

大氣汚染 및 酸性雨가 森林生態系의 土壤酸度 및 養料分布에 미치는 影響^{1*}

李壽短² · 閔一植³

Effects of Air Pollution and Acid Precipitation on Soil pH and Distribution of Elements in Forest Ecosystem^{1*}

Soo Wook Lee² · Ill Sik Min³

要 約

本 研究을 위한 調査對象地로는 都市地域으로 서울, 工團地域으로 麗川과 蔚山, 非汚染 淸淨地域으로 江原道 地域을 選定하였다. 이들 地域에서 大氣 汚染物質들과 酸性 堆積物이 年次別로 森林生態系의 土壤酸度 및 養料分布에 미치는 影響을 調査, 分析한 結果는 다음과 같았다. 韓國의 森林土壤은 汚染源을 중심으로 시간이 경과함에 따라 土壤 酸性化가 계속 進行되고 있으며 1988年度의 土壤中 水素이온 濃度の 增加率은 前年度 濃度の 약 60%에 해당된다. 針葉樹林 土壤 pH의 平均値를 보면 서울地域이 4.45로서 제일 낮았고 다음이 麗川, 蔚山 및 江原道順으로 각각 4.54, 4.81 및 6.03이었다. 모든 地域이 동일하게 汚染源으로 부터 거리가 멀어질수록 土壤 pH가 일정한 비율로 증가하였다. 한편 모든 地域에서 森林土壤 pH가 減少하는 것과는 대조적으로 麗川外 모든 地域에서는 大氣中 SO₂ 가스 濃도와 土壤中 硫黃濃도가 減少하고 있으며 이는 硫黃酸化合物 외의 物質 즉 窒素酸化合物 등에 의한 土壤酸性化에의 기여도가 증가하고 있는 것으로 思料된다. 土壤中 鹽基飽和度는 70%의 江原道地域을 제외하고는 모든 地域이 20%미만으로 매우 낮은 水準에 있다. 土壤中 活性 알루미늄 濃度は 土壤 酸性化와 함께 증가하고 있으며 江原道 地域이 제일 낮은 水準이었고 다음이 서울, 蔚山 및 麗川의 順이었다. 樹木體內의 重金屬 濃度は 구리 및 아연 모두 江原道 地域에서 제일 낮았고, 다음이 麗川, 서울 및 蔚山の 順이었다.

ABSTRACT

Four regions have been selected and surveyed to investigate the effects of air pollution and acid deposition on forest ecosystem. They were Seoul as urban region, Yeochon and Ulsan as industrialized region, and Kangwondo as uncontaminated region. Soil pH and the distribution of elements were analyzed in process of time for three years as well as by distance from pollution sources. In general, forest soils acidified in process of time from pollution sources to suburban areas. Hydrogen ion concentration in forest soils increased in 1988 as much as 60% of that in previous year. Average soil pH values in coniferous forest were 4.45 in Seoul, 4.54 in Yeochon, 4.81 in Ulsan, and 6.03 in Kangwondo.

¹ 接受 1988年 10月 19日 Received on October 19, 1988.

² 忠南大學校 農科大學 College of Agriculture, Chungnam National University, Daejeon, Korea.

³ 中部社會産業大學 Chungbu Socio-Industrial College, Majon, Chungnam, Korea.

* 本 研究는 科學技術處의 支援에 의해 遂行된 것임.

Forest soil pH increased with the distance from pollution sources to suburban areas at constant rate within short ranges (up to 30 km) and at decreasing rate within long ranges (up to 200 km). On the contrary, sulfur content in soils decreased every year except in Yeochon region. Base saturation of forest soils in polluted regions were all below 20% level compared with 70% in Kangwondo region. Active aluminum content in soils increased with the soil acidification at the highest rate in Yeochon, and the next in Ulsan and Seoul. Heavy metal content such as copper and zinc in tree tissues were the lowest in Kangwondo region, and the next in Yeochon, Seoul and Ulsan.

Key words : air pollution ; acid precipitation ; forest soil pH ; forest ecosystem ; distribution of elements ; acidification of soils .

緒 論

産業文明은 최근 量的으로 크게 발전하면서 人間生活을 위한 便益機能을 증가시킨 반면 人間의 生存自體를 위협하는 逆機能 또한 增大, 擴散시키고 있다. 현재 全世界的으로 大氣圈을 污染시키고 있는 現代 産業公害產物들(SO₂, NO_x, O₃, PAN)은 大氣圈 氣象要因들(降雨, 바람 등)과 相互 複合的으로 作用하여 酸性雨(Acid precipitation)를 生成하면서 北半球의 産業 文明圈帶를 중심으로 地球村 전체의 生態系를 威脅하고 있다. 유럽 및 北美大陸에서는 곳에 따라 이미 pH 3.0의 強酸性 降雨가 내리고 있으며 이들 지역들을 중심으로 酸性雨는 國境을 초월하여 인근 국가 및 대륙들로 광범위하게 擴散되어갈 뿐 아니라 심지어 Greenlands와 같은 北極地方에 까지도 pH 5.0 정도로 污染되어가고 있다.⁴⁾

極東아시아 國家들도 예외는 아니어서 日本의 경우 전국적인 降雨의 pH 범위가 4.2~5.0水準으로 낮아져 전국적인 降雨平均 pH는 4.5이며 pH 5.6이상의 정상적인 降雨는 5%이내에 불과하다. 中國의 경우도 華南地方의 工業都市 重慶과 貴陽은 平均降雨 pH가 각각 4.5 및 4.2로서 그 污染範圍가 매우 넓게 擴散되어 있다.⁹⁾

이러한 大氣污染과 酸性雨가 현재까지 生態系에 미친 영향 가운데 가장 심각하고 광범위한 被害는 森林地域에서 나타났다. 넓은 면적의 山林에서 林木들이 大量으로 枯死되어 가면서 森林이 荒廢化되고 동시에 下流의 河川과 湖水들이 서서히 酸性化되어 갔다. 동시에 酸性雨는 森林土壤으로부터 Al³⁺과 같은 毒性 금속이온들을 溶脫시켜 河川과

湖水를 污染 시키므로서 각종 水棲昆蟲들과 魚類들을 滅種시키고 있다.⁴⁾ 北歐와 北美에서는 數千個 湖沼의 魚類가 이미 完全 滅種되었으며 그 被害數가 더욱 증가하고 있다.

國內에 있어서도 人口增加, 産業 工團施設의 大型集團化 및 交通量의 급격한 증가로 대도시와 산업공단을 중심으로 酸性雨 原因物質인 大氣污染物質의 放出量이 크게 증가하고 있으며 그 被害는 污染源 인근지역은 물론 그 주위에 넓은 지역으로 확대되어 가고 있다. 한편 極東아시아 국가들의 급속한 工業化 및 産業成長과 함께 발생하는 酸性雨의 長距離污染도 유럽과 北美의 경우와 유사하게 나타나고 있다.⁹⁾ 中國으로부터 偏西風을 타고 韓國으로 장거리 이동 되어오는 酸性雨가 이미 感知되었고 그 酸도가 pH 4.2인 強酸性인 것으로 보고된 바 있다.⁹⁾ 최근 조사에 의하면 國內 年降雨量의 90%가 이미 酸性雨임이 밝혀졌다.

이러한 심각한 大氣污染과 酸性雨가 森林生態系에 미치는 각종 영향을 評價하기 위하여 1986年度에는 針葉樹林內에서 나타나는 영향이 調査, 分析되었고 1987年度에는 針葉樹林과 闊葉樹林內에서 年次的으로 나타나는 영향을 다음과 같이 調査, 分析하였다.

1. 調査地域別 土壤酸度の 變化, 土壤養料의 溶脫 및 植物體內的 重金屬含量的 變化를 調査하여 土壤環境의 酸性化 程度에 따른 污染傾向을 評價하고
2. 各污染源을 중심으로 거리에 따른 土壤酸度の 變化를 調査하여 空間的 污染擴散도를 微視的 또는 巨視的으로 把握하며
3. 各地域別로 森林 土壤 pH, 養料 및 重金屬含量的 動態的 特性을 調査, 分析하여 經時的인

酸性化率 및 汚染度를 評價하고자 하였다.

材料 및 方法

1. 調査對象地 分布

大氣汚染 및 酸性雨가 森林生態系에 미치는 영향을 調査, 分析하여 적절히 評價하기 위해서는 汚染源의 特性의 파악이 중요하다. 汚染源과의 거리에 따라서 Point source pollution과 Distance source pollution으로 나누이는데 곳에 따라 이들이 개별적으로 영향을 미치기도 하며 중복해서 영향을 미치기도 한다. Distant source pollution의 國內영향이 분명히 있지만 이를 時間的으로 空間的으로 動態의 特性을 파악하기 위해서는 별도의 연구가 필요하다. 따라서 본 연구에서는 중복적 영향이 있을 수 있지만 일단 Point source pollution의 형태로서 파악코져 하였다.

다음은 汚染源의 성질에 따라 放出되는 物質과 그 영향이 다르게 나타난다. 工場과 같은 固定汚染源은 차량이나 비행기와 같은 移動汚染源과는 서로 다른 비율의 汚染物質을 放出할 뿐만 아니라

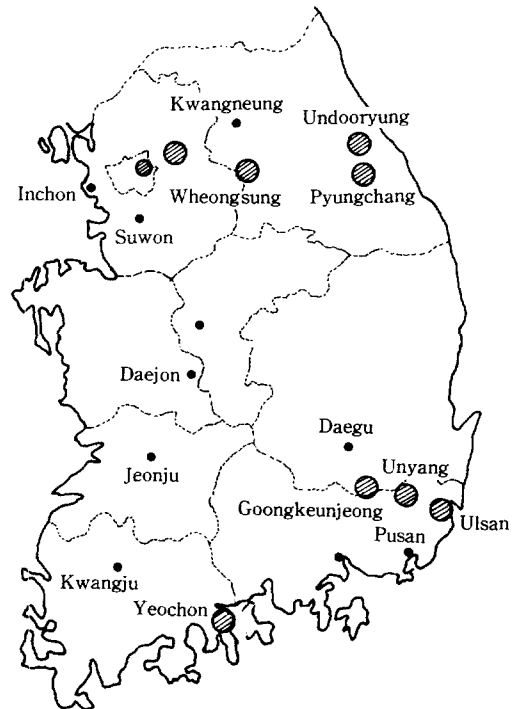


Fig. 1. Distribution of investigated regions of shaded circles.

汚染範圍 또한 크게 다르다. 따라서 固定汚染源의 標本으로서는 蔚山 및 麗川과 같은 工團地域을 選定하였고 移動汚染源의 標本으로서는 서울과 같은 大都市 地域을 選定하여 調査하였다. 그러나 都市 地域과 工團地域이라고 해도 일부 固定汚染源과 移動汚染源들이 포함되어 있는 것은 불가피하다.

이들 汚染源地域들과 比較分析하기 위해서 對照區로서 江原道地域의 橫成, 平昌 및 雲頭嶺이 選定되어 調査되었다. 各 調査對象地의 分布를 보면 그림 1과 같다.

2. 調査方法

가. 立地環境 및 土壤斷面調査

各 調査地域別로 氣候帶, 地形, 母岩, 標高, 方位, 排水狀態, 浸蝕狀態 등 14種의 立地環境에 관한 事項들과 上層林相, 下層植生, 地被植生 등 被履狀態에 관한 사항들을 調査, 區分하여 同質의 要素들로 構成된 代表的인 立地를 調査區로 選定하였다. 土壤試料를 採取, 分析하기 위하여 調査區內에서 전체를 代表할 수 있는 地點을 選定하고 깊이 1.0~1.2m의 試坑을 파고 土壤斷面調査를 실시한 후 土壤生成學的 層位別로 分析用 試料를 약 1kg씩 採取하였다. 土壤斷面調査에 있어서는 生成學的 土壤層位를 분류하고 각층위별로 土深, 土性, 土色(Japanese color chart), 石礫含量, 土壤構造 및 水濕狀態 등을 조사한 후 試坑別로 土壤斷面圖를 作成 根系分布 및 石礫分布를 조사하였다. 分析用 土壤試料는 Composite sampling에 의하여 실시할 수도 있었으나 山地에서는 傾斜가 급하고 복잡하여 表土部分이 長期的 관찰, 조사를 위해서는 不安定하기 때문에 固定된 試坑에서 垂直的으로 採取, 分析하였다.

나. 試料採取 및 分析

土壤의 理化學的 特性을 調査하기 위하여 土壤斷面上에서 層位別로 약 1kg의 土壤試料를 採取하고 分析을 위하여 實驗室로 운반하였다. 各 試料別로 土性, pH, 有機物含量, 全窒素, 有效磷酸, 陽이온 置換容量, 置換性鹽基(K, Ca, Mg, Na), 硫黃, 活性알루미늄, 重金屬類(Zn, Cu, Cd)들을 分析하였다. 대부분의 경우 土壤中 Cd含量은 ppm單位로 測定하기 어려웠다.

이외에 調査區內에 生育하고 있는 主林木의 立,

가지 및 樹皮들을 採取, 운반하여 養料(N, P, K, Ca, Mg, S)와 重金屬(Zn, Cu, Cd)含量을 分析하였다.

다. 樹皮酸度(Tree bark acidity)의 測定

森林內에서 Dry deposition의 많은 부분이 樹皮에 蓄積될 뿐 아니라 樹冠部에서 차단된 降雨의 많은 量이 Stemflow를 통해서 地表面에 도달되는 동안 그 구성성분에 變化를 일으킨다. 따라서 Dry deposition과 Stemflow에 의한 酸性化의 영향을 파악하기 위해서 樹木 根株部の 樹皮를 調査區當 약 100g씩 採取하였다. 採取, 운반된 樹皮는 乾燥後 40mesh로 분쇄시킨후 Martin과 Gray 法에 의하여 4g을 취해 25ml의 증류수를 넣고 가열하여 진탕후 냉각시켜 Corning pH-meter 145로 pH를 測定하였다.

結果 및 考察

1. 土壤酸度

森林土壤 酸度は 주로 腐植의 有機酸에 의하여 지배되지만 土壤의 계속적인 風化作用과 함께 生成되는 각종 鹽基들에 의하여 平衡을 이루고 있다. 일반적으로 森林土壤은 腐植이 풍부하여 陽이온 置換容량을 증가시켜 緩衝能을 증대시킨다. 酸性雨에 의하여 새로운 水素이온이 첨가된다 할지라도 酸에 의해 새로이 分解되어 生成되는 鹽基類들에 의하여 새로운 平衡을 이루는 것이 森林土壤의 特性이다. 土壤 pH가 어떤 영향을 받아 감소한다는 것은 緩衝能이 약화되고 鹽基生成 대신에 養料의 缺乏이 일어나는 증거가 된다. 水素이온에 의한 害作用은 현재까지도 확실한 연구결과가 없어 直接的인 害作用의 機作을 분명히 알 수 없지만, 보통 水素이온의 濃도가 증가하면 植物의 뿌리로 부터의 養料吸收力이 약화한다고 한다. 한편 植物의 뿌리를 통해 흡수된 水素이온은 蛋白質을 凝固시키거나 溶解시켜 酵素作用을 방해하고, 細胞의 透過性에 영향을 미쳐 酸性條件에서는 細胞膜을 약화시켜 다량의 鹽類가 투과됨으로서 植物의 生活力에 장해를 준다고 한다.

우선 네地域 전체의 平均土壤 pH값을 年度別로 관찰하면 '86년 이후 2年間 계속 감소하고 있다(그림 2). 한편 針葉樹林 土壤의 pH가 潤葉樹林 土壤

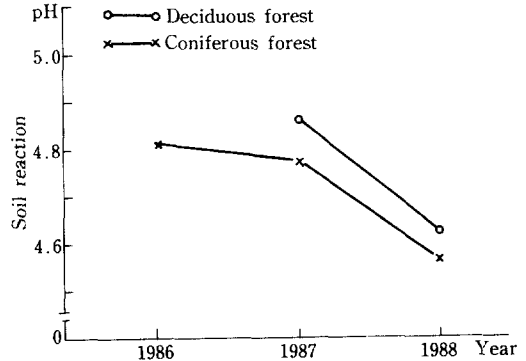


Fig. 2. Average soil pH of four regions

보다 뚜렷이 낮게 나타나고 있다. 이런 현상은 강원도를 제외한 汚染地域들에 더욱 분명히 나타나고 있는데, 이것은 활엽수림, 생태계의 Throughfall과 Stemflow를 통한 Proton consumption 효과가 침엽수림에서 보다 더욱 크다는 사실이 국내에서도 입증된 것이라 하겠다. 활엽수림내 토양산도는 '87년에 pH 4.86, '88년에 pH 4.62였다. pH값으로는 0.24의 차이지만 水素이온 濃度로는 '88년 濃도가 '87년 濃도의 74% 만큼 증가한 것이다. 침엽수림 내에서는 土壤酸도가 '86년 pH 4.81, '87년 pH 4.77, '88년 pH 4.56 이었다. 水素이온 濃도는 86~87년 사이에는 10% 증가한 반면 87~88년 사이에는 62%나 증가 하였다. 86~88년 2년간에는 77%가 증가한 셈이다. 樹種間에는 針葉樹林의 潤葉樹林內의 水素이온 濃度보다 약 20% 높게 나타나고 있다. 현재의 추이로 볼때 森林土壤中的 酸蓄積率(acid accumulation rate)은 年間 60~70%씩 증가하므로 이에 대한 대비가 시급하다. 그림2의 pH값들에는 높은 pH값의 江原道의 土壤酸도가 포함되어 있으므로 汚染地域만의 土壤 pH값은 실제로 더욱 낮아 질 것이다.

한편 土壤 pH의 3年間 平均値를 各 地域別로 보면 그림 3과 같다.

서울地域의 土壤 平均酸度は 針葉樹林이 pH 4.45, 潤葉樹林이 pH 4.49이고, 麗川地域은 針葉林이 pH 4.54, 蔚山地域은 針葉林이 pH 4.81, 潤葉樹林이 pH 4.85로서 共히 潤葉樹林의 土壤 pH 값이 針葉林에서보다 높게 나타나는 반면 江原道地域에서는 針葉樹林이 pH 6.03, 潤葉樹林이 pH 5.35로서 오히려 針葉樹林이 높은 값을 나타낸다. 이것은 石灰岩地帶에 分布하는 針葉樹林의 높은

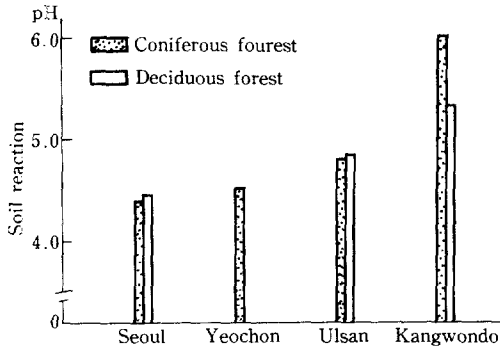


Fig. 3. Differences in average soil pH in four regions

pH값으로 인한 것이다.

서울지역의 토양 pH값이 가장 낮은 것은 높은 인구밀도와 함께化石燃料의消費密度가 높기 때문으로 생각되며 많은部分이窒素酸化물을放出하는車輛煤煙의 영향인 것으로推定된다.

다음으로麗川地域 토양 pH가 낮은 것은 골(谷)을 형성하고 있는地形的인 영향이 비교적 좁은地域內에酸堆積(Acid deposition)을集中시킨 때문으로 생각된다. 반면蔚山地域의 토양 pH가汚染地域中에서 가장 높게 나타나는 것은 많은工場들로부터放出되는總煤煙量은 많겠지만 평탄한地形的인 영향과方向이 교차되는海風과陸風의 영향이汚染物質들을 널리擴散, 稀釋시키는效果때문으로 생각된다.

江原道地域의 토양 pH가 針葉樹林 花崗岩土壤의 경우 pH 5.7, 闊葉樹林의 경우 pH 5.5인 것은 비옥한森林土壤의 정상적인水準으로 보인다.

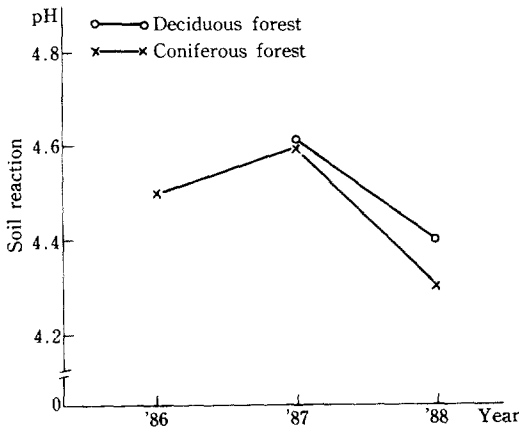


Fig. 4. Annual average soil pH in Seoul

土壤酸度的變化類型을各地域別로 관찰하면 다음과 같다.

가. 서울地域

서울地域各調査區들의平均土壤 pH의年度別變化를 보면 그림 4와 같다. 針葉林의 경우 3年平均値는 pH 4.45였으나 1986年の pH 4.5는 1987년에는 pH 4.6으로 증가하였다가 1988년에는 pH 4.3으로 감소하였다. 闊葉樹林의 경우도 1987年 pH 4.6에서 1988年 pH 4.4로 감소하고 있다. 이러한水素이온含量的變化原因을 분명히 설명키는 어려우나化石燃料消費量增加와環境改善을 위한國家的調節努力間의均衡이 서울地域에서 민감하게 나타나는結果로 생각된다. 서울에 있어서도闊葉樹林의土壤 pH가 針葉樹林에서 보다 높게 나타나는 것은汚染度가 높은 곳에서闊葉樹種의 Throughfall 및 Stemflow에 의한水素이온消費效果가 나타나기 때문이다. 그러나 그 효과가 다소 미약한 것이므로 그機作에 관한調査가 필요하다.

한편 서울地域에 있어서都心으로부터外郭으로 나아가면서汚染度의變化를調査한結果를 보면 그림 5와 같다. 各調査區의土壤 pH는 3年間測定値의平均이며汚染源으로부터의거리와直線的인關係가 있는 것으로 나타나고 있다. 본래 이關係는거리가 멀어질수록 기울기가 작아지는포물선曲線이어야 할 것이지만 30km까지에서 아직도直線的으로 나타나는 것은 서울地域汚染源의 영향권이 30km이상인 되는 것으로 생각된다. 이直線關係式을 보면 $y=0.031x+4.14$ 로 나타난다.

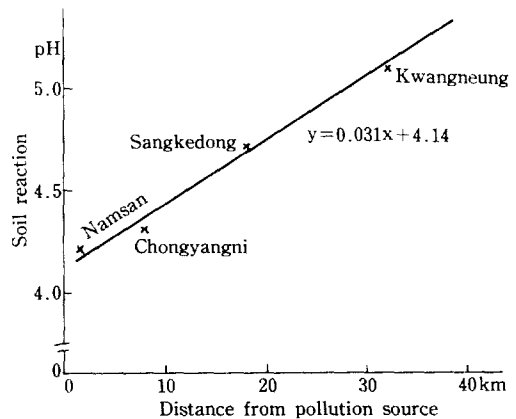


Fig. 5. Changes in soil pH by distance from pollution source in Seoul

이 식에서 x값이 영이란 汚染源 中心部の pH를 의미하게 되는데 이때 土壤酸도가 pH 4.14라고 한다면 아마도 pH 4.0이하의 酸性雨의 影響이 서울地域에 存在할 가능성이 있는 것으로 본다. 시간이 지날수록 土壤 pH가 낮아지고 있는 경향이 있는 것을 볼때 특별한 汚染防止 措置가 취해지지 않는한 유럽 및 北美의 경우와 같은 森林枯死現象 (Wald sterben)이 나타날 것으로 우려된다.

나. 麗川地域

麗川 工團地域은 汚染에 의한 局所的 森林被害의 정도가 韓國內에서 가장 심한 地域일 것으로 추정된다. 이 地域의 年度別 土壤 pH의 變化를 보면 그림 6과 같다.

이 地域의 土壤 pH는 매년 감소하는 경향이다. 감소율이 날이 갈수록 커지는 것으로 보아 土壤中 酸集積量이 증가하고 있는 것으로 보인다. 1988年의 土壤中 水素이온 濃度は 1987年에 비하여 58.5%가 증가하였고 1987年의 濃度は 1986年에 비하여 25.5% 증가하였다. 1988年의 濃度を 1986年 값과 비교 한다면 2년동안 약 100%가 증가한 셈이다. 3년간의 土壤 pH를 서울地域과 비교하여 볼 때에 이곳 麗川은 平均 pH 0.1정도 높은 값을 보여주는 반면 汚染被害정도는 비록 좁은 면적이지만 서울보다 훨씬 심한 林木枯死상태를 나타내고 있다. 이는 아마도 두가지 면에서 설명이 가능하리라 본다. 첫째는 麗川地域의 土壤酸도가 서울地域과 대조적으로 海風의 影響으로 中和되어 나타난 결과로 볼 수 있어 실제로 麗川地域의 酸性堆積物에 의한 酸性化 作用은 서울보다 더욱 컸을 가능성이 있다. 둘째로는 이 지역 汚染物質들이 가스나 Dry deposition의 형태로 森林의 林冠層에 影響을 주고 土壤層에서는 서울地域에 비하여 濕하므로 鹽基溶脫이 적어 pH값이 높게 낮을 것이

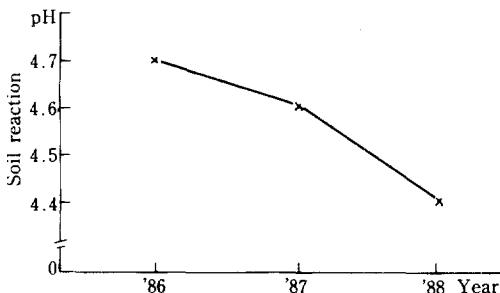


Fig. 6. Changes in annual soil pH in Yeochon

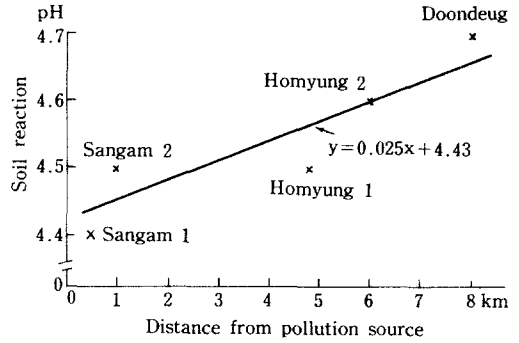


Fig. 7. Changes in soil pH by distance from pollution source in Yeochon

다. 1988年 7月初 現地調査時 汚染源에 가장 가까운 上岩里 草地의 역새 生育不良과 약 2km 떨어진 곳의 삼나무 枯死현상은 1988年度 土壤 pH의 급격한 감소현상과 깊은 관계가 있는 것으로 보인다.

한편 汚染源으로부터 거리에 따른 土壤酸도의 變化를 보면 그림 7과 같다. 그림을 보면 汚染源으로부터 불과 10km이내의 地域內에서 거리별 土壤酸도가 直線的인 關係를 보여준다. 이 直線式은 $y=0.025x+4.43$ 으로 서울地域의 直線式과 비교할때 기울기는 약간 낮으나 절편은 약간 크다. 그러나 두 直線式은 짧은 거리내에서는 매우 유사한 형태를 갖는다고 할 수 있겠다. 이 直線은 3年間의 測定值들의 平均値로부터 유도된 것이지만 매년의 汚染狀態에 따라 直線模型이 다소 변할 것으로 생각된다. 그림 8에서 보면 年度別로 汚染源으로부터 거리에 따른 土壤 pH의 變化를 파악할 수 있다. 시간이 경과할수록 이 지역 전체의 土壤 pH값은 감소하는 경향이 있다. 그러나 거리에 따른 土壤酸度 變化의 類型은 약간의 變化가 있

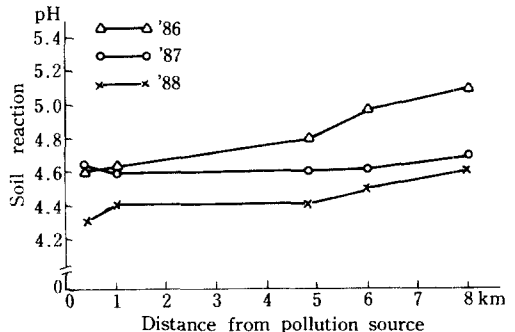


Fig. 8. Annual soil pH by distance from pollution source in Yeochon

다. 1986年度 測定值들에 의하면 土壤 pH가 거리에 따라 비교적 일정한 기울기를 유지하며 증가(土壤酸도는 감소)하였으며 1987年度에는 汚染源 부근의 土壤 pH는 같았으나 거리에 따른 變化는 거의 없었다. 氣象의인 영향으로 생각되나 거리에 관계없이 汚染物의 堆積量이 거의 동일 하였던 것으로 사료된다. 그러나 1988년에는 汚染源부근의 土壤 pH가 떨어지면서 거리에 따라 다시 일정한 기울기를 갖는 模型을 갖게 되었다. 이것은 汚染源으로부터 放出量이 증가하기 시작하였다는 증거가 되며 이에 따른 새로운 濃度傾斜가 生成된 것으로 보인다. 1988年度 汚染源부근의 土壤 pH는 그림 5의 서울地域 汚染源의 土壤 pH와 비슷하였다. 이 地域은 앞으로 酸性雨 原因物質들의 擴散 범위가 더욱 확대될 것으로 보이며 동시에 酸集積이 더욱 증가할 것으로 해석된다. 서울 地域에서도 마찬가지로 었지만 이 지역에서도 土壤斷面上的 酸性化 경향은 비슷하였다. 즉 土深이 깊어질수록 土壤 pH가 증가하는데 汚染源에 가까울 수록 表土와 深土 사이에 pH값의 차이가 적어지는 경향을 보여 深土에 까지 酸性化가 깊이 진행되고 있음을 나타내 주었다.

다. 蔚山地域

蔚山地域은 海岸線을 따라 各種 化學工場, 重金屬工場 및 火力發電所 그리고 Pulp工場이 널리 分布하고 있다. 內陸쪽으로는 구릉지가 형성되어 있어 높은 煙突로부터 放出되는 汚染物質들은 장애없이 광범위하게 擴散될 수 있는 여건을 갖추고 있는 地域이다. 그러나 海風과 陸風이 밤낮으로 교차되는 氣象條件으로 汚染物 放出量의 약 1/2은 바다로 날려갈 것으로 추정된다. 따라서 主風方向이 비교적 일정한 內陸地方에 비하면 汚染物 放出量이 같다고 할지라도 그 영향은 內陸地方의 약 半程度라고 보아도 큰 오류가 없다고 본다. 이러한 전제하에 蔚山地域의 年度別 土壤酸度的 變化를 보면 그림 9와 같다.

그림9를 보면 시간이 경과할수록 土壤 pH가 떨어지고 있다. 즉 酸集積量이 증가하고 있으며 이 地域에서도 潤葉樹林에서 보다 針葉樹林內에서 酸集積量이 더욱 크게 나타나고 있다. 그러나 그 集積類型은 서울 및 麗川과 다르게 나타난다. pH값이 1986년과 1987년 사이에는 급격히 감소하다가 1988년에는 감소율이 둔화되었다. 減少率은 潤葉

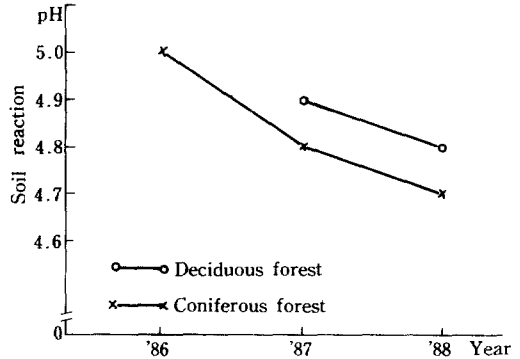


Fig. 9. Changes in annual soil pH in Ulsan

樹林에서도 동일하게 나타나고 있다. 內陸 汚染源인 서울地域의 針葉樹林과 비교해 보면 1986年度에는 土壤 pH값이 서울은 4.5였으나 蔚山은 5.0이었다. 土壤에 集積된 水素이온 濃度로는 서울이 蔚山の 3배가 넘는다. 1987年度에는 서울이 蔚山보다 약 60%가 많았고 1988年度에는 서울이 蔚山보다 약 2.5배나 많았다.

蔚山地域에 있어서 海岸의 工團地域을 汚染源으로 보고 西쪽 內陸으로 거리에 따른 土壤酸度的 變化를 보면 그림 10과 같다. 3年間的 土壤 pH 平均值를 볼 때 일정한 方程式을 유도하기에는 分散이 너무 컸다. 그 이유는 彥陽 調查區와 弓根亭 調查區가 同一하게 潤葉樹林이었으나 母岩이 각각 頁岩과 化崗岩으로 서로 다른 土壤反應을 나타내었기 때문이다. 그러나 pH값이 증가하는 경향이 있는 것은 분명했다. 서울地域과 비교해 볼때 汚染源의 영향권이 짧은 것으로 보인다. 그 범위를 한정짓기 위해서는 또 다른 관찰이 필요할 것이다.

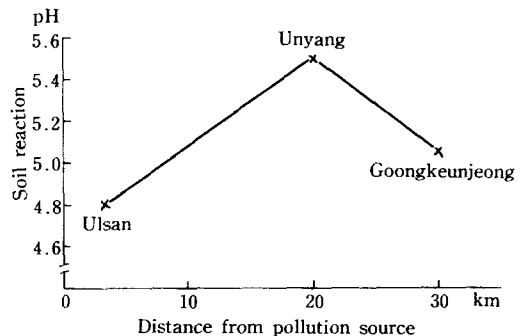


Fig. 10. Soil pH by distance from pollution source in Ulsan

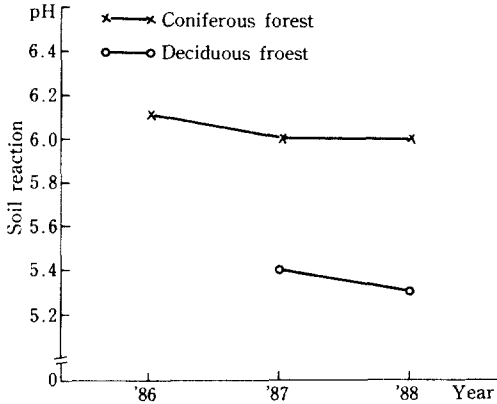


Fig. 11. Annual soil pH in Kangwondo

라. 江原道 地域

以上 污染源地域과 비교하기 위한 淸淨地域으로서 江原道 地域의 土壤 pH값을 年度別로 관찰하면 그림 11과 같다.

이 地域의 土壤 pH는 針葉樹林과 闊葉樹林間에 큰 차이가 있을 뿐 아니라 他 地域과는 다르게 闊葉樹林의 pH가 針葉樹林에서 보다 낮았다. 그 이유는 闊葉樹林의 Proton consumption 效果보다는 土壤酸度에 크게 영향을 미치는 石灰岩의 效果때문으로 인정된다. 針葉樹林의 경우 調查區의 비율이 石灰岩地域 1個所, 花崗岩地域 1個所였으며, 闊葉樹林의 경우 石灰岩地域이 1個所, 花崗岩地域이 2個所였다. 반면 이 地域의 土壤 pH는 他 地域에 비하여 비교적 安定된 水準을 유지하고 있다. 그리고 시간이 경과함에 따라 약간의 pH감소 현상이 보이나 有意의인 水準은 아니다.

이 地域은 작은 市, 邑, 面과 같은 污染源과 高速道路와 같은 移動 污染源을 갖고 있지만 巨視的으로 볼 때 서울이 主 污染源으로 고려될 수 있겠

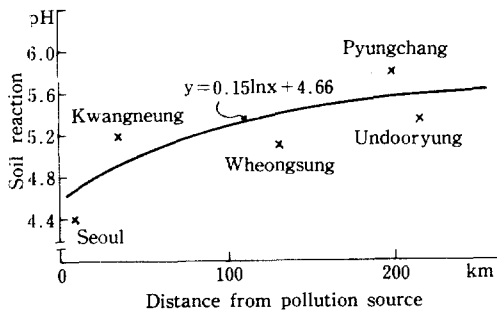


Fig. 12. Soil pH by distance from Seoul to Kangwondo

다. 따라서 서울을 污染源으로 한 거리별 土壤酸度의 變化를 보면 그림 12와 같다. 이 경우 거리와 土壤酸度間의 관계는 代數關係를 갖고 있으며 회귀곡선을 유도한 결과 $y = 0.15 \ln x + 4.66$ 이었다. 污染源 인근에서의 微視的 模型은 直線의인데 반하여 巨視的 模型이 代數곡선을 나타낸 것은 당연한 것으로 인정된다. 이 曲線模型은 시간이 경과함에 따라 變하겠지만 直線模型들에 비하여 비교적 安定的인 것으로 보인다. 이 方程式은 偏西風의 영향을 고려한 일종의 長距離 污染의 模型으로 韓國을 西쪽에서 東쪽으로 향하는 橫斷線에 적용되기 적합한 것으로 생각된다.

2. 鹽基飽和度

Ulrich(1980, 1983)에 의하면 酸性雨는 森林의 樹冠層으로 부터도 監基를 溶脫시키지만 土壤中에서 각종 養料들을 溶脫시키고 植物體에 養料 결핍증을 일으켜 林木의 生長을 저해 한다고 하였다. 다른 보고에 의하면 汚染物質들이 硫黃과 窒素를 供給, 植物生長을 촉진시킨다고 하였다. 따라서 公害物質의 일부 有用性을 주장하기도 하지만 이것은 제한된 조건에서 얻어진 결과로서 緩衝力이 큰 土壤中에서 초기에 잠시동안의 실험에서 나타난 결과들이다. 따라서 본 研究에서 調查된 4 地域의 土壤中 養料의 狀態를 보면 그림 13과 같다. 그림 13에서 보면 江原道 地域의 鹽基飽和도는 70.7%로서 肥沃한 狀態로서 林木生育에 지장이 없는 養料를 갖고 있지만 나머지 污染源 地域들에서는 모두 20% 미만으로 심각한 養料缺乏 증상을 나타내고 있다. 麗川地域이 제일 낮은 8.6%를 나타내고 다음은

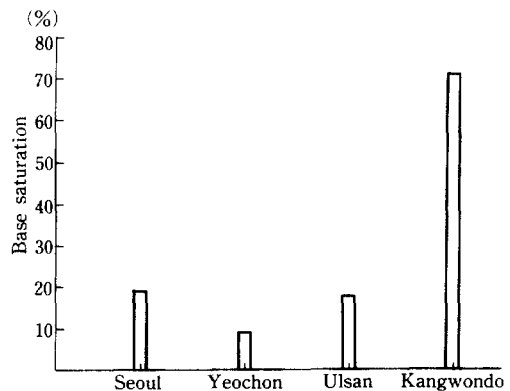


Fig. 13. Soil base saturation in four regions

蔚山 17.4%, 서울이 18.6%로 낮은 水準을 보여 주고 있다. 이들 낮은 3 地域들에 있어서는 土壤 酸度 교정과 함께 養料供給이 實질히 요구되고 있으며 동시에 土壤緩衝力을 증가시킬 수 있도록 有機腐植의 유지, 보존을 강구해야 할 것이다. 韓國의 森林土壤은 과거 荒廢와 浸蝕에 의하여 養料狀態가 좋지 못했었지만 과거 20年間 集中的인 砂防事業으로 현재는 荒廢地를 찾아볼 수 없을 정도로 綠化되었다. 그러나 森林土壤의 地方은 회복단계에 있어 아직도 緩衝力이 약하고(6~8me/100g), 監基飽和度 역시 30~40%로 낮은 水準에 있다. 그러나 汚染地域들의 養料狀態는 이에 훨씬 못미치는 水準으로 酸性雨에 의한 養料의 溶脫이 매우 심각한 상태에 있다.

우리나라의 土壤은 약 53%가 酸性岩인 花崗岩으로 되어있어 風化時에도 鹽基의 供給이 풍부하지 못한 상태에 있다. 長石類가 풍부한 加里를 供給하는 것 외에는 대부분의 養料가 부족한 상태에 있다. 동시에 陽이온 置換容量도 일반 耕地土壤보다 낮은 水準에 있다. 따라서 앞으로 汚染도가 개선되지 않으면 멀지않은 장래에 森林의 林木枯死現象이 대규모로 나타날 것이 심히 우려되고 있다. 이러한 養料의 缺乏이 현재 改善되고 있는지 惡化되고 있는지 파악하기 위하여 分析한 結果는 그림 14에 보인다.

그림 14에서 江原道地域은 安定된 상태를 유지하고 있으며 여타지역에서는 1987年이후 감소하고 있는 상태에 있다. 麗川과 蔚山의 경우는 1986年에 비하여 1987년에 증가하다가 1988년에 감소하고 있으며 서울의 경우는 3年間 계속 감소 추세에

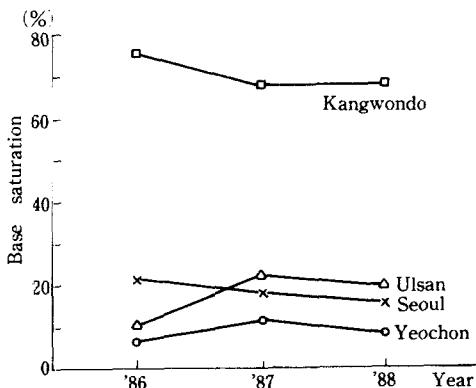


Fig. 14. Annual base saturation in four regions.

있다. 江原道の 경우 1986年이 75.7%였으며 1987年 67.8%로 약간 감소하였다가 1988年 68.5%로 약간 증가하여 전체적으로 安定水準에 있다. 그러나 江原道の 花崗岩 地域과 石灰岩 地域은 대조적인 차이를 보인다. 石灰岩 地域인 平昌군은 71~77%, 平昌郡 下安味리는 94~98%로 높은 水準을 나타내는 반면 나머지 花崗岩 地域은 林相에 관계없이 약 30~40% 水準을 유지하고 있다. 따라서 石灰岩 地域이 花崗岩 地域보다 中和能力 및 緩衝力이 큰 것은 당연하다고 보겠다.

그러나 都市地域과 工團地域은 모두 鹽基飽和度 20% 이하 水準에서 增減하고 있는 실정이다. 增減自體가 무의미 하리만큼 土壤中 養料 保有量이 고갈되어 있다. 이것은 土壤의 中和 및 緩衝力이 매우 취약한 상태를 의미할 뿐 아니라 毒性 重金屬이온들의 溶出이 우려되는 상태인 것이다. 物理的으로도 2價 陽이온들의 고갈로 土壤粒團化가 약화되어 浸蝕의 위험이 높아지게 된다. 또한 活性鐵이나 活性알루미늄 같은 이온들의 活性이 증가되어 土壤中 有效磷酸의 固定이 증대된다. 따라서 이렇게 鹽基飽和도가 낮은 地域에서는 土壤 有機物 管理를 효과적으로 실시하여 土壤의 酸性化와 重金屬 이온의 活性을 감소시키는 방도가 實질히 요구된다.

3. 土壤中 硫黃含量

硫黃은 土壤中 6大 養料中の 하나이지만 과거 硫黃이 많은 化石燃料의 사용으로 黃酸化물이 大氣와 土壤을 汚染시켜 왔다. 그러나 大氣中 黃酸化物의 濃도가 土壤中の 硫黃含量에 어느 정도 영향을 미치는지는 파악하기가 쉽지 않다. 그러나 各 調査地域의 土壤中 硫黃濃度を 調査해 본 結果

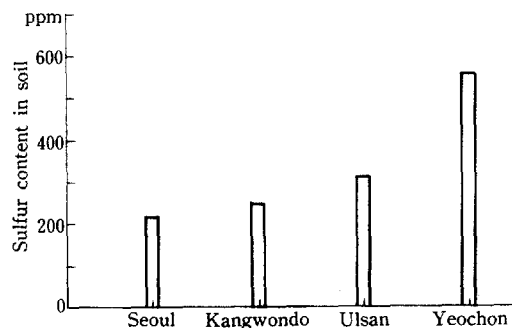


Fig. 15. Sulfur content in soil in four regions.

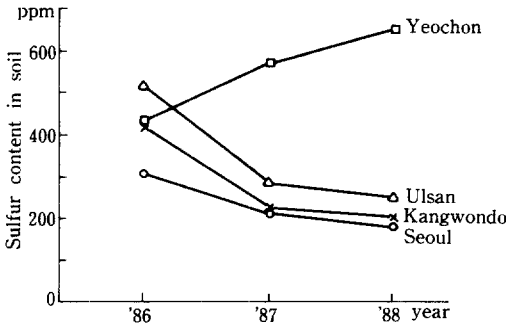


Fig. 16. Changes in annual sulfur content in soil in four regions.

는 그림 15와 같다. 土壤中 硫黃濃도가 제일 높은 地域은 麗川으로서 552ppm에 달하고 있다. 이것은 이 지역 主 汚染源이 黃을 많이 다루는 肥料工場이기 때문에 추측된다. 다음은 蔚山으로 麗川에 비하여 낮은 水準인 310ppm을 나타내고 있다. 그러나 江原道와 公肅가 심한 서울이 비슷한 水準인 것은 설명하기 어렵다. 자세한 調査가 요구되는 부분이다. 各 地域에 따라 年度別로 土壤中 硫黃含量을 보면 그림 16과 같다. 麗川地域의 경우 나머지 地域에 비하여 土壤中 硫黃含量이 훨씬 높기도 하지만 매년 그 含量이 增加하는 추세에 있다. 그러나 이와 대조적으로 나머지 地域에서는 계속 減少하는 경향이 뚜렷하다. 이것은 全國적으로 低硫黃油를 사용하기 때문에 나타나는 것으로 볼 수 있겠으며 이것은 각 調査地域의 年次別 大氣中 SO₃ 濃度の 감소 현상과도 일치하고 있다. 그러나 年次別 土壤中 硫黃 濃度の 減少率은 시간이 지날수록 둔화되어 가고 있다. 이것은 低硫黃油 사용효과의 限界에 접근하고 있는 것으로 해석된다. 이 사실은 그림 2에서 보이는 시간경과와 함께 土壤 酸性化가 지속되고 있다는 사실과는 상반되는 현상을 나타내고 있다. 이것은 시간이 지남에 따라 토양산성화의 主要因이 黃酸化合物에서 窒素酸化合物들로 바뀌어 가고 있는 현상으로 추측되며 한편 國內의 原因외에 國外로부터의 長距離 汚染의 영향 가능성도 배제할 수 없는 요인으로 생각되어야 하는 더욱 조사 분석되어야 할 것이다.

다음으로 서울과 麗川地域에 있어서 汚染源으로부터 거리에 따른 土壤中 硫黃含量을 보면 그림 17, 18과 같다. 서울地域에서는 針葉樹林 土壤中 硫黃含量이 闊葉樹林 土壤에 비하여 매우 낮게 나

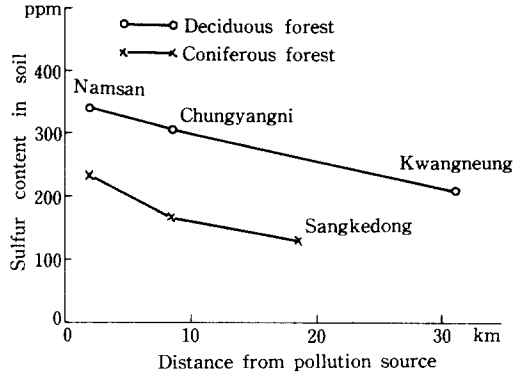


Fig. 17. Sulfur content in soil by distance from pollution source in Seoul.

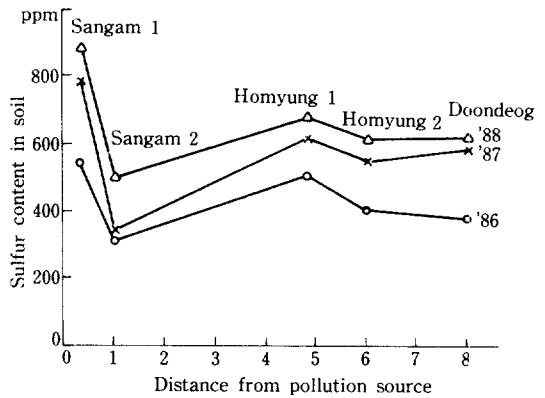


Fig. 18. Sulfur content in soil by distance from pollution source in Yeochon.

타고 있다. 硫黃은 黃酸鹽의 형태로 植物에 쉽게 흡수되거나 地被植生이 없을 경우 土壤中에서 쉽게 용탈되는 특성을 갖고 있다. 따라서 土壤酸도가 보다 높은 針葉樹林 土壤中에서 硫黃濃도가 낮게 나타난 것으로 생각된다. 土壤中 硫黃의 主根源은 黃鐵礦과 石膏이다. 그러나 이러한 資源이 없는 砂質土壤에서 硫黃의 主要 供給源은 大氣汚染物이 된다. 工場이나 發電所에서 放出되는 黃酸化合物이 大氣를 통하여 土壤에 供給되는 量은 적게는 ha當 2~3kg이고 大都市와 같은 地域의 부근에서는 ha當 100kg 이상까지 이르고 있다. 따라서 그림 17에서 보이는 바와 같이 汚染源으로부터 멀어질수록 林相에 관계없이 土壤中 硫黃含量이 낮아지는 것은 大氣를 통한 黃酸化合物의 擴散現象의 영향으로 해석된다. 그림 18의 麗川地域에서 나타나는 土壤中 硫黃濃度の 年次別 變化를 보면 調査區 全體에서 均一하게 매년 일정한 比率로 증가하고 있

다. 이 현상은 化石燃料 사용의 영향외에 별도의 지속적인 硫黃供給의 영향이 있는 것으로 보인다. 上岩 2 調査區에서 硫黃濃度가 갑자기 감소하는 이유는 地形的인 영향으로 調査區의 위치가 汚染物質 擴散을 가로막는 큰 山의 뒷면에 있었기 때문이다. 이러한 土壤中 硫黃蓄積 현상이 계속된다면 이 地域의 森林生態系의 被害는 더욱 심각해질 전망이다. 이 地域에서도 汚染源으로부터 거리가 멀어질 수록 土壤中 硫黃濃度는 계속 감소하는 경향이다. 이번 연구에서는 8km까지만 調査分析 되었지만 이 보다 더욱 먼거리까지 심각한 汚染의 확산이 예상된다. 이 地域은 다른 地域과는 대조적으로 土壤中 硫黃濃度가 매년 계속 증가하고 있으므로 더욱 주의가 요망되는 곳이다.

4. 土壤中 活性 Aluminum

일반적으로 酸性 土壤에서는 粘土礦物을 구성하고 있는 Aluminum의 일부 또는 遊離 Aluminum 化合物의 일부가 溶解되어 Al^{+3} 로 나타난다. 동일한 pH값일 때에도 土壤에 따라 그 溶出量이 다르며 珪酸質 土壤보다 盤土質 土壤에서 훨씬 많은 양이 溶出된다. Pierre 등에 의하면 pH 4.0에서 1.5~23ppm, pH 4.5에서 0~12ppm, pH 4.9에서 0~2ppm의 비율로 Al^{+3} 이 溶出된다고 보고했으며 Mevius는 동일한 pH에서도 活性 Aluminum의 存在 여부에 따라 植物의 酸性에 대한 저항성을 달리 한다고 하였다.

그 외에 活性 Aluminum의 존재는 土壤中 磷酸을 植物에 이용될 수 없는 형태로 바꾸어 버리기 때문에 磷酸缺乏을 초래하게 되어 이러한 土壤에는 磷酸을 施用한다 하더라도 磷酸缺乏은 회복되기 힘들다.

본 연구에서 지난 2년간 地域別로 調査한 土壤中 活性 Aluminum의 濃度를 보면 그림 19와 같다. 우선 年度別 土壤中 活性 Aluminum 含量을 비교해 보면 모든 地域에서 增加하고 있다. 이것으로 미루어 보아 현재 麗川地域을 제외한 地域들에서 土壤中 硫黃含量이 매년 감소해가고 있지만 아직도 酸性化 作用은 지속되고 있는 것으로 보인다. 이 현상은 그림 2에서 나타나고 있는 지속적인 土壤 酸性化의 영향과 더욱 밀접한 관계가 있다고 할 수 있겠다. 針葉樹林과 闊葉樹林間의 土壤中 活性 Aluminum 含量의 差異는 나타나고 있

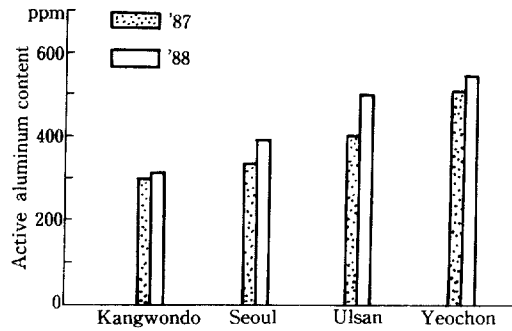


Fig. 19. Active aluminum content in soil in four regions.

지 않으며 母岩間의 差異가 江原道 地域에서 뚜렷이 나타나고 있다. 즉 花崗岩 土壤의 活性 Aluminum 濃度는 408ppm 인데, 石灰岩 土壤은 144ppm 이었다. 이들 두 土壤間의 土壤 pH의 뚜렷한 差異가 活性 Aluminum 濃度를 지배하고 있는 것으로 생각된다. 한편 活性 Aluminum 濃度는 季節變動의 영향을 받고있지 않는 결과로 미루어 보아 季節變動과 밀접한 관계가 있는 降雨中の SO_4^{2-} 나 NO_3^- 이온들과는 밀접한 관계가 없는 것으로 추측된다.

서울地域에 있어서 汚染源으로부터 거리에 따른 土壤中 活性 Aluminum의 濃度를 보면 그림 20과 같다. 汚染源으로부터 거리가 멀어져 갈수록 土壤中 活性 Aluminum 濃度가 감소하는 경향은 있으나 闊葉樹林보다 針葉樹林에서 減少率이 크게 나타나고 있다. 汚染源의 부근에서는 두 林相間에 차이가 없으나 거리가 멀어질 수록 그 差異는 더욱 커지고 있다. 거리에 따른 減少현상은 거리에 따른 土壤 pH의 變化와 밀접한 상관관계

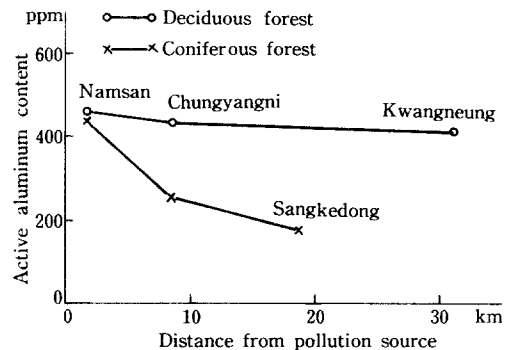


Fig. 20. Active aluminum content by distance from pollution source in Seoul.

가 있는 것으로 생각된다.

5. 樹皮酸度

Grodzinska는 Poland에서 참나무類, 오리나무 및 구주적송의 樹皮들의 pH와 緩衝能을 調査, 分析한 결과 SO₂에 의한 大氣汚染과 樹皮의 酸性化間에 밀접한 관계가 있음을 보고한 바 있다. 즉 汚染源에 가까워 질수록 樹皮酸도가 增加(pH는 감소)하였으며 alkali에 대한 樹皮의 緩衝能도 大氣汚染의 增加와 함께 增加하였다고 했다. 따라서 樹皮는 大氣汚染에 민감하면서도 아주 간단한 指標가 된다고 하였다.

본 연구에서 調査地域內 樹皮酸도를 分析한 結果는 그림 21과 같다. 樹皮는 본래 水素이온을 生産하는 特性이 있어 樹皮의 pH는 降雨의 pH보다 낮아지는 경향이 있다. 따라서 그림 21의 各 地域 樹皮酸도들은 地域別로 降雨酸도와 비교해 보면 모두 낮다. 그리고 水素이온의 生産은 潤葉樹 樹皮보다 針葉樹에서 더 많으며 이 結果는 1987年度 본 연구의 樹幹流 調査結果와도 일치하고 있다. 따라서 이 結果에 의하면 서울地域의 樹皮酸도가 제일 낮고 다음이 麗川, 蔚山 그리고 江原道の 順이다. 이것은 그림 3의 土壤 pH의 地域別 順位하고도 일치하고 있다. 이러한 樹皮의 酸도는 樹幹流의 化學的 構成에 지대한 影響을 미치며 長令林의 森林土壤에 있어서 특히 樹幹流의 影響이 큰 根株下部의 土壤 pH가 주위 土壤보다 낮아 이 部分에서의 podzol化 作用이 더욱 촉진된다. 그러나 이것은 養料의 溶脫을 초래하기도 하지만 동시에 風化作用을 촉진시켜 化學的 分解作用을 통하여 可給態의 養料들을 生産해 供給하는 역할도 한다.

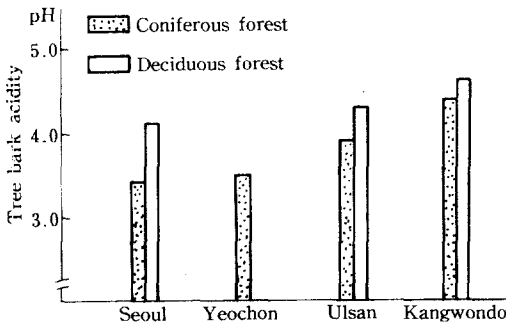


Fig. 21. Tree bark acidity by species in four regions.

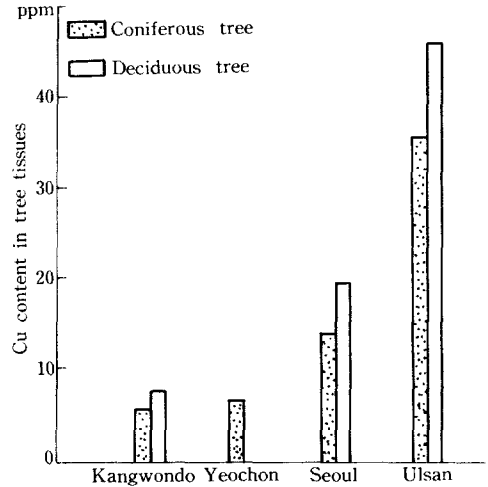


Fig. 22. Copper content in tree tissues in four regions

6. 植物體內的 重金屬 含量

汚染源으로부터 放出되는 重金屬에 의해서 土壤中 重金屬 含量이 증가하기도 하며 또한 土壤의 酸性化로 인하여 土壤中 重金屬 濃도가 증가하기도 한다. 이들은 植物體內에 흡수되어 環境汚染의 程度를 나타내기도 하며 植物體內 限界濃도를 넘을 때 被害症狀가 나타나기도 한다. 調査 地域別로 植物體內 구리濃도를 樹種別로 보면 그림 22와 같다.

樹種別로 구리濃도가 가장 낮은 地域은 江原道와 麗川이었으며 6~7ppm 정도로 낮았다. 그러나 蔚山地域의 경우는 針葉樹가 36ppm, 潤葉樹가 47ppm으로 가장 높았고 서울地域의 경우는 針葉樹가 13ppm, 潤葉樹가 19ppm였다. 蔚山の 土壤 pH가 서울이나 麗川보다 높는데에도 불구하고 구리의 土壤中 濃도가 이들 地域보다 높은 현상은 土壤 酸性化로 인한 重金屬의 溶出現狀 때문이 아니고 汚染源으로부터 移動, 堆積되어 植物體內로 吸收된 것으로 思料된다. 溫山の 銅製鍊所가 유력한 구리 汚染源으로 인정된다. 한편 아연의 調査地域別 樹種別 濃도差를 보면 그림 23과 같다. 구리에 비하여 地域間 격차는 크지는 않지만 濃도順位는 구리의 경우와 동일하게 江原道 地域과 麗川地域이 각각 23ppm, 25ppm으로 가장 낮은 水準이었으며 蔚山이 49ppm으로 가장 높았고 서울은 34ppm으로 중간 水準이었다. 아연 역시 土壤 酸性

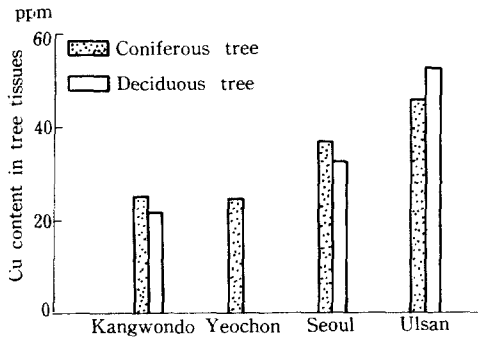


Fig. 23. Zinc content in tree tissues in four regions

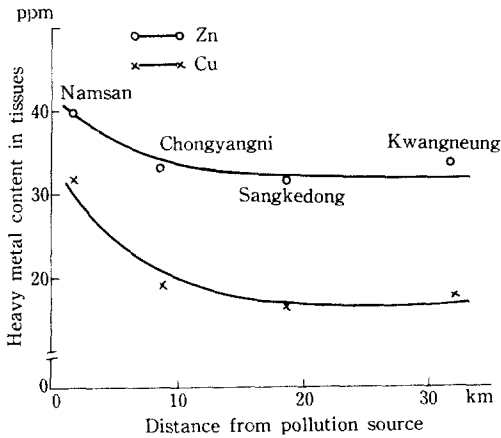


Fig. 24. Heavy metal content in deciduous tree tissues by distance from pollution source in Seoul.

화로 인한 것으로 보다는 汚染源으로부터의 移動堆積이 主要因으로 고려된다.

서울地域에 있어서 汚染源으로부터의 거리에 따른 潤葉樹 植物體內 重金屬 吸收濃도를 보면 그림 24와 같다. 서울地域에는 구리나 아연 製鍊所가 없는대에도 불구하고 都心으로부터 外郊으로의 거리에 따라 土壤 pH의 증가와 함께 重金屬의 體內濃도가 減少해 가고 있다. 따라서 이 현상은 汚染源으로부터의 供給보다는 土壤 酸性화와 밀접한 관계가 있는 것으로 보인다. 한편 蔚山地域에 있어서 汚染源으로부터 거리에 따른 樹木體內的 重金屬 含量을 보면 그림 25와 같다. 구리와 아연이 거의 같은 비율로 거리가 멀어짐에 따라 감소하고 있는데 減少해서 平衡에 이르는 거리가 약 20km 地點이었다. 이러한 擴散限界는 서울地域에서도 우연히 일치하고 있는 것 같다. 그러나 서울地域

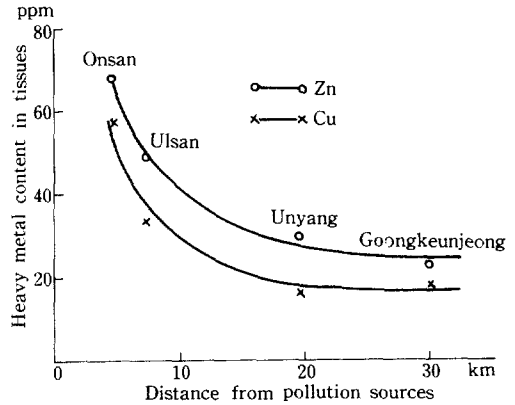


Fig. 25. Heavy metal content in tree tissues by distance from pollution source in Ulsan.

보다 蔚山地域에서의 濃度減少率이 훨씬 크나 구리와 아연이 平衡에 이르는 濃度は 각각 비슷한 水準을 갖고 있다. 平衡濃度は 구리의 경우 서울에서 약 17ppm, 蔚山에서 약 18ppm 水準이었고 아연의 경우는 서울에서 약 32ppm, 蔚山에서 약 25ppm이었다.

結 論

이상과 같은 結果들을 考察해 볼때 다음과 같은 結論을 얻을 수 있었다.

1. 韓國의 森林土壤은 汚染源을 중심으로 시간이 경과함에 따라 土壤酸性化가 계속 진행되고 있으며 調査地域에 있어서 1988年度의 土壤中 水素이온 증가율은 前年度 농도의 약 60%에 해당한다.
2. 針葉樹林 土壤의 平均 pH를 보면 서울地域이 4.45로 제일 낮고 다음은 麗川, 蔚山 및 江原道順으로 각각 4.54, 4.81 및 6.03이었다.
3. 모든 地域이 동일하게 汚染源으로부터 거리가 멀어질 수록 土壤 pH가 일정한 比率로 증가하였다.
4. 모든 地域의 土壤 pH가 감소하는 것과는 대조적으로 麗川外 모든 지역에서는 大氣中 SO₂ 가스 濃도와 土壤中 硫黃濃도가 減少하고 있으며 이는 窒素酸化物에 의한 土壤酸性化에의 기여도가 증가하는 것으로 생각된다.
5. 土壤中 鹽基飽和도는 70%의 江原道 地域을 제외하고는 모든 地域이 20%미만으로 매우 낮은

水準에 있다.

6. 土壤中 活性 Aluminum 濃度は 土壤 酸性化와 함께 증가하고 있으며 江原道 地域이 제일 낮은 水準이며 다음이 서울, 蔚山 및 麗川의 順이었다.

7. 樹木體內 重金屬 濃度は 구리와 아연 모두 江原道 地域이 제일 낮고 다음이 麗川, 서울 및 蔚山 順이었다.

引用 文 獻

1. Abrahamsen, G., R. Horntvedt and B. Tveite. 1975. Impacts of Acid Precipitation on coniferous forest ecosystems. "Proceedings of the 1st international symposium on acid precipitation and the forest ecosystem." Columbus, Ohio, U.S.A. 991-1010pp.
2. Baker, J., D. Hocking and M. Nyborg. 1975. Acidity of open and intercepted precipitation in forests and effects on forest soils in Alberta, Canada. "Proceedings of the 1st international symposium on acid precipitation and the forest ecosystem." Columbus, Ohio, U.S.A. 779-790pp.
3. 張寬淳·李壽煜. 1987. 都市에서 發生되는 大氣汚染物質이 森林生態系에 미치는 局所的 영향. 忠南大 環境研究報告. 第5卷, 第2號: 74-82.
4. EPA. 1980. Acid rain, EPA-600/9-79-036, Washington, D.C. 20460.
5. Frink, C.R., and G.K. Voigt. 1975. Potential effects of acid precipitation on soils in the humid temperate zone. "Proceedings of the 1st international symposium on acid precipitation and the forest ecosystem." Columbus, Ohio, U.S.A. 685-710pp.
6. Grodzinska, K. 1975. Acidity of tree bark as a bioindicator of forest pollution in southern Poland. "Proceedings of the 1st international symposium on acid precipitation and the forest ecosystem." Columbus, Ohio, U.S.A. 905-912 pp.
7. Hutchinson, T.C. and L.M. Whitby. 1975. The effects of acid rainfall and heavy metal particulates on a boreal forest ecosystem near the Sudbury smelting region of Canada. "Proceedings of the 1st international symposium on acid precipitation and the forest ecosystem." Columbus, Ohio, U.S.A. 745-766 pp.
8. 李壽煜. 1987. 酸性雨의 生體영향과 對應方案. 國立環境研究院 第15回 世界環境의 날 Seminar 報告書. 131-44.
9. 李壽煜·張寬淳. 1987. 韓國內 酸性雨의 長距離 汚染源(Distant Pollution Source)에 관한 研究. 忠南大 環境研究報告 第5卷 第1號: 1-14.
10. Likens, G.E., F.H. Bormann and N.M. Johnson, 1977. Biogeochemistry of a forested ecosystem, Springer-Verlag., N.Y.
11. Matzner, E. and B. Ulrich. 1983. The turnover of protons by mineralization and in uptake in a beech and a Norway spruce ecosystem. B. Ulrich and J. Pankrath(ed) "Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems." D.Reidel Pub. Co. Dofdirect, Holland. 93-103.
12. Mayer, R. 1983. Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: Aluminum and heavy metals. B. Ulrich and J. Pankrath (eds.) "Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems." : 47-55.
13. Mcfee, W.W., J.M. Kelly and R.H. Beck. 1975. Acid precipitation effects on soil pH and base saturation of exchange sites. "Proceedings of the 1st international symposium on acid precipitation and the forest ecosystem." Columbus, Ohio, U.S.A. 725-736.
14. Nyborg, M., J. Crepin, D. Hocking and J. Baker. 1975. Effect of sulfur dioxide on precipitation and on the sulfur content and acidity of soils in Alberta, Canada. "Proceedings of the 1st international symposium on acid precipitation and the forest ecosystem." Columbus, Ohio, U.S.A. 767-778.
15. 朴奉圭, 李仁淑, 崔桐善. 1983. 서울시에서의 酸性降雨에 관한 研究, 韓國生活科學研究論叢

- 32: 137-142.
16. Reuss, J.O. 1975. Chemical and biological relationships relevant to the effect of acid rainfall on the soilplant system. "Proceedings of the 1st international symposium on acid precipitation and the forest ecosystem." Columbus, Ohio, U.S.A. 791-814.
 17. Smith, W.H. 1981. Air pollution and forests -interactions between air contaminants and forest ecosystems. Springer-Verlag. N.Y.
 18. Stephen, A.N. 1975. Changes in chemical processes in soils caused by acid precipitation. "Proceedings of the 1st international symposium on acid precipitation and the forest ecosystem." Columbus, Ohio, U.S.A. 711-724.
 19. Tamm, C.O. 1975a. Acid precipitation and forest soils. "Proceedings of the 1st international symposium on acid precipitation and the forest ecosystem." Columbus, Ohio, U.S.A. 681-684.
 20. Tamm, C.O. 1975b. Acid precipitation and forest vegetation. "Proceedings of the 1st international symposium on acid precipitation and the forest ecosystem." Columbus, Ohio, U.S.A. 845-856.
 21. Tamm, C.O., G. Wiklander and B. Popovic. 1975. Effects of application of sulphuric acid to poor pine forest. "Proceedings of the 1st international symposium on acid precipitation and the forest ecosystem." Columbus, Ohio, U.S.A. 1011-1024.
 22. Ulrich, B. 1980. Production and consumption of hydrogen ions in the ecosphere. T.C. Hutchinson and M. Havas. (eds.) "Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems." Plenum press, N.Y. pp. 255-282.
 23. Ulrich, B. 1983. A concept of forest ecosystem stability and of acid deposition as driving force for destabilization. B. Ulrich and J. Pankrath (eds.) "Effects of accumulation of air pollutions in forest ecosystem." D. Reidel Pub. Co. pp. 1-29.