 전혀 없거나 있어도 탈출하여 부화되지 못하는 부실한 알의 피해율은 산성 토양의 삼림에서 57%였고 비옥한 삼림에서 40%였다. 그리고 점토나 세

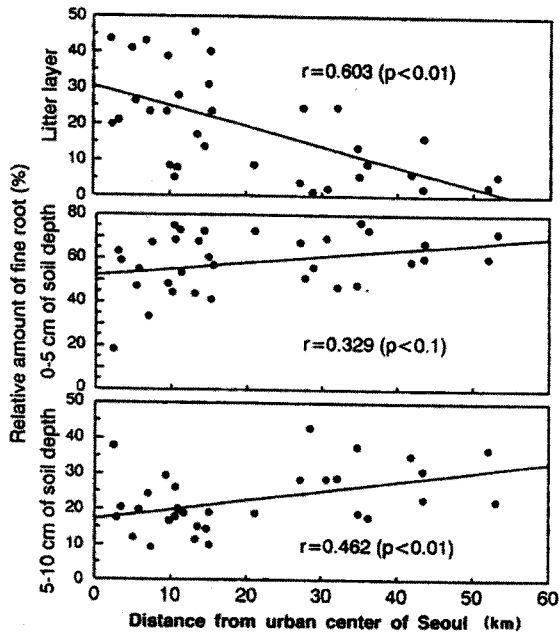


Fig. 8. Trends of relative amount of fine roots of pitch pine grown in litter layer, top soil (0~5 cm depth) and subsoil (5~10 cm depth) along distance from urban center of Seoul. After Rhyu et al. 1994.

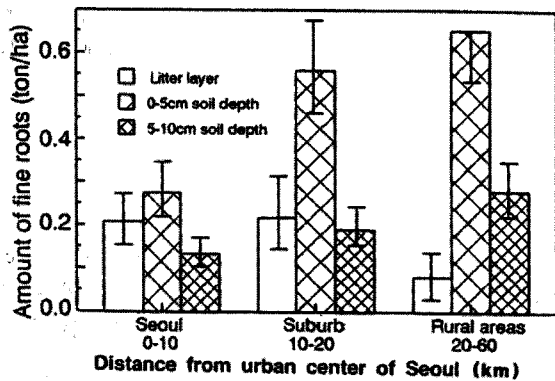


Fig. 9. Comparisons of total amount of fine roots of pitch pine in litter layer, top soil (0~5 cm) and subsoil (5~10 cm) among urban, suburb and rural area. After Rhyu and Kim 1994c.

Table 12. Average tree age (year) and annual average ring width (mm/yr) with age classes in pitch pine forests at urban, suburb and rural. after Rhyu et al. 1994

| | Tree age(year) | | | | |
|--------|----------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | 11~15 | 16~20 | 21~25 | 26~30 | 1985~1989* |
| Urban | 1.91 ± 0.52 | 1.58 ± 0.82 | 1.39 ± 0.80 | 1.07 ± 0.50 | 1.38 ± 0.90 |
| Suburb | 2.18 ± 0.67 | 1.63 ± 0.45 | 1.62 ± 0.58 | 1.30 ± 0.41 | 1.69 ± 0.63 |
| Rural | 2.61 ± 0.79 | 2.33 ± 0.68 | 1.86 ± 0.55 | 1.19 ± 0.42 | 2.47 ± 1.13 |

* Annual ring width (mm/year) for the latest 5 years from 1985 to 1989.

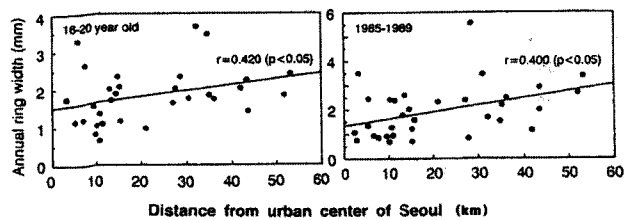


Fig. 10. Trends of average annual ring width of pitch pine with 16~20 year-old and grown for the latest 5 years from 1985 to 1989 along distance from urban center of Seoul. After Rhyu and Kim 1994c.

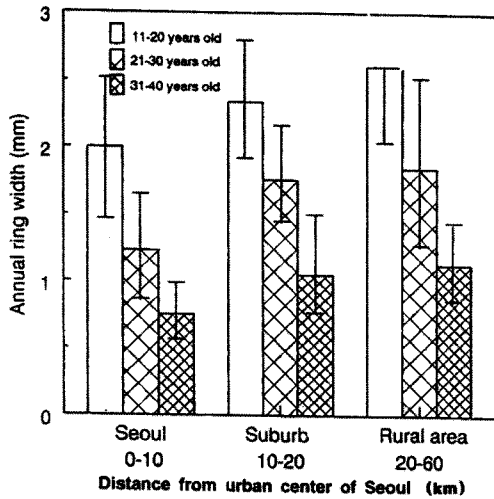


Fig. 11. Comparisons of average annual ring width of pitch pine for 11~20, 21~30 and 31~40 year-old trees grown urban, suburb and rural area. After Rhyu and Kim 1994c.

사토의 삼림에서는 피해율이 낮고, 수금류(waterfowl)나 철새 중에서 돌아온 후 곧 낳는 알의 피해율도 낮았다(Fig. 12). 피해 알의 껍질은 얇고 과립상이며 미공이 있고 깨지기 쉬우며 색반이 없고 Ca의 침착이 불충분하였다. 피해율이 높은 삼림의 산성 토양은 pH가 낮고 Ca²⁺/Al³⁺의 비가 1 이하이며, 심하면 0.3 이하인 곳도 있었다. 토양의 낮은 Ca²⁺ 농도가 식물 잎(침엽)의 Ca²⁺ 농도를 낮추고 있음도 밝혀졌다(Table 13).

박새가 봄·여름에 즐겨 먹는 곤충을 참나무 잎에서 채집하여 정량한 Ca²⁺ 농도는 잎의 Ca²⁺ 농도와 양의 상관성이 있었다.

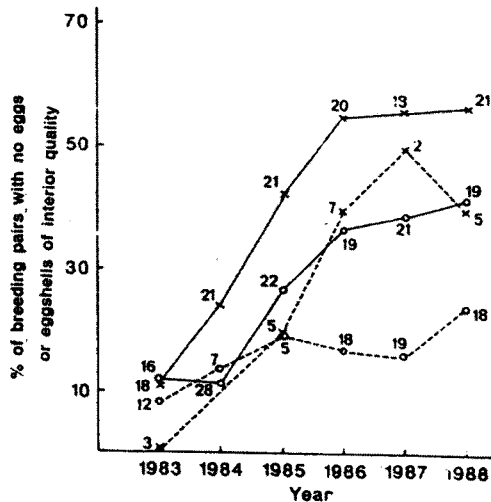


Fig. 12. Percentage of territorial breeding pairs of great tit with no eggs or eggshells of inferior quality. x—x; territorial birds living poor soil forest, x.....x; non-territorial birds living poor soil forest, o—o; territorial birds living rich soil forest, o.....o; non-territorial birds living rich soil forest. Numerals on curve indicate a number of pairs of great tit. After Drent and Woldendorp 1989.

Table 13. Calcium ion concentration (meq/kg DM) in leaves and needles of various tree species. After Drent and Woldendorp 1989

| Tree species | Acid soil | Rich soil |
|-------------------------|-------------|-------------|
| <i>Betula alba</i> | 5.89 ± 0.23 | 6.59 ± 1.24 |
| <i>Fagus silvestris</i> | 3.74 ± 0.40 | 6.68 ± 0.70 |
| <i>Pinus sylvestris</i> | 3.34 ± 0.35 | 5.24 ± 0.36 |
| <i>Quercus robur</i> | 3.34 ± 0.35 | 5.39 ± 0.35 |
| <i>Quercus rubra</i> | 3.19 ± 0.42 | 4.34 ± 0.75 |

척박한 산성 토양의 삼림 생태계에서 여러 영양단계(토양→나뭇잎→곤충→알껍질)의 낮은 Ca²⁺ 농도는 산성비와 관계가 있음을 시사한다.

한편 노르웨이의 하천 가까이에 등지를 틀고 수서곤충이나 물고기를 잡아먹는 물까마귀(*Cinclus cinclus*)에 대하여 청정 수역과 만성적인 산성 수역의 알이 비교되었다(Nybø *et al.* 1997). 두 수역 사이에 알의 크기(부피, 무게, 길이, 표면적)는 차이가 없었지만 산성 수역의 알껍질은 청정 수역에 비하여 7.0% 가볍고, 6.1% 얇으며 알의 각종/표면적 비가 7.0% 작았다. 전자현미경으로 본 알껍질의 단면은 탄산칼슘(CaCO₃)으로 구성된 책상조직층(palisade layer)이 특히 얇았는데 그 원인은 산성에 민감한 가재·달팽이·조개 등 먹이 속의 Ca 결핍과 관계가 있었다. 알껍질의 두께와 DDT의 관계를 고려할 수 있었지만 노르웨이에서는 그 사용을 오래 전에 중단한 상태였다.

그리고 스웨덴의 산성호소 가까이에 등지를 틀고 사는 딱새(*Ficedula hypoleuca*) 중에서 알이 깨져서 생식에 실패하는 개체군은 뼈 속에 Al가 농축되어 있었는데 그 원인은 Al가 농축된 수서곤충을 먹기 때문이라고 생각되었다. 그 관계를 밝히기 위하여 일본메추리(*Coturnix coturnix japonica*) 새끼에 Al-citrate (120, 500, 1500 ppm Al)를 사료에 섞어서 사육한 결과 알껍질 두께가 얇아졌고 사료에 Ca와 P를 증가시키면 Al의 악영향이 완화되었다(Wolff and Philips 1990).

적 요

한국에서 산성 강하물에 의하여 대부분의 토양은 교환성 양이온, 특히 K⁺, Mg²⁺ 및 Ca²⁺가 세탈되어 유럽과 북미의 삼림 쇠퇴 지역의 토양과 버금가는 수준이고, 염기성 양이온/알루미늄이온(BC/Al³⁺)의 몰 비가 낮아서 식물의 정상 생장의 임계 부하 수준으로 낮아졌다. 광릉 삼림의 수관은 산성 강하물 중에서 NO₃⁻와 NH₄⁺을 흡수하여 수용원(sink)으로, K⁺을 세탈하여 공급원(source)으로 작용하지만 산성 강하 물량이 많은 관악산의 삼림은 그러한 기능이 저하되었다. 침엽수림과 활엽수림 분수계 생태계는 총수관 통과수의 K⁺, NH₄⁺, Cl⁻, NO₃⁻ 및 SO₄²⁻를 입

상토양에 보유하고, Na^+ , Mg^{2+} 및 Ca^{2+} 을 임상토양에서 계류수로 세탈하고 있어 산성 강하물에 대한 삼림의 반작용이 큼을 보이고 있다.

인용문헌

- 김준호. 2005. 대기산성 강하물: 한국과 세계의 산성비 실태. 한생태지. 28: 169-180.
- 김창기. 1996. 산성토양에 처리한 돌로마이트에 의한 토양과 토양 용액의 화학적 특성 변화 및 외생균근성 담자균류와 부생성 담자균류의 반응. 서울대학교 석사학위논문. p. 115.
- 문형태, 표재훈, 김준호. 1998. 여천공단 주변지역 토양의 화학적 성질. 한생태지 21: 1-6.
- 박종겸, 김태승, 노회정, 윤정기, 김혁, 김종하. 2003. 한반도 산성 강하물 평가와 영향 조사(V). 국립환경연구원 토양환경과. pp. 133-189.
- 류정환, 변재경, 김춘식, 이충화, 김영걸, 이원규. 1998. 산성화된 산림토양에 석회, 황산고토 및 복합비료 시비가 토양의 화학적 성질에 미치는 영향. 한임지. 87: 341-346.
- 유태철. 1994. 수도권 지역에서 산성 강하물에 의한 리기다소나무 임 쇠퇴의 기구와 회복. 서울대학교 박사학위논문. p.219.
- 이민호, 박종환, 윤정기, 안창엽, 최미정. 2000, 2001, 2002. 한반도 산성 강하물 평가와 영향 조사(II), (III), (IV). 국립환경연구원 토양환경과. pp.175-210, 153-184, 103-141.
- Blaser, P., M. Zysset, S. Zimmermann and J. Luster. 1999. Soil acidification in southern Switzerland between 1987 and 1997: a case study based on the critical load concept. Environ. Sci. Technol. 33: 2383-2389.
- Braun, S., C. Schindler, R. Volz and W. Flückiger. 2003. Forest damages by the storm 'Lothar' in permanent observation plots in Switzerland: the significance of soil acidification and nitrogen deposition. Water Air Soil Poll. 142: 327-340.
- Brumme, R., U. Leimcke and E. Matzner. 1992. Interaction and uptake of NH_4 and NO_3 from wet deposition by above-ground parts of young beech(*Fagus sylvatica* L.) trees. Plant Soil 142: 273-279.
- Cape, J.W., A. Dunster, A. Crosley, L.I. Sheppard and F.J. Harvey. 2001. Throughfall chemistry in a Sitka spruce plantation in response to six different simulated polluted mist treatments. Water Air Soil Poll. 130: 619-624.
- Cerny, J. 1995. Recovery of acidified catchments in the extremely polluted Krusne Hory Mountains, Czech Republic. Water Air Soil Poll. 85: 589-594.
- Chiwa, M., D.M. Kim and H. Sakugawa. 2003. Rainfall, stemflow, and throughfall chemistry at urban- and mountain-facing sites at Mt. Gokurakuji, Hiroshima, western Japan. Water Air Soil Poll. 146: 93-109.
- Cronen, C.S. and W.A. Reiners. 1983. Canopy processing of acidic precipitation by coniferous and hardwood forests in New England. Oecologia 59: 216-223.
- Dambrine, E., B. Pollier, A. Poszwa, J. Ranger, A. Probst, D. Viville, P. Biron and A. Granier. 1998. Evidence of current soil acidification in spruce stands in the Vosges Mountains, north-eastern France. Water Air Soil Poll. 105: 43-52.
- Drent, P.I. and J.W. Woldendorp. 1989. Acid rain and eggshells. Nature 339: 431 only.
- Fairfax, J.A.W. and N.W. Lepp. 1975. Effect of simulated 'acid rain' on cation loss from leaves. Nature 255: 324-325.
- Foster, N.W., I.K. Morrison and J.A. Nicolson. 1986. Acid deposition and ion leaching from a podzolic soil under hardwood forest. Water Air Soil Poll. 31: 879-889.
- Fransman, B. and B. Nihlgård. 1995. Water chemistry in forested catchments after topsoil treatment with liming agents in South Sweden. Water Air Soil Poll. 85: 895-900.
- Galloway, J.N. 1995. Acid deposition: perspectives in time and space. Water Air Soil Poll. 85: 15-24.
- Haynes, R.J. and R.S. Swift. 1986. Effects of soil acidification and subsequent leaching on levels of extractable nutrients in a soil. Plant Soil 95: 327-336.
- Hendershot, W. and F. Courchesne. 1991. Simulation of solution chemistry in an acidic forest soil. Water Air Soil Poll. 60: 11-25.
- Hettelingh. J.-P., H. Sverdrup and D. Zhao. 1995. Deriving critical loads for Asia. Water Air Soil Poll. 85: 2565-2570.
- Hindar, A., P. Nilsen, A. Skiple and R. Høgberget. 1995. Counteractions against acidification in forests ecosystems. Effects on stream water quality after dolomite application to forest soil in Gjerstad, Norway. Water Air Soil Poll. 85: 1027-1032.
- Hultberg, H., S.I. Nilsson and U. Nyström. 1995. Effects on soils and leaching after application of dolomite to an acidified forested catchment in the Lake Gårdsjön watershed, South-West Sweden. Water Air Soil Poll. 85: 1033-1038.
- Hutchinson, T., L. Bozic and G. Munoz-Vega. 1986. Responses of five species of conifer seedling to aluminum stress. Water Air Soil Poll. 31: 283-294.
- Keersmacker, L.D., J. Neirynek, D. Maddelein, A. de Schrijver and N. Lust. 2000. Soil water chemistry and revegetation of a limed clearcut in a nitrogen saturated forest. Water Air Soil Poll. 122: 49-62.
- Kim C.-G., T.C. Rhyu and J.-H. Kim. 2003. Effects of dolomite liming on soil chemistry in acidic forest soil. Korean J. Ecol. 26: 327-333.
- Kim, G.D. 1994. Inorganic nutrients input by precipitation, throughfall and stemflow in stands of *Pinus densiflora* and *Quercus mongolica*. Seoul Natl. University. B.S. Thesis p. 77.
- Kinraide, T.B. 1991. Identity of the rhizotoxic aluminium species. Plant Soil 134: 167-178.
- Kohno, Y., R. Matsuki, S. Nomura, K. Mitsunari and M. Nakao. 2001. Neutralization of acid droplets on plant leaf surfaces. Water Air Soil Poll. 130: 977-982.
- Kreutzer, K. 1995. Effects of forest liming on soil processes. Plant Soil 168-169: 447-470.
- Kreutzer, K., H. Reiter, R. Schierl and A. Göttlein. 1989. Effects of acid irrigation and liming in a Norway spruce stand(*Picea abies* [L.] Karst.). Water Air Soil Poll. 48: 111-125.
- Lee, C.S., Y.-J. Kim, and Y.-H. You. 1998. Amelioration of soil acidified by air pollutant around the Industrial Complexes. Korean J. Ecol. 21: 313-320.
- Lindeberg, S.E. and C.T. Garten, Jr. 1988. Sources of sulphur in forest canopy throughfall. Nature 336: 148-151.
- Lumme, I., V. Arkhipov and I. Kettunen. 1995. Deposition gradients and foliar and soil leachate concentrations of air pollutants in Scots

- pine stands of S.-E. Finland and the Karelian isthmus, N.-W. Russia. *Water Air Soil Poll.* 85:1263-1268.
- Marschner, H. 1991. Mechanisms of adaptation of plants to acid soils. *Plant Soil* 134: 1-20.
- Marschner, B., K. Stahr and M. Renger. 1989. Potential hazards of lime applications in a damaged pine forest ecosystem in Berlin, Germany. *Water Air Soil Poll.* 48: 45-57.
- Matzner, E. and J. Prenzel. 1992. Acid deposition in the German Solling area: effects on soil solution chemistry and Al mobilization. *Water Air Soil Poll.* 61: 221-234.
- Meiwes, K.J. 1995. Application of lime and wood ash to decrease acidification of forest soils. *Water Air Soil Poll.* 85: 143-152.
- Mun, H.T. and J.-H. Kim. 1991. Comparison of soil properties between earthworm casts and top soil of red pine forest in limestone area. *Korean J. Ecol.* 14: 113-117.
- Nohrstedt, H.-Ö. 2002. Effects of liming and fertilization(N, P, K) on chemistry and nitrogen turnover in acidic forest soil in SW Sweden. *Water Air Soil Poll.* 139: 343-354.
- Ohno, M. 2001. Sensitivity of a Japanese earthworm(*Allolobophora japonica*) to soil acidity. *Water Air Soil Poll.* 130: 1019-1024.
- Park, S.-U. and Y.H. Lee. 2001a. Mapping of base cation deposition in South Korea. *Water Air Soil Poll.* 128: 297-312.
- Park, S.-U. and Y.H. Lee. 2001b. Estimation of the maximum critical load for sulfur in South Korea. *Water Air Soil Poll.* 130: 1145-1150.
- Phraïnen, S., L. Finer and M. Starr. 2002. Deposition and leaching of sulphate and base cations in a mixed boreal forest in eastern Finland. *Water Air Soil Poll.* 131: 185-204.
- Ponette, Q., J.E. Dufey and F. Weissen. 1997. Downward movement of dolomite, kieserite or a mixture of CaCO₃ and kieserite through the upper layers of an acid forest soil. *Water Air Soil Poll.* 95: 353-379.
- Priezel, J. and K.H. Feger. 1992. Dynamics of aqueous aluminum species in a podzol affected by experimental MgSO₄ and (NH₄)₂SO₄ treatments. *Water Air Soil Poll.* 65: 153-173.
- Rhyu, T.C. and J.-H. Kim. 1993. Cation leaching from leaves sprayed with simulated acid sulphuric acid rain. *Korean J. Ecol.* 16: 409-416.
- Rhyu, T. C. and J.-H. Kim. 1994a. Growth response to acid rain, Mg deficiency and Al surplus, and amelioration of Al toxicity by humic substances in pitch pine seedlings. *J. Plant Biol.* 37: 301-308.
- Rhyu, T. C. and J.-H. Kim. 1994b. Water deficit of pitch pines caused by superficial rooting and air pollutants in Seoul and its vicinity. *J. Plant Biol.* 37: 309-316.
- Rhyu, T. C. and J.-H. Kim. 1994c. Growth decline and abnormal vertical distribution of fine roots of pitch pine in Seoul metropolitan area. *Korean J. Ecol.* 17: 261-275.
- Rhyu, T. C. and J.-H. Kim. 1994d. Cation deficiencies in needles and fine roots of pitch pine in Seoul metropolitan area. *Korean J. Ecol.* 17: 277-286.
- Rhyu, T. C., K.-D. Kim and J.-H. Kim. 1994. Growth decline and abnormal vertical distribution of fine roots of pitch pines in Seoul metropolitan area. *Korean J. Ecol.* 17: 261-275.
- Schlegel, H. and D.L. Godbold. 1991. The influence of Al on the metabolism of spruce needles. *Water Air Soil Poll.* 57-58: 131-138.
- Schulze, E.-D., W. de Vries, M. Hauhs, K. Rosën, L. Rasmussen, C.-O. Tamm and J. Nilsson. 1989. Critical loads for nitrogen deposition on forest ecosystems. *Water Air Soil Poll.* 48: 451-456.
- Shibata, H., F. Satoh, Y. Tanaka and T. Sakuma. 1995. The role of organic horizons and canopy to modify the chemistry of acidic deposition in some forest ecosystems. *Water Air Soil Poll.* 85: 1119-1124.
- Shuman, L.M., D.O. Wilson and E.L. Ramseur. 1991. Testing aluminum-chelate equilibria models using sorghum root growth as bioassay for aluminum. *Water Air Soil Poll.* 57-58: 149-158.
- Sikröm, U. 2001. Effects of pre-harvest soil acidification, liming and N fertilizations on survival, growth and needle element concentrations of *Picea abies* L. Karst. seedlings. *Plant Soil* 231: 255-266.
- Smallidge, P.J. and D.J. Leopold. 1997. Effects of watershed liming on *Picea rubens* seedling biomass and nutrient element concentration. *Water Air Soil Poll.* 95: 193-204.
- Sverdrup, H., P. Warfvinge and D. Britt. 1996. Assessing the potential for forest effects due to soil acidification in Maryland. *Water Air Soil Poll.* 87: 245-265.
- Sverdrup, H., P. Warfvinge and B. Nihlgård. 1994. Assessment of soil acidification effects on forest growth in Sweden. *Water Air Soil Poll.* 78: 1-36.
- Ulrich, B. 1990. Waldsterben: forest decline in West Germany. *Environ. Sci. Technol.* 24: 436-441.
- Wolff, B.G. and R.E. Philips. 1990. Effects of dietary aluminium on reproduction in Japanese quail *Coturnix coturnix japonica*. *Water Air Soil Poll.* 50: 293-299.
- You, Y.H. 1994. Nutrient budget of deciduous and coniferous forested watersheds in Kwangnung. Seoul Natl. University, Ph D. Thesis. p. 142.

(2005년 7월 4일 접수; 2005년 11월 22일 채택)