



저작자표시-비영리-동일조건변경허락 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.
- 이차적 저작물을 작성할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.



비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.



동일조건변경허락. 귀하가 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공했을 경우에는, 이 저작물과 동일한 이용허락조건하에서만 배포할 수 있습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 [이용허락규약\(Legal Code\)](#)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

[Disclaimer](#)

강 혜 순 교수지도
석사학위청구논문

서울시에 서식하는 지의류 다양성의
시·공간적 변이

2011

성신여자대학교 대학원

생물학과

안 초 룡

서울시에 서식하는 지의류 다양성의
시·공간적 변이

강 혜 순 교수지도

이 논문을 석사학위논문으로 제출함

2010년 11월


성신여자대학교 대학원


생물학과


안 초 룡

인 준 서

안초롱의 석사학위 논문으로 인준함.

심사위원 문 상희 

심사위원 강 혜순 

심사위원 장 은미 

성신여자대학교 대학원

논문개요

일부 지의류는 SO₂ 등의 대기오염물질에 민감한 무리로 알려져, 도시와 공단지역에서 그 분포가 집중적으로 조사되어 왔다. 1975년 서울시 지의류 분포에 관한 최초의 연구에서 광화문 반경 5 km 이내 지역은 높은 아황산가스 농도로 인해 지의사막으로 조사되었다. 1981년 황함유 기준제도의 시행과 대기질 개선 정책의 시행으로 1998년 이후 서울시 대기 중 아황산가스의 농도는 지의류의 서식이 가능한 0.01 ppm 이하로 낮아졌다. 이에 따라 지의류의 재도입 가능성이 높아졌으나 이와 관련된 연구는 지난 20년간 거의 수행되지 않았다. 따라서 본 연구에서는 서울시 지의류 다양성의 공간적·시간적 변이를 조사하였다. 서울시의 중심인 광화문과의 거리, 토지이용현황을 고려하여 6곳의 도심녹지와 4곳의 외곽녹지를 선정하였다. 이들 녹지에서 총 133점의 표본을 채집하여 지의류 다양성의 공간적 양상을 비교하였다. 선행 연구가 이루어진 도심녹지 2곳, 외곽녹지 3곳에서 과거와 현재의 지의류 분포를 비교하여 시간적 변이를 확인하였다. 이와 더불어 SO₂, NO₂, O₃ 등의 대기오염농도 자료를 이용하여 대기오염물질과 지의류 분포 간의 관계를 조사하였다. 그 결과 도심녹지에서 총 4종, 외곽녹지에서 총 13종의 지의류가 발견되었으며 도심녹지 지의류 종들은 모두 외곽녹지에서도 발견되었다. 선행연구들에서처럼 도심에서 멀어질수록 지의류 종풍부도가 증가하는 경향이 있었다. 한편, 두 녹지에서의 SO₂, NO₂, O₃ 농도 양상은 오염물질 종류에 따라 달랐다: SO₂ 농도는 녹지 간 거의 차이가 없었으나 NO₂ 농도는 도심녹지에서만 위해수준인 0.019 ppm보다 높은 것으로 나타났다. 지의류 다양성의 시간적 변이는 도심녹지에서 두드러지게 나타났다. 선행연구와 달리, 서울시 중심 반경 5 km 이내에 위치한 남산과 창덕궁에서 각각 3종의 지의류가 발견되었다. 이와 같은 결과는 과거 높은 SO₂ 농도로 인해 소멸된 지의류가 대

기질 개선에 따라 재정착하였음을 반영하는 것으로 사료된다. 도심녹지에서 발견된 4종 중 하나인 *Candelaria concolor*가 호질소종이라는 보고에 비추어 볼 때 SO₂라기보다는 NO₂가 도심녹지에 서식하는 지의류에 영향을 주는 것으로 사료된다. 서울시 도심과 외곽녹지에 서식하는 지의류 종풍부도와 서식종의 구성이 크게 다르다는 위와 같은 결과는 대기오염 관리방안, 나아가 대도시에 서식하는 지의류를 비롯한 대기오염 예민종들의 보전과 관리대책을 수립할 때에 반드시 고려되어야 할 것이다.

목 차

논문개요

표목록(List of Table)

그림목록(List of Figure)

I. 서론	1
II. 재료 및 방법	5
III. 결과	13
IV. 고찰	26

참고문헌

ABSTRACT

표목록 (List of Table)

Table 1. 서울 중심에서 서식지까지의 거리와 각 서식지에서 수행된 지의류 조사 연표	17
Table 2. 조사지역과 인접한 대기오염 측정망의 위치	18
Table 3. 각 조사지에서 채집된 지의류의 종별 표본 수	19
Table 4. 외곽녹지에서 발견된 지의류 종의 연도별 분포	20

그림목록 (List of Figure)

Figure 1. 조사지의 위치	21
Figure 2. 서식지와 서울 중심과의 거리와 지의류 종 수의 회귀곡선.....	22
Figure 3. 2009년 서식지 별 대기오염물질인 SO ₂ , NO ₂ , O ₃ 의 농도.....	23
Figure 4. 서울시 대기오염물질의 연평균 농도(1980 ~ 2009).....	24

I. 서 론

지의류는 대기오염에 민감하여 지표 생물로 가장 많이 연구된 생물로(Hawksworth 1971; Nimis et al. 2002) 도시와 공단지역에서 그 분포가 집중적으로 조사되어 왔다. 프랑스 파리에서 Nylander(1866, 1896)가 최초로 지의류를 대기오염 생물지표로 이용하여 대기오염에 의한 지의류의 소멸현상을 보고하였으며 이후 많은 지역에서 높은 아황산가스 농도가 지의류의 생장을 제한하고 소멸을 초래한다는 결과가 보고되었다(Sernander 1926; Sugiyama et al. 1976; Eversman 1978; Sochting and Jørgensen 1978; Will-Wolf 1980; Taylor and Bell 1983; McCune 1988; Nimis et al. 1990; Aarrestad and Aamlid 1999).

1952년 런던 스모그 사건과 1954년 Los Angeles 스모그 사건 이후 대기 질에 대한 문제의식이 높아졌다. 이에 따른 탈황기술의 발달과 규제로 대기 중 아황산가스농도가 점차 감소하였다. 영국 런던의 경우 1962년 0.088 ppm에서 1977년에는 절반 수준인 0.046 ppm이었으며 2007년에는 0.002 ppm으로 1962년의 2% 수준으로 감소하였다. 이처럼 대기 중 아황산가스 농도가 급격하게 감소함에 따라 지의류의 재정착이 영국, 프랑스, 네덜란드 등의 지역에서 보고되어왔다. 프랑스 파리에서는 1866년 총 32종의 지의류가 서식하였고 그 중 16종이 수목착생지의류였다(Nylander 1866). 이후 1898년 조사에서는 지의류를 발견할 수 없었으며 1943년, 1946년, 1986년 조사에서는 *Lecanora dispersa* 단 1종만 발견할 수 있었다(Nylander 1896; Bouly de Lesdain 1948; Deruelle 1983). 하지만 1990년 조사에서는 수목착생지의류가 급격히 증가하여 11종이 보고되었으나 1866년에 보고된 16종 중 4종이 재정착하였다(Seaward 1991). 영국 런던에서도 SO₂에 대해 서로 다른 민감성을 갖는 지의류를 조사한 바 있다. 그 결과, 런던의 북부와 서부 29곳에서 1800년

대 이후 200년 동안 거의 멸종된 것으로 보였던 6종의 지의류가 SO₂가 급감한 1953년 ~ 1967년 사이에 재정착한 것으로 확인되었다(Rose and Hawksworth 1981).

대기오염물질의 종류와 농도는 지의류의 종 구성에 영향을 미치는 것으로 보인다. 높은 황 요구도를 가지며 아황산가스에 내성이 있는 종으로 알려진 *Lecanora conizaeoides*의 풍부도는 대기 중 아황산가스의 농도에 따라 달라졌다(Bailey et al. 1979; Bates et al. 2001; Hauck et al. 2001). 대기 중 아황산가스 농도가 높던 1963년과 1967년 조사에서는 풍부도가 증가한 것으로 밝혀졌으나 아황산가스 농도가 낮아진 후 풍부도가 급격히 감소하는 양상을 보였다. 런던에 서식하는 지의류 중에는 *Physcia adscendens*, *Xanthoria parietina*, *Phaeophyscia orbicularis* 등의 대기오염 내성종(Seaward 1997)과 질소 내성종(Barkman 1958; James et al. 1977; van Herk 2002; Seaward and Coppins 2004)이 우점하고 있는 것으로 나타났다. 또한 몇몇의 경우에는 높은 수준의 질산염과 암모늄 강하로 인해 질소 내성 종에 국한되어 재도입이 일어난 것으로 나타났다(e.g. van Dobben and de Bakker 1996; van Dobben and ter Braak 1998, 1999; van Herk 2002).

한편 국내에서는 1975년 김준민과 이희선이 서울에 서식하는 수목착생지의류의 분포를 최초로 조사한 결과 광화문 반경 5 km 이내 지역은 지의류가 서식할 수 없는 지의사막이었으며 광화문으로부터 거리가 멀어짐에 따라 지의류 다양성이 증가하는 경향을 보였다. 1991년 김준민은 서울 광화문을 중심으로 반경 15 km이내의 지역에서 지의류가 서식하지 않음을 보고하여 지의사막이 1975년에 비하여 확대된 것을 밝혔다. 1993년과 1994년 이창근 등은 서울과 경기도 일대, 강원도 평창에서 지의류를 조사한 결과 도시 지역인 서울과 경기도의 지의류 종다양성이 청정지역인 평창에 비해 낮음을 밝혔다. 이후 여천공단(유 등 1995), 온산공단(추와 김 1998), 청주공단(김과

강 2001), 삼천포 화력발전소(김 등 2004) 등에서 오염원으로부터 거리가 멀어짐에 따라 지의류 다양성이 증가하는 경향이 보고되었다.

영국 런던에서 수행된 조사에 따르면 대기 중 아황산가스 0.04 ppm($120 \sim 130 \mu\text{g}/\text{m}^3$)에서 지의류의 서식이 가능한 것으로 나타났다(Rose and Hawksworth 1981). 0.04 ppm을 지의류가 서식할 수 있는 한계농도로 설정하였을 때 암석착생지의류는 약 5년의 시간차를 두고 서식하는 것으로 보고되었다(Seaward and Letrouit-Galinou 1991). 김준민(1991)은 지의사막 지대는 아황산가스의 농도가 0.01 ppm이상인 지역과 일치한다고 발표하였다. 1981년 황함유 기준제도의 시행과 대기질 개선 정책의 시행으로 서울의 아황산가스 농도는 급격히 감소하였다. 1992년 이후로 0.04 ppm이하로 낮아졌으며 1998년 이후로는 0.01 ppm이하로 유지되고 있다(환경부 2009). 따라서 서울에서도 과거 높은 아황산가스 농도로 인해 소멸했던 지의류가 대기 환경 개선으로 현재는 재도입 되었을 가능성이 높은 것으로 추측된다. 그러나 서울에서 1975년 최초의 연구 이래 1991년 이후로 대기오염물질과 관련한 연구는 지난 20년간 거의 수행되지 않았다.

외국의 경우에는 높은 대기오염 수준으로 인한 지의류의 소멸, 대기 환경의 개선으로 지의류의 재도입, 대기오염 변화에 따른 다양성 변화, 종 수준에서 대기오염에 대한 민감도 등의 연구들이 진행되어 왔다. 국내에서는 오염원을 중심으로 거리에 따른 지의류 분포에 관한 연구가 진행되어 왔으나 조사지, 연구대상, 조사 방법 등이 달라 단편적인 형태로 존재하고 있다. 또한 동일 장소에서 지의류 다양성의 시간적 변화에 대한 연구는 진행된 바 없으며 종 수준에서 풍부도의 변화와 대기오염 민감도에 대한 조사는 거의 없다. 특히 서울에서 지의류 분포에 관한 최초의 연구가 진행된 1975년부터 현재까지 35년간 대기질이 변화해왔으나 이에 따른 지의류 다양성의 변이에 관련된 연구는 미비한 실정이다. 이전의 연구들은 서울 외곽에 위치한 외곽

녹지에서 지의류의 분포를 조사하여 도심지역의 지의류 분포에 관한 자료는 거의 없다. 도심녹지는 도심과의 거리, 인간간섭의 정도 등으로 대기오염농도가 근교와는 달라 지의류의 분포에도 차이가 있을 것으로 예상된다.

따라서 본 연구에서는 다음의 의문을 조사하고자 한다: 1) 서울의 도심녹지와 외곽녹지에서 지의류 분포와 다양성이 다른가? 2) 서울시 지의류의 분포와 다양성이 선행연구의 결과와 다른가? 3) 서울시 지의류의 공간적·시간적 분포양상이 SO_2 , NO_2 , O_3 등의 대기오염물질과 관련이 있는가?

II. 재료 및 방법

서식지와 채집

서울은 한반도의 서측 중심부에 위치하고(동경 126° 59", 북위 37° 34") 동서간 길이는 36.78 km², 남북간 길이 30.30 km², 면적은 605.52 km²이다. 도시 중심부의 동서방향으로는 한강이 흐르고 있다. 중앙에는 남산이 있고 북쪽의 북한산을 비롯하여 관악산, 도봉산, 우면산, 불암산 등의 크고 작은 26개의 산이 시의 외곽을 둘러싸고 있는 ㄱ형의 분지형태이다. 이는 풍속이 약한 상태에서 대기 확산이 잘 이루어지지 않는 요인으로 작용하고 있다(서울특별시 2009). 또한 2006년 말 기준으로 인구밀도는 17,000명/km²으로 1,036만 명이 거주하는 대도시이다. 최근에는 수도권지역의 인구증가와 중국의 공업화로 인한 대기오염물질의 영향을 많이 받고 있다(서울시 2007). 서울기상대(종로구 송월동 소재)에서 측정한 평년 기후자료(1971 ~ 2000년간 30년 평균)에 따르면 서울의 연평균 기온은 12.2°C, 상대습도는 66.8%, 연강수량 1,344 mm, 연평균 풍속 2.4 m/s, 연평균 운량은 5.1이다(기상청, 2001).

수목착생지의는 수목의 수피 위에서 서식하기 때문에 수목 제거 및 이식 등의 조경 사업은 지의류의 다양성에 영향을 미칠 수 있다. 따라서 조사할 서식지는 인위적인 수목 교란이 적게 일어나고, 비교적 오래 전에 조성되어 서울시의 대기 오염의 영향을 반영할 수 있는 지역으로 선정하였다. 한국에서 기록된 가장 초기의 지의류 연구 중 하나인 김준민과 이희선(1975)의 보고와 비교하기 위하여 광화문을 서울시의 중심(city center)으로 설정하고, 광화문으로부터 반경 0 ~ 10 km의 거리에 위치하는 녹지(광화문 반경 10 km 내)는 도심녹지(central city green)로, 주로 광화문으로부터 반경 10 ~ 20 km에 위치하는 녹지(광화문 반경 10 km 외)는 외곽녹지(out fringe green of city)로 설정하였다. 김준민과 이희선은 광화문으로부터 조사지까지

의 거리만을 고려하였으나 본 연구에서는 수목이 서식하는 녹지 중 도시공원으로 이용되고 있는 도심녹지와 서울 주변의 삼림을 외곽녹지로 설정하여 토지이용형태를 고려하였다. 도심녹지는 광화문 반경 10 km 내에 위치하며 대기오염 농도가 비교적 높은 지역인 강남, 동작구, 중구 인근(오규식과 정희범 2007)에서 공원 개장의 역사가 긴 도시공원 각각 2지역을 선택하였다. 외곽녹지는 광화문 반경 10 km 외부의 삼림지역이거나 삼림 가까이 위치하여 대기오염도가 낮은 서울 외곽에 위치한 4지역을 선정하였다. 결국 도심녹지는 6지역(도산공원, 선정릉공원, 보라매공원, 상도공원, 남산, 창덕궁 후원), 외곽녹지는 4지역(관악산, 북한산, 수락산, 청계산)으로 구성되었다(Fig. 1). 이와 같이 도심녹지와 외곽녹지로 설정한 뒤 지의류 다양성의 공간적 변이를 비교하였다.

또한 선행연구와 동일한 조사지역인 도심녹지 2지역(남산, 창덕궁), 외곽녹지 3지역(관악산, 북한산, 수락산)에서 지의류 분포의 시간에 따른 변이를 조사하였다(Table 1). 이 때 선행 연구에서 발견된 지의류의 학명이 바뀐 경우 현재 이용되는 학명으로 변환하여 이용하였다. 이전에 사용되던 학명인 *Parmelia pertusa*는 *Menegazzia terebrata*로, *Parmelia tinctorum*은 *Parmotrema tinctorum*로, *Cladonia bacillaris*는 *Cladonia macilenta*로 바꾸어 사용하였다. 선행 연구에서 보고된 종 중 서식지 및 형태에 관한 자료를 Hale(1969), Yoshimura(1994), Sharnoff et al.(2001) 등에 근거하여 수목착생 대형지의류를 선별하였다.

2010년 5월~ 6월에 수목착생대형지의류를 채집하여 연구에 사용하였다. 서식지의 탐방로/등산로 변 수목 수피에서 관찰되는 지의류를 채집하였으며 한 서식지 당 1회 ~ 2회 조사 하였다. 지의류 풍부도와 다양성이 서식지 간에 크게 차이가 있어 도심녹지에서 84점, 외곽녹지에서 49점의 수목착생지의류가 채집되었다. 채집한 지의류는 표본을 제작하기 전까지 -20℃에

냉동 보관하였다. 이후 표본 제작을 위해 지의체를 증류수로 씻어 이물질 제거하고 마른 수건으로 수분을 제거한 후 오래된 신문지에 가볍게 압축하였다. 매일 1회 신문지를 교체하면서 1주일간 자연건조시킨 후 표본으로 제작하였다. 제작된 표본은 성신여자대학교 식물표본관(SWU)과 국립생물자원관(NIBR)에 보관하였다.

도심녹지

1) 강남구 도산 공원

도산공원은 서울시 강남구 신사동 649-9번지에 위치하고 있으며 1997년 8월에 개원했다. 공원 면적은 29,816.5 m²에 이른다. 공원 식물은 은행나무, 배롱나무, 노각나무, 화살나무, 무궁화 등이 있다.

채집 일시: 2010년 5월 21일, 6월 9일

채집 경로: 탐방로 전체

2) 강남구 선정릉 공원

선정릉은 서울시 강남구 삼성동 135-4번지에 위치하고 있으며 조선 제 9대 성종과 그 계비 정현왕후 윤씨를 모신 선릉과 제 11대 중종을 모신 정릉이 있다. 1970년 5월 26일에 개원했으며 공원 면적은 242.272 m²이다. 주요식물은 소나무, 은행나무, 갈참나무, 물오리나무, 단풍나무등이 있다.

채집 일시: 2010년 5월 16일, 6월 9일

채집 경로: 탐방로 전체

3) 동작구 보라매 공원

보라매 공원은 서울시 동작구 신대방동 395번지에 위치하고 있으며 옛날 공군사관학교 자리를 1985년 정비하여 1986년 5월에 개장했다. 공원 면적은

417,575 m²에 이른다. 은행나무, 느티나무, 버짐나무, 모감주나무, 소나무, 병꽃나무등 67종의 수목이 조성되어있다.

채집 일시: 2010년 5월 25일, 6월 10일

채집 경로: 탐방로 전체

4) 동작구 상도공원

상도공원은 서울시 동작구 상도동 산 75번지에 위치하고 있으며 국사봉(國思峰)을 주봉으로 한다. 1940년 3월 12일에 개원했으며 면적은 358,280 m²이다. 주요 식물로는 리기다 소나무, 느티나무, 아까시나무, 때죽나무, 상수리나무 등이 있다.

채집 일시: 2010년 5월 25일, 6월 10일

채집 경로: 은천동 공원 입구 - 국사봉 - 천불사

은천동 공원 입구 - 사자암 - 당곡중학교

5) 중구 남산

남산은 지리적으로 동경 126° 58' ~ 127° 00', 북위 37° 32' ~ 37° 33' 에 위치하고 있으며 행정구역상 서울특별시 중구와 용산구의 경계지점에 위치하여 중구 8개 동, 용산구에 4개 동에 걸쳐 위치하고 있다. 도시계획시설 공원(남산도시자연공원)으로 지정(1984. 9. 22. 건설부고시347호)되어 있으며 면적은 2,921,452 m²이고 이중 임야는 2,454,140 m²로 전체 공원 면적의 84%를 차지하고 있다.

채집 일시: 2010년 5월 26일, 6월 11일

채집 경로: N 서울 타워 - 북사면 신갈나무림 - 동국대학교

N 서울 타워 - 남측 소나무 탐방로 - 남산공원입구

6) 중구 창덕궁

서울시 종로구 와룡동 일대에 위치한 창덕궁은 조선시대 임금들이 가장 오랜 기간 동안 거처하였던 궁궐로 그 역사가 600년에 이른다. 창덕궁 후원은 오랜 기간 동안 일반인 출입이 제한되었던 곳으로 천연기념물과 대경목이 다수 분포하고 양호한 갈참나무, 졸참나무 군락이 넓게 분포하는 지역이다. 창덕궁은 현재 남아있는 조선의 궁궐 중 그 원형이 가장 잘 보존되어있고 자연과의 조화가 탁월한 점에서 1997년 유네스코 세계문화유산으로 등록되었다. 또한 2001년 서울시 우수 비오름 지역의 정밀조사 결과 보호가치가 높은 양호한 생태계로 확인되어 2006년 7월 서울시 생태·경관보전지역으로 지정·고시 되었다(서울특별시 2008).

채집 일시: 2010년 6월 1일

채집 경로: 창덕궁 외곽 탐방로

외곽녹지

1) 관악산

관악산은 동경 126° 55' ~ 127° 0' 북위 37° 27' ~ 27° 27', 에 걸쳐 있고 해발고는 629 m에 달하며 서울남쪽 외곽지역과 안양시, 과천시에 걸쳐있는 도시자연공원이다.

채집일시: 2010년 5월 11일, 15일

채집경로: 서울대 신공학관 - 학바위 능선 - 연주암 - 팔봉능선
- 제 4야영장

2) 북한산

북한산국립공원은 동경 126° 56' 05" ~ 127° 03' 04", 북위 37° 25' 53" ~ 37° 43' 54" 에 위치하고, 면적은 약 80 km²이며 행정구역상 서울특별시의 6개 구

와 경기도의 2시 1군에 걸쳐 위치하여 있다. 북한산국립공원의 지정은 1983년 4월 2일 우리나라의 제 15호 국립공원으로 지정되었으며, 북한산과 도봉산의 2개 지역으로 이루어지고, 세계적으로 드물게 대도시 구역 안에 위치하는 자연생태보전지역이다.

채집 일시 : 2010년 5월 7일

채집 경로 : 북한산성 분소 - 의상봉 - 가사당암문 - 부왕동암문
- 삼천사계곡 - 삼천사 탐방지원센터

3) 수락산

수락산은 북쪽으로 불암산과 연결되어 서울 노원구 상계동과 경기도 의정부시 별내면의 경계를 이루고 있다. 높이는 해발고도 637.7 m이며 면적은 6,692,795 m²에 이른다.

채집일시: 2010년 5월 5일

채집경로: 수덕암 - 용달샘 약수터 - 수락산 정상(637.7 m) - 석림사

4) 청계산

청계산은 서울특별시와 경기도 성남시, 과천시, 의왕시의 경계에 위치해 있으며 과천에서 동남쪽으로 5 km, 안양에서 동쪽으로 12 km, 서울에서 18 km의 거리를 두고 있다. 전체면적은 약 3.7 km²로 매봉을 중심으로 서쪽은 경기도, 동쪽은 서울특별시로 구분된다. 산세는 서남쪽으로 의왕시에 소재한 백운산, 모락산, 오봉산으로 뻗어있고, 서북쪽으로 과천시 옥녀봉 자락과 이어져 대체로 남북방향으로 자리하고 있다.

채집일시: 2010년 5월 1일, 25일

채집경로: 밤나무골 입구 - 옥녀봉 - 원터골

지의류 분류

형태적 특성과 화학적 성분 분석에 근거하여 동정하였다. 자기와 엽상, 자낭의 구조 및 형태적 특성을 육안과 실체현미경으로 확인하였다. 또한 Nylander(1967)의 color test(정색반응), Asahina(1937)의 microcrystal test(현미화학적검출법), Culberson(1972)의 TLC(박층 크로마토그래피) 방법에 따라 화학 성분 분석을 수행하였다.

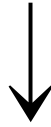
대기자료와 분석

대기오염 데이터는 환경부 환경통계포털(<http://stat.me.go.kr/nesis/index.jsp>)에서 제공하는 대기환경정보를 이용하였다. 이 때 서식지와 가장 가까운 거리에 위치한 대기오염 측정소의 값을 분석에 이용하였다(Table 2). 서울 도심에 위치한 도심녹지는 도로와 인접해 있으며 방문객의 이용이 많아 인근 측정망과의 차이가 거의 없는 반면 외곽녹지의 대기오염 물질 농도는 가장 가까운 측정소의 값일지라도 산림 내부에서 측정한 값과는 차이를 보인다(유승성 2008). 따라서 지의류의 공간적 분포와 2009년의 대기오염을 비교할 때에는 외곽녹지 내부에 위치한 측정소의 값을 이용하였다. 즉, 6곳의 도시녹지(도산공원, 삼릉공원, 보라매공원, 상도공원, 남산, 창덕궁)는 인근 측정소의 값을 사용하였으며 외곽녹지(관악산, 북한산)는 산림 내부 측정소의 값을 이용하였다.

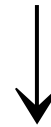
즉, 본 연구의 개괄적인 흐름도를 작성하면 다음과 같다.

연구목적	서울시 지의류 다양성의 공간적·시간적 변이
------	-------------------------

연구배경	지의류 다양성 ↔ 대기오염물질(SO ₂ , NO ₂ , O ₃)
------	---



연구방법	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 지의류 다양성의 공간적 양상 <ul style="list-style-type: none"> - 서울시 도심녹지와 외곽녹지의 지의류 다양성 차이 조사 ▶ 대기오염물질의 공간적 양상 <ul style="list-style-type: none"> - 2009년 대기오염 측정망 자료를 이용, 도심녹지와 외곽녹지의 대기오염 농도 비교 ▶ 지의류 다양성의 시간적 양상 <ul style="list-style-type: none"> - 선행연구와 본 연구의 출현 지의류 비교 ▶ 대기오염물질의 시간적 양상 <ul style="list-style-type: none"> - 서울시 연평균 대기오염물질 농도의 변화 추이 조사(1980년 ~ 2009년)
------	---



연구결과	서울의 지의류 다양성의 공간적·시간적 양상과 대기오염물질의 영향
------	-------------------------------------

< 연구 흐름도 >

Ⅲ. 결 과

서울시 지의류 다양성의 공간 분포

10곳의 서식지에서 채집된 133점의 수목착생대형지의류는 13종(4과 7속)으로 이루어졌다(Table 3). 도심녹지에서 4종(2과 3속), 84점이 채집되었고 조사지 당 평균 2.5종, 14.2점의 표본이 채집되었다. 외곽녹지에서 13종(4과 7속), 49점이 채집되었고 조사지 당 평균 5.5종, 12점의 표본이 채집되었다.

도심녹지에서는 2종 ~ 3종이 발견되어 서식지 간 종 풍부도의 차이가 거의 없었다. 도심녹지에서 발견된 종은 외곽녹지에서도 발견되었으며 Candelariaceae와 Physciaceae에 속하는 *Candelaria concolor*, *Phaeophyscia hispidula*, *P. hispidula*, *Physciella melanchra*이다. 이 중 *P. melanchra*는 관악산을 제외한 전체 서식지에서 모두 발견되어 가장 많은 서식지에서 발견된 종이다.

외곽녹지에서는 Candelariaceae와 Cladoniaceae, Parmeliaceae, Physciaceae에 속하는 종이 출현하였다. 북한산이 8종으로 가장 높은 다양성을 보였고 수락산 7종, 청계산 5종, 관악산 2종으로 나타났다. *Cladonia macilenta*는 외곽녹지에서만 발견되었으며 외곽녹지 4곳 모두에서 서식하고 있었고 *Myelochroa aurulenta*는 관악산을 제외한 세 곳에서 출현하였다. *Cladonia chlorophaea*, *C. ochrochlora*, *Myelochroa entotheiochroa*, *M. hayachinensis*, *M. irrugans*, *Parmotrema clavuliferum*, *Punctelia rudecta*는 외곽녹지 한 곳에서만 서식을 확인할 수 있었다.

표본 수준에서 *Physciella melanchra*가 54.1%로 가장 빈번하게 발견되었으며 외곽녹지에서만 발견된 *Cladonia macilenta*가 14.3%로 두번째로 흔하게 나타났다. 이후의 출현 빈도는 다음과 같다: *Phaeophyscia hispidula*

(12.0%) > *Candelaria concolor* (6.0%) > *Phaeophyscia rubropulchra* (3.8%) > *Myelochroa aurulenta*가 (3.0%) > *Cladonia chlorophaea* (2.3%) > *Cladonia ochrochlora*, *Myelochroa entotheiochroa*, *M. hayachinensis*, *M. irrugans*, *Punctelia rudenta*, *Parmotrema clavuliferum* (0.8%).

서식지에서 광화문까지의 거리와 지의류 종 수 간의 회귀분석을 한 결과 95% 신뢰수준에서 $r = 0.3326$ 으로 매우 낮은 상관관계를 보였다(Fig. 2).

서울시 지의류 다양성의 시간에 따른 변이

도심녹지

남산과 창덕궁은 지의류가 서식하지 않는 지의사막으로 알려진 지역이다. 하지만 본 연구에서 조사한 결과 남산에서는 *Candelaria concolor*, *Phaeophyscia rubropulchra*, *Physciella melanchra* 세 종의 지의류가 서식하고 있는 것으로 나타났다. 또한 창덕궁에서는 *Candelaria concolor*, *Parmotrema clavuliferum*, *Physciella melanchra*가 발견되었다.

외곽녹지

관악산에는 1975년(김준민과 이희선) 3종, 1993년(이창근 등) 1종의 지의류가 서식하는 것으로 보고되었고 2010년 조사에서 2종이 서식하는 것으로 나타났다(Table 4). 이 중 *Cladonia macilentata*는 1993년에도 발견된 종이며 이전의 연구에서 보고되지 않았던 *C. chlorophaea*가 서식하는 것으로 나타났다.

북한산에는 1975년(김준민과 이희선) 4종, 1998년(문광희) 17종의 지의류가 보고되었고 본 연구에서는 8종이 서식하는 것으로 밝혀졌다. 1998년과 본 조사에서 모두 발견된 종은 *Candelaria concolor*, *Cladonia macilentata*,

Myelochroa hayachinensis, *Phaeophyscia rubropulchra*, *Physciella melanchnra* 5종이다. 또한 이전 연구에서 보고되지 않았던 3종(*Myelochroa aurulenta*, *Parmotrema clavuliferum*, *Punctelia rudecta*)이 북한산에 서식하고 있는 것으로 밝혀졌다.

수락산에는 1994년(이창근 등) 3종의 지의류가 보고되었고 본 연구에서는 7종이 서식하는 것으로 밝혀졌다. 1994년 보고된 종 중 *Cladonia macilenta*는 본 연구에서도 발견할 수 있었으며 이전에 보고되지 않았던 6종의 지의류(*Cladonia ochrochlora*, *Myelochroa aurulenta*, *M. entotheiochroa*, *M. irrugans*, *Phaeophyscia hispidula*, *Physciella melanchnra*)가 서식하고 있었다.

관악산과 북한산, 수락산에서 1975년 김준민의 조사와 동일한 종은 발견되지 않았다. 관악산과 수락산에서는 1990년대에 이루어진 조사보다 출현 종 수가 증가하였으며 북한산에서는 1998년 조사보다 낮은 출현 종 수를 보였다.

서울시 대기 중 SO₂, NO₂, O₃ 농도의 시공간적 변이

2009년 서울시 대기오염물질의 분포 양상은 도심녹지와 자연녹지에서 크게 다른 것으로 나타났다(Fig. 3). 도심녹지와 외곽녹지에서 연평균 SO₂ 농도는 각각 0.006(± 0.0012), 0.004(± 0.0014)로 큰 차이가 없었다. 하지만 NO₂ 농도는 도심녹지에서 0.036 ppm(± 0.0048), 외곽녹지에서 0.015(± 0)으로 도심녹지에서 높았다. 반면 평균 O₃ 농도는 도심녹지에서 0.020 ppm(± 0.0029), 외곽녹지에서 0.035 ppm(± 0.0042)로 외곽녹지에서 높은 것으로 나타났다.

서울시 대기오염물질(SO₂, NO₂, O₃)의 연평균 농도는 시간에 따라 크게 변화해왔다(Fig. 4). 대기오염물질 중 SO₂는 1980년 0.094 ppm에서 급

격히 감소하여 2000년에는 약 6% 수준인 0.006 ppm으로 낮아졌으며 현재까지 비슷한 농도로 유지되고 있다. NO₂ 농도는 1989년 0.027 ppm에서 증감을 반복하여 2009년 0.035 ppm으로 약 30% 증가하였다. O₃ 농도는 1989년 0.008 ppm에서 2009년 0.021 ppm으로 약 2.6배 증가하였다.

Table 1. 서울 중심에서 서식지까지의 거리와 각 서식지에서 수행된 지의류 조사 연표

		Distance from the city center (km)	1975 ^a	1991 ^b	1993 ^c	1994 ^d	1998 ^e	2010	
도시 녹지	강남 구	도산공원	7.7					+	
		구	선정릉공원	9.8				+	
	동작	보라매공원	9.8					+	
	구	상도공원	10.4					+	
	중구		남산	2.9	+	+			+
			창덕궁후원	1.5	+				+
근교 녹지	관악 구	관악산	14.8	+	+			+	
	종로 구	북한산	7.2	+			+	+	
	노원 구	수락산	18			+		+	
	서초 구	청계산	16					+	

^a = 김준민과 이희선(1975); ^b = 김준민(1991); ^c = 이창근 등(1993); ^d = 이창근 등(1994); ^e = 문광희(1998). + = Study site.

Table 2. 조사지역과 인접한 대기오염 측정망의 위치

조사지역	인근 측정소명	위치
도산공원	성동구	성동구 성수1가 1동 685-20
삼릉공원	강남구	강남구 대치동 1024-3
	도곡동	강남구 도곡2동 429 (도곡2동 주민자치센터)
보라매공원	관악구	관악구 신림 5동 1439-3
상도공원	관악구	관악구 신림 5동 1439-3
남산	중구	중구 서소문동 37
	남산*	서울 용산구 용산동 2가 산1-3
창덕궁	종로구	종로구 효제동 173-2
	이화동	종로구 이화동 149-1
관악산	금천구	금천구 시흥5동 832-14
	관악산*	과천시 중앙동 산 12번지
북한산	은평구	은평구 불광동 613-2
	북한산*	강북구 우이동 산 74번지
수락산	노원구	노원구 상계2동 389-483
청계산	강남구	강남구 대치동 1024-3
	도곡동	강남구 도곡2동 429 (도곡2동 주민자치센터)

* = 도시배경농도 측정망

Table 3. 각 조사지에서 채집된 지의류의 종별 표본 수

	도심녹지						외곽녹지			
	도산 공원	삼릉 공원	보라매 공원	상도 공원	남산	창덕 궁	관악 산	북한 산	수락 산	청계 산
Candelariaceae										
<i>Candelaria concolor</i>	1	1	2		1	2		1		
Cladoniaceae										
<i>Cladonia chlorophaea</i>							3			
<i>Cladonia macilenta</i>							8	3	5	3
<i>Cladonia ochrochlora</i>									1	
Parmeliaceae										
<i>Myelochroa aurulenta</i>								1	1	2
<i>Myelochroa entotheiochroa</i>									1	
<i>Myelochroa hayachinensis</i>								1		
<i>Myelochroa irrugans</i>									1	
<i>Parmotrema clavuliferum</i>								1		
<i>Punctelia rudecta</i>								1		
Physciaceae										
<i>Phaeophyscia hispidula</i>		7	1	1		3			1	3
<i>Phaeophyscia rubropulchra</i>					1			1		3
<i>Physciella melanchnra</i>	15	10	13	5	9	13	1	4		2
출현 종	2종	3종	3종	2종	3종	3종	2종	8종	7종	5종

Blank = lichen species not founded.

Table 4. 외곽녹지에서 발견된 지의류 종의 연도별 분포

학 명		1975 ^a	1993 ^b	1994 ^c	1998 ^d	2010
관악산	<i>Anzia japonica</i>	+	-			-
	<i>Cladonia chlorophaea</i>	-	-			+
	<i>Cladonia macilenta</i>	-	+			+
	<i>Menegazzia terebrata</i>	+	-			-
	<i>Parmotrema tinctorum</i>	+	-			-
북한산	<i>Anzia japonica</i>	+			-	-
	<i>Candelaria concolor</i>	-			+	+
	<i>Cetrelia nuda</i>	+			-	-
	<i>Cladonia humilis</i>	-			+	-
	<i>Cladonia caespiricia</i>	-			+	-
	<i>Cladonia pleurota</i>	-			+	-
	<i>Cladonia chlorophaea</i>	-			+	-
	<i>Cladonia macilenta</i>	-			+	+
	<i>Cladonia ochrochlora</i>	-			+	-
	<i>Cladonia ramulosa</i>	-			+	-
	<i>Cladonia subconistea</i>	-			+	-
	<i>Menegazzia terebrata</i>	+			-	-
	<i>Myelochroa aurulenta</i>	-			-	+
	<i>Myelochroa hayachinensis</i>	-			+	+
	<i>Myelochroa leucotylica</i>	-			+	-
	<i>Myelochroa irrugans</i>	-			+	-
	<i>Parmotrema clavuliferum</i>	-			-	+
	<i>Parmotrema tinctorum</i>	+			-	-
	<i>Phaeophyscia hirtuosa</i>	-			+	-
	<i>Phaeophyscia hispidula</i>	-			+	-
<i>Phaeophyscia rubropulchra</i>	-			+	+	
<i>Physciella melanchra</i>	-			+	+	
<i>Punctelia rudecta</i>	-			-	+	
<i>Pyxine limbulata</i>	-			+	-	
수락산	<i>Cladonia chlorophaea</i>			+		-
	<i>Cladonia macilenta</i>			+		+
	<i>Cladonia ochrochlora</i>			-		+
	<i>Cladonia sp.22</i>			+		-
	<i>Myelochroa aurulenta</i>			-		+
	<i>Myelochroa entotheiochroa</i>			-		+
	<i>Myelochroa irrugans</i>			-		+
	<i>Phaeophyscia hispidula</i>			-		+
	<i>Physciella melanchra</i>			-		+
	<i>Stereocaulon sp.1</i>			+		-
<i>Xanthoparmelia piedmontensis</i>			+		-	

^a = 김준민과 이희선(1975); ^b = 이창근 등(1993); ^c = 이창근 등(1994); ^d = 문광희(1998).

+ = lichens observed, - = lichens not observed, Blank cell = Not studied.

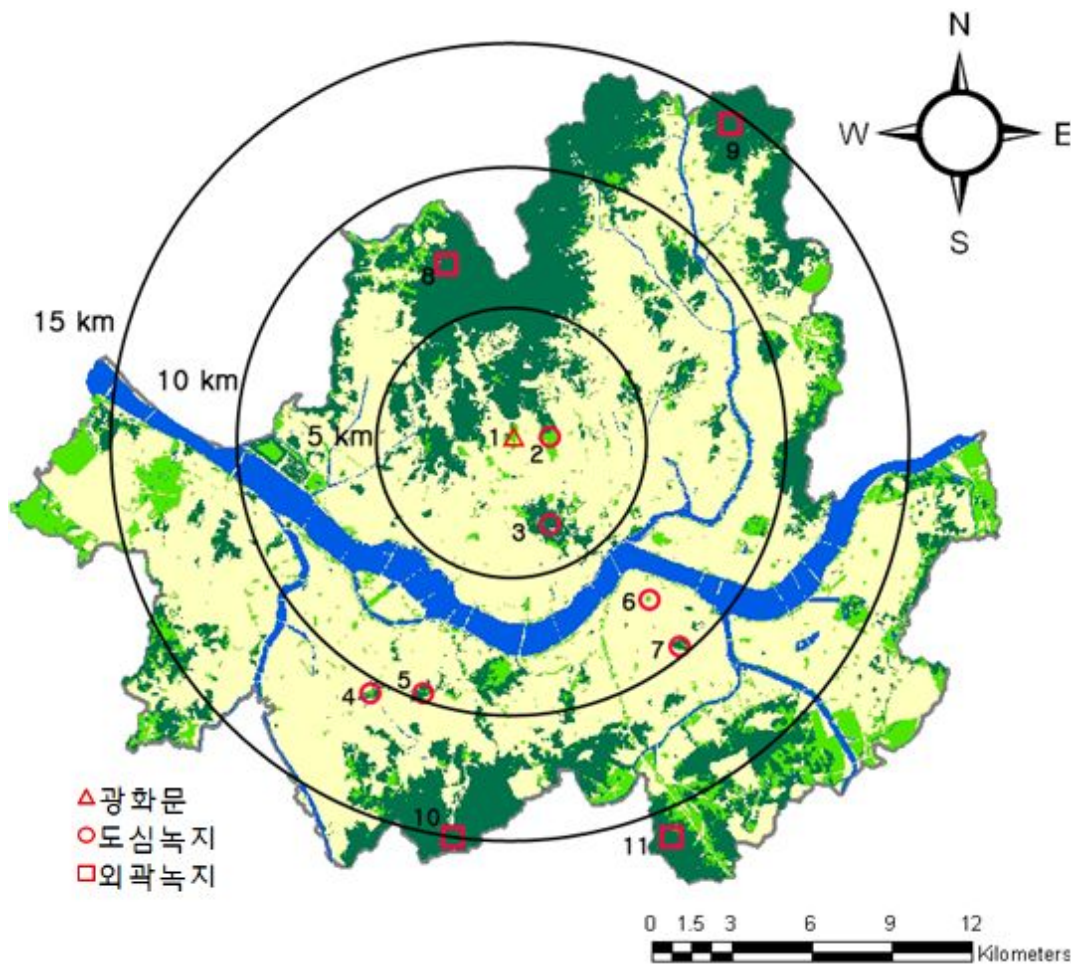


Fig. 1. 조사지의 위치.

삼각형 = 광화문(서울 중심), 원 = 도심녹지, 사각형 = 외곽녹지.

1 = 광화문(서울 중심); 2 = 창덕궁; 3 = 남산; 4 = 보라매공원; 5 = 상도공원; 6 = 도산공원; 7 = 선정릉 공원; 8 = 북한산 국립공원; 9 = 수락산; 10 = 관악산; 11 = 청계산

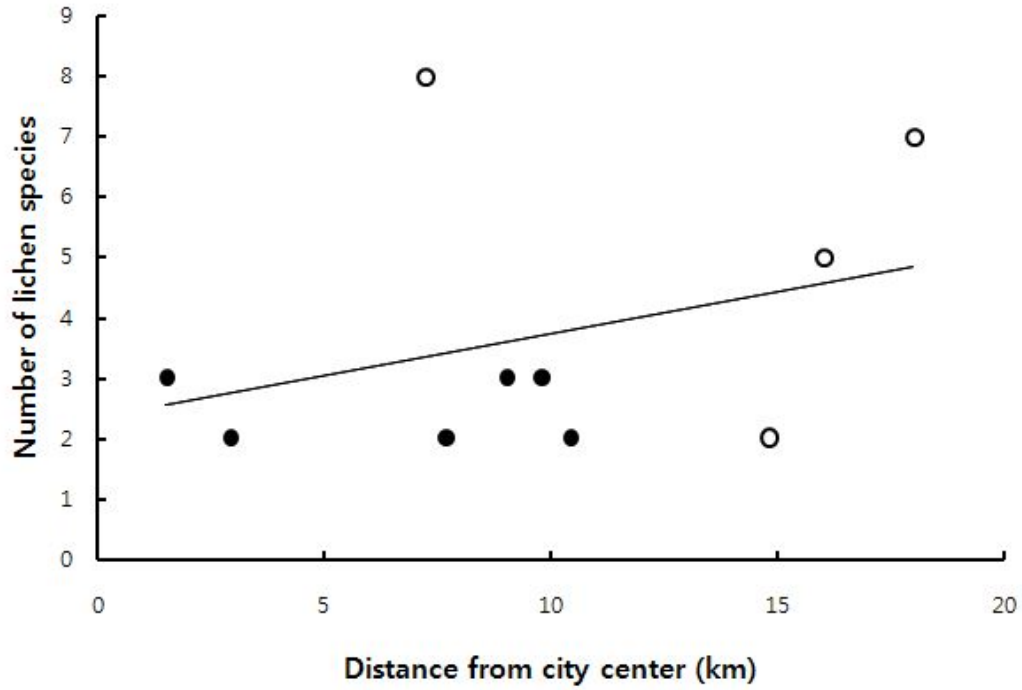


Fig. 2. 서식지와 서울 중심과의 거리와 지의류 종 수의 회귀곡선. ($Y = 0.139x + 2.345$, $r = 0.33$, $N = 10$), 검은 원= 도심녹지; 흰 원= 외곽녹지

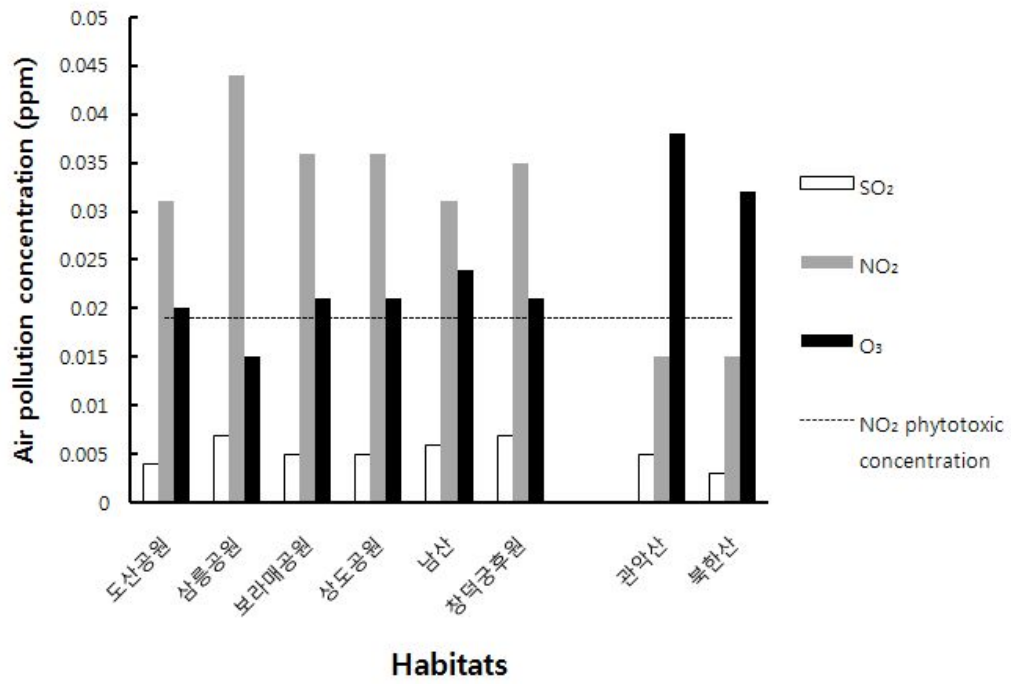


Fig. 3. 2009년 서식지 별 대기오염물질(SO₂, NO₂, O₃)의 농도

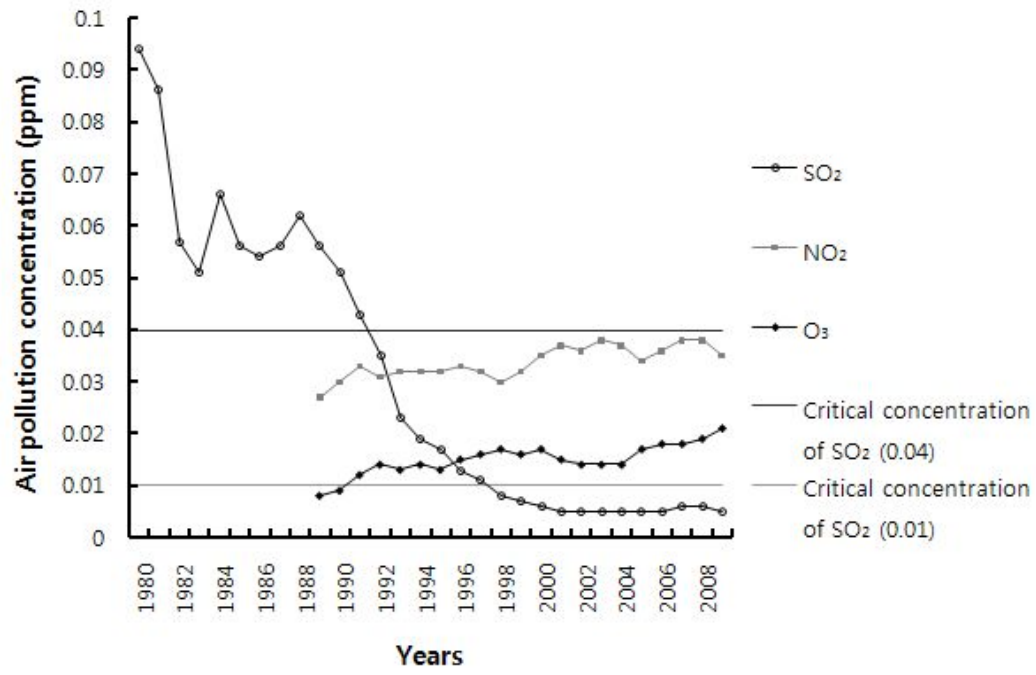


Fig. 4. 서울시 대기오염물질의 연평균 농도(1980 ~ 2009)

IV. 고 찰

종마다 민감도의 차이는 있지만 대부분의 지의류는 아황산가스에 민감한 것으로 알려져왔다(van Dobben and ter Braak 1999). 아황산가스는 호소의 불활성, 전자전달계에서 전자흐름의 방해, 대사 전구물질의 변형, 엽록체의 손상, 세포막 기능 손실, 포자 발아 억제 등 지의류 생장에 치명적인 영향을 준다(Nash 2008).

대기 중 아황산가스의 농도가 높던 1800년대 후반 ~ 1900년대 중반에 많은 도시들에서 지의사막이 보고되었다. 프랑스 파리에서는 1866년 총 32종의 지의류가 서식하였으나 이후 1896년 조사에서는 지의류를 발견할 수 없는 지의사막으로 나타났다(Nylander 1866, 1896). 한국에서도 1975년 김준민과 이희선의 연구에서 서울 광화문 반경 5 km 이내 지역은 지의사막으로 밝혀졌다. 이후 1991년 조사에서는 반경 15 km까지 사막이 확장된 것으로 보고되었다(김준민 1991).

1950년대 이후 많은 국가에서 탈황기술의 발달과 규제로 도시지역의 아황산가스 농도가 급격히 감소하였고 이에 따라 지의류의 재정착이 보고되어왔다. 프랑스 파리에서 1943년, 1946년, 1986년 조사에서는 *Lecanora dispersa*를 제외하고는 발견하지 못했으나 1990년 조사에서는 수목착생지의가 급격히 증가하여 11종이 보고되었다(Seaward 1991). 영국 런던에서도 1800년대 이후 200년 동안 거의 멸종된 것으로 보고되었던 6종의 지의류가 1953 ~ 1967년 사이에 재정착한 것으로 확인되었다(Rose and Hawksworth 1981).

한편 서울시 아황산가스 농도는 1980년 0.094 ppm에서 급격히 감소하여 2000년에는 약 6% 수준인 0.006 ppm으로 낮아졌으며 현재까지 비슷한 농도로 유지되고 있다. 영국 런던에서 수행된 조사에 따르면 0.04 ppm (120

~ $130\mu\text{g}/\text{m}^{-3}$)에서 지의류의 서식이 가능한 것으로 나타났다(Rose and Hawksworth 1981). 또한 0.04 ppm에서 암석착생지의류의 재정착에는 5년의 시간이 필요한 것으로 보고되었다(Seaward and Letrouit-Galinou 1991). 서울에서 진행된 연구에 의하면(김준민 1991) 지의사막지대는 아황산가스 농도가 0.01 ppm 이상인 지역과 일치한다. 즉, 종마다 재정착하는데 필요한 시간이 다를지라도 서울시의 대기 중 아황산가스 농도가 약 12년 ~ 18년간 지의류 생육이 가능한 수준으로 유지되고 있는 것이다. 따라서 지의사막으로 알려진 서울 도심지역에서도 지의류의 서식이 가능할 것으로 추정되었다(Fig. 4). 하지만 서울시 지의류 연구는 1990년대 이후 전무한 실정으로 지의류의 재정착에 대한 연구는 진행된 바 없다.

본 연구에서는 선행연구에서 지의사막으로 구분되었던 남산과 창덕궁 후원에서 각각 3종의 수목착생대형지의류가 발견되었다. 따라서 서울 광화문 반경 5 km 이내 지역은 더 이상 지의사막이 아닌 것으로 나타났다. 이것은 프랑스와 영국 등의 지역에서와 마찬가지로 서울시 대기 중 아황산가스 농도의 감소로 지의류의 재도입이 진행된 것으로 사료된다.

남산과 관악산, 북한산에서 1975년(김준민)에 발견된 종이 이후 1991년(이창근 등), 1993년(이창근 등), 1998년(문광희) 연구에서 발견되지 않았으며 본 연구에서도 발견되지 않았다. 이것은 대기오염물질의 종류와 농도가 변화했기 때문일 가능성이 있다. 그리고 그 밖의 원인으로서는 적은조사대상을 비교하여 현재에 발견하지 못했을 가능성, 1975년 조사의 낮은 신뢰도 등이 있다. 1975년 보고된 8종 중 본 연구의 조사 대상인 수목착생대형지의류는 단 4종뿐이었으며, 1975년 조사된 지의류의 표본이 보관되어있지 않아 종 동정에 대한 확인을 할 수 없었다.

도심녹지에는 4종이 서식하였으며 외곽녹지에서는 13종이 서식하여 지의류 다양성이 외곽녹지에서 높은 것으로 나타났다. 도심녹지는 주로 서울

의 중심인 광화문과 10 km이내에 위치하며 외곽녹지는 10 km 외부에 위치한다. 도심지역은 차량통행이 많고 인구가 밀집되어 대기오염 발생원으로 작용한다. 또한 도심녹지는 외곽녹지에 비해 인간간섭 강도가 강하며 오염원과의 거리가 가깝고 면적이 작으며 수목 종다양성과 서식지 이질성이 낮다. 이러한 차이는 지의류 다양성에 영향을 미칠 수 있다. 하지만 수목착생지의류는 서식지를 수목의 수피로 하여 토양환경의 영향을 배제할 수 있어 대기오염지표로 이용하기에 적합한 것으로 알려져있다.

본 연구에서 서식지에서 광화문까지의 거리와 지의류 다양성의 회귀분석을 한 결과 매우 낮은 상관관계를 보였다. 그러나 거리에 비해 종 다양성이 높게 나타난 북한산을 제외한 9지역을 대상으로 회귀분석을 할 경우 거리가 멀어짐에 따라 지의류 다양성이 높아지는 경향을 보였다($Y = 0.191x + 1.309$, $r = 0.62$, $P < 0.05$, $N = 9$). 이와 같은 결과는 선행연구인 이 등(1993,1994), 유 등(1995), 추와 김(1998), 김과 강(2001), 김 등(2004)의 결과와 마찬가지로 오염원과의 거리가 멀어질수록 지의류 다양성이 높아지는 경향을 나타냈다.

도심녹지와 외곽녹지에서 아황산가스 농도는 큰 차이를 보이지 않았다. 하지만 이산화질소는 도심녹지에서 외곽녹지에 비해 2.4배 높게 나타났으며 오존은 외곽녹지에서 도심녹지에 비해 1.8배 가량 높게 나타났다. 2007년 영국의 연구에 따르면 질소산화물의 농도가 높을수록 지의류의 다양성은 감소하는 것으로 나타났으며 대기 중 이산화질소의 농도가 0.019 ppm($40 \mu\text{g}/\text{m}^{-3}$) 이상인 지역에서 지의류 다양성이 낮아져 독성으로 작용하는 것으로 보고되었다(Davies et al. 2007). 도심녹지의 평균 NO_2 농도는 0.036 ppm으로 0.019 ppm보다 두 배 가량 높으며 외곽녹지는 이보다 조금 낮은 수준이다 (Fig. 3). 따라서 도심녹지와 외곽녹지에서 지의류 다양성에 차이가 있는 것은 대기 중 이산화질소 농도의 차이 때문일 가능성이 있다. 반면 이탈리아에

서 대기 중 오존의 농도와 지의류의 다양성은 큰 상관관계가 없는 것으로 보고되었다(Nali et al. 2007). 이러한 경향은 본 연구에서도 유사한 것으로 확인되었다.

대기오염물질의 종류 및 농도는 지의류의 종 구성에 영향을 미치는 것으로 알려져있다(Seaward 1991; Bates et al. 2001; van Dobben and ter Braak 1998). 영국 런던에서 아황산가스 농도가 낮아지면서 황 요구도가 높은(Hauck et al. 2001) *Lecanora conizaeoides*는 급격히 감소했다(Bates et al. 2001). 네덜란드에서는 높은 수준의 질산염과 암모늄 강하로 인해 질소 내성종이 주로 서식하는 것으로 보고되었다(van Dobben and de Bakker 1996; van Dobben and ter Braak 1998, 1999; van Herk 2002). 또한 2007년 영국에서 수행된 조사에 따르면 런던에 서식하는 지의류는 대기오염 내성종 또는 호질소종으로 Candelariaceae와 Physciaceae, Teloschistaceae에 속하는 것으로 나타났다. 본 연구에서도 도심녹지에서 발견된 지의류는 Candelariaceae와 Physciaceae에 속하는 4종이었다. 특히 4종 중 하나인 *Candelaria concolor*는 호질소종으로 알려져있다(Perlmutter 2010). 따라서 나머지 3종인 *Physciella melanchra*, *Parmotrema clavuliferum*, *Phaeophyscia rubropulchra*도 호질소종일 것으로 추정되지만 추후 연구가 필요하다.

한편 런던의 조사에서 질소산화물의 농도가 높아짐에 따라 지의류 종다양성이 감소했던 것과는 달리 풍부도는 증가하는 경향을 보였다. 이것은 질소산화물의 증가로 수피에 영양물질이 축적되어 질소내성종이 생육할 수 있는 조건을 갖춘 곳이 많아졌기 때문인 것으로 추정되었다(Davies et al. 2007). 본 연구에서도 도심녹지에 서식하는 4종은 전체 채집된 133점의 표본 중 101점을 차지하였다. 따라서 서울에서도 도시의 높은 질소산화물 농도와 지의류 풍부도는 양의 상관관계가 있는 것으로 보인다.

도심과의 가까운 거리에 위치함에도 불구하고 북한산에서 가장 많은 지의류 종이 발견된 것은 국립공원으로 보전 노력이 높을 뿐만 아니라 겨울철 바람의 방향 등 지형적 조건 때문인 것으로 사료된다. 관악산은 외곽녹지 중 가장 적은 종이 출현하였는데 이것은 관악산의 환경보다는 채집 지역의 영향으로 판단된다. 그 이유로 조사지 설정의 문제와 수목착생지의류 이외의 높은 지의류 다양성을 들 수가 있다. 관악산 조사지는 소나무-리기다소나무림, 신갈나무-소나무림이고 조사 경로 주변의 식생은 소나무와 리기다소나무가 우점하고 있었다(환경부 2007). 관악산에서 채집된 11점의 표본의 착생수목은 소나무 54%, 리기다소나무 36%로 거의 모든 관악산 표본은 소나무와 리기다소나무에서 채집되었다. 즉, 낮은 수목 종다양성으로 인해 수목착생지의류의 다양성 또한 낮아진 것으로 사료된다. 관악산 조사 중 바위와 암석에 서식하는 다수의 지의류를 발견할 수 있었고 특히 오염에 민감하다고 알려진 수지상 지의류를 발견할 수 있었다. 따라서 관악산의 수목착생대형지의류의 낮은 종 풍부도를 지의류가 서식하기에 열악한 환경임을 나타내는 것으로 추정하는 것은 타당하지 않으며 조사지의 특성으로 인한 것으로 추정하는 것이 타당한 것으로 사료된다.

서울 지의류 다양성의 공간적 분포는 높은 이산화질소 농도로 인해 도심녹지에서 낮은 지의류 다양성을 나타내는 것으로 조사되었다. 또한 시간적 분포는 낮아진 아황산가스로 서울 도심녹지에 지의류가 재정착한 것으로 밝혀졌다. 이러한 결과를 종합해 볼 때 서울의 도심녹지는 아황산가스의 감소로 인해 더 이상 지의사막은 아니지만 높은 이산화질소 농도로 인해 낮은 지의류 다양성을 보이는 것으로 사료된다.

서울의 자연녹지, 외곽녹지에서 이전의 연구들에 비해 지의류 다양성이 높아진 것으로 나타났다. 이는 대기질의 개선으로 인한 것으로 사료된다. 하지만 지의류는 종마다 대기오염물질에 대한 민감성이 다른 것으로 알려져

있다. 대부분의 지의류는 SO₂에 민감하지만 NO_x, NH₃, O₃ 등의 다양한 오염물질에는 민감도가 다른 것으로 알려져있다(van Dobben and ter Braak 1998). 따라서 지의류 다양성만으로 대기질을 평가하는 것은 잘못된 결론을 도출할 수 있다. 그러므로 지의류의 생태적 특성, 대기오염에 대한 민감도 등의 연구들이 수행되어야 보다 정확한 결론을 도출할 수 있을 것으로 사료된다. 서울의 도심녹지와 외곽녹지에서 지의류 종풍부도와 서식 종의 구성이 크게 다르다는 위와 같은 결과는 대기오염 관리방안, 나아가 대도시에서 서식하는 지의류를 비롯한 대기오염 예민종들의 보전과 관리대책을 수립할 때에 반드시 고려되어야 할 것이다.

유럽 및 미국 등의 지역에서는 지의류를 대기오염뿐만 아니라, 산림의 건강성, 기후변화 등의 지표로 사용하고 있다(Mccune et al. 1998; Mccune 2000; van Herk 2002). 하지만 국내의 지의류 연구는 미국 및 유럽 등에 비해 매우 미비한 실정이다. 분류학자의 부족으로 한국에 서식하는 지의류에 대한 연구가 많지 않아 분류 및 동정에 어려움이 있다. 또한 지의류 종의 서식환경 및 생육 조건 등의 특성에 대해 알려진 것이 거의 없다. 따라서 지의류를 지표생물로 사용하는 데에는 아직 자료가 많이 부족한 상황이다. 또한 지의류는 대기오염 지표생물로 매우 유용함에도 불구하고 시간에 따른 대기오염 물질과 농도의 변화와 이에 따른 지의류 다양성의 변화에 대한 연구는 거의 진행되지 않아왔다. 해외에서는 짧게는 수년 길게는 100년이 넘는 기간동안 지의류 다양성의 변화를 조사하고 지의류를 지표생물로 이용해온 것과는 상반된다. 따라서 지의류 분류에 대한 연구와 지속적인 모니터링 등의 연구를 통해 생태적 특성에 관한 자료 수집이 필요할 것으로 사료된다. 연구의 축적은 비용이 많이 들고 다양한 오염물질을 측정하기 어려운 기계적 대기오염 측정방법을 대신할 수 있는 지표로 지의류를 이용하는 것을 가능하게 할 수 있을 것으로 기대된다.

참 고 문 헌

- 기상청. 2001. 한국기후표(1971-2000).
- 김재한, 강숙경. 2001. 지의류(地衣類)에 의한 청주시 대기오염도 평가. 대한 지리학회지. 36: 313-328.
- 김종갑, 이충규, 이정환, 박은희, 오기철. 2004. 화력발전소 주변의 착생지의 류 분포. Journal of Ecology and field biology. 27: 121-126.
- 김준민, 이희선. 1975. 보문(報文): 한국의 지의류(地衣類) 분포에 관한 정량적 연구. Journal of Plant Biology 18: 38-44.
- 김준민. 1991. 도시와 공업지대의 대기의 SO₂와 지의류의 분포에 관하여. 대한민국 학술원 논문집(자연과학편). 제 30호.
- 문광희. 1998. 북한산국립공원 산림생태계에 대한 도시오염 영향조사 및 대책 수립. 국립공원관리공단.
- 서울특별시. 2008. 서울의 환경: 환경백서.
- 오규식, 정희범. 2007. 도시의 개발밀도 변화가 대기오염에 미치는 영향. 대한국토·도시계획학회지. 42: 197-210
- 유승성. 2008. 시공간적 대기오염변화 분석을 통한 서울시 대기환경개선에 관한 연구. 건국대학교 박사학위논문.
- 유정환, 가강현, 박현. 1995. 여천공단의 대기오염이 토양의 화학적 특성, 지의류, 탈질균 및 황산환원균에 미치는 영향. 한국임학회지 84: 178-185.
- 이창근, 구창덕, 가강현. 1993. 환경오염이 산림생태계에 미치는 영향 I. 과학기술처.
- 이창근, 구창덕, 가강현. 1994. 환경오염이 산림생태계에 미치는 영향 II. 과학기술처.

- 추은영, 김종갑. 1998. 수목착생지의류를 이용한 울산지역의 대기환경평가. 한국임학회지. 87: 404-414.
- 환경부. 환경통계포털. (<http://stat.me.go.kr/nesis/index.jsp>)
- 환경부. 환경지리정보-EGIS. (http://egis.me.go.kr/download/envmap/Index_envmap.asp).
- Aarrestad P. A., Aamlid D. 1999. Vegetation monitoring in South-Varanger, Norway - species composition of ground vegetation and its relation to environmental variables and pollution impact. Environmental Monitoring and Assessment. 58: 1-21
- Asahina. 1937. Mikrochemischer nachweis der flechtenstoffe (III). Lecanor-, Gyrophor-, Olivetor-, Anzia und Usninsaure, Atranorin. Journal of Japanese Botany. 13: 529 - 536.
- Barkman J. J. 1958. Phytosociology and Ecology of Cryptogamic Epiphytes. Van Gorcum, Assen, NL.
- Bates, J. W. 2002. Effects on bryophytes and lichens. In: Bell, J.N.B., Treshow, M. (Eds.), Air Pollution and Plant Life, second ed. John Wiley Chichester. UK. pp. 309-342.
- Bates J. W., Bell J. N. B., Massara A. C. 2001. Loss of *Lecanora conizaeoides* and other fluctuations of epiphytes on oak in S.E. England over 21 years with declining SO₂ concentrations. Atmospheric Environment 35: 2557-2568.
- Bouly de Lesdain, M. (1948) Ecologie (Phanerogames, Mousses, Lichens) de quelques sites de Paris. Encyclopedic Biologique et Ecologiques 4: 1-87
- Brodo I. M., Sharnoff S. D., Shanoff S. 2001. Lichens of North America.

Yale University Press, Connecticut. US.

- Culberson, F. C. 1972. Improved conditions and new data for the identification of lichen products by a standardized thin-layer chromatographic method. *Journal of chromatography*. 72: 113-125.
- Deruelle, S. (1983) *Ecologie des Lichens du Bassin Parisien. Impact de la Pollution Atmospherique(Engrais, SO₂, Pb) et Relations avec les Facteurs Climatiques*. 2 vols. Paris. FR.
- Eversman S. 1978. Effects of low-level SO₂ on *Usnea hirta* and *Parmelia chlorochroa*. *Bryologist* 81: 368-377.
- Hale M. E. 1969. *The lichens*. Wm. C. Brown Company, Dubuque. US..
- Hauck M., Jung R., Runge M. 2001. Relevance of element content of bark for the distribution of epiphytic lichens in a montane spruce forest affected by forest dieback. *Environmental Pollution* 112: 221-227.
- Hawksworth D. L. 1971. Lichens as litmus for air pollution: a historical review. *International Journal of Environmental Studies* 1: 281-296.
- James P. W., Hawksworth D.L., Rose F. 1977. Lichen communities in the British Isles: a preliminary conspectus. In: Seaward, M.R.D. (Ed.), *Lichen Ecology*. London Academic Press, pp. 295-413.
- McCune B. 1988. Lichen communities along O₃ and SO₂ gradients in Indianapolis. *The Bryologist*. 91: 223-228
- Nash T. H. 2008. *Lichen Biology*(2nd ed.). Cambridge University Press. Cambridge. UK
- Nimis P. L., M. Castello, and M. Perotti. 1990. Lichens as biomonitors of sulphur dioxide pollution in La Spezia (Northern Italy). *Lichenologist* 22: 333-344.

- Nimis P. L., Scheidegger C. 2002. Monitoring with lichens: monitoring lichens. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. NL.
- Nylander W. 1866. Les lichens du Jardin du Luxembourg. Bulletin Societe Botanique de France 13: 364–372.
- Nylander, W. 1867. Hypochlorite of lime and hydrate of potash, two new criteria in the study of lichens. Journal of the Linnean Society of London(Botany). 9: 358.
- Nylander W. 1896. Les Lichens des Environs de Paris. Paris. FR
- Perlmutter G. B. 2010. Bioassessing air pollution effects with epiphytic lichens in Raleigh, North Carolina, U.S.A. The Bryologist. 113: 39–50.
- Rogers Paul., Ruchty A., Ryan B. 1998. Lichen Communities for Forest Health Monitoring in Colorado, USA. Internal report to Interior West Region, USDA Forest Service.
- Rose C. I., D. L. Hawksworth. 1981. Lichen recolonization in London's cleaner air. Nature. 289: 289–292.
- Seaward M. R. D. 1997. Urban deserts bloom: a lichen renaissance. Bibliotheca Lichenologica. 67: 297–309.
- Seaward M. R. D., Coppins, B.J., 2004. Lichens and hypertrophication. Bibliotheca Lichenologica. 88: 561–572.
- Seaward M. R. D., Letrouit-Galiou M. A. 1991. Lichen recolonization of trees in the jardin du luxembourg, Paris. The Lichenologist. 23: 181–186.
- Sernander, R. 1926. Stockholms natur. Uppsala. SE.
- Sillett S. C., McCune B., Peck J. E., Rambo T. R., Ruchty A. 2000.

- Dispersal limitations of epiphytic lichens result in species dependent on old-growth forests. *Ecological Applications*. 10: 789-799
- Sochting U., Johnsen I. 1978. Lichen transplants as biological indicators of SO₂ air pollution in Copenhagen. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 19: 1-7
- Sugiyama K., S. Kurokawa, and G. Okada. 1976. Studies on lichens as a bioindicator of air pollution. I. Correlation of distribution of *Parmelia tinctorum* with SO₂ air pollution. *Japanese Journal of Ecology* 26: 209-212.
- Taylor R. J., M. Bell. 1983. Effects of SO₂ on the lichen flora in an industrial area, northwest Whatcom Country, Washington. *Northwest Science* 57: 157-166.
- van Dobben H. F. 1996. Decline and recovery of epiphytic lichens in an agricultural area in The Netherlands (1900-1988). *Nova Hedwigia*. 62: 477-485.
- van Dobben H. F., ter Braak, C. J. F. 1999. Ranking of epiphytic lichen sensitivity to air pollution using survey data: a comparison of indicator scales. *Lichenologist*. 31: 27-39.
- van Dobben H. F., ter Braak, C. J. F. 1998. Effects of atmospheric NH₃ on epiphytic lichens in The Netherlands: the pitfalls of biological monitoring. *Atmospheric Environment*. 32: 551-557.
- van Herk C. M. 2002. Epiphytes on wayside trees as an indicator of eutrophication. In: Nimis, P.L., Scheidegger, C., Wolseley, P.A. (Eds.), *Monitoring with Lichens—Monitoring Lichens*. Kluwer Academic Publishers. NL. pp. 285-289.

Will-Wolf S. 1980. Structure of corticolous lichen communities before and after exposure to emissions from a "clean" coal-fired generating station. *Bryologist*. 83: 281-295.

Yoshimura I. 1994. *Lichen Flora of Japan in Color*. 6th edn. Hoikusha, Osaka. JP.

ABSTRACT

Spatial and temporal patterns of lichens diversity in Seoul metropolitan area, Korea

Chorong Ahn

Department of Biology

Graduate School

Sungshin Women's University

Certain lichens are known to be sensitive to air pollutants such as SO₂, and their distribution has been examined extensively in cities or industrial parks. In a previous study on lichens in Seoul conducted in 1975, areas within a 5 km radius from the center of Seoul (Gwanghwamun) were reported to be lichen deserts most likely due to a high concentration of SO₂. Policies such as the Clean Air Act have been implemented since 1981. Since then the SO₂ level in the inner city areas decreased to 0.01 ppm, the level lichens could establish, by 1998. However, lichen distribution in Seoul has rarely been assessed for more than two decades. Therefore, in this study I examined the spatial and temporal variation in lichen distribution in Seoul. The inner (six sites) and outer (four sites) city greens were selected based on the distance from the center of Seoul as well as the land use pattern. Based on a total of 133 samples collected from those ten sites, the spatial pattern of

lichen diversity was identified by comparing lichens in inner and outer city greens in Seoul. The temporal variation was examined by comparing current and previous lichen distributions in five sites (two inner and three outer city greens) where temporal records were present. Information on the level of air pollutants such as SO₂, NO₂, and O₃ was also collected to identify the relationship between air pollutants and lichen distribution. Following species identification, I found that lichen species abundance was higher in outer than in inner city greens (13 vs. 4 species) and that all lichen species in inner city greens were present in outer city greens. As in previous studies, lichen abundance tended to increase toward the outskirts of Seoul. The concentrations of SO₂, NO₂, and O₃ in the two types of greens differed depending on the air pollutants: the level of SO₂ did not differ between the greens, while that of NO₂ was higher than 0.019 ppm, the level phytotoxic effects arose, only in the inner city green. In contrast to the previous studies, three lichen species were detected in Namsan and Changdeukgung both being located within a 5 km radius. This result is likely to reflect that lichens that had disappeared due to high concentration of SO₂ re-established following air quality control. Considering that *Candelaria concolor*, one of four species found in inner city greens, is a nitrogen-resistant species, NO₂ other than SO₂ appears to exert influence over lichen diversity. The results that lichen abundance and species composition differ between the two types of greens should be considered in policies controlling air pollution, and furthermore in conservation and management of sensitive species, including lichens, in cities.

감사의 글

참 많은 분들의 도움을 받고 이 논문이 태어났습니다. 이 논문의 처음부터 끝까지 지켜봐주시고 부족한 제가 여기까지 올 수 있도록 지도해주신 강혜순 교수님, 서울의 지의류 다양성에 대한 주제를 주시고 애정어린 조언을 해주신 장은미 박사님, 지의류 동정을 알려주시고 지의류에 대한 호기심을 채워주신 문광희 박사님께 진심으로 감사드립니다. 그리고 비록 이 논문에는 실리지 않았지만 지의류 DNA 분석을 알려주신 김상태 교수님, 극지연구소 홍순규 박사님께 감사의 마음을 전합니다. 또, 화학과 생물학, 과학에 대한 많은 지식을 알려주신 화학과 생물학과 교수님들께 감사드립니다.

항상 밥은 먹었는지, 춥지는 않은지 걱정해주시는 할머니, 지금까지 키워주시고 공부할 수 있게 믿어준 엄마 아빠, 항상 저를 믿어주시는 고모 고모부께 고마움과 미안한 마음을 전합니다. 사랑해요 :)

지난 1년간 가장 많은 시간을 함께 보내고 늘 곁에서 도와준 수경언니, 귀여운 근로 아람이, 대학원 생활동안 많은 도움과 조언을 해준 김아영 박사님, 그리고 함께 수업을 듣고 연구실에서 많은 이야기를 나누었던 은지언니, 윤주언니에게 고마운 마음을 전합니다.

고된 채집을 함께 해주고 저를 산 정상까지 올라갈 수 있게 끌고(?)가준 명철이, 매일 아침 가장 먼저 만나는 한민언니, 지칠때면 할 수 있다며 기운을 북돋아준 혜원이, 대학시절 가장 즐거운 시간을 함께하며 생각하고 행동하는 것을 알려준 소리친구들(영선, 나리, 민희), 항상 바쁘다며 만나지 못하는 저를 이해해준 인호, 선영, 현정에게 고마움을 전합니다.

어느 날 갑자기 몸의 일부를 잃어버린 나무와 그 위에 살던 지의류, 그 근처에 있던 낯선 손길에 놀랐을 많은 생물들, 그리고 이 논문을 인쇄하는데에 쓰인 나무들에게 고마움과 미안한 마음을 전합니다. 아마 앞으로도 많은 나무와 지의류에게 신세를 지게 될 것 같습니다. 하지만 함부로, 쓸모없이 취하지는 않겠다고 다짐해봅니다.

산에서 지의류를 채집하면서 산을 좋아하는 많은 사람들을 만났습니다. 지의류를 가리키며 이게 뭐냐고 호기심을 보이기도 했고 가져온 간식을 나누어주기도 했고 길을 물어볼 때면 늘 친절하게 알려주셨던 많은 분들께도 감사합니다. 그 분들이 좋아하고 사랑하는 산과 나무가 그분들과 오래오래 함께 할 수 있는, 사람이 자연과 어우러져 살아가는 세상을 그려봅니다. 제 연구가 그 길에 작은 밑거름이 될 수 있기를 희망합니다.