

21세기 프론티어 연구개발사업
- 수자원의 지속적 확보기술개발사업 -
The 21st Century Frontier R&D Program Sustainable Water Resources Research Center

수계로의 오염물질 침적 측정 및 예측기술 개발
Measurement and Prediction of Atmospheric Deposition to the Watershed

주관연구기관
한국과학기술연구원

과 학 기 술 부

제 출 문

과학기술부 장관 귀하

본 보고서를 “수계로의 오염물질 침적 측정 및 예측기술 개발” 과제의 보고서로 제출합니다.

2003. 7.

주관연구기관명 : 한국과학기술연구원

주관연구책임자 : 김 영 성

연 구 원 : 심 상 규
김 진 영
이 승 복
진 현 철
임 은 정
이 시 혜
우 주 용
강 성 욱

여 백

보고서 초록

과제관리번호	5-7-1	해당단계 연구기간	2001.10.20-2003.8.19	단계 구분	1단계/1단계
연구사업명	중 사업명	21세기 프론티어 연구개발사업			
	세부사업명	수자원의 지속적 확보기술개발사업			
연구과제명	중 과제명				
	세부(단위)과제명	수계로의 오염물질 침적 측정 및 예측기술 개발			
연구책임자	김 영 성	해당단계 참여연구원수	총 : 9 명 내부 : 9 명 외부 : 0 명	해당단계 연구비	정부: 200,000 천원 기업: 0 천원 계: 200,000 천원
연구기관명 및 소속부서명	한국과학기술연구원 대기자원연구센터		참여기업명		
국제공동연구	상대국명 :		상대국연구기관명 :		
위 탁 연 구	연구기관명 :		연구책임자 :		
요약(연구결과를 중심으로 개조식 500자 이내)					보고서 면수
<p>(1) 팔당호를 대상으로, 황과 질소화합물에 대하여, 2002년 5월부터 2003년 4월까지 약 1년간 건식과 습식 침적을 구분하여 측정하였고, 전형적 기상 조건에서 계절별로 팔당호 유역에 대한 간접 침적을 예측하여 수질 오염에 대한 대기오염의 기여도를 산정하였다.</p> <p>(2) 습식 침적은 기존 연구와 크게 다르지 않았으나 건식 침적은, 대기 중에서 음이온에 비하여 과량으로 존재한 NH_4^+을 제외하고는, 수면에서 침적속도가 작아 SO_4^{2-}와 NO_3^- 모두 1/8-1/9 수준에 불과하였다. 호수물 중의 SO_4^{2-}와 NO_3^-는 대기 중 건식 침적과 상관성이 있었으나, NH_4^+는 호수물 중의 당량 비율이 작아 음이온 변화 때 함께 변하지 못함으로써 역의 상관성을 나타내었다.</p> <p>(3) 모델 예측에 의한 팔당호 유역의 성분별 질소 침적은 기체상 질산의 침적이 계절별로 60-90%로 많아 NH_4^+의 침적 비율은 기체상과 입자상을 합하여도 대체로 20%에도 미치지 못하였다. 유역에 침적된 양은 10%만이 팔당호로 유입되는 것으로 가정하였음에도 호수면에 비하여 유역면적이 월등하게 넓어, 직접 침적보다 간접 침적이 질소는 약 26배, 황은 38배가 많았다.</p> <p>(4) 팔당호 유역에서의 건식 침적을 포함하여 건식 침적 총량을 추정하였고, 습식 침적은 팔당호에서의 측정값이 전체 유역에 균일하다고 가정하였다. 이와 같이 산출된 연간 질소 침적량은 3,120톤이었는데, 팔당호 영향권에 대하여 2002년 자료로써 예측한 총 질소가 연간 29,400톤이므로 이를 기준으로 한다면 팔당호 질소 부하에 대한 대기침적의 기여율은 약 11%가 되었다.</p>					
색 인 어 (각 5개 이상)	한 글	침적 측정, 건식 침적 예측, 질소화합물, 팔당호, 간접 침적			
	영 어	Deposition measurement, dry deposition prediction, nitrogen compounds, Lake Paldang, indirect deposition			

여 백

요 약 문

I. 제 목

수계로의 오염물질 침적 측정 및 예측기술 개발

II. 연구개발의 목적 및 필요성

1980년대 산성비가 이슈가 되면서 대두되기 시작한 수질에 대한 대기오염의 영향은 1990년대 질소 성분에 의한 부영양화, 미량독성 유해물질의 축적에 의한 생태계 파괴 등이 확인되면서 훨씬 광범위하고 다양하다는 사실이 알려지게 되었다. 지난 10년간 미국, 유럽 등지에서 주목할 만한 대규모 조사연구들이 시작되어 적지 않은 성과를 거두었으나 역사가 일천한 만큼 아직 기술개발이 충분치는 않다. 대표적인 것의 하나가 강수를 동반하지 않은 상태에서 일어나는 건식 침적이며 이에 수면에서의 기체 흡수와 휘발과 같은 교환 작용도 포함된다. 본 연구에서는 우선 대기 중 황과 질소화합물에 초점을 맞추어 수도권 2,200만 주민의 식수원인 팔당호를 대상으로 침적 측정 및 예측 기술을 개발하고 이들 침적이 수질 오염에 기여하는 정도를 파악한다.

III. 연구개발의 내용 및 범위

1차년도

- 국내외 연구 현황 분석 및 종합
- 조사대상 수체 선정과 영향권 조사
- 침적 측정 시스템 구성
- 침적 측정

2차년도

- 침적 측정 (계속)
- 침적 예측시스템 구성
- 침적 예측
- 침적 특성 분석 및 종합

IV. 연구개발 결과

가. 국내의 연구 현황 분석 및 종합

1990년대 대기침적이 수계 오염물질 유입의 중요 경로 중 하나라는 인식이 확산되면서 체계적 조사 연구들이 시작되었다. 1994년 이후 2000년까지 3년 간격으로 미국 EPA (Environmental Protection Agency)가 의회에 제출한 3차례의 보고서는, 대기로부터 잔류성 유기오염물질, 중금속과 질소 화합물이 대량 수체로 유입되는 현상을 파악하기 위한 연구 결과들을 종합하였다. 2001년 AGU (American Geophysical Union)가 발간한 연안수의 질소부하에 대한 단행본에서는, 미국의 42개 수계를 대상으로 대기침적이 부영양화에 미치는 영향을 조사하였다. 1997년 발간된 SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry)의 논문집은 당시까지 대기침적과 관련된 다양한 주제에 대한 연구결과들을 집약하였다.

산성비 연구와 더불어 시작된 습식 침적 연구는 20년 이상 진행되면서 방법론이 확립되어 성과를 얻고 있는 반면, 건식 침적은 아직 많은 부분이 불확실하고, 육지에 비하여 연구결과가 많지 않은 수체에 대한 침적은 더욱 그러하다. 이와 같은 상황은 앞에서 언급한 보고서나 논문집들에서도 크게 다르지 않다. 국내의 경우, 건식 침적에 관한 연구 자체도 드물지만 수체로의 침적을 다룬 연구는 더욱 발견하기 쉽지 않다. 그러나 한편으로 국내의 이와 같은 상황은 체계적 지원이 결여된 원인도 작지 않으며, 본 연구 등을 통하여 연구결과들이 종합되고 분석될 때 상황은 크게 나아질 수 있을 것으로 전망된다.

나. 침적 측정 시스템 구성 및 측정

팔당호 현지에 각각 건식과 습식을 측정할 수 있는 장비를 갖추고, 주요 성분을 파악하고 영향을 조사하기 위하여 대기 중 TSP와 호수물 중 이온 농도를 함께 측정하였다. 건식 침적 장비로는 미국 IIT (Illinois Institute of Technology)에서 개발한 WSS (Water Surface Sampler)와 비교 시험 끝에 본 연구팀에서 고안한 수침적판을 사용하였으며, 1차년도 초반 약 2달간의 실내 실험을 거쳐 24시간 측정 원칙을 확인하고 냉각수 순환 등 침적수 증발을 억제하기 위한 장치를 설치하였다. 2차년도 중반에는 수침적판 침적 측정의 특성을 규명하기 위하여 WSS의 일부 설비와 측정방법을 보완하여 실내에서 2차 비교 실험을 실시하였다. 두 측정 사이에 상관성을 확인할 수 있었으나 침적수면의 형태가 달라 침적이 용이한 성분일수록 수침적판이 WSS보다 낮게 측정되는 경향을 보였다.

팔당호 현지에서의 측정은 건식 침적을 조사하기 위한 3차례의 집중 측정을 포함하여 약 1년간 계속되었다. 습식 침적은 강수가 있을 때마다 수시로 측정하였다. 습식 침적은 기존 연구와 크게 다르지 않았으나 건식 침적은, 대기 중에서 음이온에 비하여 과량으로 존재한 NH_4^+ 을 제외하고는, 수면에서 침적속도가 작아 SO_4^{2-} 와 NO_3^- 모두 1/8-1/9 수준에 불과하였다. 호수물 중의 SO_4^{2-} 와 NO_3^- 는 오, 폐수 유입과 대기로부터도 강수와 함께 유입되는 등 다양한 경로의 유입이 가능함에도 의외로 대기 중 건식 침적과 상당한 상관

성을 보였다. NH_4^+ 는 호수물 중의 농도가 건식 침적과 역의 상관관계에 있었는데, 호수물 중 음이온이 증가할 때 Ca^{2+} 등이 주요 양이온으로서 이온 수지를 맞춤에 따라 당량 비율이 작은 NH_4^+ 는 큰 변화가 없거나 오히려 감소하면서 나타난 현상으로 해석되었다.

다. 침적 예측 시스템 구성 및 예측

계절별로 전형적 사례를 선정하여 팔당호 유역을 포함하는 480 km × 348 km 영역에 대하여 12 km × 12 km 격자 간격으로 건식 침적을 예측하였다. 모델로는 최근 에어로솔 모듈을 update한 Models-3/CMAQ (Community Multiscale Air Quality)을 이용하였고, 바람장으로는, 관측치로 자료 동화를 한, 중첩 격자의 MM5 계산치를 이용하였다. 인위적 오염물질 배출 자료는 동북아시아에 대한 미국 Iowa 대학의 자료를, 국내 자료를 참조하여 보정하였으며, 생물학적 유기화합물 배출은 GEIA (Global Emissions Inventory Activity)의 계절별 자료를 이용하였다.

모델 예측은 충분한 자료 확보가 가능한 NO_2 , SO_2 등 기준 물질에 대하여서만 측정값과 비교하였다. 대체적으로 변화 범위가 유사하였음에도 예측값이 낮은 경향을 보였는데, 실제 유효한 국지 바람장보다 중규모의 MM5 바람장의 풍속이 빠른 것이 중요한 원인의 하나로 생각되었다. 팔당호 유역의 성분별 질소 침적은 기체상 질산의 침적이 계절에 따라 60-90%로 많아 NH_4^+ 의 침적 비율은 기체상과 입자상을 합하여도 대체로 20%에도 미치지 못하였다. 유역에 침적된 양은 10%만이 팔당호로 유입되는 것으로 가정하였음에도 유역의 면적이 호수면적보다 압도적으로 넓어 질소의 경우 간접침적이 직접침적의 26배에 달하였다. 팔당호 현지 측정 결과가 유역 전체에 유효하며 역시 10% 유입을 가정하여 습식 침적량까지를 추정하여 산출된 연간 질소 침적 총량은 3,240톤이었다. 팔당호 영향권에 대하여 2002년 총 질소 부하가 연간 29,400톤으로 예측되고 있어, 이를 기준으로 산정한 팔당호 질소 부하에 대한 대기침적의 기여율은 약 11%이었다.

V. 연구개발결과의 활용계획

건식 측정에서는 장치 주위의 미세환경이 수면으로의 직접 침적과 차이가 있어 개선이 필요하며, 기상모델과 달리 대기질 모델에서는 중첩격자를 사용하지 않아 경계 조건이 미흡하게 처리되는 등 아직 기술개발의 여지가 있는 것은 사실이다. 건식 침적과 호수물 중 이온 농도의 상관성에서 볼 수 있는 것과 같이 결과 해석에서도 충분치 않은 부분이 있다. 그럼에도 2년의 연구를 통하여 침적 측정과 예측의 큰 틀을 마련하였고 많은 가정이 개입되기는 하였으나 팔당호의 질소부하에 대한 대기침적의 기여율도 산정하였다.

본 연구 개발의 결과는 1차적으로 대청호 등 팔당호와 유사한 조건의 호소에 대한 대기침적 감시 및 영향 평가에 이용될 수 있다. 미국의 예를 볼 때 연안수의 부영양화에도 대기 중 질소 침적이 중요한 것으로 나타나고 있는 만큼 우리나라의 적조 발생에서도 대기침적의 기여도를 알아볼 필요가 있다. 중금속과 잔류성 유기오염물질 등 미량독성 유해물질의 대기 침적은 또 다른 큰 연구 분야이다.

여 백

S U M M A R Y

Purposes of the two-year research were twofold. One was the development of methods for measurement and prediction of atmospheric deposition to the watershed and the other was the estimation of contribution of atmospheric deposition to water pollution. Target waterbody was Lake Paldang and target species were inorganic sulfur and nitrogen compounds. Wet and dry depositions were separately measured by wet-only and dry-only samplers, respectively, for a year from May 2002 to April 2003. Intensive measurements were made three times, each time for around two weeks. Routine measurement was made at intervals of around 15 days. Wet deposition was measured either daily or event base when precipitation occurred. The amount of wet deposition was in the similar range with previous works. However, the amounts of dry deposition were only 1/8-1/9 of the previous ones due to low deposition velocity on the water surface, except for NH_4^+ that was excessively present in air. Relatively high correlation between dry deposition flux and aqueous concentration indicated an influence of atmospheric deposition on water pollution.

Dry deposition was estimated by season over the watershed of Lake Paldang with grid spacing of 12 km x 12 km. Models-3/Community Multiscale Air Quality with a updated aerosol module was used for air quality modeling. Dry deposition of nitrogen mainly occurred in the form of gaseous NO_3^- . Although 10 % of the amount deposited on the watershed was assumed transferred to the target waterbody, the amount of indirect deposition of nitrogen was 26 times that of direct deposition mainly because of much larger area of the watershed. By assuming the same amount of wet deposition over the watershed, the total amount of nitrogen deposition to Lake Paldang was 29,400 tons/year, which accounted for 11% of the nitrogen loading estimated for 2002.

여 백

C O N T E N T S

Chapter 1. Introduction	19
Section 1. Objectives and significance	19
Section 2. Work scope and progress	23
Chapter 2. Research Review	27
Section. 1. Works in the U.S.	27
1. Deposition of air pollutants to Great Waters	27
2. Deposition by pollutants	29
3. Quality of water resources	32
Section 2. Nitrogen deposition	32
1. Production and deposition	33
2. Biogeochemical and ecological impacts	35
Section 3. Works in Korea	36
Chapter 3. Deposition Measurements	41
Section 1. Target waterbody	41
Section 2. Methods	43
1. Devices and facilities	43
2. Sampling and analysis	47
3. Utilization of criteria pollutants	49
Section 3. Results and discussion	50
1. Ionic concentrations in different media	50
2. Atmospheric concentration	52
3. Dry deposition	53
4. Wet deposition	56
5. Aqueous concentration	58
Appendix - Measurements of dry deposition	65
1. Selection of the device	65
2. Indoor experiments	68
3. Intercomparison experiments	71

Chapter 4. Prediction of Dry Deposition	75
Section 1. Target periods	75
Section 2. Determination of the modeling domain	76
1. Investigation of the impact area	77
2. Impact area and the modeling domain	79
Section 3. Model use	88
1. Models-3/CMAQ	89
2. Aerosol module	93
3. Modeling methods	96
Section 4. Results and discussion	99
1. Concentration variations	99
2. Diurnal variations of deposition velocity and flux	99
3. Spatial distribution of deposition amount	105
4. Deposition amount over the watershed of Lake Paldang	105
5. Contribution of deposition to the total nitrogen load	111
 Chapter 5. Conclusions and Recommendations	 113
 References	 117

목 차

제1장 연구개발과제의 개요	19
제1절 목적 및 필요성	19
제2절 연구 범위와 추진 내용	23
제2장 국내외 연구개발 현황	27
제1절 미국의 연구 현황	27
1. 대량 수체로의 대기오염 침적 연구	27
2. 오염물질별 침적	29
3. 수자원 현황	32
제2절 질소 침적	32
1. 대기 중 질소화합물의 생성과 침적	33
2. 질소 침적의 생지화학적, 생태학적 영향	35
제3절 국내 현황	36
제3장 침적 측정	41
제1절 수체 선정	41
제2절 방법	43
1. 장치 구성	43
2. 시료 채취 및 분석	47
3. 대기질 자료 이용	49
제3절 결과 및 고찰	50
1. 매체별 이온 농도	50
2. 대기 중 농도	52
3. 건식 침적	53
4. 습식 침적과 침적량 비교	56
5. 호수물 중 농도	58
부록 - 건식 침적 측정	65
1. 장치 선정	65
2. 실내 실험	68
3. 비교 실험	71

제4장 건식 침적 예측	75
제1절 사례 선정	75
제2절 대상영역 설정	76
1. 영향권 조사	77
2. 영향권과 대상영역 결정	79
제3절 모델 이용	88
1. Models-3/CMAQ의 특징	89
2. 에어로솔 모듈	93
3. 모델링 방법	96
제4절 결과 및 고찰	99
1. 측정값과 비교 및 오염물질의 일변화	99
2. 팔당호 유역에서의 건식 침적속도 및 건식 침적속의 일변화	99
3. 건식 침적량의 공간 분포	105
4. 팔당호 유역에 대한 침적 총량	105
5. 총 질소부하에 대한 대기침적의 기여율	111
제5장 결론 및 제언	113
참고 문헌	117

그림 목 차

그림 1.1. 대기오염물질의 배출, 이동, 침적	20
그림 1.2. 미국의 주요 도시와 비교한 1990년대 서울의 오존 농도	20
그림 1.3. 1990년대 팔당호와 대청호의 총 질소와 인의 농도 변화	23
그림 2.1. 대량 수체로의 대기오염 침적에 관한 EPA 보고서의 대상 수체	28
그림 2.2. 수체로의 오염물질 유입 경로	28
그림 2.3. 체사픽만의 수계와 대기계	35
그림 2.5. 황해상 질소와 황의 습식, 건식 침적량 산정을 위한 대기오염물질 측정	38
그림 2.6. 서울, 수도권 지역 질소, 황의 여름, 겨울철 건식 침적량 분포	39
그림 3.1. 팔당호 위치	41
그림 3.2. 측정소 전경	44
그림 3.3. 건식침적 측정 장치	44
그림 3.4. 습식침적 측정 장치	45
그림 3.5. 대기 중 입자 포집장치	46
그림 3.6. 호수물 채취 장치	46
그림 3.7. 인접한 호안의 모습	47
그림 3.8. 바닥의 모습	47
그림 3.9. 습식침적 측정 장치의 이전 모습	48
그림 3.10. 건식 및 습식 침적측정 일정	49
그림 3.11. 팔당호 주변의 대기오염 측정소 분포	50
그림 3.12. 침적수, 빗물, TSP, 호수물 등 매체별 이온 수치	51
그림 3.13. 대기 중 황 및 질소 성분과 TSP 농도 변화	52
그림 3.14. 주요 이온의 건식 침적속 변화	54
그림 3.15. 대기 중 주요 이온 성분별 농도를 이용한 건식 침적속의 다중선형 회귀분석 계산치와 측정치의 비교	55
그림 3.16. 측정 사례별 강수량과 강수 중 이온 농도, 습식 침적	57
그림 3.17. 호수물 중 주요 이온농도와 pH 변화	59
그림 3.18. 물환경연구소의 월평균 측정치와 본 연구 측정치의 비교	60
그림 3.19. 호수물 중 이온 농도와 건식 침적속의 상관성	61
그림 3.20. 호수물 중 음이온, 양이온 농도의 합과 NH_4^+ 농도의 상관성	62
그림 3.21. 호수물 중 주요 이온의 측정일별 고농도와 저농도 구분	63
그림 3.A.1. 본 연구팀의 수침적판과 수표면 채취기 (WSS)의 팔당 현지 비교 실험	66

그림 3.A.2. 건식 침적 측정장치의 구조	66
그림 3.A.3. 수용액 중 이온농도 보정 곡선	67
그림 3.A.4. 수침적판 실내 실험 모습	69
그림 3.A.5. 연속 측정결과대 단속 측정결과의 비	69
그림 3.A.6. 물질의 휘발을 가정한 연속 측정결과대 단속 측정결과의 비	70
그림 3.A.7. WSS와 수침적판의 비교 실험 모습	72
그림 3.A.8. WSS와 수침적판의 주요 이온 침적속 측정과 침적수 증발량 비교	73
그림 3.A.9. WSS와 수침적판의 침적수 증발량 차이에 따른 침적속 측정 차이	74
그림 4.1. MM5 바람장 계산을 위한 격자 설정	77
그림 4.2. CALMET 바람장 계산 영역과 영역 내 기상관측소 위치	80
그림 4.3. 서울 기상관측소에서의 여름철 대상일의 바람 변화	81
그림 4.4. 여름철 대상기간 중 MM5 격자 3 영역 바람장을 이용한 등온위면 역궤적 분석	81
그림 4.5. 여름철 MM5에 의한 격자 4 영역에서의 바람장	83
그림 4.6. MM5 격자 3 영역 바람장을 이용한 여름철의 대기 영향권	84
그림 4.7. 여름철 대상기간 중 CALMET 바람장에서의 역궤적 분석 결과	84
그림 4.8. 여름철 CALMET에 의한 10 m 높이에서의 바람장	85
그림 4.9. CALMET 바람장을 이용한 여름철의 대기 영향권	86
그림 4.10. CALMET 바람장을 이용한 팔당호에 대한 계절별 대기 영향권	87
그림 4.11. 침적 예측을 위한 대기질 모델링 대상 영역	88
그림 4.12. Models-3/CMAQ의 구조	89
그림 4.13. Models-3/CMAQ에 의하여 모의가 가능한 시간적 공간적 격자 간격과 대상 영역의 크기	90
그림 4.14. 모델링 대상 영역	97
그림 4.15. 모델링 영역 내 대기오염물질의 배출량 분포	98
그림 4.16. 측정값과 예측값의 비교	100
그림 4.17. 팔당호 유역에서의 오염물질의 평균 일변화	101
그림 4.18. 팔당호 유역에서의 건식 침적속도의 평균 일변화	102
그림 4.19. 팔당호 유역에서의 주요 질소 및 황화합물 건식 침적속의 평균 일변화	104
그림 4.20. 모사기간 3일 동안 격자당 질소화합물 건식 침적량의 계절 분포	106
그림 4.21. 모사기간 3일 동안 격자당 황화합물 건식 침적량의 계절 분포	109

표 목 차

표 1.1. 상수원수용 호소의 수질 현황	22
표 2.1. 수은 유입 경로별 비중	30
표 2.2. 오대호 다이옥신/퓨란의 대기침적 비율	30
표 2.3. 수계 지표 형태에 따른 대기침적 질소의 수체로의 이동 비율	31
표 2.4. 대서양과 멕시코만 연안의 질소 부하와 대기침적의 기여율	32
표 2.5. 미국 동부 수체의 수계와 산화 질소에 대하여 추산한 대기계 면적	34
표 3.1. 팔당호의 주요 제원	42
표 3.2. 호소의 영양상태 판정	43
표 3.3. 대기 중 주요 이온 성분별 건식 침적속과의 상관계수	54
표 3.4. 다중선형 회귀분석의 계수로써 조사한 주요 이온 건식 침적속의 대기 중 성분별 농도에 대한 의존율	55
표 3.5. 질소와 황의 단위면적 당 연간 건식 및 습식 침적량 비교	57
표 4.1. 계절별 대상일과 서울기상 관측소에서 기상 조건	75
표 4.2. MM5 모델링의 격자 구조	78
표 4.3. CALMET 계산에 이용된 계절별 유효 지상 및 자동 기상관측소와 고층 기상관측소 수	79
표 4.4. Models-3/CMAQ의 구성	92
표 4.5. Aero3의 주요 특징	94
표 4.6. 질소 및 황화합물의 모델링 영역 총 배출량과 비교한 팔당호 유역 배출량	98
표 4.7. 건식 침적속도의 비교	103
표 4.8. 모사기간 3일동안 팔당호 유역에서 질소와 황의 계절별 침적량	110
표 4.9. 팔당호에 대한 질소와 황의 연간 침적량	111

여 백

제1장 연구개발과제의 개요

제1절 목적 및 필요성

1980년대 토양오염에 대한 새로운 인식과 함께 오염된 토양의 복원을 추진하는 과정의 주요 이슈 중 하나는 토양으로부터 지하수, 지표수, 대기 등 다른 매체로의 오염물질 이동이었다 (USEPA, 1987). 1990년대 살충제, 농약 등 잔류성 유기오염물질 (POPs, persistent organic pollutants)과 중금속 성분이 대기를 통해 확산된 후 토양이나 해양에 축적되어 먹이사슬 정점의 인체 건강에 심각한 위협을 줄 수 있음이 알려지면서 2001년 5월에는 유해 화학물질 사용 금지 및 제한에 대한 유엔협약인 스톡홀름 협약이 체결되었다 (UNEP, 2001).

매체간 오염물질 이동의 대표적 형태로서 대기오염이 지표수 수질에 중요한 영향을 미칠 수 있음이 밝혀지기 시작한 것은 1980년대 산성비 연구가 본격적으로 진행되면서부터이다 (NAPAP, 1991). 대기 중 산성물질은 산성비 형태의 습식 강하 뿐 아니라 산성가스나 미세입자 (혹은 에어로솔)가 대기의 흐름을 따라 이동 및 확산하는 과정에서 지표면에 건식 포집되거나 흡수될 수 있다. 습식이든 건식이든 오염물질이 강하하여 퇴적되는 과정을 침적 (deposition)이라 일컫는다 (그림 1.1).

오염물질은 수면 위에 직접 침적되기도 하지만 더 많은 물질이 지표에 침적된 후 하천이나 호소 등으로 이동된다. 이에 따라 오염물질 침적을 추정하기 위하여서는 대상 하천이나 호소의 지류를 포함한 수계 설정이 중요하며, 수계에 따라 대기계 (airshed)가 결정된다.¹⁾ 대기는 유동이 자유롭기 때문에 수계에 영향을 미칠 수 있는 모든 영역을 포괄하기는 불가능하다. 침적의 대부분, 약 70-80%를 책임질 수 있는 영역을 대기계로 설정할 수 있으며, 침적 관리는 이 영역을 대상으로 하게 된다. 미국 북동부 체사피크만의 경우 대기계의 면적이 수계보다 약 5.5배정도 넓은 것으로 조사되고 있다 (Dennis, 1997).

우리나라는 식수의 90% 이상을 지표수로부터 얻는 것으로 나타나 있다 (Park, 1999). 그만큼 식수를 위한 취수가 외부의 위협에 노출되어 있음을 의미한다. 원칙적으로 어떠한 대기오염물질의 침적도 수질에 영향을 미칠 수 있다. 그 중 황과 질소분은 잘 알려진 것과 같이 수질을 산성화시킨다. 수질의 산성화는 염의 형태로 존재하던 알루미늄이나 카드뮴 등 중금속을 유리시킬 수 있다는 점에서 더욱 불리하다 (USEPA, 2002b). 뿐만 아니

1) 우리나라에서 수계는 본류와 지류 등 강의 계통을 정의하기 위하여 사용되나 본 연구에서는 영어의 watershed를 번역한 용어로 유역과 동일한 의미로 사용. 수계와 함께 사용될 수체는 waterbody를 번역한 용어로 직접 침적의 대상을 지칭. 예를 들어 팔당호를 지칭할 때 팔당호는 대상 수체가 되며, 팔당호 수계는 팔당호 유역과 동일.

Atmospheric Release, Transport, and Deposition Processes

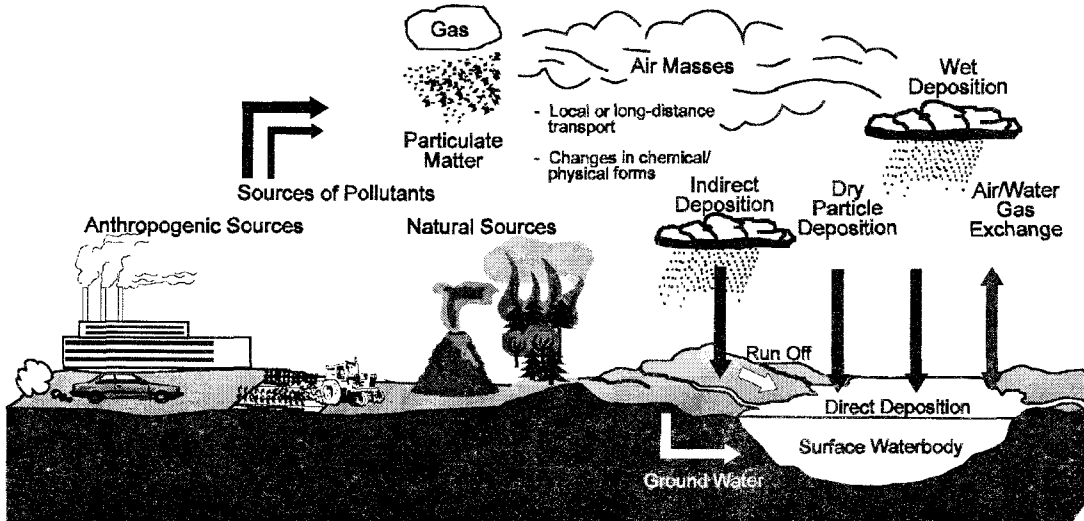


그림 1.1. 대기오염물질의 배출, 이동, 침적 (USEPA, 2000). 인위적, 자연적으로 배출된 기체, 입자상의 대기오염물질은 근거리 혹은 장거리를 이동하며 화학적, 물리적 변환과정을 거치게 된다. 침적 과정은 수면으로의 직접 침적과 다른 지표면에 침적된 후 이동하는 간접 침적, 혹은 강수에 의한 습식 침적과 대기의 이동에 의한 건식 침적으로 나누어 볼 수 있다. 수중 농도가 대기 중 평형 농도보다 높을 때에는 수면으로부터 대기로 휘발도 가능하다.

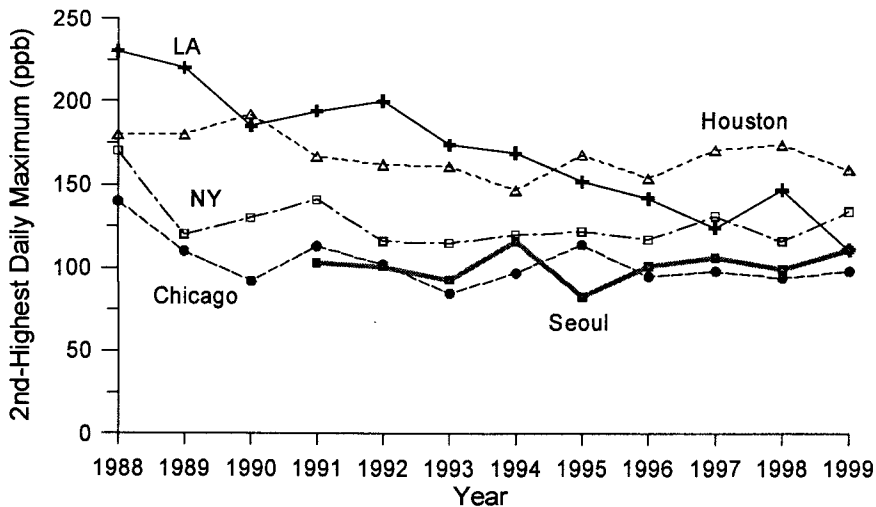


그림 1.2. 미국의 주요 도시와 비교한 1990년대 서울의 오존 농도. 오존 농도는 기온 등 기상 변화에 민감하여 추세 관찰이 쉽지 않다. 그림에서는 USEPA (1998, 2002a)의 예에 따라 지역 내 측정소의 일 최고농도 중 2번째로 높은 농도를 평균하여 추세를 알아보았다.

라 다량의 질소분은 만이나 강어귀와 같이 질소분에 취약한 수역에 부영양화를 일으킬 수 있고 이 과정에서 하천의 질산염 농도를 높일 수 있다 (Paerl et al., 2001). 실제로 지난 100년간 미국 북동부 주요 하천의 질산염 농도는 3-10배 증가하였고 이와 같은 현상은 유럽의 하천에서도 관찰되고 있다 (Vitousek et al., 1997).

미국의 경우 미시간호 수은의 80%, 체사픽만 질소분의 21%가 대기로부터 유입되는 것으로 보고되고 있다 (USEPA, 2000). 우리나라에서도 황해의 경우 대부분의 중금속 성분은 하천 수송보다 강수나 황사의 건식 침적 등 대기로부터의 유입이 더 많으며, 중국의 산업화에 따라 산성물질의 유입도 증가하는 것으로 밝혀지고 있다 (양동범 등, 1998).

최근 대기오염에 관한 관심이 높아지면서 특히 수도 서울의 취수원인 팔당호의 수질이 서울의 심각한 대기오염의 영향을 받을 수 있는 것이 아니냐는 우려가 제기되고 있다. 우리나라는 청정연료 보급 등 1980년대부터 진행된 대기환경정책의 결과로 아황산가스와 먼지 등 1차 오염은 크게 감소한 상태이다. 그러나 1990년대 이후 차량의 급속한 증가와 함께 질소산화물과 오존 등 2차 오염이 문제되고 있다.

1990년대 서울의 오존 농도는 오존 오염으로 유명한 미국의 주요 도시에 근접한 수준이다 (김영성, 2000; 그림 1.2). 특히 서울의 오존 농도는 대부분의 거대도시가 그러하듯 과량의 질소산화물이 존재하는 상태에서 상승하기 때문에 대기 중에는 이산화질소와 질산염의 농도가 높다. 이들 중 질산염은 물에 대한 용해도가 높아 대기오염물질 중 침적이 용이한 물질이며, 이산화질소는 농도가 높아 침적에 대한 기여도가 크다. 최근 Ghim and Kim (2002)은 강수에 의한 습식 침적을 제외하여도 서울, 수도권에서 배출되는 질소산화물의 53%가 같은 지역에 침적되는 것으로 추정하였다. 황성분의 침적은 약 30%로 질소분보다 낮게 나타났으나 비중이 상당한 중국으로부터의 이동을 고려하지 않은 결과이므로 최소치일 가능성이 높다.

1998년 현재 우리나라 대부분 상수원수용 호수의 영향상태는 중영향 혹은 중부영향 상태이다 (표 1.1). 이는 우리나라 호소가 호소 면적에 비하여 수계가 넓어 호소로 유입되는 영양염류가 많을 뿐 아니라, 많은 호소의 평균 수심이 10 m 이하이고 체류일수도 5-7일부터 길게는 100일을 넘어 기본적으로 오염에 취약하기 때문이다 (곽결호, 1999; 류재근, 1999). 이에 따라 매년 갈수기나 여름철 장마 후 인의 농도가 높아지면서 식물성 플랑크톤이 대량 증식되는 녹조 현상이 나타나고 있다. 우리나라 호소의 부영양화 현상은 1980년대 후반부터 두드러지기 시작하였고 (김범철 등, 1996), 강수량이 매우 작았던 1994년을 경계로 상승하고 있는 것으로 조사되고 있다 (환경부, 2000).

부영양화의 원인으로는 호소 주변 환경에 따라 축산폐수와 가두리 양식장, 도시 하수 등이 거론되고 있다 (곽결호, 1999). 그러나 우리나라에서 오존 오염이 주목받기 시작한 것이 북태평양 고기압의 이상 발달로 여름철 기온이 급상승하였던 1994년 이후인 점 등 부영양화 발생 추이가 우리나라의 오존 오염과 매우 유사하다. 또한 그림 1.3의 팔당호나 대청호에서 볼 수 있는 것과 같이 인은 감소하나 질소분은 증가 추세에 있는 것 역시 미국의 예와 같이 수질 대책만으로는 한계가 있을 수 있음을 시사하는 것일 수 있다. 실제 미국 체사픽만의 경우 인의 저감으로는 부영양화 발생을 억제하기에 한계가 있으며, 1990년 개정 청정대기법에 의한 중서부 질소산화물 배출 저감에 기대를 걸고 있는 형편이다 (Dennis, 1997).

표 1.1. 상수원수용 호소의 수질 현황 (1998년 평균; 광결호, 1999)

수 계	호소명	환경기준	COD (mg/L)	T-N (mg/L)	T-P (mg/L)	등급	영양상태
한 강	충주호	I 등급	2.1	2.867	0.019	II 등급	중영양
	팔당호	I 등급	3.1	2.522	0.42	III 등급	중부영양
낙동강	합천호	I 등급	2.3	1.588	0.023	II 등급	중영양
	진양호	I 등급	2.6	1.561	0.026	II 등급	중영양
	영천호	I 등급	3.6	1.620	0.035	III 등급	중부영양
	가창호	I 등급	3.1	0.804	0.042	III 등급	중부영양
	임하호	I 등급	3.2	1.993	0.031	III 등급	중부영양
금 강	대청호	I 등급	3.2	2.174	0.038	III 등급	중부영양
영산강	담양호	I 등급	3.4	1.765	0.066	III 등급	중부영양
섬진강	옥정호	I 등급	2.6	2.028	0.023	II 등급	중영양
	주암호	I 등급	2.9	0.978	0.018	II 등급	중영양
	동북호	I 등급	3.2	0.875	0.015	III 등급	중영양
기 타 수 계	사연호	I 등급	2.8	1.551	0.035	II 등급	중부영양
	대암호	I 등급	3.4	1.563	0.054	III 등급	중부영양
	회야호	I 등급	4.8	1.928	0.059	III 등급	중부영양
	상사호	I 등급	2.5	1.046	0.020	II 등급	중영양
	수어호	I 등급	2.1	1.332	0.009	II 등급	빈중영양

우리나라 주요 하천과 호소는 적지 않은 양의 산성물질 침적에도 불구하고 (Streets et al., 1999) pH는 1-3등급 환경기준인 6.5-8.5 사이로 양호하거나 (환경부, 2001) 오히려 높다. 이는 팔당호의 경우 Ca^{2+} 농도가 높게 나타나는 등 (김영성 등, 2002) 하천, 호수의 완충 능력이 크기 때문으로 추정되나 원인은 분명치 않다.

본 연구의 주제는 대기오염물질 침적이며 수계에 대한 침적을 측정하고 예측하기 위한 것이다. 앞서서도 잠깐씩 언급하였지만 미국, 유럽 등 선진국의 이 분야 연구는 1980년대에는 주로 산성물질 강하에 초점이 맞추어졌으나 1990년대 이후에는 질소분의 침적에 의한 부영양화와 POPs와 중금속 등 유독성 물질의 축적과 피해에 보다 관심이 많다 (USEPA, 2002b). 본 연구에서는 일차로 질소분의 침적을 주목하여 이의 영향을 조사하고자 한다. 아울러 황의 침적을 조사하고자 하는데 황성분이 대표적 산성물질이라는 측면도 있지만 국내 하천과 호소의 산성화가 크게 문제되지 않는 상황에서 질소분으로 충분치 않은 인위적 오염물질의 영향을 살피려는 측면이 보다 중요하다 (Ghim et al., 2002).

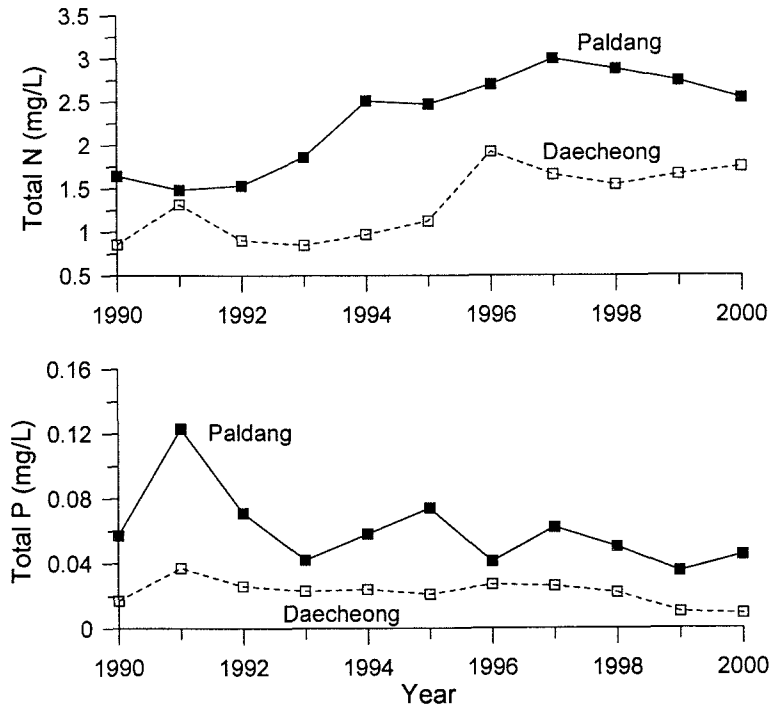


그림 1.3. 1990년대 팔당호와 대청호의 총 질소와 인의 농도 변화 (환경부, 1997, 2001).

제2절 연구 범위와 추진 내용

2개년 계획의 본 연구의 최종 목표는 (1) 대기 오염물질의 수계로의 침적 측정 및 예측 시스템 개발과 이를 통한 (2) 수질 오염에 대한 대기 중 황과 질소화합물 침적의 기여도 산정이다. 그림 1.4는 연차별 연구개발 목표와 진행과정을 도식화하여 표시한 것이다.

연구 내용은 (1) 국내외 연구자료 종합 및 분석, (2) 조사대상 수체 선정과 영향권 조사, (3) 건식 및 습식침적 측정, (4) 침적 예측으로 대별할 수 있다. 이 중 1차년도에는 (1)-(3)을 수행하였으며, 2차년도에는 (3)의 측정과 동시에 (2)의 영향권 설정의 연장선상에서 예측에 필요한 대상 영역 결정 등의 작업을 진행하였고, (4)의 침적 예측을 시도하였다. (2)의 내용은 (3)의 측정과 (4)의 예측을 위한 기초 작업이므로 본 보고서에서는 (1) 국내외 연구개발 현황, (2) 침적 측정, (3) 침적 예측 등으로 구분하여 1, 2차년도 연구 내용을 정리하였다. 다음은 각 장별 내용을 요약한 것이다.

가. 국내외 연구자료 종합 및 분석 (2장) - 수체로의 침적을 다룬 국내 연구는 본 연구팀을 제외하고는 발견되지 않음에 따라 국내 연구는 유사분야의 현황까지를 조사하였고, 자연스럽게 연구의 중심은 국외 연구현황 조사가 되었다. 가장 중요한 부분의 하나는 1994년부터 2000년까지 3년 간격으로 3차례 미국 EPA에서 의뢰로 제출한 “Deposition of Air Pollutants to the Great Waters” 보고서였으며 (USEPA, 1994, 1997, 2000) 이로써 수체 혹은 수계로의 대기 침적에 대한 전반적 내용을 정리하였다. 특별히 질소 침적과 부

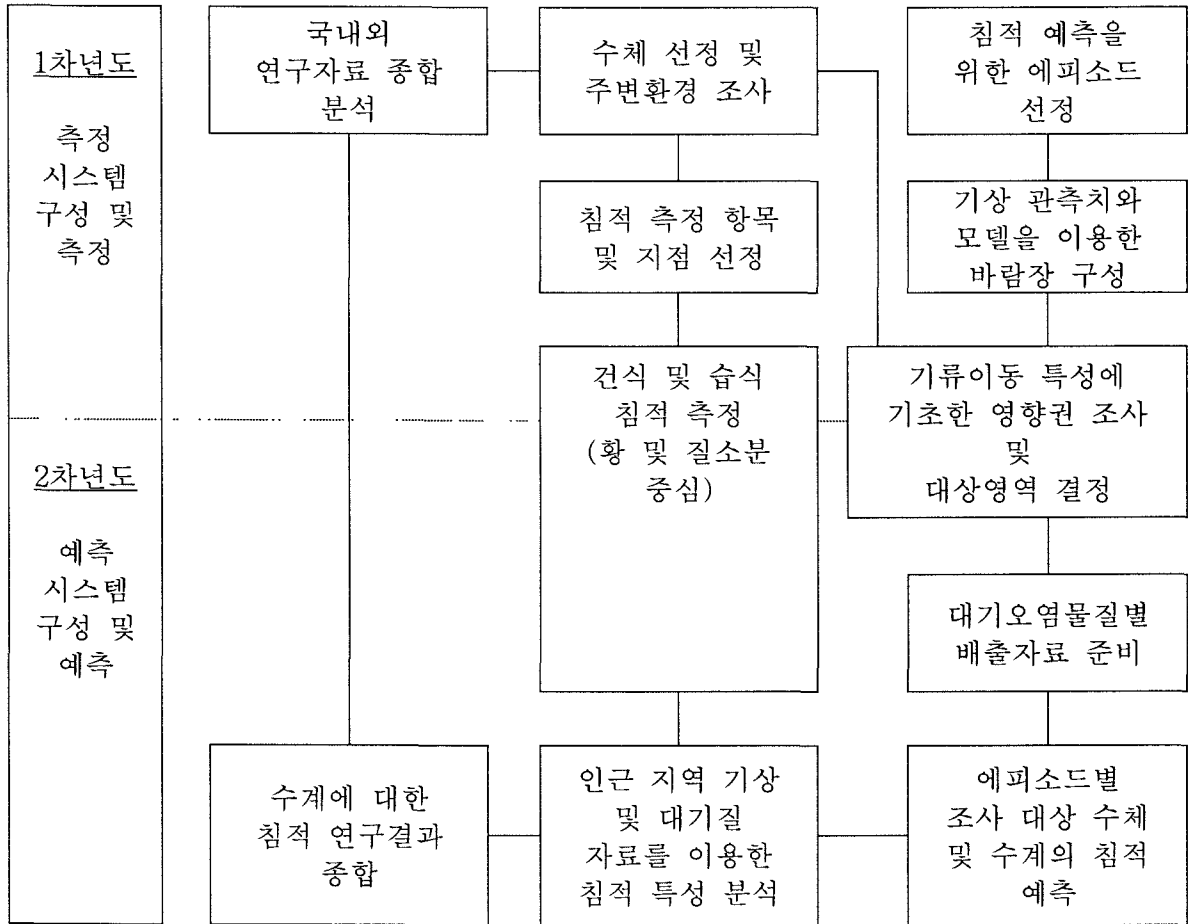


그림 1.4. 연차별 연구개발 목표와 진행

영양화에 대하여서는 AGU (American Geophysical Union)에서 발간된 Valigura et al. (2001)의 편저를 참고하였다. 일부 내용은 Baker (1997)가 편집한 SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry)의 논문집을 참고하였다.

건식 침적 측정에 관하여서는 Erisman and Draaijers (1995)를 확보하는 등 노력하였으나 Luke and Valigura (1997)와 Wesely and Hicks (2000) 이상의 만족할 만한 자료를 얻지 못하였다. 이들이 모두 훌륭한 총설이기는 하나 보고서에 별도 항목으로 언급할 만한 특별한 내용은 포함되어 있지 않다고 판단되어 필요할 때마다 참고 문헌으로 인용하였다.

나. 침적 측정 (3장) - 조사 대상 수체는 (1) 용수 이용이 경제, 사회적으로 중요하고, (2) 본 연구팀의 접근이 용이하여야 하며, (3) 국지적으로 오, 폐수에 의한 오염 부하량이 많은 곳보다는 대기침적이 용이하도록 수면이 넓은 지역을 선택하고자 하였다. 사실상 선택의 여지가 많지 않아 본 연구팀에서 사전 시험을 실시하였던 팔당호를 선택하였는데, 팔당호는 수도권 2,200만의 식수원일 뿐 아니라 지난 한해만도 12차례 조류주의보가 발령된 상황이었다 (연합뉴스, 2002. 5. 2).

침적은 팔당호 현지에서 건식과 습식을 구분하여 측정하였다. 침적과 함께 대기 중 황 및 질소성분과 호수물 중 이온 성분을 측정하였다. 건식 측정을 위하여서는 Yi et al. (1997a, b)에 의한 WSS (Water Surface Sampler)와 비교 시험 끝에 본 연구팀에서 고안한 수침적판을 사용하였으며, 1차년도 초반 약 2달간의 실내 실험을 거쳐 24시간 측정 원칙을 확인하고 냉각수 순환 등 침적수 증발을 억제하기 위한 장치를 설치하였다. 2차년도 중반에는 수침적판 침적 측정의 특성을 규명하기 위하여 WSS의 일부 설비와 측정방법을 보완하여 실내에서 2차 비교 실험을 실시하였다.

팔당호 현지에서의 측정은 건식 침적을 조사하기 위한 3차례의 집중 측정을 포함하여 약 1년간 계속되었다. 습식 침적은 강수가 있을 때마다 수시로 측정하였다. 습식 침적은 기존 연구와 크게 다르지 않았으나 건식 침적은, 대기 중에서 음이온에 비하여 과량으로 존재한 NH_4^+ 을 제외하고는, 수면에서 침적속도가 작아 SO_4^{2-} 와 NO_3^- 모두 1/8-1/9 수준에 불과하였다. 호수물 중의 SO_4^{2-} 와 NO_3^- 는 의외로 대기 중 건식 침적과 상관성을 보였다. NH_4^+ 는 호수물 중의 농도가 건식 침적과 역의 상관관계에 있었는데, 호수물 중 음이온이 증가할 때 Ca^{2+} 등이 주요 양이온으로서 이온 수지를 맞추는 데 따라 당량 비율이 작은 NH_4^+ 는 큰 변화가 없거나 오히려 감소하면서 나타난 현상으로 이해되었다.

다. 건식 침적 예측 (4장) - 침적 측정은 건식과 습식을 구분하여 모두 측정하였으나 예측은 건식만을 대상으로 하였기 때문에 건식침적 예측으로 이를 명시하였다. 건식 침적에 대한 연구가 아직 초기 단계임을 감안하여 특정 사례를 대상으로 하기보다는 보편적 사례에 대한 일반적 특성을 조사하고자 하였다. 이에 따라 1997년에 대하여 계절별로 전형적인 날들을 대상으로 선정하였는데, 이 경우 1997년이라는 특정 연도는 큰 의미를 지니지 않았다. 먼저 중규모 모델인 MM5 바람장과 진단 모델인 CALMET을 이용한 상세 바람장의 결과를 이용하여 직접 침적이 이루어지는 팔당호로의 오염물질 이동을 조사하였다. 두 바람장에 의한 오염물질 이동이 상당한 차이를 보임에 따라 상세 바람장 이용이 바람직하였으나 팔당호가 아닌 수계로의 침적까지 고려하고자 할 때에는 계산 부담이 너무 커진다는 단점이 있었다.

상세 바람장을 이용하여 팔당호로의 직접 침적만을 조사하는 방안도 고려하였으나 예측 시스템 개발이 중요하다고 판단되어 수계 침적까지를 조사하고자 대략 한강 유역을 중심으로 $480 \text{ km} \times 348 \text{ km}$ 영역을 설정하였다. 모델로는 가장 최근의 에어로솔 모듈인 Aero 3를 포함한 Models-3를 이용하였고, 관측치를 자료 동화하여 얻은 MM5 격자 3 영역의 계산치를 바람장으로 이용하였다. 오염물질 배출 자료는 미국 Iowa 대학의 자료를 Park et al. (2002) 등을 이용하여 보정하였다. 배출의 시간 변화로는 오전 7시부터 오후 7시까지 낮시간대에 1.3배, 나머지 시간대에는 0.7배를 하는 일변화와 GEIA (2003) 자료를 이용한 생물학적 휘발성 유기화합물 배출의 경우만 월별 자료를 이용함으로써 계절 변화를 고려하였다.

모델 예측은 충분한 자료 확보가 가능한 NO_2 , SO_2 등 기준 물질에 대하여서만 측정값과 비교하였다. 대체적으로 변화 범위가 유사하였음에도 예측값이 낮은 경향을 보였는데, 풍속이 실제보다 빠른 MM5 바람장을 이용한 때문으로 생각되었다. 팔당호 유역의 성분별 질소 침적은 기체상 질산의 침적이 계절별로 60-90%로 많아 NH_4^+ 의 침적 비율은 기체상과 입자상을 합하여도 대체로 20%에도 못미쳤고 가을철에는 4.7%로 매우 작았다.

유역에 침적된 양은 10%만이 팔당호로 유입되는 것으로 가정하였다. 그럼에도 유역의 면적이 호수면적보다 압도적으로 넓기 때문에 간접침적이 직접침적에 비하여 질소는 26배, 황은 38배가 컸다.

제2장 국내외 연구개발 현황

제1절 미국의 연구 현황

미국에서 수계에 대한 대기오염물질 침적 연구가 본격화된 것은 1990년 개정된 청정 대기법에서 미국 EPA로 하여금 NOAA (National Oceanic & Atmospheric Administration)와 협력하여 오대호와 연안수로의 유해대기오염물질 대기 침적 현상과 관련된 내용을 조사하고 이를 정기적으로 의회에 보고하도록 규정한 이후이다. 미국 EPA는 이에 따라 1994년부터 3년 간격으로 보고서를 의회에 제출하였다 (USEPA, 1994, 1997, 2000). 미국 의회의 이와 같은 움직임은 그 이전 수차례에 걸쳐 대기오염이 수질에 영향을 미치고 있음이 확인된 때문이었다 (USEPA, 1994). 1970년대 초에는 미시간 호의 중금속이 주로 대기로부터 침적되고 있음이 밝혀졌다. 1970년대 말에는 슈피리어호 섬내 Siskiwit 호의 물고기에서 PCBs와 독사펜이 검출되었는데 이 호수는 다른 지역과 격리되어 있어 대기를 통하지 않고는 오염물질 이동이 불가능한 지역이었다. 1980년대 말에는 1983년부터 복원에 노력하고 있었던 체사픽만 질소 부하의 25-40%가 대기로부터 침적된 것이며, 대기 침적이 오대호 독성화학물질의 주요 유입 경로의 하나라는 조사 결과들이 발표되었다.

본 절의 내용은 주로 2000년에 제출된 EPA의 3차 보고서 (USEPA, 2000; 이하 EPA 보고서로 약칭) 내용을 요약한 것이다. EPA 보고서는 지난 10년간 미국 내에서 이루어진 많은 프로그램과 연구 결과를 종합한 것이다. 그 중에서 침적 측정과 관련하여 중요한 것으로는 1990년 미국-캐나다 공동으로 시작된 IADN (Integrated Atmospheric Deposition Network)이 있다. IADN은 오대호 주변의 대기침적을 조사하기 위한 것으로 대기오염물질의 농도와 함께 습식 침적을 측정하고 있으며, 1990-1996년까지 1단계가 종료되고 1998년부터 2004년까지 2단계가 진행 중에 있다. 수체로의 침적이 대상은 아니나 미국은 1978년부터 NADP (National Atmospheric Deposition Program)에서 전원 및 배경농도 지역의 습식 침적을 측정하고 있으며, 1987년부터는 CASTNet (Clean Air Status and Trends Network)에서 주요 이온 성분과 SO₂, 질산 등의 건식 침적을 측정하고 있다. 1992년부터는 NADP와 CASTNet의 일부로써 건식과 습식을 함께 측정하는 AIRMoN (Atmospheric Integrated Research Monitoring Network)을 가동하고 있다.

1. 대량 수체로의 대기오염 침적 연구

EPA 보고서의 대상 수체에는 오대호를 비롯하여, 챔플레인호, 체사픽만 등이 포함되어 있다 (그림 2.1). 오염물질이 수체로 유입되는 경로로는 그림 2.2와 같이 (1) 점오염원

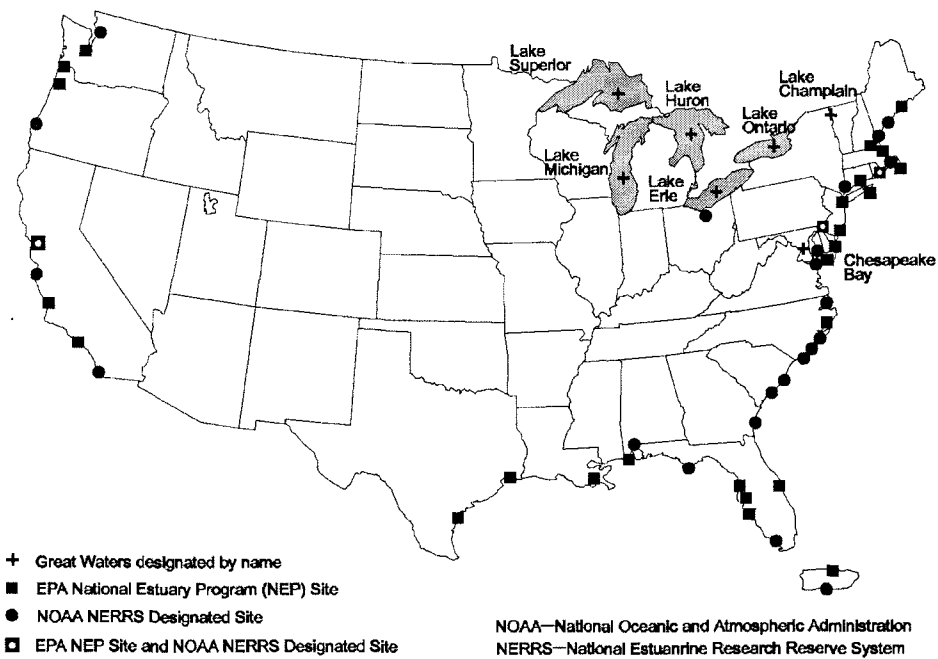


그림 2.1. 대량 수체로의 대기오염 침적에 관한 EPA 보고서의 대상 수체 (USEPA, 2000)

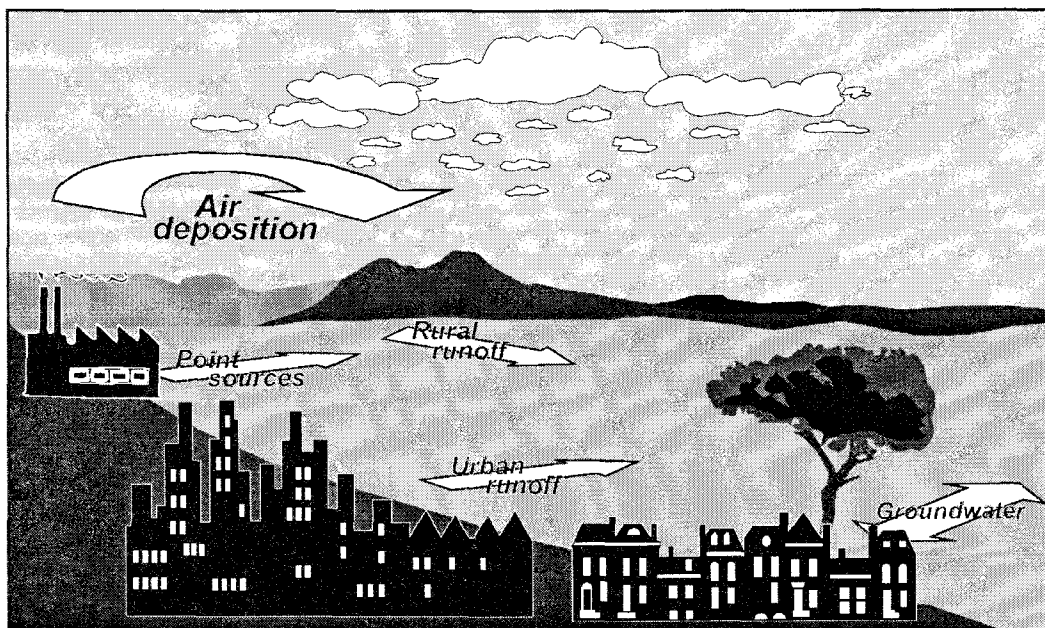


그림 2.2. 수체로의 오염물질 유입 경로 (USEPA, 2000)

으로부터 유입과, (2) 도시나 전원지역 비점오염원으로부터 유입, (3) 지하수로부터 유입, 그리고 (4) 대기를 통한 유입 등이 가능하다. 그림 2.2는 직접 유입만을 표시한 것이며, 그림 1.1에서 보았던 것과 같이 지류 등을 통하여 수계로 유입된 후 대상 수체로 이동하는 간접 유입도 물론 가능하다.

EPA 보고서는 대상 수체에 대하여 다음의 내용들을 조사하고 있다. (1) 대상 수체의 오염 부하에 대한 대기 침적의 기여도, (2) 수체에 침적되는 대기오염물질이 환경이나 인체 건강에 미치는 영향, (3) 수체에 침적되는 대기오염물질의 기원, (4) 수체 오염 부하에 따른 음용수나 수질 기준 초과 여부, (5) 인체 건강이나 환경 보호를 위하여 청정대기법이나 기타 연방법 개정의 필요성 등. 대상 오염물질은 (1) 수은과 수은 화합물, (2) 납, 카드뮴 등 기타 금속성분과 그 화합물, (3) POM (polycyclic organic matter; PAHs, polycyclic aromatic hydrocarbons와 이의 유도체), 다이옥신/퓨란, HCB (hexachlorobenzene) 등 연소배출물, (4) NO_x, 암모니아/암모니움, 유기질소 등 질소화합물, (5) PCBs (polychlorinated biphenyls)와 유기염소 살충제 등 사용이 금지되거나 제한된 물질들이다.

그동안의 연구결과에 의하면 수체의 오염 부하에 대한 대기 침적의 기여도는 오염물질과 장소에 따라 크게 달랐다. 오대호에 유입되는 다이옥신/퓨란 중 대기 침적의 비중은 지역에 따라 5-100%까지 차이가 났으며, 일부 연안 수역의 질소 부하에서도 대기 침적의 비중은 작을 때는 2%, 클 때는 38%에 달하였다. 대부분의 살충제, PCBs, 납의 대기 중 농도와 침적은 감소하였으며, 디엘드린, PCBs 등 일부 물질은 수중의 평형 농도가 대기 중 농도보다 높아 수체로부터 대기로 휘발되고 있었다.

PCBs, PAHs 등 반휘발성 유기물질은 기체 형태의 흡수가 지배적인 반면 중금속과 분자량이 큰 PAHs는 침적의 비중이 높았다.¹⁾ 사용이 제한되었거나 금지되어 배출이 이루어지지 않거나 적은 반휘발성 유기물질은 영역 바깥의 외부로부터 이동의 비율이 큰데 비하여 현재 배출이 이루어지고 있는 중금속과 PAHs는 인근으로부터 배출의 영향이 컸다. 특히 수은은 장거리 이동의 영향이 커서 미국에서 배출된 수은의 2/3가 미국 외부로 유출되었고, 미국에 침적되는 수은의 40%가, 외부 유출분의 재유입을 포함하여 미국 외부로부터 유입되는 것으로 추산되었다.

2. 오염물질별 침적

가. 수은과 수은 화합물 - 많은 생산품에서 수은을 사용하지 않으면서 1990년 이후 배출이 줄고 있다. 그러나 슈피리어호와 미시간호를 비롯하여 일부 호수와 강에서는 수은 농도가 인체 건강이나 생태에 위해할 수 있을 만큼 높아 미국 EPA에서는 수은이 농축될 수 있는 생선 소비는 자제할 것을 권고하고 있다. 표 2.1은 일부 수체에 대하여 수은 유입 경로별 비중을 조사한 것이다. 미시간 호는 대기 침적의 비중이 80%에 이를 만큼 절

1) EPA 보고서에서는 대기오염물질이 습식/건식 침적과 함께, 대기와 수체 사이에 기체 교환에 의하여 수체로 이동할 수 있는 것으로 보고 있다. 침적은 습식이든 건식이든 속도의 차이가 있을 뿐 언제나 대기로부터 수체로 이동하는데 반하여 기체 교환은 농도에 따라 대기로부터 흡수 뿐 아니라 수체로부터 휘발도 가능하다.

표 2.1. 수은 유입 경로별 비중 (%; USEPA, 2000)

위치	대기 침적	도시 유출	강 유입	지하수 유입	직접 배출	비고
미시간호	약 80	약 30 (시카고)	약 17	1 미만	-	휘발과 침전물로의 이동이 주요 유출 경로
체사픽만	50 이상 습식 47-53 건식 9-11	미확인 (볼티모어)	33-49	-	-	수계로 유입된 수은의 90% 이상이 토질에 머물며 수중에 방출되지 않음
롱아일랜드 해협*	약 10	미확인 (뉴욕, 뉴저지)	약 52	-	약 36	밀물/썰물, 침전물 이동, 휘발이 주요 유출 경로. 해협에 유입된 수은의 45%가 재배출

*코네티컷주와 뉴욕 남동부 롱섬 사이의 해협

대적이다.

나. 카드뮴, 납과 그 화합물 - 최근 오대호 지역에서는 납의 배출, 대기 중 농도, 침적 수준 모두 감소하고 있다. 카드뮴의 경우, 배출은 1980년대에는 증가하였으나 1990년대에는 추이가 분명치 않은데 비하여 침적은 최근 감소하는 것으로 판단되고 있다. 체사픽만에서는 이들 성분의 침적 추이를 판단하기 어려우나 일부 동부지역 만에서는 인구와 산업활동 증가로 최근 침적이 증가하고 있다. 체사픽만의 일부 지역에서는 침전물 중 이들 성분의 농도가 생태계에 악영향을 미칠 만큼 높다. 유입 경로 중 대기침적 비율은 체사픽만의 경우, 카드뮴 3-5%, 납 6-7%로 높지 않으나 롱아일랜드 해협은 납의 약 90%가 대기로부터 유입되는 것으로 조사되고 있다.

다. 연소 배출물 (다이옥신/퓨란, POM) - 다이옥신/퓨란의 배출은 감소하고 있으나 POM의 추이는 알려지지 않고 있다. 이들 물질의 침적은 산업화, 인구밀도와 연관이 높으며, 다이옥신/퓨란의 침적은 오대호 내에서도 지역에 따라 시기에 따라 편차가 매우 크다 (표 2.2). 그러나 생물군의 다이옥신/퓨란 농도는 감소 추세에 있는 것으로 나타나고 있다. 체사픽만 PAHs의 대기 침적 비율은 성분에 따라 30-56%로 조사되고 있다.

표 2.2. 오대호 다이옥신/퓨란의 대기침적 비율 (%; USEPA, 2000)

물질	슈피리어호	미시간호 북부	미시간호 남부	온타리오호
다이옥신	100	33-55	100	5-35
퓨란	100	5-35	5-35	5 미만

라. 질소 화합물 - 미국의 질소산화물 배출은 1970년대까지 지속적으로 증가하였으나 1980년 이후 배출 감소 정책과 경제 성장에 따른 배출 증가가 균형을 이루면서 일정한

수준을 유지하고 있다. 무기 질소 침적은 지난 20년간 대체로 일정하나²⁾, 인구나 가축수가 늘고 있는 지역의 풍하 지역에서는 증가되는 현상도 관찰되고 있다. 수계에 침적된 질소의 일부가 수체로 유입됨에도 불구하고 수계 침적은 수체 대기침적의 중요한 경로이다 (표 2.3). 체사픽만, 텔라웨어만, 롱아일랜드 해협 등 7개 만, 연안을 대상으로 조사한, 수계에 침적된 대기 질소의 이동 비율 역시 7-15%로 표 2.3과 크게 다르지 않다.

대서양과 멕시코만 연안의 경우 전체 질소부하에 대한 대기침적의 기여도는 10-40%에 이른다 (표 2.4). 그러나 미시시피강 유역은 오염원이 다양하여 대기침적의 비율은 1% 정도이고, 태평양 연안 역시 편서풍의 영향으로 바다로부터 깨끗한 공기가 유입되기 때문에 대기침적은 중요하지 않다. 최근 일부 수체에서는 대기 침적 등 질소 유입이 더 이상 증가하지 않아 평형에 도달한 모습을 보이고 있다. 그러나 이미 많은 수계에서 질소 부하가 자체 처리 능력을 초과한 상태이기 때문에 하류의 수체에서는 질소가 축적되어 생태계 피해가 발생할 수 있다.

표 2.3. 수계 지표 형태에 따른 대기침적 질소의 수체로의 이동 비율 (USEPA, 2000)

뉴햄프셔 Great 만 어귀		매사추세츠 Waquoit 만	
지표 형태	이동 비율 (%)	지표 형태	이동 비율 (%)
도시	38	도로, 상업지역	25
활성 농지	10	농경지	10
숲	5	자연 초지	9
수면	90	못	44
습지	3	덩굴월굴 습지	10
공터	6	잔디	10

마. PCBs - PCBs는 미국에서 더 이상 생산되지 않으나 (1) 변압기, 축전기 사용, (2) 오염 토양이나 침전물로부터의 방출, (3) 일부 연소 과정에서의 배출로 배출이 계속되고 있다. 그러나 지난 20년간 배출이 20배 감소하였고 이에 따라 오대호로의 침적도 감소하고 있으며, 체사픽만에서는 수체로부터 대기로 PCBs가 휘발됨에 따라 생태계에서 순 감소가 이루어지고 있다. 전체적으로 부하가 감소하고 있어도 아직 잔존량 때문에 오대호를 비롯한 많은 수역에서 PCBs가 농축될 수 있는 생선 소비 자제를 권고 중에 있다.

전체 부하에 대한 대기침적의 비중은, 슈피리어호, 미시간호, 휴런호가 큰데 비하여, 이리호, 온타리오호는 비중이 작다. 슈피리어호에서는 연간 부하의 21%가 휘발하고 있으며, 체사픽만에서는 침적량의 10배, Susquehanna 강으로부터 유입량의 2배가 수체로부터 대기로 휘발되면서 부하가 감소하고 있다.

바. 유기염소 살충제 - 많은 유기염소 살충제가 현재 사용되지 않고 있기 때문에 침적

2) 유기 질소는 침적 뿐 아니라 대기 중 농도도 자료가 충분치 않다. 최근 강수 중 용존 질소의 20-30%가 유기질소라는 측정 결과들이 발표된 바 있다.

표 2.4. 대서양과 멕시코만 연안의 질소부하와 대기침적의 기여율 (NOAA, 1997)

수체	대상 면적 (km ²) ^a	총부하량 (천톤/년)	대기침적량 (천톤/년)	단위면적당 침적량 (톤/km ² ·년)	대기침적의 기여율 (%)
Narragansett Bay	5,036	5	0.6	0.12	12
Delaware Bay	38,751	54	8	0.21	15
Long Island Sound	48,301	60	12	0.25	20
Albemarle-Pamlico Sounds	66,951	23	9	0.13	38
Chesapeake Bay	177,286	170	45	0.25	27
New York Bight	89,007	164	62	0.70	38
Rhode River ^c	4.9	0.012	0.005	1.02	40
Waquoit Bay, MA ^b	78	0.022	0.0065	0.08	29
Flanders Bay, NY ^c	39	0.36	0.027	0.69	7
Delaware Inland Bays ^c	83	1.3	0.28	3.37	21
Sarasota Bay, FL ^c	135	0.6	0.16	1.19	26
Patuxent River ^c	137	12.6	0.22	1.61	13
Newport River Coastal Waters, NC ^c	225-1,600	0.27-0.85	0.095-0.68	0.42	35-80
Narragansett Bay ^c	328	9	0.4	1.22	4
Choptank River ^c	361	1.54	0.57	1.58	37
Guadalupe Estuary, TX ^c	551	4.2-15.9	0.31	0.56	2-8
Potomac River, MD ^c	1,210	35.5	1.9	1.57	5
Tampa Bay, FL ^c	1,031	3.8	1.1	1.07	28
Massachusetts Bays ^c	3,700	22-30	1.6-6	0.43-1.6	5-27

^a조사 대상에 따라 수체와 수계를 포괄하는 총면적 혹은 수체, 수계 각각의 면적; ^b수체로의 간접 침적만을 조사; ^c수체로의 직접 침적만을 조사

에 있어서도 장거리 이동의 영향이 중요하다. 만일 장거리 이동의 영향이 현재와 같다면, DDT/DDE에 이어 디엘드린과 클로덴은 향후 10-20년 내, HCH (hexachlorocyclohexane) 와 HCB (Hexachlorobenzene)는 30-60년 내 대기 중 농도가 검출 한도 아래로 떨어질 것으로 추정하고 있다. 그러나 수중이나 침전물에는 더 오랜 기간 잔존하게 된다. 대부분의 경우 대기침적의 정량적 비중은 알려져 있지 않으며, 침적에 의한 유입, 휘발에 의한 순 감소, 평형 등 정성적 평가가 이루어지고 있다.

3. 수자원 현황

전체적으로 오대호는 식수원 및 수영, 레저 활동에 안전한 것으로 평가되었다. 그러나 미국 전역 강, 호수, 강어귀의 40%는 낚시, 수영에 부적합하였다. 강, 호수에서는 영양염류와 중금속이 가장 광범위한 오염물질로, 농업활동이 주요 오염원이나 대기침적도 중요하였다. 강어귀에서는 공장 점오염원, 도시 유출, 폭우 하수에 의한 영양염류가 광범위한 오염물질이었다. 연안의 97%에서 수중 생태계가 온전치 않았으며, 물고기에서는 독성유기물질 농축 현상이 관찰되었다.

제2절 질소 침적

1970년대와 1980년대 완충 능력이 취약한 호수의 산성화가 집중적으로 연구되면서 대기오염에 의하여 수질이 영향을 받을 수 있음이 밝혀지게 되었다. 앞 절의 수체에 대한 영향을 비롯하여 오늘날에는 대기오염이 지구온난화, 잔류성 유기오염물질 축적, 수은 오염 등 많은 환경 문제와 연관되어 있음을 잘 알고 있다. 특히 지난 10년간 질소의 대기침적이 수체의 부영양화에 얼마나, 어떠한 방식으로 기여하느냐에 대한 관심이 매우 컸다. 대기로부터 질소 침적이 수중 생태계에 영향을 미칠 수 있음이 알려진 것은 1988년 체사픽만에 대한 연구결과로부터였다. 흥미롭게도 당시 보고서의 제목은 “연안수의 오염에서의 산성비의 역할 (Polluted Coastal Waters: The Role of Acid Rain)”이었다 (Valigura, 2001). 그러나 엄밀하게는, 해수는 산에 대한 완충 능력이 크기 때문에 연안이나 대부분의 강어귀에서도 산성비는 문제될 수 없다 (USEPA, 2002b).

1998년 1월 NOAA는 EPA와 공동으로 워크숍을 개최하고 대기침적, 영양류 대사, 부영양화 분야 전문가들로 연구팀을 구성하였다. 이들의 임무는 (1) 지표와 수면으로의 대기질소 침적 속도, (2) 수계로의 질소 이동에 영향을 미치는 요소, (3) 연안수에 대한 대기 질소 침적의 상대적 중요성 등에 대하여 보고하는 것이었으며, 그 결과가 2001년 AGU에 의하여 발간된 Valigura et al. (2001)의 편저이다. 이들은 (1) 연안수와 이들 수계로의 대기질소 침적 속도를 추정하고, (2) 주요 오염원으로부터 연안수로의 질소 배출을 추정하였으며, (3) 국가수계모델 (SPARROW - SPATIally-Referenced Regression On Watershed attributes)을 적용하여 시험하였고, (4) 서로 다른 방법에 의하여 추정한 결과를 비교하였다.

Valigura et al. (2001)은 연안수의 질소 침적에 초점이 맞추어져 상세한 결과와 함께 과정들이 기술되어 있으나 대략적 측면의 결과는 앞 절의 EPA 보고서 질소화합물 부분과 크게 다르지 않다. 그러나 그 중, 질소 침적이 증가하면서 부영양화가 일어나는 과정을 기술한 Paerl et al. (2001)은 훨씬 구체적일 뿐 아니라 앞 절에서도 취급하지 않았으므로 본 절에서는 이를 중심으로 대기침적 질소의 생성과 침적 등을 살펴보았다.

1. 대기 중 질소화합물의 생성과 침적

반응성이 거의 없는 질소와 N_2O 를 제외한 대기 중 질소화합물은 크게 반응성 질소와 환원성 질소로 나누어진다. 반응성 질소는 산화 질소화합물로, 화석연료 등의 연소 과정에서 배출되는 NO_x ($=NO+NO_2$)와 광화학 반응에 의하여 생성되는 질산, PAN

(peroxyacetyl nitrate) 등을 지칭한다. 환원성 질소는 반응성 질소가 산화물인데 대한 상대어로, 축산이나 비료 사용 등의 과정에서 배출되는 암모니아와 반응 생성물인 암모늄이온을 지칭한다. 그러나 침적 관점에서는 질산, 암모늄 등 수용성 무기질소와 아미노산, 요소 등 수용성 유기질소로의 분류가 많이 이용된다. 앞에서도 언급한 바와 같이 유기질소에 대한 자료는 충분치 않기 때문에 대부분의 대기침적은 무기질소를 대상으로 하고 있다.

대기 중에서 이온 성분은 입자상태로 존재한다. 입자든, 기체든 강수에 용해된 무기질소는 물질에 관계없이 용이하게 침적된다. 그러나 건식 침적은 물질의 형태와 육지, 수면 등 지표 종류에 따라 다르다. 암모니아 농도가 보통 이상일 때 기체상 질산과 암모니아는 질산의 침적 속도가 약간 빠르나 거의 비슷하다. 암모니아 농도가 낮을 때 식물체는 암모니아의 수용체가 아닌 발생원이 될 수 있다. 유사한 크기의 입자는 비슷한 속도로 침적되나 기체의 침적은 입자보다 10배 가까이 빠르다. 그리고 수면으로의 침적 속도는 지표보다 3-5배 낮다. 기체와 입자의 침적속도 차이로 인하여 산화 질소와 환원성 질소의 건식 침적이 다르고, 이들의 습식과 건식 침적의 비도 달라지게 된다. 모델 분석에 의하면 연간 산화 질소침적은 습식이나 건식이 비슷하다. 그러나 연간 환원성 질소 침적은 습식 침

표 2.5. 미국 동부 수체의 수계와 산화 질소에 대하여 추산한 대기계 면적 (km²; Paerl et al., 2001)

수체	수계 면적 (W)	대기계 총 면적	대기계 육지 면적 (A) ^a	A/W	수계 침적에 대한 대기계 부담율
Barnegat Bay	1,404	563,200	505,600	360	67%
Narragansett Bay	4,321	803,200	595,200	140	73%
Tempa Bay	5,725	972,800	256,000	45	76%
Barataria-Terrebonne	7,446	601,600	409,600	55	63%
Apalachee Bay	14,342	793,600	441,600	31	50%
Pamlico Sound	26,829	883,200	665,600	26	63%
Delaware Bay	33,381	832,000	729,600	22	75%
Altamaha Sound	37,105	1,004,800	678,400	18	68%
Lake Pontchartrain	39,598	851,200	659,200	17	63%
Mobile Bay	114,858	1,062,400	992,000	8.6	68%
Chesapeake Bay	167,443	1,177,600	1,081,600	6.5	76%

^a대기계 중 육지 면적. 그림 2.3 참조.

적이 건식보다 2-3배 많다.

역시 모델 분석에 의하면 미국 동부의 경우 질소화합물의 대기 내 체류시간은 건식 침적이 아닌 습식 침적에 의하여 결정된다. 즉, 대기 중 질소화합물은 습식 침적에 의하여 보다 효과적으로 제거된다는 것이다. 습식과 건식을 합하여, 질소산화물이 배출된 후 2/3가 침적되는 거리는 대략 400-600 km로 추정하고 있다. 환원성 질소에 대하여서는 아직 연구가 진행 중이나 산화 질소보다 대기 중에 머무르는 시간이 짧을 것으로 예측하고 있다.

표 2.5는 미국 동부 주요 수체의 수계와 대기계의 면적이다. 여기서 대기계는 수계에 침적되는 질소산화물의 상당 부분을 배출하는 지역이다 (그림 2.3). Barnegat Bay와 Narragansett Bay의 수계는 수천 km²이나 대기계는 이의 수백배이며, 모빌만과 체사픽만의 수계는 십만 km²를 넘으나 대기계는 각각 이의 8.6, 6.5배로, 모델에 의하여 계산된 대기계의 크기는 수계만큼 차이가 크지 않다. 암모니아에 대하여서도 같은 작업이 진행 중에 있는데 아직 논란이 있기는 하나 이 때의 대기계 역시 수계보다는 상당히 클 것으로 생각하고 있다.



그림 2.3. 체사픽만의 수계와 대기계. 수계는 회색으로 음영 처리된 지역이며, 대기계는 폐곡선으로 표시. 당초 Dennis (1997)는 수계에 침적되는 산화 질소의 75%를 배출하는 지역을 대기계로 설정하였으나 76%를 보다 합당한 기준으로 생각하여 다시 계산 (USEPA, 2000; 표 2.5 참조).

2. 질소 침적의 생지화학적, 생태학적 영향

질소는 수체에 직접 침적될 수도 있지만 수계에 침적된 후 변환되며 수체로 이동할 수 있다 (그림 1.1, 표 2.3 참조). 질소 유입이 많을수록 숲의 생산성은 증가된다. 벌채나 산불 등에 의하여 주기적으로 질소가 부족하였던 숲은 질소의 증가에 대하여 보다 건강하게 적극적으로 대응하는 반면 자연 그대로의 숲은 대응이 늦다.

높은 수준의 질소 침적이 계속되면 숲의 질소는 결국 포화되며, 숲은 질소 부족에서, 탄소, 인, 혹은 수분 부족으로 변환된다. 질소가 포화되었음에도 불구하고 질소 침적이 계속되면 토양의 암모늄 이온이 증가하고 pH가 낮더라도 암모늄이 질산 이온으로 산화되는 질산화가 진행된다. 숲은 질산을 받아들이는 대신 방출하며, 토양에서는 N_2O 배출이 증가된다. 이와 같은 상황이 지속되면 숲이 성장하는 봄, 여름철에도 질산 방출이 일어나며, 뿌리 아래 토양 깊은 곳까지 질산 이온이 침투하여 지하수에서도 질산 농도가 높아진다. 숲은 영양의 불균형으로 잎이 노래지고 광합성 등 생산성이 저하된다. 무기화 (mineralization), 질산화로 인하여 숲은 침적량보다 더 많은 질산을 지표수로 내보내게 된다.

질산이 계속 유입될 경우 이를 완충시킬 만한 중탄산이나 유기 음이온이 없는 한 지표수는 산성화된다. 지표수의 산성화는 만성적일 수도 있지만 보통은 특정 사례나 계절에 따라 발생한다. 만성적 산성화는 북미보다 유럽에 많으며, 산성화에 따라 많은 어족에게 치명적인 알루미늄 이온이 유리되기도 한다.

지표수에서도 질소가 부족한 경우 질소 침적에 의하여 부영양화가 일어날 수 있다. 이와 같은 상황은 인의 유입이 많거나 반대로 미국 서부의 타호호와 같이 인과 질소 농도가 매우 낮을 때 가능하다. 그러나 전자의 경우도 문제의 발단은 인의 과잉이므로 질소 침적을 조절하고자 하는 것은 효과적이지 않을 수 있다. 대부분 온대 호수가 인이 부족한 반면 강어귀와 연안은, 하수로부터 질소 유입과 플랑크톤에 의한 질소 고정화에 비하여 퇴적층 미생물의 탈질반응이 활발하여 질소가 부족되기 쉬우며, 그만큼 질소 침적에도 민감하게 된다.

제3절 국내 현황

국내의 침적 연구는 주로 산성비와 연관되어 이루어졌다 (박순웅 등, 1999). 이들은 전국 주요 지점에서의 강수 중 이온농도 측정과 함께 동북아지역을 대상으로 강수 중 산성물질 농도 예측을 위한 모델링을 시도하였다. 환경부 주도의 선도기술개발사업으로 1992년부터 10년간 연구비가 지원되면서 산성 침적은, Park and Cho (1998)와 Kim and Cho (1999)가 동북아시아 지역 산성비 현상의 모델링 결과를, Lee et al. (2000)이 1996년 5월부터 1998년 4월까지 2년간 전국 9곳의 강수 측정 결과를 발표하고, Park et al. (2000a, b)이 환경부와 기상청 자료를 이용하여 전국의 습/건식 황 침적을 추산하는 등 성과를 거두었다.

반면 건식침적 관련 연구는 매우 드물다. 이승목 등 (2000)은 1998년 4-6월 이화여대학교내와 더불어 1997년 6-9월 일산 호수공원에서 질소산화물의 측정을 시험하였는데, (1)

지금까지 국내 연구와 달리 질소산화물에 초점을 맞추어, (2) 본 연구와 같이 부영양화에 대한 질소 침적의 영향을 알아보고자 하였으며, (3) 수면으로의 직접 침적은 아니어도 호수 인근 건물에서 침적을 측정하였다는 점에서 주목할 만하였다. 그러나 호수 인근에서의 측정에도 불구하고 인근의 호수가 침적에 미치는 영향 등 수체로의 침적에 대하여 알아볼 수 있는 분석을 시도하지는 않았다. 이승묵 등 (1998, 1999)은 또한 미세입자와 PCBs의 침적을 측정하였다. 한국대기환경학회는 1999년 추계학술대회에서 건식 침적에 관한 특별 세션을 개설하여 정장표 (1999), 한진석 (1999), 이승묵 (1999) 등이 각각 미국의 연구현황, 동북아시아의 오염물질 장거리 이동과 침적, 건식 침적장치 개발 등에 대하여 발표하였다.

건식침적 측정에 대한 국내외의 다양한 논의에도 불구하고 (이승묵, 1999; Wesely and Hicks, 2000) 미국의 AIRMoN (Atmospheric Integrated Research Monitoring Network)을 비롯하여 핵심 그룹의 연구는 지표 부근의 미기상 (micrometeorology)과 지표 특성으로부터 침적 속도를 계산하고 농도를 측정하여 침적속을 산출하는 것이다 (그림 2.4). 수면은 일면 숲과 건물이 있는 지표보다 단순하나 반면 연구가 부족하여 불확실성이 그만큼 크다 (Wesely, 2002).

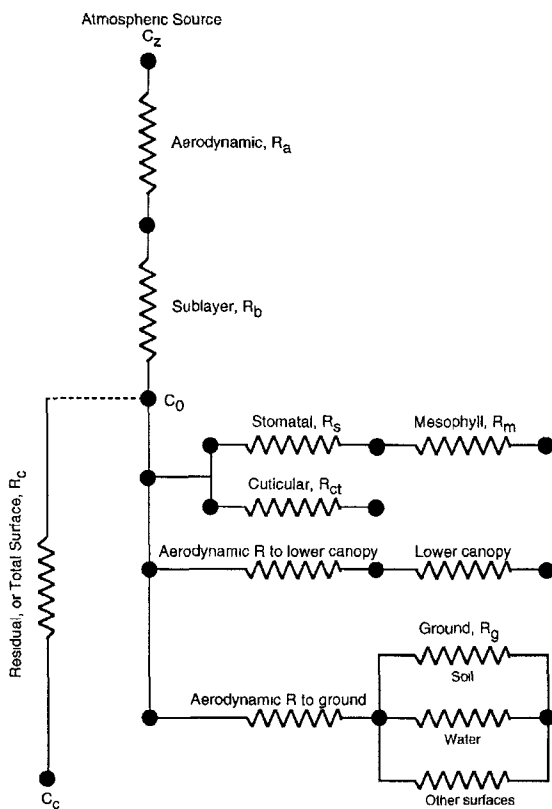


그림 2.4. 건식 침적속도 계산을 위한 저항 모델 (Wesely and Hicks, 2000). 건식 침적 속도 $V_d = (R_a + R_b + R_c)^{-1}$, 침적속 $F = -V_d C$ 로 표시된다. 핵심 기술은 주로 지표 특성에 따른 R_c 관련 여러 저항을 얼마나 정확하게 측정하느냐 이다. 소수의 그룹을 제외하고는 오염물질의 농도를 측정 후 지표 특성에 따라 이들이 제공한 자료를 이용하여 침적속을 산출하게 된다.

수면 위에서는 오염물질의 농도 측정도 쉽지 않으므로 주변 지역의 측정자료를 이용하거나 가능한 경우 선박을 이용하여 측정한 후 이로부터 수체로의 침적을 추정하게 된다. Ghim et al. (2002)은 오염물질 농도로써 최근 수년간 본 연구팀과 국내 각 기관에서 측정한 황해안의 지상 측정자료와 선박 측정자료 등을 (그림 2.5), 침적속도 계산에는 기상청의 1999년 RDAPS (Regional Data Assimilation and Prediction System) 자료를 이용하여 황해로의 질소와 황 침적을 추정하였다. 아직 연구가 진행 중이나 제시된 결과에 의하면 질소와 황의 연간 침적은 44만톤과 49만톤으로 유사하며, 습식침적의 비중이 70%로 건식침적보다 2배 이상 많고, 대부분 기체상 물질의 침적이었다.

뒤에서 다시 기술하겠지만 본 연구의 대상 수체인 팔당호는 유역면적이 23,800 km²로 만수면적의 600배를 넘는다 (곽결호, 1999). 따라서 수체로의 직접 침적보다 수계에 침적된 후 이동하는 양이 많을 가능성이 높다. Ghim and Kim (2002)은 서울, 수도권 60 km x 60 km 지역에 대하여 황과 반응성 질소의 계절별 건식 침적량을 계산하였다 (그림 2.6). 그러나 배출량 자료가 취약하고, 황의 경우 중국으로부터 이동이 상당할 가능성이 높음에도 이에 대한 고려가 미흡하며, 무엇보다도 한강 유역 혹은 팔당호 유역에 비하

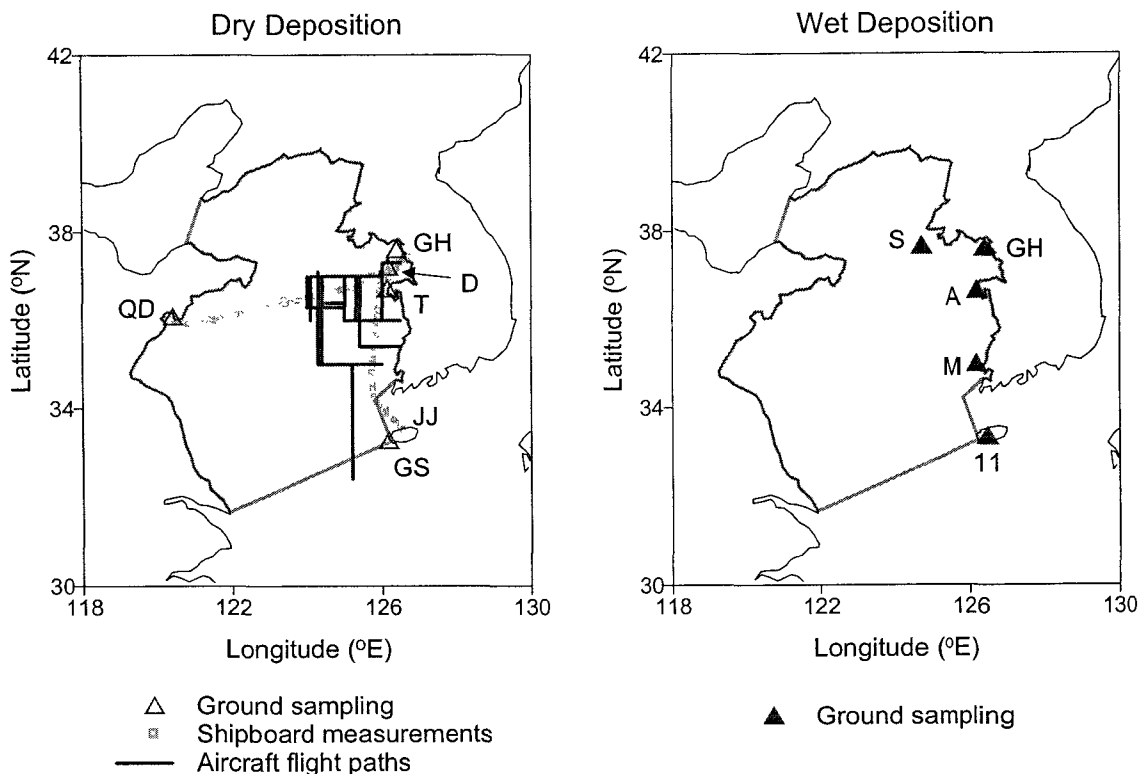


그림 2.5. 황해상 질소와 황의 습식, 건식 침적량 산정을 위한 대기오염물질 측정 (Ghim et al., 2002). 건식 침적량 산정에는 지표, 선박 측정자료와 함께 일부 항공 측정자료가 이용되었다. 건식 침적에서 지표 측정 위치는 GH, 강화; D, 덕적도; T, 태안; GS, 고산; QD, Qingdao. 습식 측정에서 GH의 측정 위치는 S, 소청도; A, 안면도; M, 무안; 11, 1100 고지.

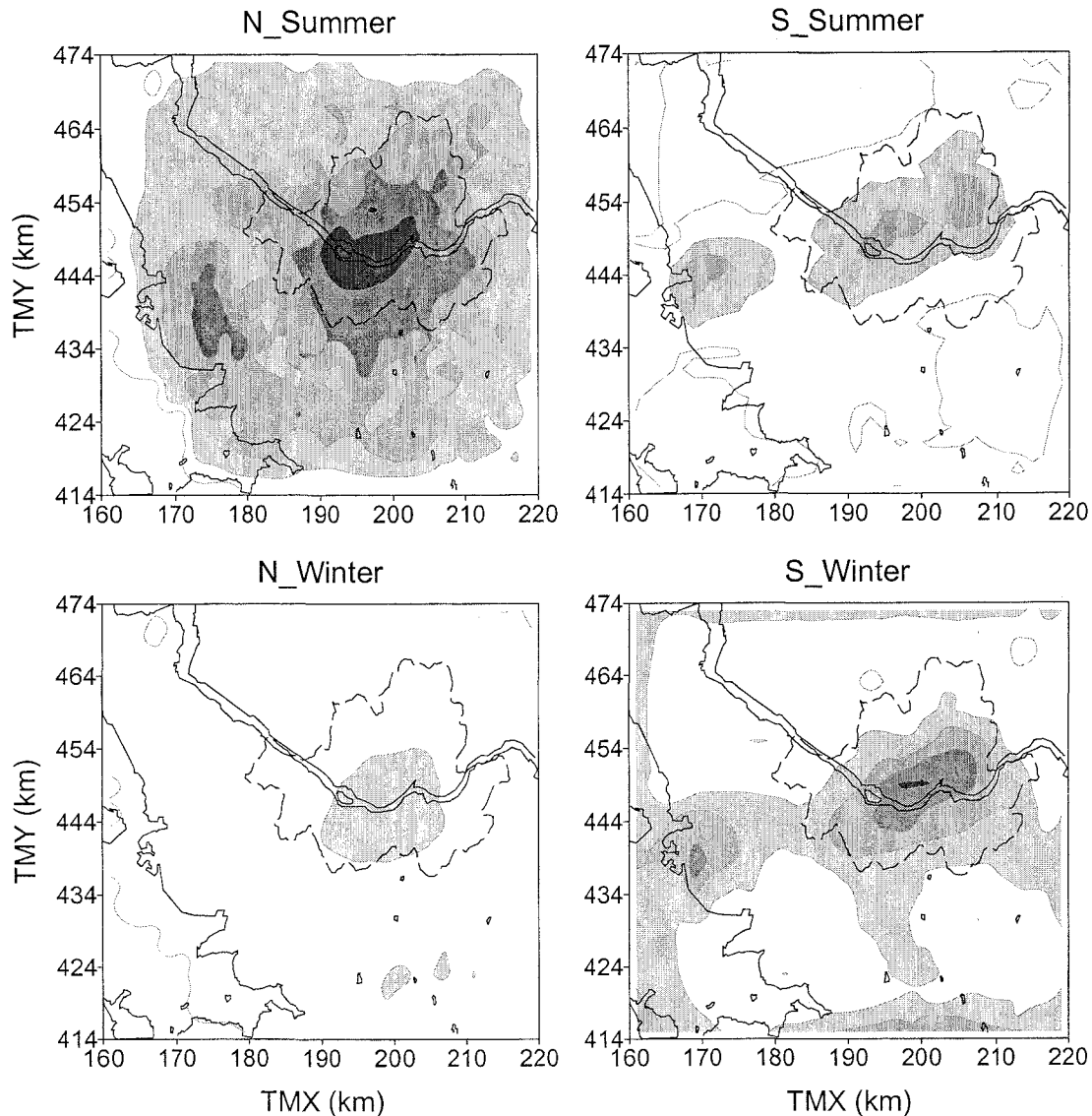


그림 2.6. 서울, 수도권 지역 질소, 황의 여름, 겨울철 건식 침적량 분포 (Ghim and Kim, 2002). 반응성 질소는 질산 등 광화학 반응 생성물이 침적에 기여하는 비율이 높아 여름에 도심에서 농도가 높다. 황은 SO₂의 비중이 커서 겨울철에 높고 중국으로부터 영향 때문에 경계지역에서도 침적이 많은데, 이때 경계조건은 우리나라 대기오염 측정망의 측정치를 이용하였다.

여 대상 영역이 크게 작다.

황해를 대상으로 한 Ghim et al. (2002)은 대기오염물질 농도로 측정치만을 이용하였으나 건식과 함께 습식 침적을 추정하였다는 점 외에도 건식 침적 추정에 기체 농도와 함께 미세입자 자료를 이용하였고, 질소 침적에 암모니아를 포함시킬 수 있었다. 따라서 Ghim et al. (2002)의 결과를 참조하여 Ghim and Kim (2002)에서 부족하였던 몇 가지 사실을 추정할 수 있다. (1) 서울, 수도권의 모델 계산에는 황해 계산에 포함되지 않은 NO, HONO, PAN 등이 포함되어 있으나 이들의 비중은 크지 않다. 반면 황해 계산에 포

함된 암모니아는 연평균 38%로 가장 비중이 큰 NO_2 보다 0.2% 작을 뿐이며 겨울에는 NO_2 보다도 비율이 높다. 이같이 본다면 암모니아를 포함할 경우 서울, 수도권 지역의 질소 건식 침적은 Ghim and Kim (2002)보다 60% 증가할 수 있다. (2) Ghim et al. (2002)에 의하면 미세먼지 침적은 질소, 황 모두 5-6% 정도였다. 서울, 수도권 모델 계산에서도 황산염이 포함되었으나 침적에 대한 기여도가 미미하였다. (3) 서울, 수도권의 모델 계산에서는 황의 침적량이 질소의 50%에도 미치지 못하였으나 황해 침적 추정에서는 황의 침적이 오히려 35% 많았다. 이는 서울, 수도권의 모델 계산에서 중국으로부터 유입을 충분히 고려하지 못한 때문이며, (2)에서 황산화물 침적이 작은 것도 이 때문일 가능성이 크다.

제3장 침적 측정

제1절 수체 선정

본 연구에서는 대상 수체의 조건으로 (1) 용수 이용이 경제, 사회적으로 중요하고, (2) 본 연구팀의 접근이 용이하여야 하며, (3) 국지적으로 오, 폐수에 의한 오염 부하량이 많은 곳보다는 대기 침적이 용이하도록 수면이 넓은 지역을 선택하고자 하였다. 팔당호는 1973년 팔당댐을 건설함으로써 형성된 하천형의 인공 호수로, 건설 당시에는 수력발전이 목적이었으나 오늘날에는 수도권 2,000만 주민의 각종 용수 공급을 담당하고 있어 국내 어느 수체에 못지 않게 경제, 사회적으로 중요하다 (최지용, 1999). 넓은 유역으로부터 많은 오염물질이 유입되기는 하나 국지적인 것은 아니며, 평균 수심이 6.7 m로 얕아 부피에 비하여 수면이 넓다. 마지막으로 서울 북동부에 위치한 본 연구소로부터 접근이 용이하다.

팔당호는 북한강, 남한강, 경안천 등 3개 하천이 합류한 지점에 위치하고 있다. 저수

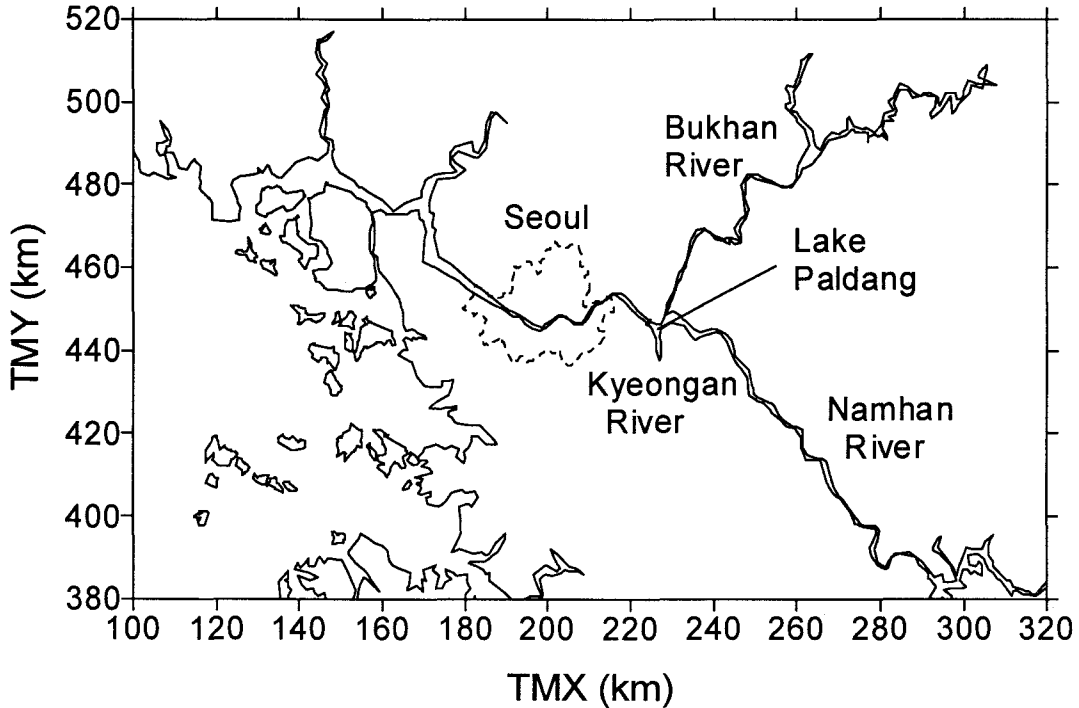


그림 3.1. 팔당호 위치

용량은 244백만톤이나 유효 저수량은 180백만톤이고 체류시간은 5.4일로 우리나라 주요 호소 중에서는 가장 짧은 쪽에 속한다 (류재근, 1999). 표 3.1은 팔당호의 주요 제원이다. 유역면적대 만수면적의 비 560은 국내에서도 낙동강 하구연, 의암호, 청평호 등과 더불어 가장 높은 비율이다. 그만큼 외부로부터 오염 유입의 가능성이 높음을 의미한다. 참고로 미국 오대호의 유역면적대 만수면적의 비는 2-3 정도이다. 팔당호 인근의 토지 이용을 보면 임야가 15,700 km²으로 77%를 차지하고, 농경지 13%, 대지 1.3% 등이다.

표 3.1. 팔당호의 주요 제원 (최지용, 1999; 류재근, 1999)

구분	제원	구분	제원
유역 면적	20,458 km ²	호수 길이	73 km
만수 면적	36.5 km ²	호수 폭	500-1000 m
평균 수심	6.5 m	총 유입량	17,324×10 ⁶ m ³
최대 수위	25.5 m	저수 용량	244×10 ⁶ m ³
평균 체류시간	5.4일	유효 저수량	180×10 ⁶ m ³

^a일부 제원의 경우 문헌마다 수치가 조금씩 달라 최지용 (1999)을 기본으로 류재근 (1999), 최성현 (2000) 등의 자료를 이용.

팔당호는 남, 북한강, 경안천이 합류하는 지점에 위치하여 정체 수역을 형성하고, 저수 용량에 비하여 유입량이 크기 때문에 외부 조건에 민감하다 (최지용, 1999). 팔당 상류에는 하루 86만톤의 오폐수가 발생하며 생활하수가 70%로 가장 많고, 오염부하 역시 생활하수가 31%로 가장 많고, 산업폐수 29%, 축산폐수 25% 순이다. 권역별 오염부하는 팔당호 권역이 74%이며, 남한강 권역, 북한강 권역 순이다.

그림 1.3에서 살펴본 바와 같이 1990년대 팔당호의 총인은 감소 추세인 반면 총질소는 증가하고 있다. 이에 따라 질소 : 인의 비는 증가하고 있으며 최근 3년 평균 총질소는 2.73 mg/L, 총인은 0.043 mg/L, 질소 : 인의 비는 63이다. 보통 질소 : 인의 비가 15 이상이면 인 부족, 7 이하면 질소 부족으로 판단하는데 (SWCSMH, 2002; 우리나라는 16이상 일 때 인 부족) 이에 의하면 팔당호는 대부분의 온대 호수가 그렇듯이 인 부족이다. 우리나라 호소 환경기준에서는 인 부족일 때는 총인을 기준으로 호소의 등급을 판정하므로 팔당호는 III 등급이며, 인의 농도는 목표 기준인 I 등급보다 4배 이상 높다 (표 1.1). 호소의 영양상태는 표 3.2의 Vollenweider (1968) 기준에 의하여 판정한다. 팔당호의 질소 : 인 비는 16 이상, 인의 농도는 0.043으로 0.03-0.1 사이이므로 팔당호는 중부영양 상태이다.

1997년 현재 팔당 영향권역의 질소 배출은 65톤/일이며, 토지 48%, 생활계 28%, 그리고 축산, 산업, 양식 순이다. 1997년에는 질소 발생이 78톤/일인데 비하여 2007년에는 82톤/일로 5% 증가할 것으로 예측하고 있는데, 토지에서 발생은 큰 차이가 없는 반면 생활계와 산업 부분은 각각 14%, 10% 증가를 예상하고 있다 (곽결호, 1999).

표 3.2. 호소의 영양상태 판정 (곽결호, 1999)

영양 상태	총 인 (mg/L)	총 질소 (mg/L)
극빈영양	< 0.005	< 0.2
중빈영양	0.005-0.01	0.2-0.3
중영양	0.01-0.03	0.3-0.5
중부영양	0.03-0.1	0.5-1.5
부영양	> 0.1	> 1.5

^a질소 : 인의 비가 7 미만이면 질소 기준을, 16 이상이면 인의 기준을, 7이상 16 미만일 때는 높은 항목을 적용.

제2절 방법

대상 수체인 팔당호에서 황 및 질소의 습식, 건식 침적과 침적 관련 변수들을 측정하였다. 측정 장소로는 경기도 양평 한강물환경연구소 내, 호안으로부터 약 30 m 떨어진 곳에 위치한, 현재 사용하지 않는 취수장 구조물을 이용하였다 (그림 3.2). 측정 항목은 다음과 같다. (1) 이온 성분의 습식 및 건식 침적, (2) TSP (total suspended particulates, 총 부유먼지) 질량 및 이온 농도, (3) 질산, 암모니아 기체, (4) 측정 지점 부근 수중 이온 농도. 이온은 주요 양이온으로 Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+ , NH_4^+ 를, 음이온으로 Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} 를 분석하였다.

대기오염물질은 기체상 물질과 입자상 물질 모두가 건식 혹은 습식 침적될 수 있다 (Seinfeld and Pandis, 1998; 그림 1.1). 본 연구에서는 대기오염물질로써 입자상 물질을 주로 측정하였으며 기체상 물질 농도는 환경부에서 제공하는 인근 대기오염측정소의 측정 자료를 이용하였다. 측정 항목 (3)에서 기체상 물질로써 질산과 암모니아를 측정한 것은 이들의 기체상 농도를 알기 위한 목적보다는, 이들 물질들이 기온 등 대기 조건에 따라 입자 포집과정에서도 휘발이 가능하기 때문에 입자 포집 후단 필터에서 휘발분을 포집하여 대기 중 총량을 알기 위한 목적이 컸다 (김용표와 문길주, 1996).

1. 장치 구성

침적 측정 시스템은 크게 (1) 건식침적 측정 장치, (2) 습식침적 측정 장치, (3) 대기 성분 포집 장치, (4) 호수물 채취 장치로 나누어진다. 습식 침적과 입자 측정 등은 방법이 잘 확립되어 있으나 (예를 들면, Demerjian, 2000) 특히 수계로의 건식 침적 측정은 선례를 찾기 쉽지 않다. 따라서 본 연구에서는 건식 침적 측정 방법을 확립하기 위하여 본 장의 부록에서와 같이 과거 실험 자료를 분석하여 장치를 선정하고, 실내 시험을 실시하여 측정 계획을 수립하였으며, 비교 실험을 실시하여 기존 장치와의 연관성을 조사하였다.

그림 3.2는 측정소 전경이다. 장치의 구조 및 작동은 각각 그림 3.3-3.6과 같다.

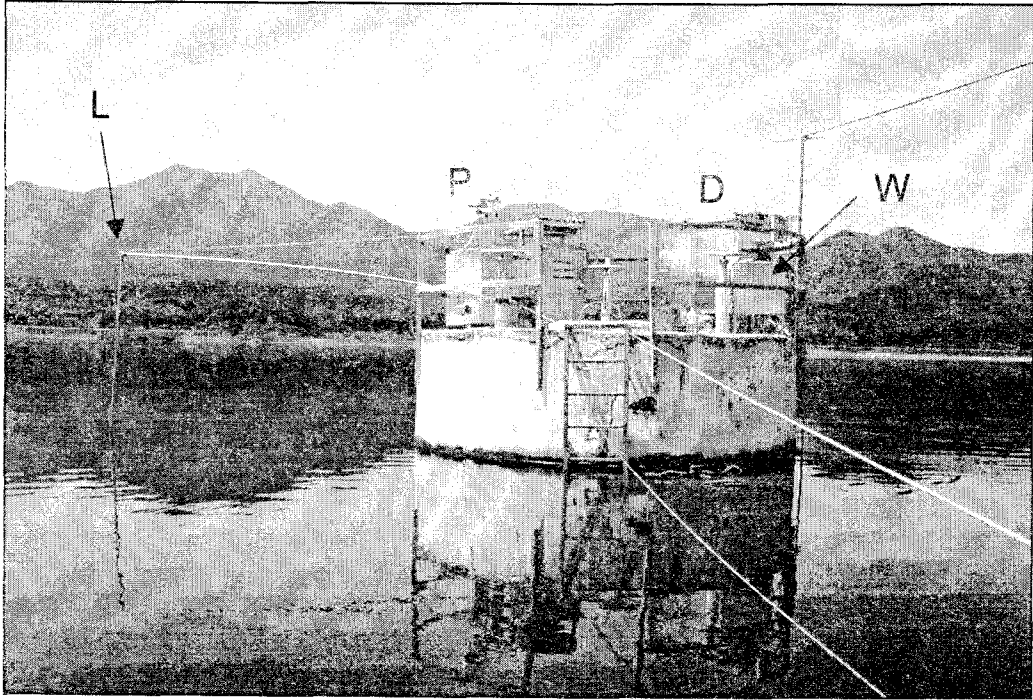


그림 3.2. 측정소 전경. D는 건식침적 측정, W는 습식침적 측정, P는 대기 중 입자포집, L은 호수물 채취를 위한 장치. P와 D 사이는 시험 측정에 사용하였던 WSS (수표면 채취기; 부록 참조). D, W 오른쪽 막대는 전선 설치를 위한 막대. 육지로부터는 사다리 앞쪽의 로프를 잡고 보트를 이용하여 접근.

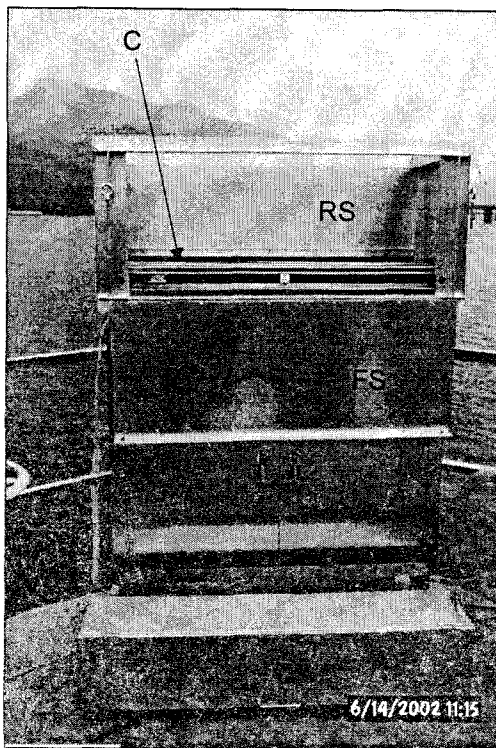


그림 3.3 (a) 건식침적 측정 장치. 높이 150 cm, 가로 110 cm, 세로 45 cm로 스테인리스 스틸로 제작. 좌측 사진은 뒷부분 바람막이 (RS)만 세워진 상태이나 실험은 앞부분 바람막이 (FS)를 올린 상태에서 진행 (그림 b). 좌측에 센서가 있어 (그림 c) 비가 올 때는 C가 닫히나 침적을 측정할 때는 C가 열림 (그림 d). 침적판은 지름 30 cm, 깊이 10 cm이며, 1 L의 순수 (pure water)를 침적수로 이용. 침적수의 과도한 증발을 막기 위하여 바람막이를 설치하고, 호수물을 냉각수로 순환시켜 온도 상승을 방지함 (그림 e). 본 연구 측정은 그림 a-e 조건에서 실시되었으나 RS, FS 등 바람막이는 증발 억제 효과에도 불구하고 측정장치 주위의 미시 환경을 과도하게 변화시키는 것으로 판단되어 이후 측정에서는 제거를 결정.

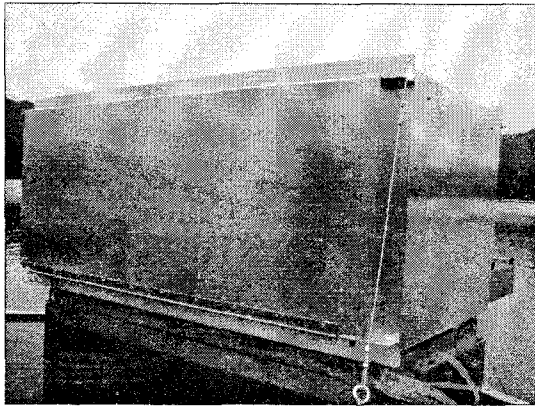


그림 3.3 (b) 바람막이를 닫은 모습

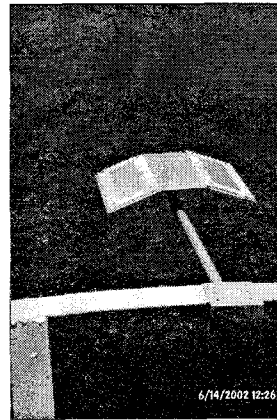


그림 3.3 (c) 강수를 감지하기 위한 센서

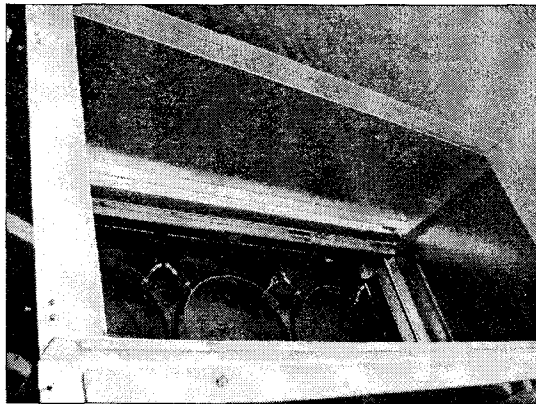


그림 3.3 (d) 뚜껑이 열린 상태



그림 3.3 (e) 냉각수로 호수물을 순환시킴. 침적판이 뜨지 않도록 볼트로 고정.

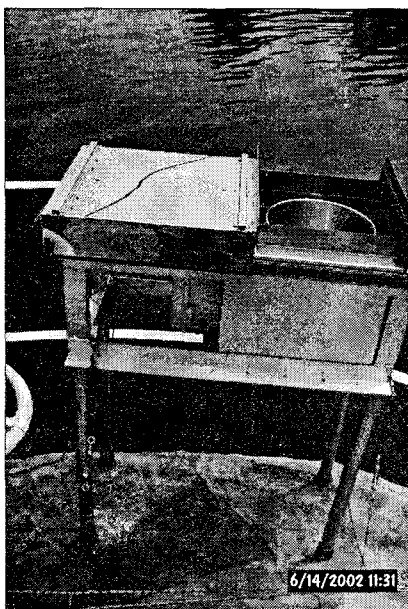
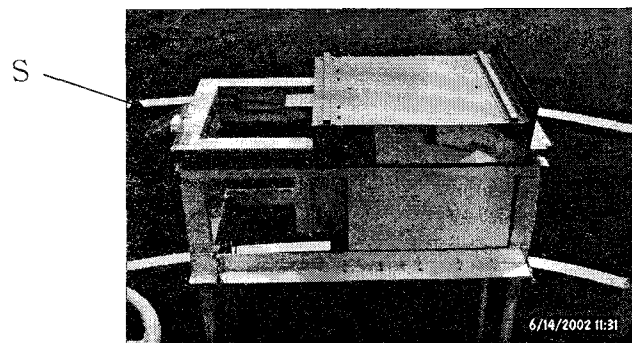


그림 3.4. 습식침적 측정 장치. 높이 60 cm, 가로 40 cm, 세로 40 cm로, 스테인리스 스틸로 제작. 안에 직경 25 cm, 깊이 30 cm의 스테인리스 통이 있으며, 비가 오면 아래 그림의 S가 이를 감지하여 좌측과 같이 뚜껑을 열어 빗물을 포집.



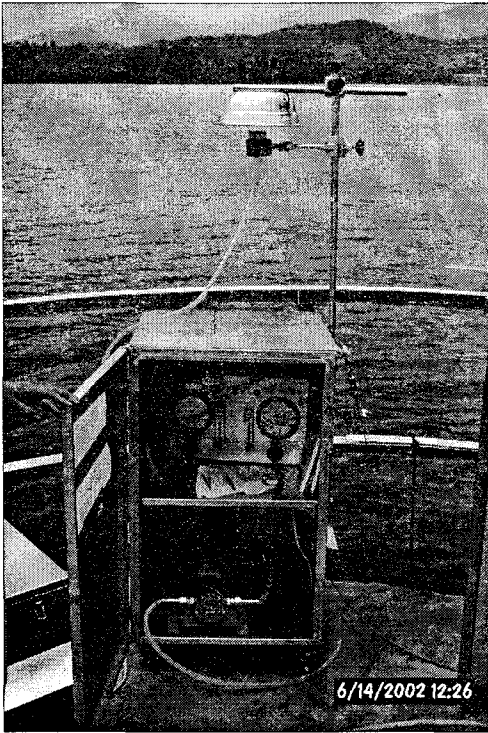


그림 3.5. 대기 중 입자 포집장치. 위의 뚜껑은 빗물 등을 막아 줌. 아래 필터팩은 3단으로 맨 윗단에서 입자를 포집하고, 2단에서는 염산, 질산 등 산성기체를, 3단에서는 암모니아를 포집. 틀 안에 압력 및 유량계와 펌프가 보임.

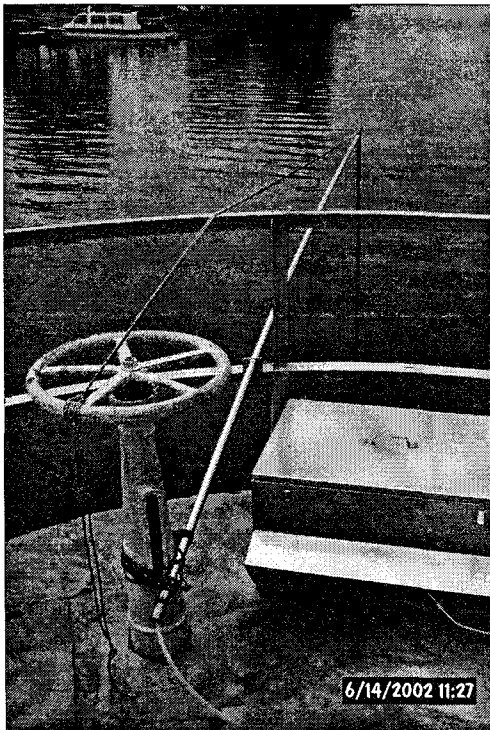


그림 3.6. 호수물 채취 장치. 직경 3 cm의 파이프를 구부려 난간으로부터 3 m 떨어진 곳에 대략 1 m 깊이까지 설치. 파이프 안에 내경 6 mm의 테플론 튜브를 넣어 헤드가 스테인리스 스틸인 펌프로 호수물을 채취. 호수물을 채취할 때는 5분 이상 펌프를 가동하여 내부를 충분히 세척 후 채취.

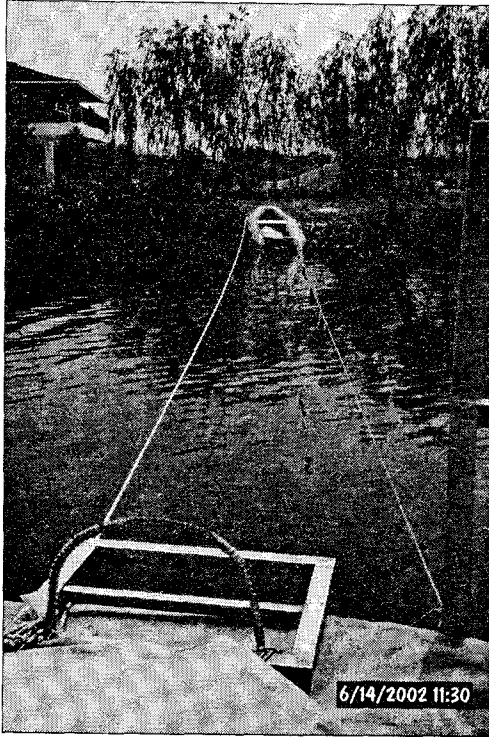


그림 3.7. 인접한 호안의 모습. 측정소는 육지로 부터 약 30 m 떨어져 있으며 보트를 이용하여 접근.

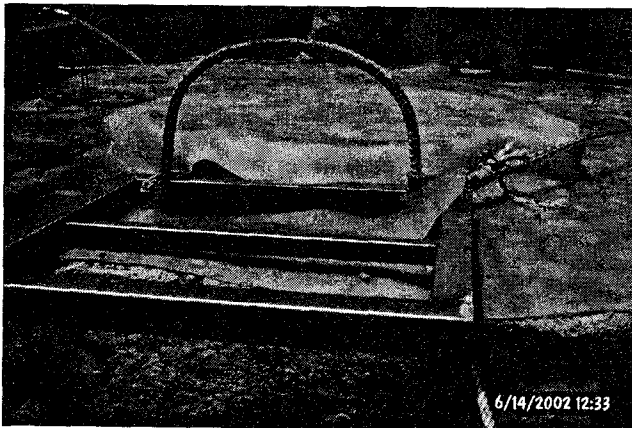


그림 3.8. 바닥의 모습. 먼지 발생을 막기 위하여 실리콘 시트로 덮음.

측정 초기에는 습식침적 측정 장치를 그림 3.2, 3.4와 같이 호수 위에 설치하였으나 건식침적과 달리 습식침적은 강우가 있을 때마다 수시로 시료를 채취하여야 할 뿐 아니라 (2. 시료 채취 및 분석 참조) 강우를 전후한 저기압 조건에서 풍속이 높아 위험한 경우가 많았다. 이에 따라 1차년도인 2002년 여름 습식침적 측정 장치를 그림 3.9와 같이 그림 3.7에 보이는 호안의 우측에, 나무 등 지형지물의 영향을 받지 않는 장소로 이전하였다.

2. 시료 채취 및 분석

TSP 등 대기 성분은 24시간 평균을, 건식침적은 24시간 누적치를 측정하였으며, 호수 물은 TSP 필터를 거두고 건식침적 침적수를 채취할 때 함께 채취하였다. 즉, 건식 측정 은 전날의 필터 설치와 침적수 공급, 그리고 24시간 후의 필터 수거와 침적수 및 호수물

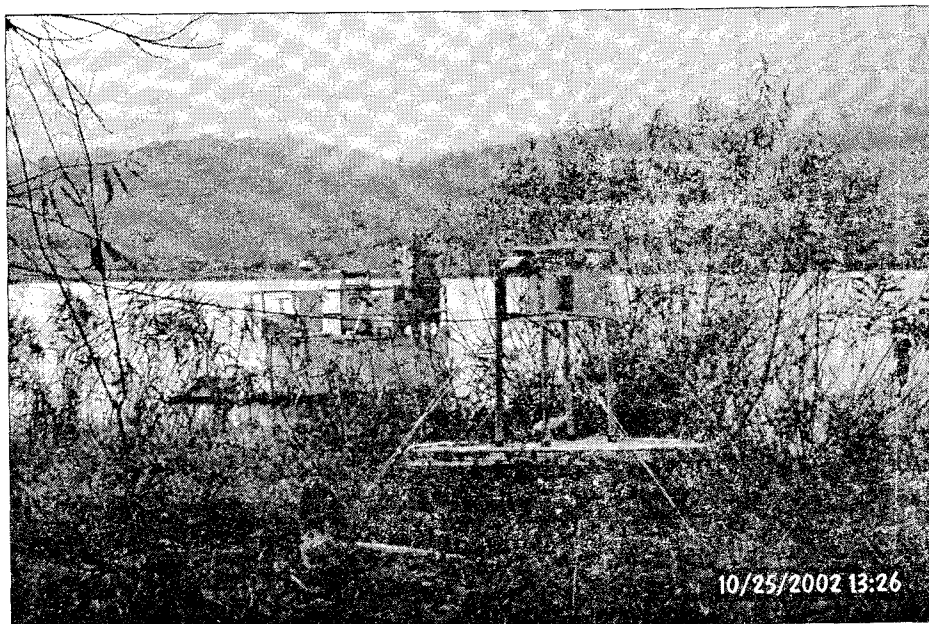


그림 3.9. 습식침적 측정 장치의 이전 모습. 당초에는 다른 장치와 같이 호수 위에 설치하였으나 강우를 전후하여 접근에 어려운 경우가 많아 안전하게 시료를 채취할 수 있도록 호안으로 이전.

채취로 구성된다. 건식 측정은, 일률적으로 시간을 정하지는 않았으나 24시간 대부분의 측정시간 동안 비가 오지 않을 때 시료를 채취하였으며, 이에 따라 건식침적에서는 예상치 않은 가운데 중간부터 비가 많이 왔을 때 48시간 누적치를 측정할 경우도 있었다. 다음은 각각의 방법을 기술한 것이다.

가. TSP 질량 및 이온 농도와 질산, 암모니아 기체 - 직경 47 mm 3단 필터팩 (Savillex #0-47)을 이용하여 오전 10-11시부터 다음 날 10-11시까지 24시간 시료를 채취하였다. 1단에서는 기공 크기 $2 \mu\text{m}$ 인 테플론막 필터 (Gelman Zefluor)로 입자를 포집하였으며, 2단에서는 나일론막 필터 (Gelman Nylasorb)로 질산과 염산 등 산성기체를, 3단에서는 1% 구연산 용액에 함침시킨 석영 필터 (Whatman QM-A)로 암모니아 기체를 포집하였다. 채취 유량은 16.7 L/min 였는데 보편적으로 먼지량이 많지 않아 시료 채취 시간 동안 유량 변동은 크지 않았으며, 유량계와 차압계를 이용하여 유량을 설정한 후 2-3시간 후 유량을 조정하는 정도로 충분하였다.

나. 건식 침적 - 3단 필터팩에 필터 설치 후 침적판을 순수로 3-4회 세척하고 순수 1 L를 담는다. 다음 날 10 mL 자동 피펫으로 수조 안의 침적수를 저어주고, 10 mL를 채취하여 시료 용기를 2-3회 세척한 후, 자동 피펫으로 30 mL를 채취하여 분석용으로 용기에 보관한다. 침적판에 남은 시료는 2000 mL 비이커에 옮기고, 이를 1000 mL 메스플라스틱에 부어서 남은 양을 읽는다. 이 양에 40 mL를 더하면 실제 남은 양이 된다.

다. 호수물 채취 - 펌프를 5-10분 작동하여 펌프와 연결 튜브를 충분히 헹구고 후에 약 30 mL를 채취한다.

습식 침적은 수 mm 이상의 비가 왔을 때 강우의 지속에 따라 일단위 혹은 강우사례 단위로, 비가 그친 오전 10-11시 사이에 빗물 포집기에서 빗물을 채취하였다. 그림 3.10은 2002년 5월 측정 시작 후 금년 2003년 4월까지 건식 및 습식 침적 측정 일정이다. 2002년 5월 측정 시작 후 (TSP와 호수물 채취를 포함한) 건식 침적은 2002년 5월과 10-11월 사이 (가을), 그리고 2003년 3월말부터 4월 중순까지 (봄) 3차례 11-17일 동안 매일 집중측정을 하였으며, 침적수가 얼어 측정이 곤란한 겨울을 제외한 나머지 기간은 대략 15일 간격으로 상시 측정을 하였다. 습식 측정은 대략 강우 일정과 비슷하나 강우의 지속 형태와 시료 채취 일자에 따라 반드시 일치하지는 않는다. 강우량 역시 기상청의 강우량 집계와 같지 않은데, 이는 습식 침적을 조사하기 위하여 강우를 측정할 때 나타나는 보편적 현상으로 아마도 국지 영향이 주요 원인으로 추정된다.

채취한 시료는 아이스박스에 담아 실험실로 운반한 후 분석 때까지 냉장 보관하였다. 시료 중 Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} 등 음이온은 이온크로마토그래피 (Dionex 2000i/sp)로 분석하였고, 암모늄 이온을 제외한 Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ 등 양이온은 원자흡광광도계 (Perkin Elmer AAAnalyst 3000)로 분석하였다. 암모늄 이온은 인도페놀법으로 발색시킨 후 흡광광도계 (Spectronic Genesys2)로 분석하였다.

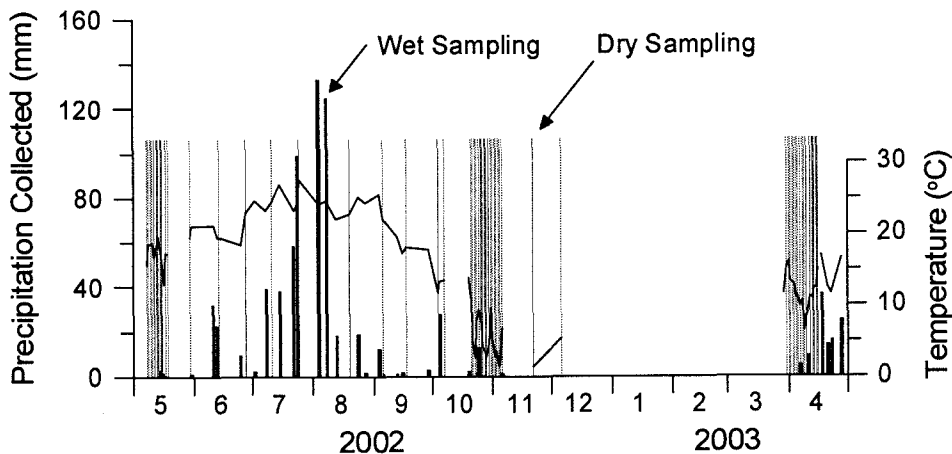


그림 3.10. 건식 및 습식 침적측정 일정. 습식 침적일정은 막대 그래프로 나타낸 포집 강수량과 함께 표시. 꺾은 선 그래프는 기온.

3. 대기질 자료 이용

TSP의 질량 및 이온 성분과 질산, 암모니아 외 황 및 질소 침적과 관련된 SO_2 , NO_2 농도는 환경부에서 제공하는 인근 대기오염 측정소의 측정자료를 이용하였다. 그림 3.12는 수도권을 포함한 팔당호 주변 지역의 대기오염 측정소 분포이다. 침적 측정지점에 근접하여서는 측정소가 없기 때문에 다음과 같이 측정지점에서의 SO_2 , NO_2 농도를 구하였다.

(1) 그림 3.11의 각 측정일에 대하여 측정소별로 24시간 평균을 산출한다.

(2) Kriging 법에 의하여 측정일에 오염물질의 공간 분포를 얻는다.

(3) 측정 지점에서의 오염물질 농도를 읽는다.

(2)-(3)의 과정은 Golden Software (2002)의 Surfer 프로그램에 포함된 기능을 이용하였다.

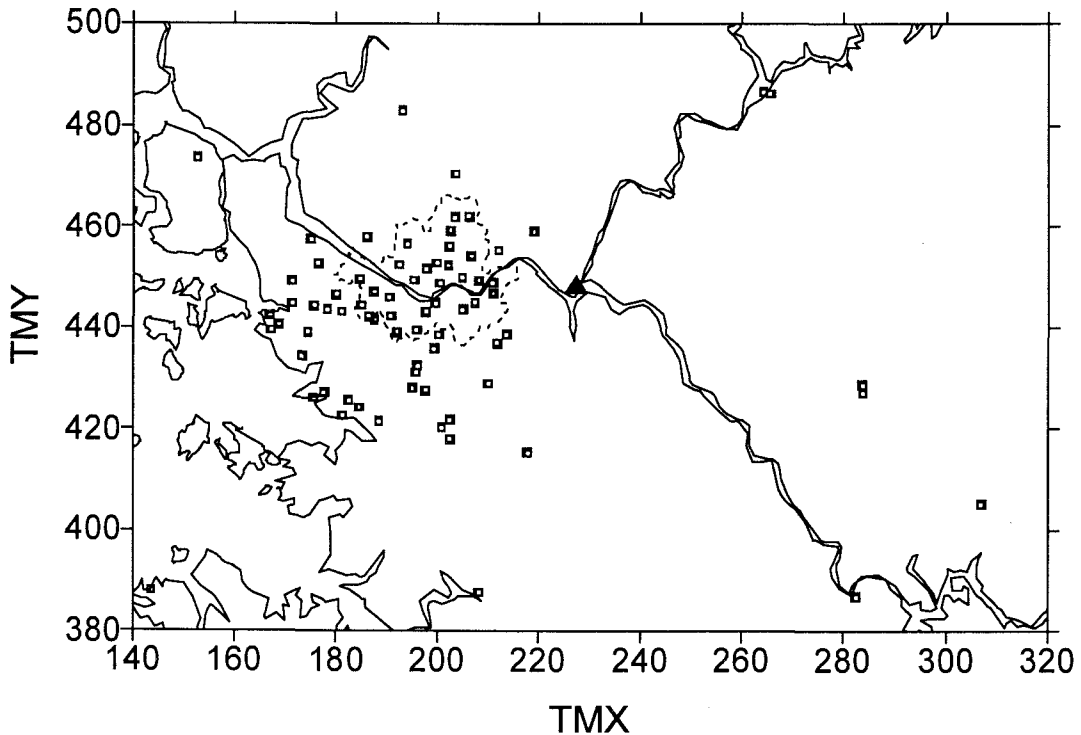


그림 3.11. 팔당호 주변의 대기오염 측정소 분포. 사각형이 대기오염 측정소. 삼각형은 한강 물환경연구소 내 침적 측정장소. 그림 3.1 등과 비교하여 서쪽 경계가 안쪽으로 들어온 것은 서쪽으로 가장 바깥쪽 측정소가 이 부근에 있어 측정소 측정값으로 오염물질 농도의 공간 분포를 그럴 때 영역이 제한되기 때문.

제3절 결과 및 고찰

1. 매체별 이온 농도

본 연구에서는 침적수와 빗물, 그리고 TSP, 호수물 등에서 주요 이온 성분으로써 Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} 등 음이온 3개와 Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , NH_4^+ 등 양이온 5개 성분을 측정하였다. 그림 3.12는 매체별로 음이온과 양이온의 당량 농도를 합산하여 비교한 것이다. 대체로 침적수의 이온 농도는 호수물 중 농도의 1/100 수준이며, 농도가 매우 높은 3개 시료를 제외하면 빗물의 농도는 TSP와 유사하다.

빗물과 TSP는 양이온과 음이온의 이온 수지가 비교적 잘 일치한다. 그러나 빗물의 경우 농도가 매우 높은 3개 시료 중 2개 시료는 음이온/양이온 비가 0.58과 1.52로 각각 양

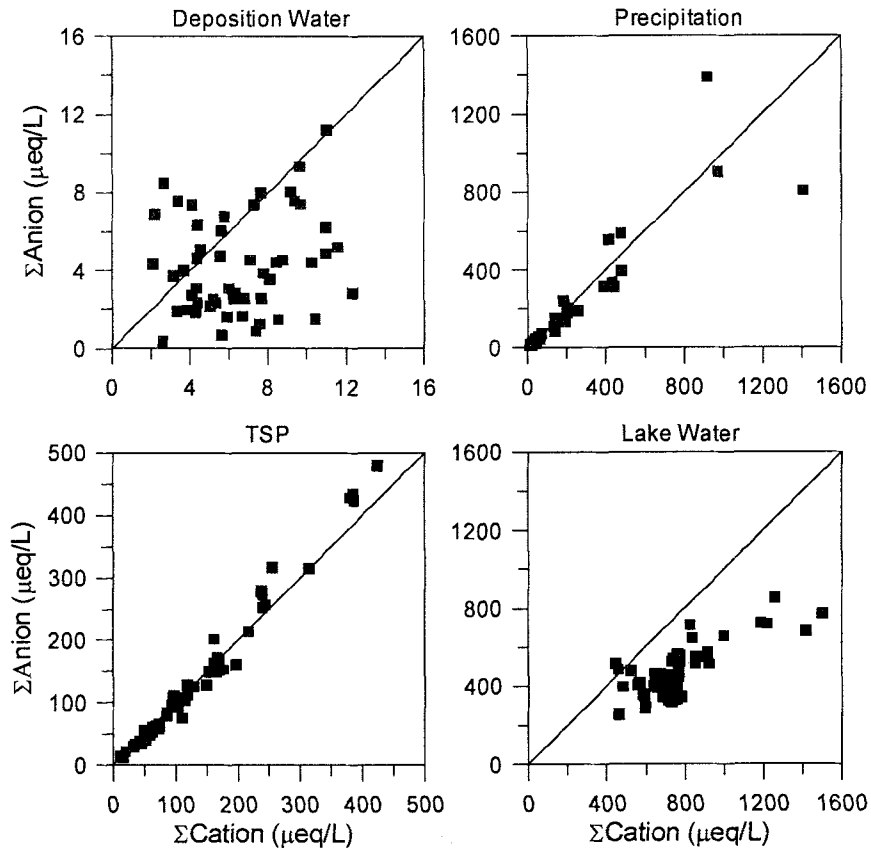


그림 3.12. 침적수, 빗물, TSP, 호수물 등 매체별 이온 수치. 침적수는 NH_4^+ 와 양이온 농도가 매우 낮아 NH_4^+ 농도를 양이온 농도로 표시.

이온과 음이온이 과잉이다. 이는 포집된 빗물이 1 mm에 못 미칠 만큼 적은, 아직 불안정한 초기 강우 상태에서 각각 NH_4^+ 과 NO_3^- 가 높아지면서 나타난 현상이었다 (강공언 등, 1996). TSP에서 이온 농도가 높을수록 음이온의 비율이 높아지는 것도 흥미로운데, 주로 불철 NO_3^- 가 높을 때 음이온 비율도 높았다.

침적수는 양이온으로써 NH_4^+ 만을 고려하였음에도 대체로 양이온이 음이온보다 많다. TSP가 침적의 주요 원인이라면 침적수의 이온 수치는 TSP와 유사하여야 하나 그림 3.12에서 침적수의 이온 수치는 TSP와 전혀 다르다. TSP가 주로 침적되었음에도 일부 음이온 성분이 선택적으로 휘발되어 이온 수치가 어긋나는 경우도 가정할 수 있으나 침적수의 이온 농도가 매우 낮음을 고려할 때 가능성이 낮다. 결국 TSP보다 기체가 주로 침적되었고 기체로 존재할 수 있는 성분 중에서 NH_3 의 당량 농도가 질산 등의 농도보다 높아 나타난 현상으로 이해된다. TSP보다 기체가 건식 침적에서 중요함은 NH_4^+ 를 제외하고는 침적수 중 양이온의 농도가 매우 낮다는 사실로부터도 짐작할 수 있다.

호수물은 이온 농도가 매우 높는데 주로 양이온이 높다. 이는 뒤에서 언급하겠지만 주로 Ca^{2+} 농도가 높기 때문이며 이에 따라 1장에서도 언급한 것과 같이 pH도 높다.

2. 대기 중 농도

그림 3.13은 대기 중 황 및 질소 이온 성분과 SO_2 , NO_2 그리고 TSP 농도 변화이다. 이온 성분으로는 TSP 중 성분과 함께 질산과 암모니아 기체를 측정하였는데, 이미 언급한 바와 같이 질산과 암모니아 등은 기온 등 주변 조건에 따라 포집 과정에서도 휘발 혹은 흡착이 가능하기 때문이다. 이에 따라 농도 변화는 총량으로 표시하였으며, 대신 기체 상 분율을 함께 나타내었다. SO_2 , NO_2 는 앞서서도 설명한 것과 같이 측정일의 대기오염 측정소 자료의 공간 분포로부터 얻은 결과이다. 환경부는 대기오염 측정소 자료를 검증 후 배포하기 때문에 SO_2 , NO_2 는 2003년 5월 현재 입수된 2002년 11월까지 표시하였다.

이온 농도는 대체로 봄철에 높고 여름에 낮았는데, 여름에 낮은 것은 주로 강우 때문이

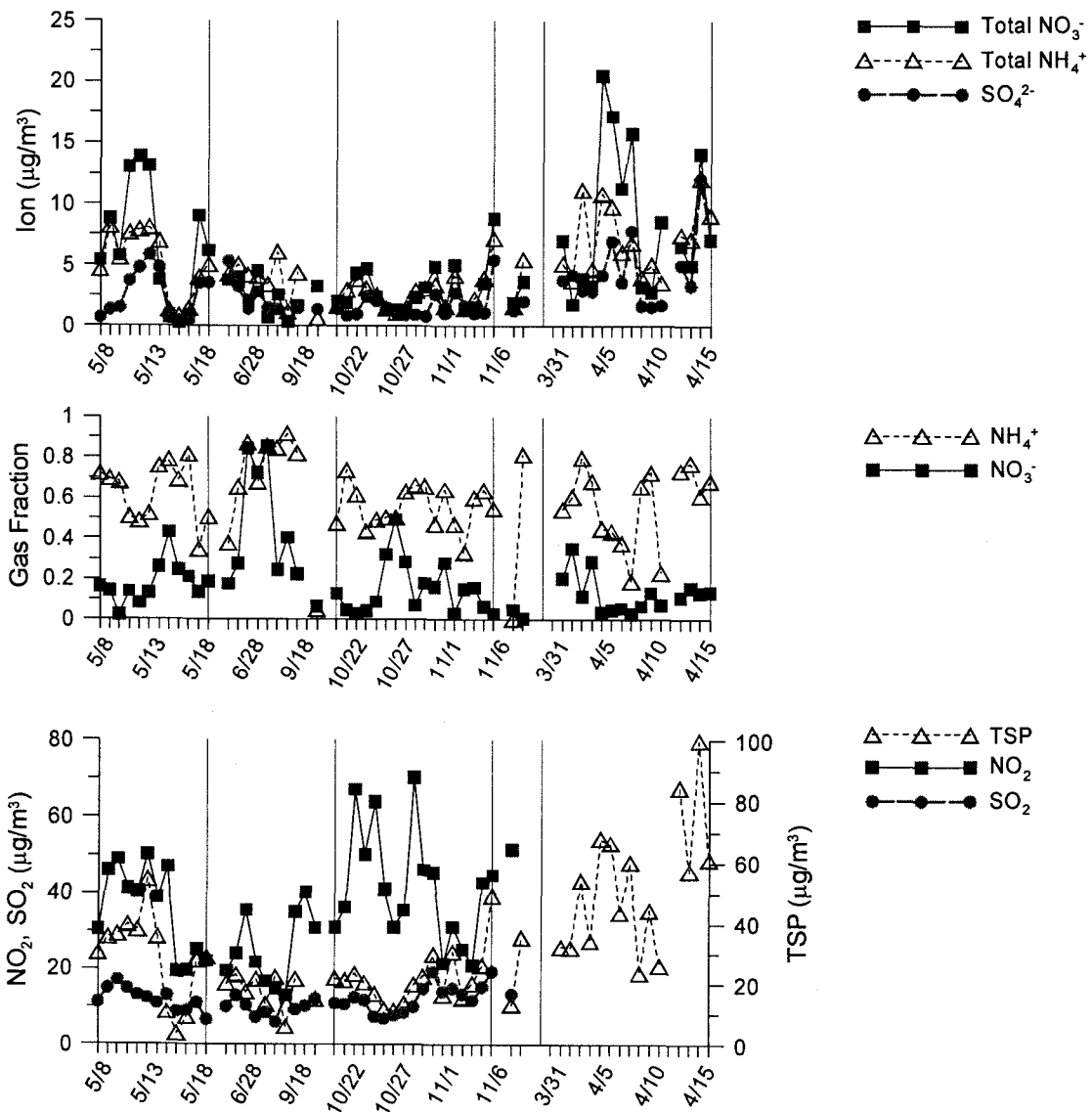


그림 3.13. 대기 중 황 및 질소 성분과 TSP 농도 변화. 집중 측정기간은 수직선으로 구분.

다. 강우의 효과는 2002년 5월 집중 측정에서도 명확하여 강우가 있었던 15일부터 17일까지 농도가 매우 낮다. NH_4^+ 는 기체 분율이 대체로 50%를 넘으나 NO_3^- 는 기온이 높은 여름철에만 주로 높다. 이에 따라 NH_4^+ 와 NO_3^- 의 총 질량 농도 평균은 각각 3.75, 4.00 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 NO_3^- 가 약간 높으나 (그림 3.13 첫 번째 그림) 기체상 질량농도 평균은 2.31, 0.62 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 NH_4^+ 가 3.7배 높고, 기체상 당량농도 평균은 128, 10 neq/ m^3 으로 NH_4^+ 가 약 13배 높다. 기체의 침적이 입자보다 빠르고 (Paerl et al., 2001; Luke and Valigura, 1997) 기체상 NH_4^+ 가 NO_3^- 보다 압도적으로 많음에 따라 SO_4^{2-} , Cl^- 등의 기여에도 불구하고 그림 3.12의 침적수 이온 수치에서 많은 경우 NH_4^+ 의 당량이 음이온보다 높았다.

대기 중에서 SO_4^{2-} 는 거의 언제나 입자상에 존재한다. 그리고 인위적 오염의 영향이 있을 때 SO_4^{2-} 의 이온 수치는 NH_4^+ 에 의하여 맞추어지며 NH_4^+ 는 남은 만큼 NO_3^- 를 받아들여 중화시키게 된다. 본 측정에서 TSP 중 NH_4^+ 는 당량비로 SO_4^{2-} 에 비하여 2배 가까이 많다. 입자 중 NH_4^+ 가 풍부하여 NO_3^- 를 받아들였기 때문에 그림 3.13의 두 번째 그림에서 NO_3^- 는 기온이 높은 여름을 제외하고는 주로 입자에 존재하였다. 입자는 기체상 NO_3^- 를 받아들임으로써 이온 수치가 균형을 이룰 수 있었으나 앞에서 설명한 것과 같이 기체상에는 NH_4^+ 가 월등하게 과잉이어서, 기체와 입자 전체로 볼 때 $\text{NH}_4^+ / (\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-)$ 당량비는 평균적으로 1.94에 이른다.

그림 3.13에서는 TSP가 이온 성분과 비례하는 것같이 보이나 NO_3^- , SO_4^{2-} , NH_4^+ 등 인위적 오염성분은 1 μm 이하 미세입자에 존재하므로 TSP에서 차지하는 비중은 크지 않은 것이 보통이다. 오염의 영향이 클수록 TSP 중 미세입자 비중도 커지는데 본 연구의 경우 TSP 중 이온의 분율은 평균적으로 30%이나 분율이 50%를 넘는 경우도 수차례 있었다. TSP가 봄철에 높은 것은 보편적으로 풍속이 높기 때문이나 본 연구에서 확인하지는 않았다. SO_2 는 연료 사용 변화에도 불구하고 계절 변화가 크지 않아 배출이 최소화되고 있음을 짐작할 수 있다. 그러나 NO_2 는 계절 변화가 큰데, 가을철에 높은 것은 기온이 낮아 대기 중 수직혼합이 활발치 않은 때문으로 해석되며, 그림 3.13에는 나타나 있지 않으나 겨울철에는 더 높아질 가능성이 크다.

3. 건식 침적

본 장의 부록에 이어 앞 부분의 장치 구성에서도 기술한 바와 같이 본 연구 건식 침적측정의 가장 중요한 이슈 중의 하나는 침적수의 증발이었다. 침적수 증발은 침적 측정에 미치는 영향도 문제지만 영향이 확인되었음에도 불구하고 메커니즘을 설명하지 못한 점은 더욱 큰 문제였다. 결국 침적관 주위의 미시 환경 (microenvironment)이 자연 환경에서의 수면 침적과 크게 달라질 수 있다는 우려에도 불구하고 (Wesely, 2002) 증발을 최소화하기 위하여 호수물을 끌어 침적수를 냉각시킴과 동시에 침적관 주위에 바람막이를 설치하였다 (그림 3.3). 그동안의 실험 결과 많을 때에는 20-30%가 증발하기도 하였으나 평균 13%로, 작년 초와 올해 초의 실내 실험 평균 7%보다는 많으나 2001년 가을 같은 지점에서 측정하였을 때의 15-20%보다는 적었다. 이와 같은 정도의 침적수 증발은, 현장 측정에서 경험적으로 가상하는 10-20% 정도의 오차와 비교할 때, 침적 측정에 영향을 미치더라도 허용할 만하였다.

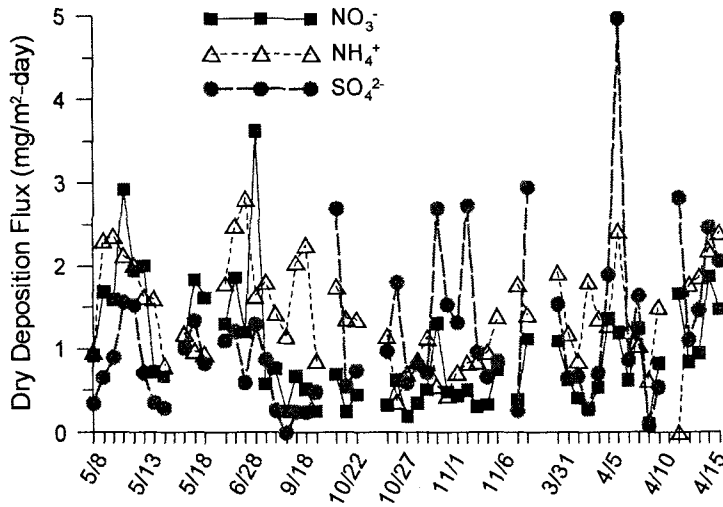


그림 3.14. 주요 이온의 건식 침적속 변화

그림 3.14는 측정기간 중 주요 이온의 건식 침적속 변화이다. 표 3.3은 대기 중 성분별로 건식 침적속과의 상관계수를 조사한 것이다. NH_4^+ 과 NO_3^- 는 대기 조건에 따라 입자상과 기체상 비율이 결정되기 때문에 입자상과 기체상의 구분이 명확하지는 않으나 앞에서 예측하였던 것과 같이 건식 침적속은 기체상 성분과 상관성이 크다. NO_3^- 침적에서 NO_2 의 기여도가 작지 않을 것으로 예상됨에도 (Ghim and Kim, 2002) 이 둘이 약하지만 역의 상관성을 보이는 것은 NO_2 의 1차 오염 특성으로 인하여 기온이 낮아 광화학 반응이 활발하지 않을 때 농도가 높았기 때문이다 (그림 3.13). 반면 SO_2 는 배출이 최소화되면서 계절 변화가 두드러지지 않아 약하지만 SO_4^{2-} 침적속과 양의 상관관계에 있다.

표 3.3. 대기 중 주요 이온 성분별 건식 침적속과의 상관계수 (R)

침적속	입자 중 이온 성분	기체상 성분 ^a	기체 ^b
NO_3^-	0.44 (NO_3^-) ^c	0.81 (HNO_3)	-0.08 (NO_2)
NH_4^+	0.31 (NH_4^+)	0.60 (NH_3)	
SO_4^{2-}	0.43 (SO_4^{2-})		0.21 (SO_2)

^a필터팩 후단에서 포집한 기체 성분으로 기온이 높거나 건조할 때에는 입자 중 이온 성분이 휘발한 양이 포함됨.

^b NO_2 , SO_2 는 2002년 11월까지만 계산 (그림 3.13 참조).

^c()안은 침적 이온에 해당하는 대기 중 성분.

그림 3.15는 대기 중 주요 성분 농도를 독립변수로 건식 침적속을 다중선형 회귀분석 (multiple linear regression)한 결과를 측정치와 비교한 것이며, 표 3.4는 성분별 회귀분석 계수를 성분별 농도에 대한 건식 침적속의 의존율로서 표시한 것이다. 표 3.3과 3.4에서 고려한 성분 외에 침적을 일으킬 주요 성분은 없다고 보아 회귀분석은 원점을 지나도록 하였다. 계산치의 재현성이 그리 높지 않은 것은 기본적으로 (1) 대기 중 성분과 침적 측

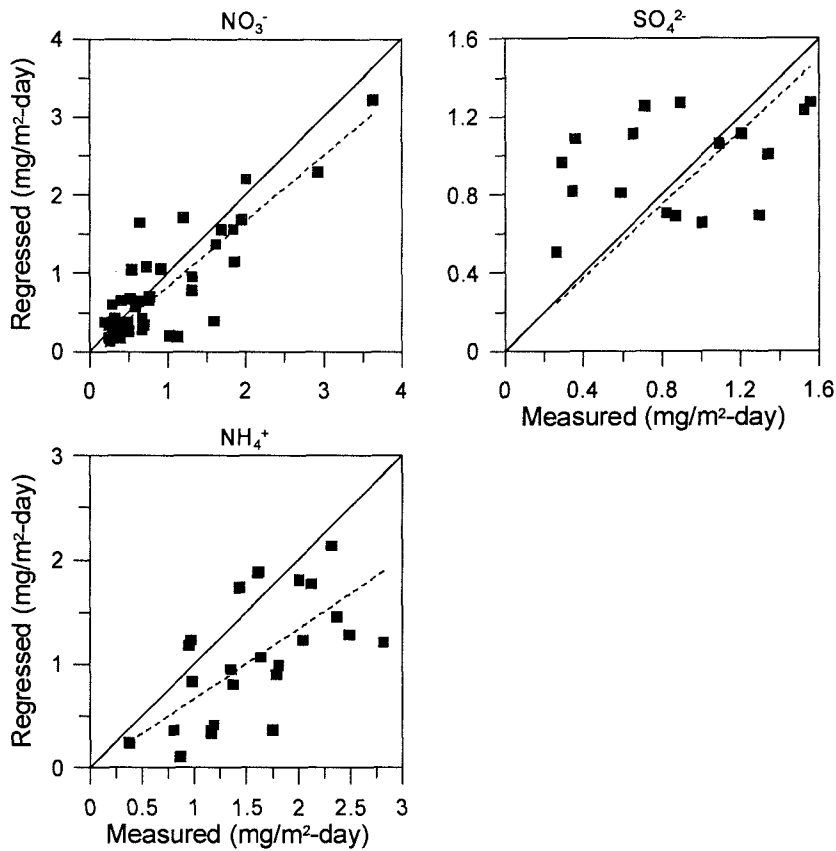


그림 3.15. 대기 중 주요 이온 성분별 농도를 이용한 건식 침적속의 다중선형 회귀분석 계산치와 측정치의 비교. 대각선은 1:1 선이며, 점선은 원점을 지나는 최적합치선.

표 3.4. 다중선형 회귀분석의 계수로써^a 조사한 주요 이온 건식 침적속의 대기 중 성분별 농도에 대한 의존율

침적속	입자 중 이온 성분	기체상 성분	기체
NO ₃ ^{-b}	0.046 (NO ₃ ⁻)	0.97 (HNO ₃)	- (NO ₂)
NH ₄ ⁺	0.15 (NH ₄ ⁺)	0.31 (NH ₃)	
SO ₄ ²⁻	0.070 (SO ₄ ²⁻)		0.045 (SO ₂)

^a각각 N과 S 기준.

^b2002년 11월까지 NO₂를 포함하여 회귀분석을 하였으나 NO₂는 계수가 0으로 영향이 거의 없어 NO₂를 제외하고 두 성분에 대하여서만 모든 기간에 대하여 다시 분석.

정이 인접하여 있어도 대기환경에 차이가 있고, (2) 입자 중 성분과 기체상 성분의 침적 특성이 다르기 때문이다. 뿐만 아니라 SO₂는 인근의 대기오염 측정소 자료를 내삽하여 얻은 것이다.

계산치가 측정치에 비하여 낮은 것은 표 3.3이나 3.4에서 고려하고 있는 성분 외에 동일 성분으로 침적될 수 있는 다른 성분이 있기 때문으로 해석할 수 있다. 실제 NO₃⁻는 표 3.3, 3.4 성분 외에도 NO_y (총 반응성 질소산화물)로 총칭되는 다양한 성분들로부터 침적될 수 있다 (Luke and Valigura, 1997). SO₄²⁻는 계산치의 재현성은 높지 않음에도 계산치와 측정치의 합치선은 1:1 선에 근접하여 본 연구에서 고려한 성분 외에 다른 성분의 영향은 거의 없음을 나타내고 있다. NH₄⁺의 경우 대기 중 기체상 성분의 분율도 높고 (그림 3.13) 침적도 많음에도 불구하고 (그림 3.12) 회귀분석에 의한 계산치는 측정치보다 가장 작으며, 표 3.4를 보면 침적에 대한 기체상 성분의 (입자상 대비) 상대적 기여율도 NO₃⁻에 비하여 월등하게 낮다. 결국 기체상 NH₃ 농도가 높은 만큼 침적이 이루어지지 않음을 의미하는데 대기과 수중 농도의 평형에 의하여 침적이 억제되었을 가능성을 추정할 수 있으나 평형 농도를 확인하지는 못하였다 (Poor et al., 2001).

NO₃⁻, NH₄⁺가 주로 기체상 성분의 침적 비율이 높는데 비하여 SO₄²⁻는 입자상 성분으로부터 침적 비율이 높다. SO₄²⁻는 특히 침적이 어려운 미세입자에 주로 존재한다는 점에서 의외인데 (Seinfeld and Pandis, 1998), SO₂를 직접 측정이 아닌 인근 대기오염측정소로부터 얻었다는 점과 함께 NO₂ 만큼 뚜렷하지는 않으나 SO₂ 역시 10월 말내지 11월에 농도가 상승하는 등 1차 오염물질의 특성을 보이기 때문으로 생각된다 (그림 3.13).

4. 습식 침적과 침적량 비교

그림 3.16은 그림 3.10의 강우 시료 채취일의 이온 농도와 채취된 강수량, 그리고 이로부터 계산한 습식 침적량이다. 일면 당연하지만 이온 농도는 강수량에 반비례하여, 강수량이 많을 때 농도가 낮고, 강수량이 적을 때 농도가 높다. 이에 따라 이온 농도는 강수량이 많지 않았던 2002년 가을에 높은 날이 많고 강수량이 많았던 여름에는 낮다. 2002년 5-6월에도 2-3차례 높았으나 2003년 4월에는 강수가 잦고 양도 비교적 많아 농도가 높지 않다.

습식 침적은 이온 농도와 강수량의 곱이다. 따라서 강수량이 아주 적어 이온 농도가 높거나 강수량이 매우 많아 이온 농도가 0에 근접할 때 습식 침적은 많지 않다. 습식 침적량이 크게 많은 2002년 6월 13일, 7월 15일, 10월 5일 등은 모두 이온 농도가 크게 높거나 강수량이 많은 날들이 아니다. 그러나 8월 4일은 이온 농도가 가장 낮은 날의 하나임에도 불구하고 강수량이 매우 많아 침적량도 비교적 많다.

그림 3.14의 건식 침적과 그림 3.16 아래의 습식 침적을 비교하면 습식 침적이 수십배 많다. 그러나 건식 침적은 일단위, 습식 침적은 사례 단위이므로 각각 평균을 구하여 2002년 5월부터 2003년 4월까지 1년간 총량을 계산하면 표 3.5와 같다. 기간은 측정이 이루어진 2002년 5월부터 2003년 4월까지가 대상이었다. 건식 침적량은 24시간 평균 침적 속도에 하루 강수량이 10 mm 이상이었던 28일을 제외한 337일을 곱하여 산출하였는데, 강수량 10 mm면 시간당 강수에 따라 종일 강수가 지속되거나 수시간에 그칠 수도 있어

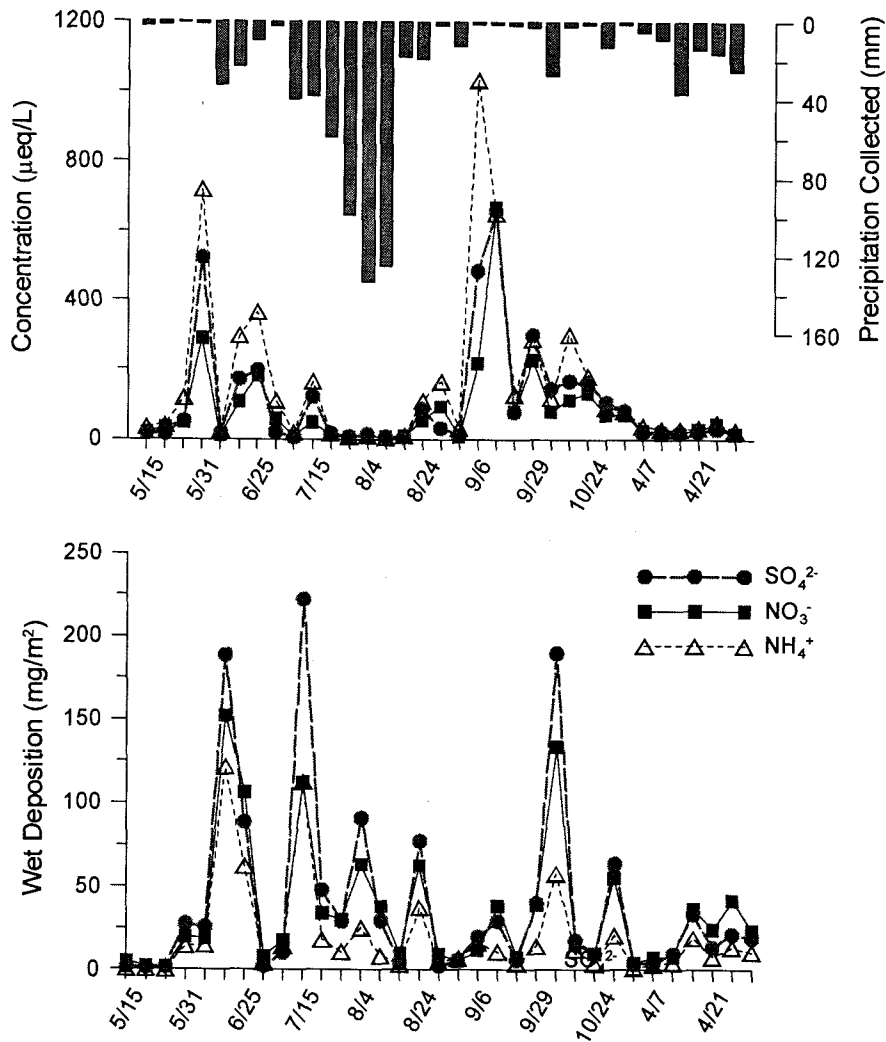


그림 3.16. 측정 사례별 강수량과 강수 중 이온 농도, 습식 침적.

표 3.5. 질소와 황의 단위면적 당 연간 건식 및 습식 침적량 비교 (mg/m^2)^a

침적 방법	질소			황
	NO_3^-	NH_4^+	총량	
습식	465	911	1376	797
건식	63	318	381	111
습식/건식	7.4	2.9	3.6	7.2

^a대상기간은 2002년 5월부터 2003년 4월.

+/- 오차를 감안할 때 건식 침적이 지배적인 날을 판단하는 기준이 될 수 있다고 보았기 때문이다. 습식 침적량은 mm 강수당 평균 침적량에 대상기간 중 총 강수량 1375.7 mm를 곱하여 산출하였다.

표 3.5의 습식 침적은 NO_3^- , NH_4^+ , SO_4^{2-} 등의 질량 기준 각각 2.06, 1.17, 2.39 g/m^2 이다. 이는 1996년 5월부터 1998년 4월 기간을 대상으로 한 Lee et al. (2000)의 지역별 0.9-1.6, 0.44-0.80, 1.7-2.9 g/m^2 과 비교할 때 SO_4^{2-} 만이 유사할 뿐 NO_3^- 와 NH_4^+ 등 질소 성분은 대략 60-90% 많으며 주로 강수 중 이온 농도가 높기 때문이다. 그림 3.16에 나타난 NO_3^- , NH_4^+ 의 강수 중 평균 이온 농도는 각각 84, 161 $\mu\text{eq/L}$ 인데, 이는 1994-1998 기간 양평에서의 측정치를 강수량별로 정리하였을 때 일일 강수량 10 mm 미만 평균 73, 150 $\mu\text{eq/L}$ 보다도 각각 15%, 7% 높다 (Park and Lee, 2002). 그러나 표 3.5의 황 침적량 797 mg/m^2 은 1994년부터 1997년을 대상으로 한 Park et al. (2000b)의 1728 mg/m^2 보다 약 2배 적다. 즉, 2002년 봄부터 2003년 봄까지 측정결과를 바탕으로 한 본 연구의 침적량은 1990년대 중반을 대상으로 한 기존 연구와 비교하여 질소분은 60-90% 많고 황성분은 유사하거나 적다.

지금까지 문헌에 보고된 국내 건식 침적량은 침적속도를 이용하여 추정하였거나 모델 계산 결과이다. Park et al. (2002)는 1994-1998 기간 전국 평균 질소 침적량을 NO_3^- 형태로 440 mg/m^2 , NH_4^+ 형태로 304 mg/m^2 라고 보고하였다. NH_4^+ 는 표 3.5와 유사하나 NO_3^- 침적은 7배 가까이 크다. Park et al. (2002)에서 NO_3^- 침적은 NO_2 , NO , NO_3^- , HNO_3 를 합한 것인데 HNO_3 만도 228 mg/m^2 으로 표 3.5보다 3.6배 크다. 1994-1997 기간을 대상으로 한 Park et al. (2000b)의 결과를 보면 황의 건식 침적량은 1994년 4229 mg/m^2 에서 1997년에는 2000 mg/m^2 으로 줄었다. 그러나 표 3.5의 황침적은 1997년에 비하여서도 5.6%에 불과하다.

습식 침적과 달리 건식 침적의 침적결과가 기존 연구와 큰 차이를 보이는 것은 표 3.5의 건식 침적이 수면으로의 침적을 측정하였기 때문으로 추정된다. 2장에서도 언급하였지만 수면에서의 침적속도는 육지에 비하여 3-6배 낮은 것으로 알려져 있다 (Paerl et al., 2001). 기존 연구와 가장 차이가 큰 것은 황의 건식 침적이다. 습식 침적은 수면과 육지의 차이가 거의 없으므로 습식 침적의 차이를 배출 차이로 보면 Park et al. (2000b)에서 1990년대 중반과 2002-3년의 황의 배출 차이는 약 1/2.2이고, 이를 감안할 경우 표 3.5의 황침적은 Park et al. (2000b)의 1/8이다. 그러나 질소산화물은 표 3.5의 습식 침적이 1990년대 중반의 Park and Lee (2002)보다 약 30% 많으므로 표 3.5의 NO_3^- 건식 침적은 Park et al. (2002)의 약 1/9이 된다. NH_4^+ 는 습식과 건식 모두 큰 차이가 없는데, 표 3.5의 SO_4^{2-} 와 NO_3^- 건식침적이 기존 연구의 1/8-1/9 수준임을 고려할 때 NH_4^+ 는 오히려 예외적으로 그만큼 침적이 많았음을 의미한다.

5. 호수물 중 농도

앞에서 설명한 바와 같이 호수물은 침적판의 물과 대기 시료 채취를 위하여 필터를 교환할 때 채취한다. 따라서 다른 측정값들이 측정 위치에서 24시간 혹은 이에 상당하는 시간 동안의 누적값이나 평균값인데 비하여 호수물 중의 농도는 채취 시점에 측정 위치

를 지나는 물의 농도이다. 엄밀하게 말할 때 이와 같이 특성이 다른 측정값들을 함께 살펴보면 연관성을 찾기는 어렵다. 뿐만 아니라 USEPA (2000), Valigura et al. (2001) 등에서 지금까지 밝혀진 바에 의하면 가장 영향이 클 가능성이 있는 질소화합물의 경우도 대기침적은 중요한 오염원의 하나이기는 하나 비중이 그렇게 크지는 않다. 그럼에도 불구하고 이들을 함께 살펴본 것은 1차적으로나마 호수물에 대한 침적의 영향을 짐작할 수 있는 가장 단순한 방법이기 때문이다.

그림 3.17은 호수물 중 주요 이온의 농도와 pH 변화이다. 음이온 농도는 2002년 5-6월 높고 2003년 4월 다시 상승하는 모습을 보이니 2002년 봄만큼은 높지 않다. 그러나 이와 같은 대체적 경향에도 불구하고 이온별로 변화 양상이 달라, NO_3^- 가 측정 초기 높았다가 가을에 낮아진 후 이후 지속적으로 상승하는 모습인데 비하여 NH_4^+ 는 10월 이후 0까지 떨어졌다가 2003년 4월 조금씩 높아지고 있다. SO_4^{2-} 는 봄철 일률적으로 높기보다 간헐적으로 크게 높다. 양이온 중에서는 당량비 약 50%가 Ca^{2+} 이다. 호수물에서는 대체로 양이온이 과다이긴 하나 (그림 3.12) 그래도 Ca^{2+} 는 음이온 농도가 높을 때 높은 경향

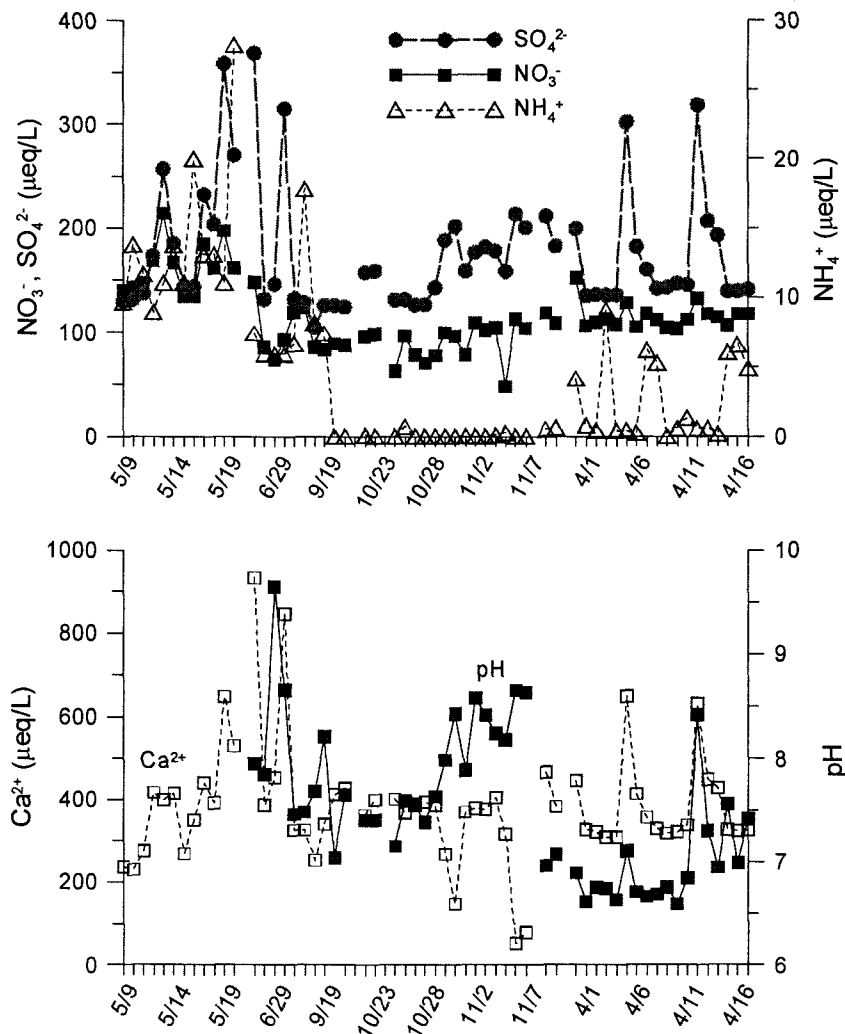


그림 3.17. 호수물 중 주요 이온농도와 pH 변화

을 보이고 있다. pH는 대체로 상수원수 등급 기준은 6.5-8.5 범위 내이나 이를 넘기도 한다. 의외로 pH와 그림 3.17의 이온들 사이에 뚜렷한 연관성을 찾기 어렵다.

그림 3.17이 건식 침적 측정 때 순간 농도를 측정하였기 때문에 이와 같은 측정이 얼마만큼의 변화를 대표할 수 있는지를 알아보기 위하여 그림 3.18에서는 물환경연구소에서 정기적으로 발표하는 월평균 측정치와 그림 3.17의 측정치를 비교하였다 (환경부, 2003). 측정 항목 중 본 연구 측정과 비교가 가능한 항목은 총 질소와 pH이었는데, 비교적 변화 양상이 유사하여 본 연구의 측정도 어느 정도 시간적 변화를 반영하는 것으로 판단되었다.

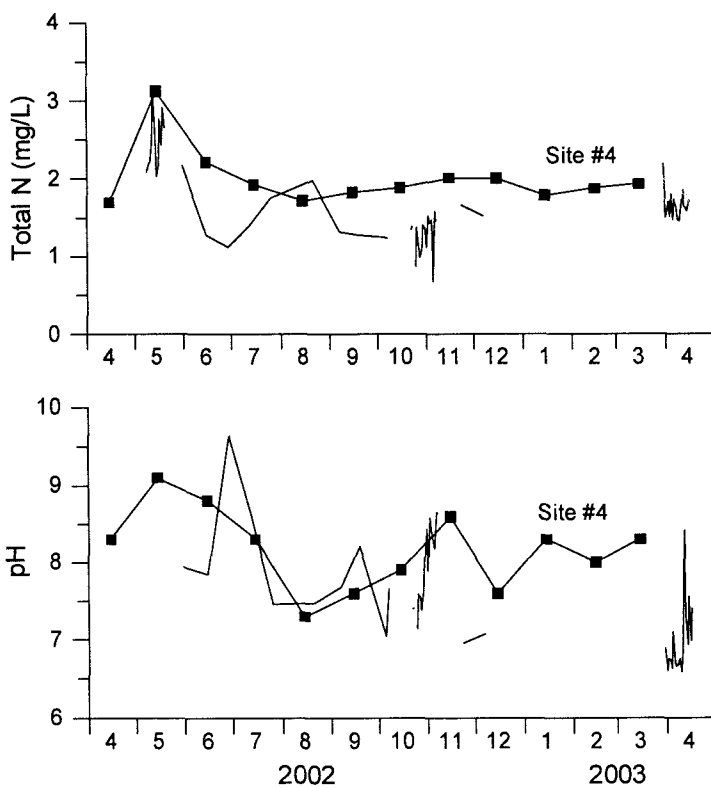


그림 3.18. 물환경연구소의 월평균 측정치와 본 연구 측정치의 비교. Site #4는 팔당호 측정소 중 본 연구 측정 위치와 가장 가까운 팔당댐 4 측정소를 지칭.

그림 3.17의 측정값이 어느 정도 시간 변화를 반영함에 따라 그림 3.19에서는 함께 측정한 건식 침적속과 호수물 중 주요 이온 농도의 상관성을 살펴보았다. 이론적으로는 두 측정값이 매우 제한적으로만 연계됨에도 불구하고 의외로 상관성이 상당하다. 특히 NO_3^- 와 SO_4^{2-} 는 모두 정의 상관성을 보여주고 있는데, 팔당호의 수질이 대기 중 이온 농도의 영향을 받고 있다는 증거가 될 수 있다. 그러나 NH_4^+ 는 건식 침적속과 호수물 중 농도가 역의 상관관계에 있다. 표 3.3에서 NH_4^+ 의 건식 침적이 대기 중 농도와 정의 상관관계에 있었음을 고려하면, 그림 3.19에서 호수물 중 NH_4^+ 가 건식 침적과 역의 상관성을 보인 것은 대기 중 농도가 높을 때 호수물 중 농도가 낮고, 대기 중 농도가 낮을 때 호수물 중 농도가 높았음을 의미한다.

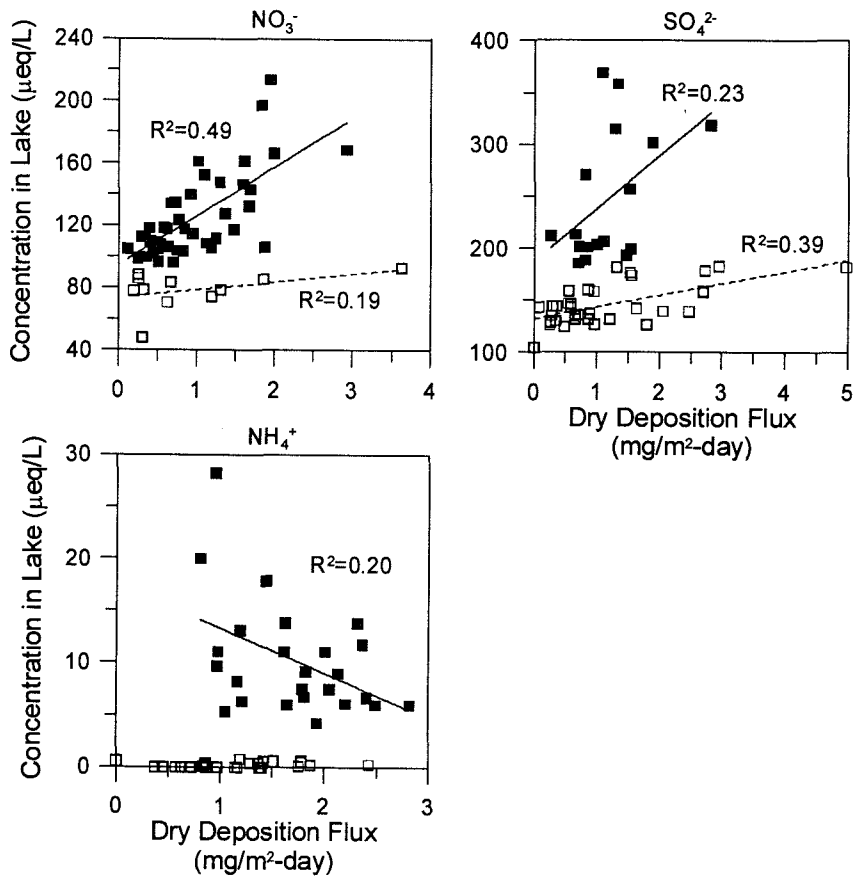


그림 3.19. 호수물 중 이온 농도와 건식 침적속의 상관성

이와 같은 현상은 호수물이 전체적으로 양이온 과잉이며 (그림 3.12), NH₄⁺가 휘발이 가능하고, 호수물 중에서는 NH₄⁺ 농도가 일정 수준 이상일 때도 양이온 중 NH₄⁺ 분율이 평균 1%를 조금 넘을 정도로 작기 때문에 나타난 현상으로 이해된다. 우선 NH₄⁺는 NO₃⁻, SO₄²⁻ 등과 함께 대표적 인위적 오염물질로 NH₄⁺와 NO₃⁻, SO₄²⁻ 사이의 상관계수를 알아보면 각각 0.76, 0.74로 높다 (NH₄⁺, NO₃⁻는 총량; 그림 3.13). 그림 3.20은 호수물 중 음이온과 양이온 각각의 합에 따른 NH₄⁺ 농도의 변화이다. 0에 근접한 농도와 가장 높은 농도를 제외하였을 때 NH₄⁺ 농도는, 음이온이 증가함에 따라 기울기는 크지 않지만 증가한다. 그러나 동일한 NH₄⁺ 농도는 양이온이 증가할 때 오히려 감소하고 있다.

이를 역으로 구성하면 다음과 같다.

(1) 호수물 중 양이온은 음이온이 증가할 때 증가한다. 정확히 1:1로 비례하지는 않지만 이온 수지는 균형을 이루고자 하므로 양이온의 합은 음이온의 합에 비례한다 (그림 3.12).

(2) 호수물 중 음이온의 주요 성분이 NO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻ 등이므로 양이온의 농도가 높을 때 이들 이온 농도도 높다.

(3) 호수물 중 NO₃⁻, SO₄²⁻ 농도는 대기 중 이들 농도와 정의 상관관계에 있다. 왜냐하면 호수물 중 이들 농도는 이들의 건식 침적에 비례하고 (그림 3.19) 건식 침적은 대기 중 농도에 비례하기 때문이다 (표 3.3).

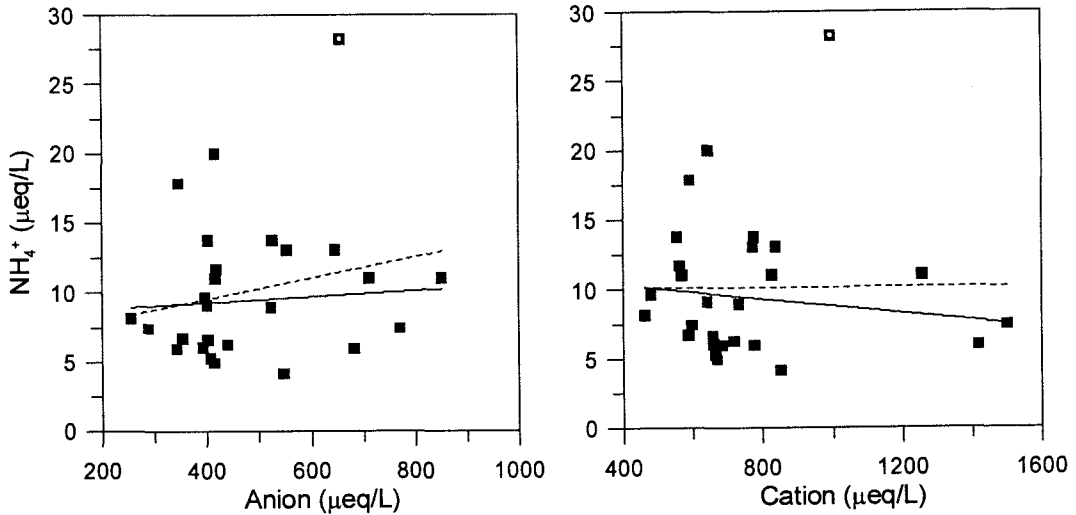


그림 3.20. 호수물 중 음이온, 양이온 농도의 합과 NH_4^+ 농도의 상관성. 그림 3.19에서 0에 근접하는 NH_4^+ 농도는 제외. 점선은 흰 점으로 표시한 가장 높은 NH_4^+ 농도를 포함하였을 때 최적 합치선. 실선은 이를 제외한 검은 점만의 최적 합치선.

(4) 대기 중에서는 NO_3^- , SO_4^{2-} 농도가 높을 때 NH_4^+ 농도도 높다.

(5) 대기 중 NH_4^+ 농도가 높을 때 NH_4^+ 침적도 많다 (표 3.3).

결국, NH_4^+ 침적이 많을 때 호수물 중 NH_4^+ 농도는 낮아지며, 이는 호수물 중 NO_3^- , SO_4^{2-} 등 음이온이 증가할 때 Ca^{2+} 등 다른 양이온은 증가하나 NH_4^+ 는 오히려 감소하거나 거의 증가하지 않기 때문이다.

그림 3.19에서 주목할 만한 현상 중의 하나는 건식 침적과 호수물 중 농도의 상관성이 호수물 중 농도가 높을 때와 낮을 때 다르다는 것이다. 호수물 중 주요 이온 농도가 대체로 봄에 높고 가을에 낮기는 하나 언제나 함께 변하는 것은 아니므로 그림 3.19에서 이온 별로 농도가 높을 때와 낮을 때를 시간적으로 동일하게 구분할 수는 없다 (그림 3.21). NO_3^- 와 SO_4^{2-} 는 건식 침적속이 클 때, NH_4^+ 는 건식 침적속이 작을 때 호수물 중 농도가 각각 높고 낮은 두 경향을 보이고 있음에도 불구하고 현재로서는 이의 원인을 짐작하기 어렵다.

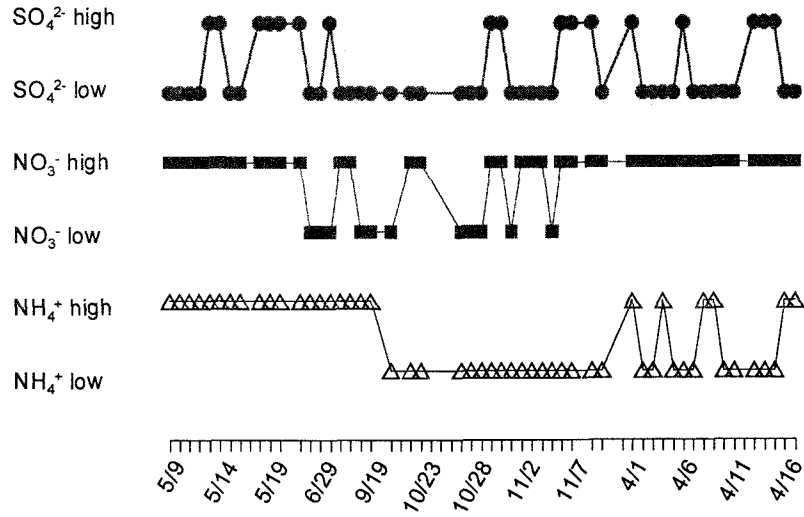


그림 3.21. 호수물 중 주요 이온의 측정일별 고농도와 저농도 구분. 고농도와 저농도 판정은 그림 3.19 참조.

여 백

부록 - 건식 침적 측정

1. 장치 선정

숲, 건물, 얼음 등과 함께 수면도 지표의 한 형태이므로 건식 침적 측정을 논할 때 수면으로의 침적을 특별히 구분하지는 않는다 (Luke and Valigura, 1997; Wesely, 2002). 건식 침적을 추정하는 가장 보편적인 방법은 지표 위 대기 중 농도를 측정한 후 그림 2.4와 같이 침적 속도를 계산하여 산출하는 것이다. 그러나 단순한 모델에 의한 침적 속도 계산이 다양한 실제 조건의 침적을 정확히 나타낼 것으로 기대하기는 어려우며, 더군다나 앞에서도 언급한 것과 같이 수면 위에서의 건식 침적은 연구도 충분치 않다. 따라서 오차의 가능성이 있어도 건식 침적을 측정할 수 있으면, 기존의 침적 속도에 의한 계산 결과를 함께 이용할 경우 훨씬 나은 추정을 기대할 수 있다.

Yi et al. (1997a, b)은 수표면 채취기 (water surface sampler, WSS)를 이용하여 수면으로의 오염물질 침적을 측정하였다. 이 후 이승묵 등 (1999)은 우리나라에서도 일산 호수공원 인근에서 이를 이용하여 건식 침적을 측정하였다. 그러나 당초 WSS는 건식 침적 측정을 위한 대체 표면으로써 물을 이용하였을 뿐 수면으로의 침적만을 측정하기 위한 것은 아니었다. 그럼에도 표면이 수면인 만큼 어느 방법보다 수면으로의 침적에 가장 이상적인 방법임에는 틀림이 없다.

본 연구팀에서는 2000년 봄 약 10일간 한국과학기술연구원 연못과, 2000년 8월말 10일간과 2001년 8월말부터 11월말까지 약 3개월간 팔당호 현지 (본 연구의 현재 측정 위치)에서 WSS와 본 연구팀이 고안한 수침적판을 비교 시험하였다 (그림 3.A.1). 그림 3.A.2는 수침적판과 WSS의 구조이다. 가장 큰 차이점은, WSS는 물을 침적판 위에 액막 형태로 순환시키며 침적판 끝으로부터 대기 경계층이 매끈하게 발달하도록 설계된데 비하여, 수침적판은 원형의 침적판에 일정 높이의 물을 담았으며 3개의 침적판을 설치하여 이상치를 제거하고 평균치를 이용할 수 있도록 하였다는 점이다. WSS의 설계 개념은, 침적 속도를 이용하여 추정하지 않고 측정을 하는 이유가 침적 주변 환경을 보다 실제에 가깝도록 하기 위한 것이라는 당초 목적을 감안할 때 충분히 중요하다. 그러나 다양한 국지 영향의 현실 대기 조건에서 측정이 이루어짐을 생각한다면 이상치를 제거하고 평균치를 이용할 수 있는 수침적판의 구성은 매우 실제적이다.

수침적판은 2 L, WSS는 4 L의 물을 침적수로 이용하여 24시간 후에 침적량을 측정한 결과, 2000년의 측정에서는 WSS가 수침적판보다 질소는 18%, 황은 31% 많이 침적되는 것으로 나타났으며, 상관관계수 R^2 는 질소 0.90, 황 0.59로 질소 침적에서 두 장치의 측정 결과가 보다 잘 일치하였다 (김영성, 2001). 그러나 작년 측정에서는 두 장치의 측정 결과에서 이전과 같은 연관성을 발견하기 어려웠다. 가장 큰 문제점은 WSS의 경우 저수통에서 펌프를 이용하여 침적판 위로 물을 순환시킴에 따라 침적수는 연결관 내부와 펌프를 지나게 된다는 점이었다. 1년이 지난 후 재사용하는 과정에서 내부를 세척하였음에도 펌프 헤드와 연결관에 남아있던 이물질이 떨어져 나오면서 측정 결과에 영향을 미치고 있었다. 이에 따라 작년 가을 당초의 centrifugal 펌프를 peristaltic 펌프로 교체하고 연결관도 실리콘 튜브를 이용하도록 하였으나 매년 새로운 튜브를 이용하지 않는 한 실험 오차의 가능성은 여전하였다.¹⁾

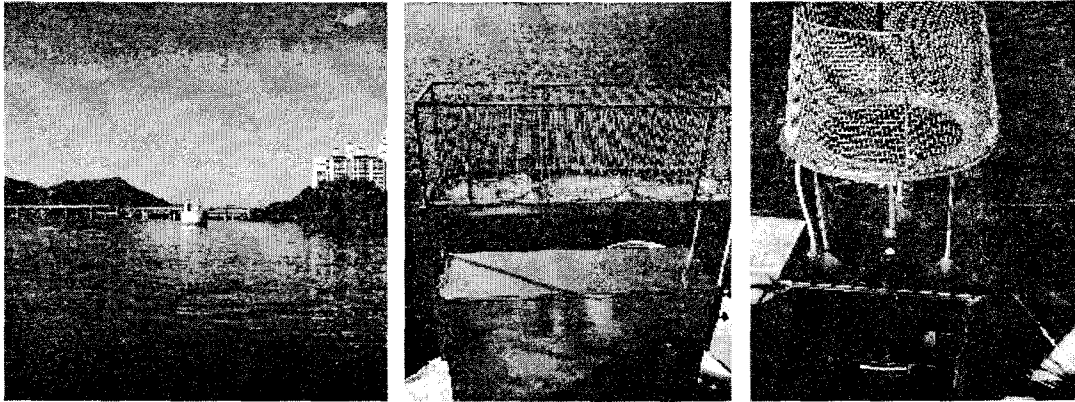


그림 3.A.1. 본 연구팀의 수침적판과 수표면 채취기 (WSS)의 팔당 현지 비교 실험. 중앙이 수침적판, 우측은 WSS. 상세한 설명은 그림 3.A.2 참조. 당시에는 새들의 접근을 막기 위하여 망을 설치하였으나 망에 걸린 이물질이 불규칙하게 떨어지면서 오히려 침적 측정을 방해함에 따라 철거.

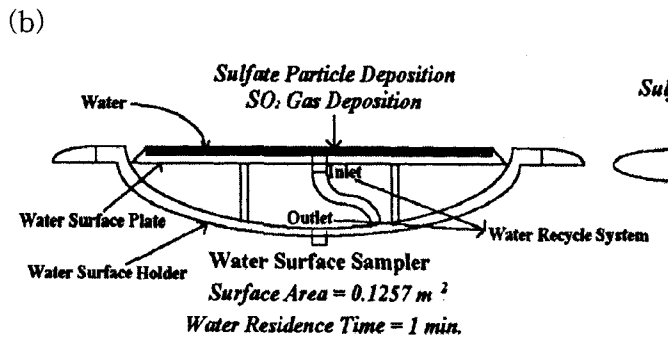
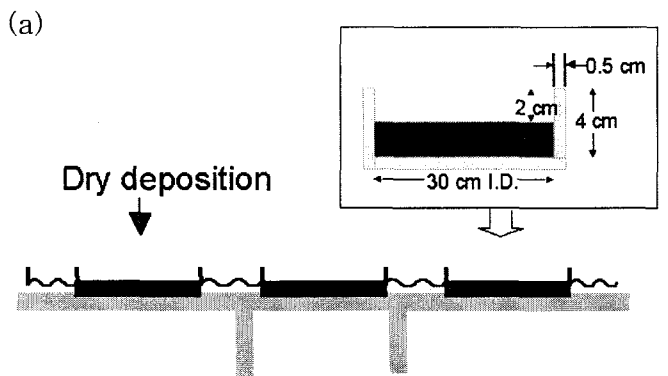


그림 3.A.2. 건식 침적 측정 장치의 구조. (a) 수침적판. 3개의 침적판에 일정량의 물을 담아 침적을 측정. 실험 당시에는 2 L의 물을 담아 사용. 이상치를 점검한 후 평균값을 이용. (b) WSS (water surface sampler; Yi et al., 1997a, b). 4 L의 물을 침적판 위에 액막 형태로 순환시킴.

WSS가 수침적판보다 2배의 물을 침적수로 사용하여야 한다는 점도 문제가 되었다. 그림 3.A.3은 수용액 중 이온 분석을 위한 농도 보정곡선이다. 2 L의 물을 침적수로 사용하였을 때 24시간 측정 결과가 0.01 ppm 이하인 경우가 많으며, 4 L의 물을 사용한다면 농도는 절반으로 줄어 거의 보정 곡선의 하한에 이르게 된다.

마지막으로 측정 중 침적수의 증발 문제이다. 수침적판과 WSS 모두 처음의 순수한 물에서 침적에 의하여 얼마만큼 이온량이 증가하였는가를 계산하게 된다. 즉, 침적량 Q 는,

$$Q = CV - C_o V_o \quad (3.A.1)$$

이때 $C_o=0$ 이므로,

$$Q = CV \quad (3.A.2)$$

가 된다. 만일 침적수가 증발하면 V 가 줄므로 Q 는 이에 비례하여 줄게된다. WSS는 침

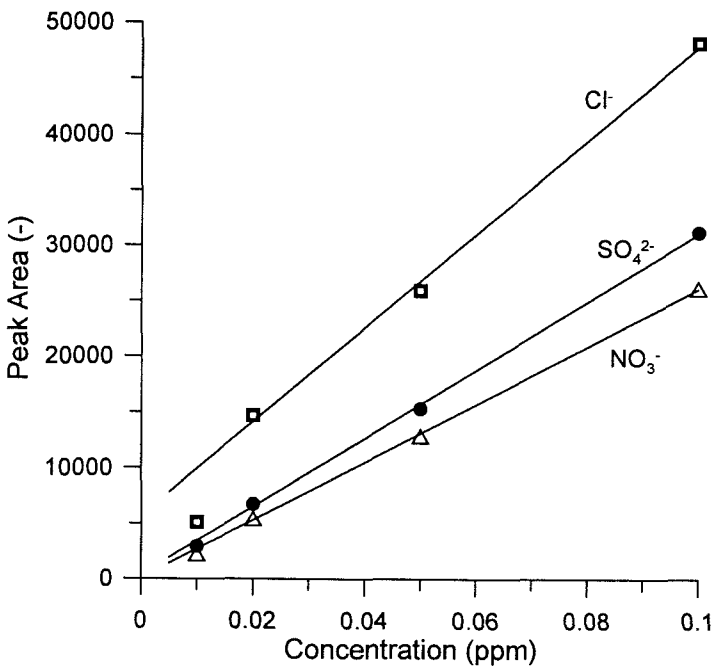


그림 3.A.3. 수용액 중 이온 농도 분석을 위한 보정 곡선

1) 연결 부위가 복잡한 WSS의 문제점은 측정 때마다 매번 순수한 물을 사용함으로써 더욱 가중되었다. 그러나 이승목 (2002)은 매번 순수한 물을 사용할 필요가 없으며 증발분을 보충하는 것으로 충분함을 지적하였다. 증발분을 보충할 경우 지금까지 축적된 양에 추가로 축적된 양을 구분하여야 하므로 분석의 어려움은 가중될 수 있으나 매번 연결 부위를 세척하여야 하는 번거로움은 피할 수 있다. 이에 따라 2002년 겨울에는 본 부록의 마지막 부분에서와 같이 그동안의 문제점을 바탕으로 WSS를 개조하여 다시 한번 수침적판과 비교실험을 실시하였다.

적판 위에 물을 액막 형태로 순환시킴에 따라 특히 여름철에 물의 증발이 많아 심할 때에는 하루 증발량이 50%에 근접하였다. 수침적판도 증발량이 작지는 않았으나 대략 WSS의 2/3 수준이었다. 앞의 계산에서는 이온은 그대로 있고 순수한 물만이 증발하는 것으로 보았으나 헨리의 법칙²⁾ 등에 의하여 물질이 함께 이동할 수 있으므로 증발이 많을수록 측정에 불확실성이 커지는 것은 사실이다.

결국 건식침적 측정에 WSS 대신 수침적판을 사용하기로 하였다. 이물질이 투입될 가능성을 언제나 경계하여야 하는 침적 측정에서, 앞서서도 언급하였지만 3개의 침적판을 설치하여 이상치를 점검할 수 있는 것도 수침적판의 큰 장점이었다. 그러나 분석의 정확성을 높이기 위하여 농도를 높일 수 있는 방안과 침적수 휘발이 침적량 계산에 미치는 영향 등을 수침적판에 있어서도 확인하여야 할 과제였다.

2. 실내 실험

침적수의 이온 농도는 물의 양을 줄이거나 침적 시간을 늘림으로써 높일 수 있다. 그러나 이 같은 조치는 모두 물의 증발이 많아진다는 단점이 있다. 본 연구에서는 먼저 수침적판의 물의 양을 1 L로 줄였으며, 침적 시간 증가에 따른 문제 여부를 실내 실험을 통하여 조사하였다 (그림 3.A.4).

그림 3.A.5는 주요 음이온에 대하여 측정 시간에 따른 침적 측정 결과를 비교한 것이다. 예를 들어 $C7/(S4+C3)$ 는 (7일을 연속 측정한 결과)/(4일을 매일 측정한 결과와 3일을 연속 측정한 결과를 더한 값)의 비를 의미한다. 그림에서 보는 것과 같이 개별 일수가 많을수록 침적량이 증가하여 연속 일수와 비가 작다. SO_4^{2-} 의 경우 편차가 비교적 작은데 비하여 Cl^- 은 기간이 짧을 때는 오히려 연속 측정값이 크게 나타나는 등 편차가 크다.

미국의 경우 2장에서 언급한 NADP는 강수시료를 일주일씩 모아 분석하는데 비하여 AIRMoN은 매일의 시료를 분석하고 있다. Butler and Likens (1998)은 수년간 이온별로 두 측정 사이의 차이를 분석하였는데, 대체로 두 결과가 잘 일치하였으며 특히 NO_3^- 가 잘 일치하였다. SO_4^{2-} 는 일주일 간 시료를 모았을 때가 매일의 시료보다 농도가 높았는데, 수중에서 SO_2 가 SO_4^{2-} 로 전환된 때문으로 해석하였으며 편차는 5% 정도였다. Cl^- 은 AIRMoN 이전 측정에서 두 시료의 차이가 48%에 이른 때도 있었으나 이는 시료의 오염 때문으로 추정하였다. NH_4^+ 의 경우 일주일 시료가 매일의 시료보다 15% 정도 낮았는데, 이는 과거 연구에서도 관찰된 현상으로 시료 포집 기간이 길어지면서 암모니아가 생물학적으로 분해된 때문으로 보았다.

2) Henry's law. 기체와 수용액상의 물질이 평형을 이룬다면 수용액 중의 농도는 헨리의 상수와 물질의 분압의 곱으로 표시될 수 있다. 만일 수용액 중의 농도가 평형 농도보다 높으면 수면에서는 물질이 휘발되며, 반대의 경우는 대기로부터 유입이 일어난다. 물질이 수용액 중에서 이온화된다면 이온화되지 않고 분자상태로 존재하는 분자에 대하여서만 헨리의 법칙이 적용된다. 헨리의 상수는 온도의 함수로 온도가 높으면 수용액의 평형 농도는 감소한다. 따라서 수용액 중의 농도가 동일할 경우 처음에는 대기로부터 물질이 유입되더라도 온도가 올라감에 따라 수면으로부터 휘발이 일어날 수 있다 (Seinfeld and Pandis, 1998; Danckwerts, 1970).



그림 3.A.4. 수침적판 실내 실험 모습. 현장 실험에서와 같이 3개씩을 한 조로 하여 한 조는 매일 침적량을 측정하는데 비하여 다른 조는 일주일 후에 침적을 측정하는 등 침적 시간에 따른 침적량을 비교.

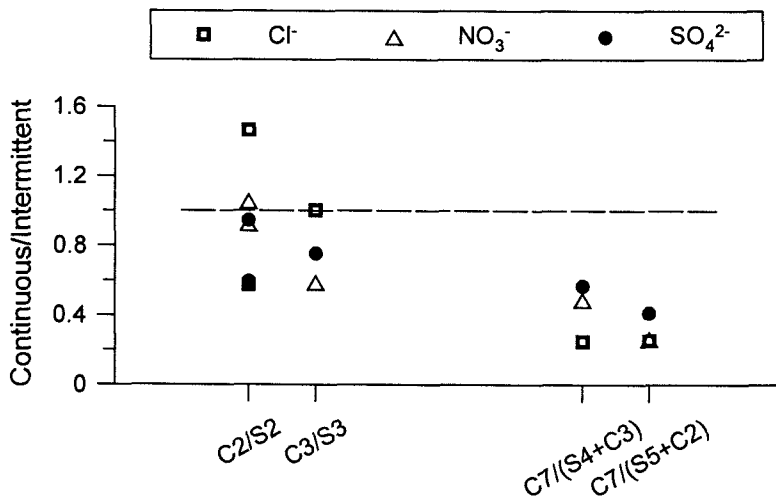


그림 3.A.5. 연속 측정결과 대 단속 측정결과之比. Sn는 n일을 개별적으로 (separate) 측정한 후 더했음을, Cn는 n일을 연속 (continuous) 측정한 결과를 의미.

Butler and Likens (1998)의 분석과 그림 3.A.5의 중요한 차이는 측정기간이 길어질 경우, 습식 침적을 다룬 전자는 단순히 시료의 보관 기간이 길어지는데 비하여 후자에서는 시료 즉, 침적수가 대기와 접촉하면서 보관 기간도 길어진다는 점이다. Butler and Likens (1998)는 NH_4^+ 을 제외하고는 특히 그림 3.A.5의 음이온의 경우 단순히 보관기간이 길어지면서 측정기간에 따른 차이는 나타나지 않을 것임을 시사하고 있다. 그렇다면 생각할 수 있는 것은 물의 증발과 물질의 흡수 혹은 휘발이다.

그림 3.A.5와 같이 측정기간이 길어지면서 침적량이 준다면 침적에 의하여 농도가 늘면서 물의 증발과 함께 물질이 휘발될 가능성을 생각할 수 있다. 즉,

$$Q = CV + Q_v \quad (3.A.3)$$

여기서 Q_v 는 당초의 침적수 V_0 가 V 로 주는 동안 휘발된 양이다. Q_v 는 농도와 온도의 함수일 것으로 추정되나 현 상태에서 이를 정확히 예측하기는 어렵다. 현재 주어진 변수는 측정기간 중 가장 높은 농도일 가능성이 큰 농도 C , 최초의 침적수량 V_0 , 마지막 침적수량 V 정도이다. 이들의 조합으로부터 예상할 수 있는 가장 큰 Q_v 는 최고 농도 조건에서 물이 증발되는 만큼 물질도 휘발되는 경우 즉, $C(V_0 - V)$ 이다. 이 경우 식 (3.A.3)은

$$Q = CV + C(V_0 - V) = CV_0 \quad (3.A.4)$$

결으로 드러난 식 (3.A.2)와 (3.A.4)의 차이는 식 (3.A.4)는 침적수의 증발을 무시하였다는 것이다. 그림 3.A.6은 식 (3.A.4)를 가산하여 그림 3.A.5를 다시 그려본 것이다. 그림 3.A.5에서와 같이 측정기간이 길어지면서 침적량이 줄어드는 현상이 현저히 개선되었음을 알 수 있다. 특히 황산염의 경우 이들을 연속하였을 때와 개별적으로 측정하였을 때 낮은 값 하나를 제외할 경우 나머지 4개값의 평균은 1.03으로 측정기간에 따른 차이를 발견할 수 없다.

그림 3.A.5와 3.A.6의 분석으로부터 명확한 결론을 도출하지는 못하였으나 어떠한 형태로든 물질이 휘발됨을 확인할 수 있다. 물질의 휘발이 침적수 증발과 연계되어 일어날 것으로 짐작하기는 어려우나 둘 다 온도의 함수라는 점에서 관련은 있을 수 있다. 본 연구에서는 실내 실험을 토대로 다음의 원칙을 수립하였다.

(1) 침적수는 1 L를 사용하며 24시간 침적을 측정한다. 측정기간을 늘릴 경우 분석 농도가 높아진다는 실험상의 이점 외에도 측정회수가 동일할 때 보다 긴 시간의 경향을 파악할 수 있다는 장점이 있다. 그러나 휘발과 증발 등에 대한 명확한 이해가 없는 상태에서는 위험한 시도로 판단되었다.

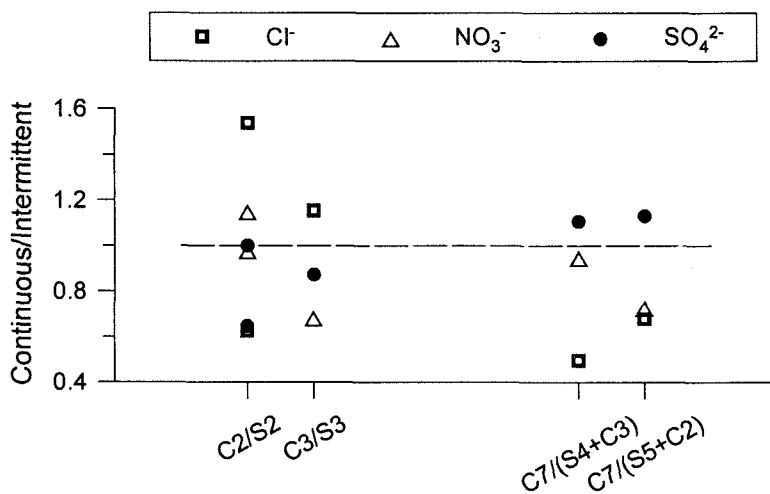


그림 3.A.6. 물질의 휘발을 가산한 연속 측정결과 대 단속 측정결과와의 비. 종축의 의미는 그림 3.A.5 및 본문 참조

(2) 그럼에도 침적 과정에서 물질의 흡수 및 휘발이 중요한 역할을 하며 이는 많은 연구 결과에서 확인되고 있다 (Baker, 1997). 따라서 이를 차단하고자 하는 것은 부자연스러운 일이다. 그러나 침적판의 온도가 높거나 자연 수면과 다른 주변 조건으로 인하여 과도하게 침적수가 증발된다면 물질의 휘발 역시 정상적이지 않을 수 있다. 이에 따라 본 연구에서는 호수물을 냉각수로 이용하여 침적수의 온도를 호수 온도와 맞춤으로써 침적수의 과도한 증발을 방지하고자 하였다.

3. 비교 실험

건식 침적측정을 위하여 WSS와 수침적판을 함께 실험하여 수침적판을 선택하였고, 실내실험을 실시하여 1 L 침적수 이용과 24시간 측정 원칙을 확립하였다. 2장에서 언급한 것과 같이 건식 침적측정이 보편적이지 않고, 특히 수면으로의 침적 측정은 더욱 예를 찾기 어려운 것이 사실이다. 그럼에도 수침적판 침적 측정이 본 연구에서 처음 시도되었기 때문에 본 연구 측정의 유효성을 점검할 필요가 있다. 이상적인 방법은 그림 2.4와 같이 침적 속도나 Yi et al. (1997a, b)에서와 같이 물질전달계수를 산출하여 측정값과 비교하는 것이다. 이를 위하여서는 물질별 농도와 측정장치 주변 미시 환경에 대한 정확한 정보가 필요하나, (1) 기체와 입자 농도를, 더군다나 NO_3^- 와 같이 반 (semi) 휘발성 물질의 경우, 원하는 지점에서 정확히 알기가 쉽지 않고, (2) 침적속도 혹은 물질전달계수에 필요한 미시환경 정보도 쉽게 얻을 수 있는 것들이 아니다.

본 연구에서는 결국 수침적판과 유사한 WSS와 비교실험을 통하여 수침적판 측정의 유효성을 점검하였다. Yi et al. (1997a, b)은 그리스를 입힌 Mylar 스트립으로 입자 침적을 측정하여 기체와 입자를 함께 측정한 WSS 결과와 비교하였으나 제한적일 수밖에 없었다. 실험에 앞서 다음과 같이 그동안 드러난 WSS 장치와 사용 방법상에 문제점들을 개선하였다.

(1) 침적판 - 당초에는 알루미늄 주물에 테플론을 코팅하여 제작하였으나 현장 측정을 계속하면서 코팅이 일어나 표면이 거칠어졌을 뿐 아니라 알루미늄 용출의 가능성이 있었다. 따라서 금속을 이용하는 대신 기계적 특성이 우수하고 화학적 내성도 강한 POM (polyoxymethylene)으로 침적판을 제작하였다 (그림 3.A.7).

(2) 침적수 - 이승묵 (2002)의 지적에 따라 매번 순수한 물을 사용하는 대신 증발분만을 보충하였다. 이 같은 변화의 가장 큰 장점은 세척에도 불구하고 침적수를 교환할 때마다 연결 부위에 잔류하는 기존 침적수에 의한 오차를 배제할 수 있다는 것이었다. 그러나 이미 언급한 바와 같이 기존 잔류량에 대한 증가량을 측정하여야 하는 까닭에 그림 3.A.3에서 기술한 분석의 어려움은 가중될 수 있었다.

(3) 펌프 - 당초의 원심력 펌프를 peristaltic 펌프로 1차 교체하였으나 peristaltic 펌프 헤드의 타이콘 튜브의 재질이 PVC이어서 이온이 침착될 가능성이 있었다. 이에 따라 테플론 diaphragm을 장착한 diaphragm 펌프 (KNF Flodos, ND 100 KT)로 다시 교체하였다.

그림 3.A.8은 수침적판 (DDS, Dry Deposition Sampler)과 WSS의 측정 결과를 비교한 것이다. WSS의 연결 부위를 줄여 (그림 3.A.7) 침적수는 수침적판과 WSS 모두 24시



그림 3.A.7. WSS와 수침적판의 비교 실험 모습. POM으로 WSS의 침적판을 다시 제작하였고 당초 아래 금속 상자 안에 있었던 침적수 저장조를 위로 올려 연결 부위를 줄임.

간 측정 기준 1 L를 사용하였다. 기간으로는 약 1달, 48시간 측정 2차례를 포함하여 18차례를 측정하였으나, WSS 측정에서 수침적판 측정과 현저하게 다르게 NO_3^- 와 SO_4^{2-} 침적이 음으로 계산되는 사례가 있어 제외하고, 17차례 측정 결과를 비교하였다. 그림 3.A.8에서도 WSS Cl^- 결과 중 음의 값이 있으나 이 때에는 수침적판의 측정 결과도 낮아 그대로 포함시켰다.

앞에서 기술한 한국과학기술연구원 연못과 팔당호 현지에서의 비교 실험에서는 질소 18%, 황 31% 등 모두 WSS 측정 결과가 높았다. 그림 3.A.8에서도 NO_3^- 와 Cl^- 는 WSS가 각각 59%, 34% 높으나 SO_4^{2-} 는 수침적판이 16% 높다. 두 측정결과 사이의 상관계수는, 앞의 비교 측정에서의 질소 0.90, 황 0.59가, 3.A.8에서는 NO_3^- 0.67, SO_4^{2-} 0.41로 낮아졌으나 질소 성분의 상관계수가 크다는 점은 동일하다. 침적수 증발은, WSS 증발이 현저하게 작았던 날과 48시간을 측정하며 2 L 침적수를 사용한 날은 경향이 달라 제외하고 15개 자료를 비교하였는데, WSS가 수침적판에 비하여 약 2.2배 증발이 많았다.

이전 실험과 이번 실험 모두, SO_4^{2-} 보다 NO_3^- 측정에서 두 측정 장치 사이의 상관성이 크게 나타나고 있다. 만일 SO_4^{2-} 와 NO_3^- 가 모두 주로 입자 형태로 침적되었다면 (입자에는 이들이 함께 포함되어 있으므로) 둘의 상관성이 유사하여야 하나 그림 3.A.8은 전혀 다르다. 즉, 두 물질이 다른 경로를 거쳐 침적되었음을 의미한다. 다른 경로로는 NO_3^- 는 NO_2 와 HNO_3 , 그리고 SO_4^{2-} 는 SO_2 등 기체 형태로 침적될 수 있다. NO_2 , SO_2 는 유사하

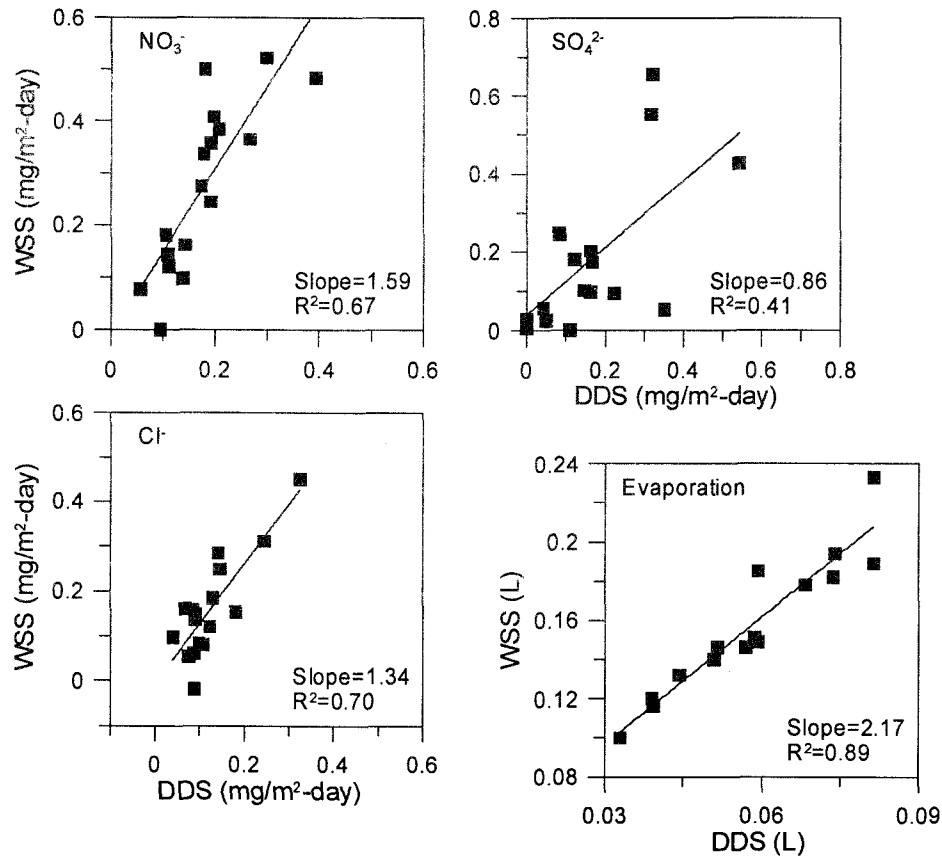


그림 3.A.8. WSS와 수침적판 (DDS, Dry Deposition Sampler)의 주요 이온 침적속 측정과 침적수 증발량 비교.

다 하여도 HNO_3 는 침적이 월등 빠르다 (Luke and Valigura, 1997; Finlayson-Pitts and Pitts, 1986). 따라서 NO_3^- 와 SO_4^{2-} 침적의 차이는 주로 침적이 빠른 HNO_3 때문이며, NO_3^- 침적에서 WSS와 수침적판 측정의 상관성이 커지는 것 역시 HNO_3 때문이다. 이와 같이 본다면 그림 3.A.8에서 Cl^- 의 상관성이 NO_3^- 와 유사한 것 역시 HCl 의 침적이 빠르기 때문이다.

그림 3.A.8에 의하면 빠른 침적의 효과는 WSS에서 강조되어 WSS의 침적량이 수침적판보다 많다. 수침적판이 침적수를 그대로 놓아두는데 비하여 WSS는 침적이 용이하도록 액막 형태로 순환시킨다는 점에서 충분히 예상할 수 있는 결과이다. 이와 같은 결과는 WSS 측정이 수침적판보다 침적량이 많다는 점에서는 동일하나 이전 측정에서는 황의 침적이 질소보다 많아 그림 3.A.8과 다르다. 이번 실험과 달리 이전의 WSS 측정에서 SO_4^{2-} 의 침적이 높게 측정된 이유를 정확하게 짐작하기는 어렵다. 이번 실험과 이전 실험의 중요한 차이 중의 하나는 이번 실험이 실내 실험이었던데 비하여 이전은 팔당호 현장 등 외부에서의 실험이었다는 점이다. 앞서서도 잠시 언급하였지만 WSS에서는 심할 경우 침적수의 50%가 증발하였으며, WSS와 수침적판의 차이는 증발량의 차이가 클수록 커지는 경향도 관찰되었다 (김진영, 미발표 자료). 그러나 이번 실험에서는 그림 3.A.9에서도 볼 수 있는 것과 같이 증발량의 차이에 따른 침적 측정의 특별한 변화는 관찰되지 않았

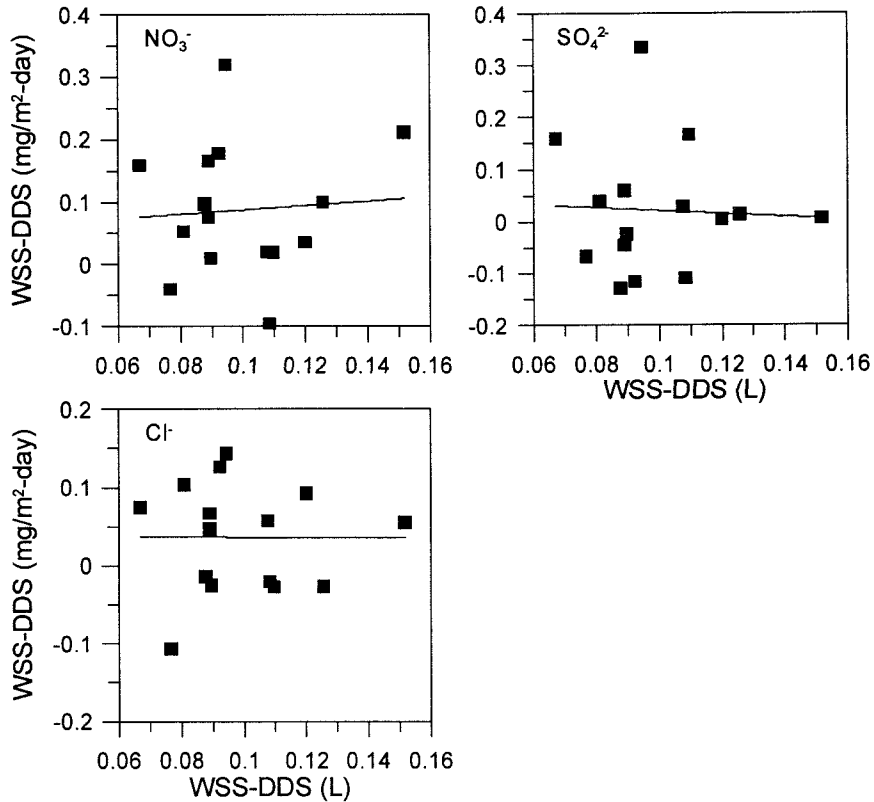


그림 3.A.9. WSS와 수침적판 (DDS)의 침적수 증발량 차이에 따른 침적속 측정 차이.

다.

요약하면, 수침적판 측정은 WSS 측정과 상당한 상관성이 있으며 침적이 용이할수록 상관성이 커지나 WSS보다 낮게 측정되는 경향이 있었다. 이는 주로 침적수를 액막 형태로 순환시키는 WSS의 장치 특성에 기인하는 것으로 해석되었다. 문제는 어느 장치의 측정이 실제 호수 침적에 근접하느냐 인데, 호수 표면에서도 분명히 물의 이동이 존재하는 만큼 수침적판보다 침적이 많을 수는 있으나 액막 형태로 계속 순환시키는 WSS만큼 많을 것으로 추정되지는 않았다. 이전의 WSS 측정과 이번의 실내 WSS 측정의 차이에서도 볼 수 있는 것과 같이 침적수의 증발은 여전히 영향이 적지 않은 것으로 판단되어, 이의 영향을 이해하지 못하는 상황에서 침적수 증발을 억제하고자 하였던 본 연구의 시도는 일단 긍정적인 것으로 평가되었다. 그러나 침적수의 수온 상승을 억제하고자 한 시도와 달리 바람을 막고자 한 시도는 바람 외 이물질 투입이 방지된다는 이점이 있음에도 불구하고 자연스럽게 노출되었을 때보다 침적이 더욱 감소될 가능성이 있어 어느 정도 증발 증가를 감수하더라도 이후 측정에서는 제거하는 것이 바람직한 것으로 생각되었다.

제4장 건식 침적 예측

제1절 사례 선정

침적 예측은 특정 현상을 목표로 그와 같은 현상이 나타난 특정 사례를 대상으로 하거나 평균 특성을 알아보기 위하여 보편적 사례를 대상으로 할 수 있다. 전자의 경우 황사나, 기상 연구에서는 태풍, 대기질 연구에서는 고농도 오존 기간 등이 대상이 될 수 있다. 보편적 특성에 대한 이해가 충분하다면 이해의 폭을 넓히기 위하여 특수한 사례를 연구할 수 있으나 우리나라에서 침적 연구는 시간적으로나, 공간적으로나 아직 윤곽을 파악하는 단계이다.

따라서 본 연구에서는 1997년 기상 자료를 분석하여 계절별로 전형적 기상 조건에 강우가 없었던 5일을 선택하여 표 4.1과 같이 후반 3일을 대상으로 하였다. 1997년을 대상으로 한 것은 주로 2장에서 기술한 Ghim and Kim (2002)과 연도를 맞추어 결과를 비교하기 위한 것이었다. 그러나 전형적 기상 조건을 선택하였기 때문에 1997년이라는 특정 연도는 실질적으로 큰 의미를 지니지는 않는다. 이는 본 연구에 사용될 대기오염물질 배출 자료가 대략 1990년대 중후반의 자료를 모은 것이라는 사실과도 연계하여 생각할 수 있다.¹⁾ 우선적으로 건식 침적만을 고려하기 위하여 강우가 없는 기간을 선택하였으며, 대

표 4.1. 계절별 대상일과 서울기상 관측소에서 기상 조건

계절	대상일	평균 풍속 (m/s)	평균 기온 (°C)	강수 (mm)
봄	4.21-23	3.2	14.9	-
여름	7.27-29	1.6	29.4	-
가을	9.29-10.1	1.3	18.2	-
겨울	1.15-17	2.1	-1.8	0.0

1) 3차원 대기질 모델링에 이용되는 대기오염배출 자료는 조사와 정리에 시일이 필요하기 때문에 1, 2년 간격으로 update되기도 쉽지 않다. 따라서 T_1 시점의 대기질 예측은 T_0 시점의 배출자료를 이용하되 ($T_0 < T_1$) 기상만 T_1 시점의 자료를 이용하는 것이 보통이다. 단지 생물학적 휘발성 유기화합물 배출이나 토양으로부터 먼지 비산과 같이 기상 조건의 함수인 오염물질 배출은 T_1 시점에서 계산될 수 있다.

상 기간이 3일임에도 5일의 기상을 조사한 이유는 기상 및 대기질 모델링에서 불완전한 초기값의 영향을 줄이기 위하여 적응시간 (spin-up time)이 필요하기 때문이다.

제2절 대상영역 설정

침적 예측의 두 번째 과제는 예측을 위한 영역의 설정이다. 대상 수체에 대한 침적의 영향은 수체로의 직접 침적 못지 않게 지류에 침적된 후 이동하는 부분과 수면이 아니라도 인접 지역에 침적된 후 지류에 합류하여 이동하는 부분이 중요하다 (그림 1.1, 표 2.3 참조). 따라서 그림 2.3과 같이 수계를 확인한 후 수계에 영향을 미칠 수 있는 대기계를 설정하게 된다. 표 2.5의 미국의 예를 보면 수계 침적의 약 70%까지를 설명할 수 있는 영역을 대기계로 설정하고 있다. 영향 한계를 40%로 하면 표 2.5의 영역보다 약간 감소하나 영향 한계를 90%로 늘리면 영역은 크게 증가하는 것으로 보고되고 있다 (Dennis, 1997).

본 연구의 대상 수체는 팔당호이다. 팔당호 유역은 경기도, 강원도, 충청북도의 37개 시, 군을 포함하는 20,458 km²의 지역으로, 전체 한강수계 23,772 km² 중 잠실권역과 임진강 권역을 제외한 86% 영역이다 (그림 4.2; 최지용, 1999; 환경부, 1998). 표 2.5의 미국의 예를 토대로 수계 면적의 약 10배를 가정하여도 팔당호 수계에 해당하는 대기계는 남한 면적 99,268 km²의 2배가 넘으며, 편서풍이 강한 겨울이나 봄철의 대기계는 황해를 넘어 중국까지 확대될 가능성이 크다 (Ghim et al., 2003).

Dennis (1997)는 미국 동부를 53개의 소구역으로 구분한 후 각각의 소구역에서 배출된 오염물질이 대상 수계에 침적되는 양을 계산하여 구역별 배출에 의한 침적의 합이 전체의 일정 수준을 넘을 때 소구역들의 집합을 대기계로 설정하는 방식을 제안하였다. 그림 2.3은 질소산화물 배출을 토대로 기체상 반응만을 고려하여 산화 질소 침적에 유효한 대기계를 조사한 것이다. 그러나 우리나라의 경우 질산염 등을 생성시키는 광화학 오염물질 배출의 시공간 변화에 대한 자료가 미흡하고, 영역을 중국과 북한까지 확대할 경우 이 같은 어려움은 더욱 커진다. 이와 같은 상황에서 철저히 배출에 근거한 Dennis (1997)의 접근 방식이 얼마나 유효할 수 있느냐가 문제될 수 있다.²⁾

따라서 본 연구에서는 1차로 팔당호 수체를 중심으로 대기의 물리적 이동을 추적하는 역궤적 분석에 의하여 영향권을 조사하고 이를 토대로 팔당호 유역을 포함하는 영역을 대상영역으로 설정하였다. 대기계를 충분히 포함하지 못할 경우 경계에 가까운 지역에서는 경계값의 영향을 받을 수 있으나 1차 추정으로는 충분할 것으로 판단하였다.

2) 정도의 차이가 있기는 하나 배출량 산정 체계가 가장 잘 갖추어졌다는 미국에서도 대기질 모델링 결과가 배출량 자료의 질에 따라 너무 큰 차이를 보임에 따라 배출량 자료의 정확성에 대한 논란은 대기질 모델링의 효용을 위협할 만큼 심각하다. 이에 따라 최근에는 배출량 자료를 이용하여 모델링을 하고 농도를 계산하는 기존의 방식 (Emission-based Modeling) 대신 측정치를 모델링의 입력 자료로 이용하는 방식 (Observation-based Modeling) 등이 제안되고 있다 (Demerjian et al., 1995).

1. 영향권 조사

표 4.1의 사례에 따라 계절별로 팔당호로부터 매시간 대기 이동을 24시간 동안 역으로 추적하여 대기 영향권을 설정한 후 최종적으로는 이들을 포괄하는 영역을 정의하였다. 계절별 대기 영향권은 다음과 같이 4단계 과정을 걸쳐 확정하였다.

1단계 - 중규모 모델인 MM5 (Mesoscale Model, Dudhia et al., 1999)로써 4개의 중첩 격자를 이용하여 계절별로 서울, 수도권 지역의 바람장을 계산한다 (그림 4.1).

2단계 - MM5의 격자 3과 4 영역의 결과를 등온위 좌표로 변환하여 팔당호에서 출발하는 역궤적 분석에 의하여 영향권을 1차 추정한다.

3단계 - 1차 추정 영향권을 토대로 진단모델인 CALMET (Scire et al., 2000)을 이용하여 MM5 결과와 지상 관측자료로부터 상세한 바람장을 계산한다.

4단계 - 상세한 바람장에서 속도 벡터를 이용한 역궤적 분석에 의하여 영향권을 확정한다.

MM5 결과를 이용하여 영향권을 1차 추정한 후 상세한 바람장을 이용하여 재추정을 시도한 것은 (1) 본 연구의 MM5 모델링이 보통의 중규모 모델링보다 월등하게 상세한 4 km 간격의 바람장을 계산하였다 하여도 지상 관측자료의 영향이 충분히 반영되지 않을 때에는 아직 종관풍의 영향이 강하여 실제보다 풍속이 높고 (김영성 등, 2001a), (2) MM5 모델링은 수직 분할에도 한계가 있어 지상 1-2 km 이내로는 접근이 어려워 결국 높은 위치에서 역궤적을 계산함에 따라 이에 의한 영향권 추정은 지표보다 훨씬 높은 풍속 조건에서 이루어지기 때문이었다.

가. MM5를 이용한 바람장 계산

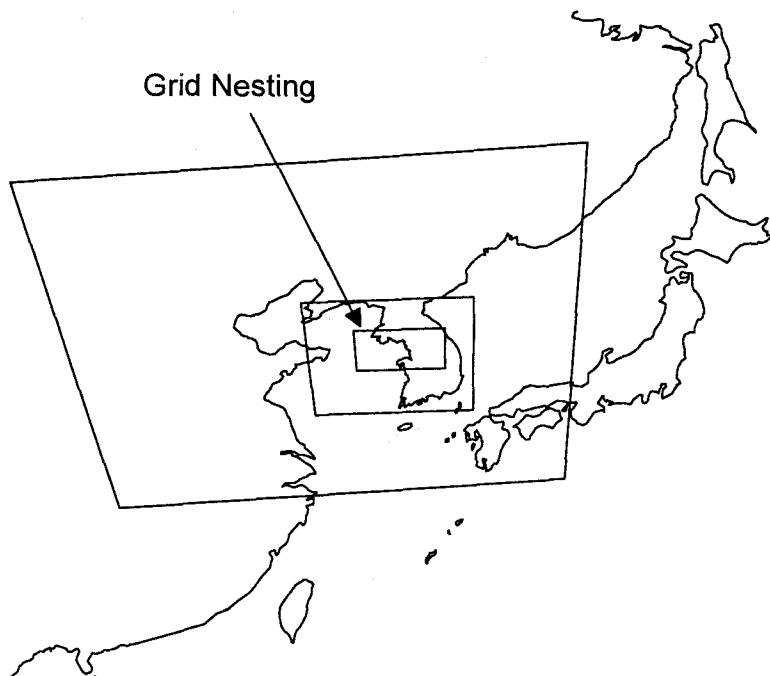


그림 4.1. MM5 바람장 계산을 위한 격자 설정. 108 km 간격의 가장 큰 Grid 1부터 4 km 간격의 Grid 4 까지 4개의 격자를 이용 (표 4.2 참조)

초기 및 경계조건을 위한 입력 자료로는 6시간, 2.5° × 2.5° 간격의 NCEP/NCAR (National Center for Environmental Prediction/National Center for Atmospheric Research) 재해석 자료를 이용하였다. 수평 방향으로는 (130°E, 40°N)를 중심으로 그림 4.1과 같이 4개의 격자를 배치하여 4 km 간격의 바람장을 계산하였다 (표 4.2). 영역 내 지표조건을 위한 지형자료와 토지이용 자료는 각각의 PSU/NCAR 자료 중 30분, 10분, 5분 자료를 격자 크기를 고려하여 사용하였으며, 해수표면 온도는 IGOSS (Integrated Global Ocean Services System)의 1° × 1°, 1주일 평균자료를 이용하였다.

표 4.2. MM5 모델링의 격자 구조

격자	수평 격자수	수평 격자크기	수직 격자구조
격자 1	66 × 44	108 km	100 hPa까지 23층의 σ -좌표계 ^a
격자 2	64 × 55	36 km	
격자 3	64 × 55	12 km	
격자 4	103 × 58	4 km	

^a $\sigma = (p - p_t) / (p_s - p_t)$. p는 기압, p_t는 모델 상단의 기압, p_s는 표면 기압.

나. 등온위면에서의 역궤적 분석

Bleck (1984)의 알고리즘에 의하여 MM5 결과를 등온위 좌표로 변환하였으며, Merrill et al. (1986)의 방법에 따라 등온위면에서 역궤적을 계산하였다. 대부분의 역궤적 분석이 지표 부근의 대기현상을 추적하기 위한 것이므로 출발 지점을 낮게 설정하고자 하는 것이 보통이다. 그러나 온위면은 지형의 높이에 따라 온도, 기압의 변화가 생기면서 고도의 편차가 크게 나타나기 때문에 출발 지점을 너무 낮출 경우 계산 과정에서 온위면이 지면과 만날 수 있다. 본 연구에서는 지표와 가장 가까운 온위 300°K에서 역궤적을 출발하였는데, 고도가 때로는 수 10 m 높이에 이르기도 하고 온도가 낮아지는 밤 시간에는 1,000 m를 넘기도 하였다. 표 4.1의 계절별로 3일간 팔당호 중심 위치에서 출발하여 24시간 궤적을 추적하였으며 1시간마다 위치를 확인하였다. 등온위면에서의 역궤적 분석은 약 6시간이면 격자 4 영역을 벗어나기 때문에 격자 3에서 24시간 역궤적을 계산하여 1차 영향권을 설정하였다.

다. CALMET을 이용한 상세 바람장 계산 및 역궤적 분석

계절별 대상일에 대하여 유효한 지상 및 자동 기상관측소 (AWS) 자료와 고층 기상관측소 자료를 관측치로 CALMET을 이용하여 상세한 바람장을 계산하였다. MM5의 격자 4 영역의 바람장 결과는 초기치로 이용하였다. 표 4.3은 바람장 계산에 이용된 관측소 수이다. 이는 제주도를 제외한 우리나라 전역의 기상관측소들인데, 진단모델로써 바람장을 재구성할 때에는 경계 부근의 바람장 왜곡을 방지하기 위하여 보통 대상 영역보다 충분히 큰 영역에 대하여 바람장을 계산하기 때문이다 (Kim et al., 2000).

표 4.3. CALMET 계산에 이용된 계절별 유효 지상 및 자동 기상관측소와 고층 기상관측소 수

기상 관측소	봄	여름	가을	겨울
지상 관측소	35	35	35	35
자동 관측소 ^a	181	172	180	187
고층 관측소	3	2 ^b	3	3

^a자동 기상관측소 자료의 검증에 대하여서는 김진영 등 (2000) 참조.

^b최소한 12시간 간격의 자료가 필요하나 광주 고층기상 자료에 결측이 있어 빠지게 되면서 관측소 수가 줄게 됨.

진단 모델 이용에서는 또한 관측치의 영향반경을 결정하여야 한다. 관측치만을 이용하여 바람장을 구성할 때에는 Stephens and Stitt (1970) 등의 방법을 이용하나 본 연구에서는 모델 계산인 MM5 결과를 관측치로써 보정하고자 하는 성격이 강하기 때문에 통상의 진단 모델 이용과는 다르다. 1차년도에는 관측치만을 이용한 경우와 같이 지상 관측소 30 km, 고층 관측소 100 km의 영향 반경을 사용하였으나 MM5 바람장에 비하여 지상관측소 자료의 국지 영향이 너무 두드러지는 경향을 보였다 (김진영과 김영성, 2001; 김영성, 2002). 이와 같은 현상은 108 km 격자부터 중첩하여 들어온 MM5 바람장에서 지역규모 (regional scale) 변화가 강조된 반면 AWS 관측치에서는 종종 인근의 지형지물 등에 의한 국지변화가 강조되기 때문으로 해석되었다. 이에 따라 본 연구에서는 몇 차례 시도 후 지역규모 변화와 국지변화가 자연스럽게 조화될 수 있도록 지상 관측소 5 km, 고층 관측소 30 km로 영향 반경을 조정하였다.

CALMET 모사 영역은 등온위 역궤적 분석에 의한 계절별 1차 영역을 토대로 몇 차례 시험을 거쳐 24시간 궤적 추적에 가능한 영역으로 하였다. 격자 간격은 2 km였으며, 이와 같이 설정된 영역은 242 km × 226 km (TMX 109-351 km, TMY 333-559 km, 그림 4.2 참조), 격자수 121 × 113이었다. 수직 방향으로는 지형 좌표계를 이용하였으며, 층수는 6개, 최하층의 높이는 10 m, 최고 높이는 약 1,500 m였다. 격자 크기가 작아짐에 따라 지형 고도 및 토지이용 자료는 각각 이에 상응하는 15초, 1분 자료를 이용하였다. 역궤적의 계산 주기와 기간 등은 MM5의 경우와 동일하나 최하층의 높이가 낮아짐에 따라 팔당호 중심 수면 위 10 m 높이에서 출발하였으며 궤적의 위치는 u, v, w 속도 벡터를 이용하여 1초 간격으로 계산하였다.

2. 영향권과 대상영역 결정

가. 여름철 MM5 바람장과 역궤적 분석

여름철은 기온이 높고 일사가 강하여 어느 계절보다 광화학 반응이 활발하고 이에 따라 질산염 등의 생성도 많고 그만큼 침적도 많다 (Ghim and Kim, 2002). 표 4.1을 보면

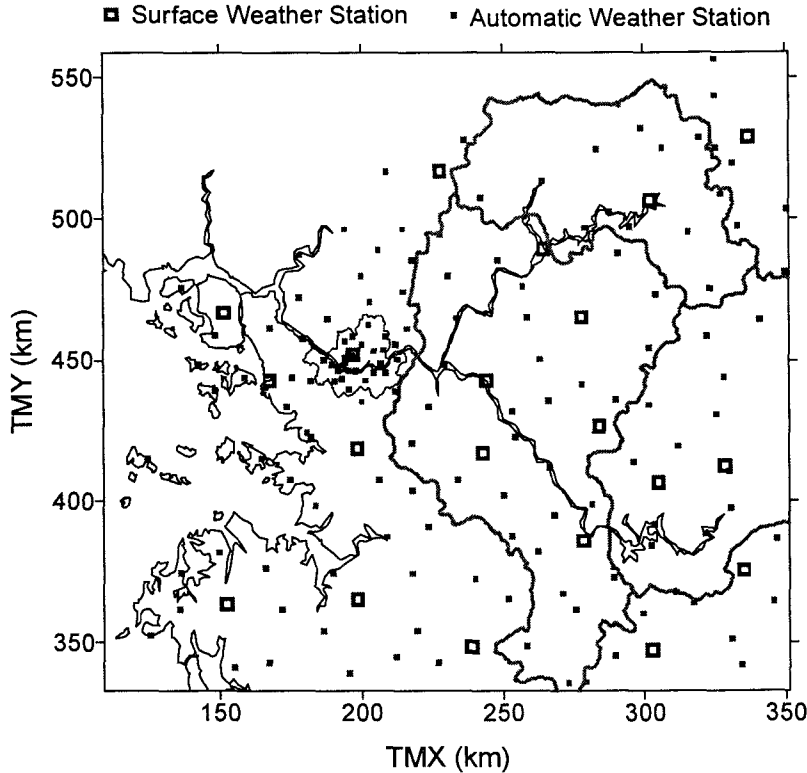


그림 4.2. CALMET 바람장 계산 영역과 영역 내 기상관측소 위치. 우측의 영역은 팔당호 유역으로 서쪽은 팔당호 권역, 위쪽은 북한강 권역, 동쪽은 남한강 권역을 표시.

여름철은 가을철 다음으로 풍속이 낮다. 본 연구에서 MM5 바람장과 역궤적 분석은 계절별 대기 영향권 추정을 위한 중간 단계이나 국내외를 막론하고 대부분의 역궤적 분석이 중규모 바람장을 이용하고 있는 것이 사실이다 (김영성 등, 2001b). 이에 따라 본 연구에서는 침적이 가장 많은 여름철에 대하여 통상의 방법에 의한 역궤적 분석 결과를 살펴보고 이후 상세한 바람장에 의한 분석 결과와 비교하고자 한다.

그림 4.3은 여름철 대상기간 중 서울 관측소에서의 풍향 및 풍속 변화이다. 24시간을 역으로 이동 궤적을 추적함에 따라 대상기간 보다 하루 앞선 25일부터 29일까지 4일간의 변화를 살펴보았다. 풍향은 28일 낮까지는 주로 북동풍이었으나 이후 서북서풍으로 바뀌었다. 풍속은 오후에는 3-4 m/s 정도이나 새벽에는 1 m/s 이하로 약하다.

그림 4.4는 7월 27일 06시, 7월 28일 12, 21시, 7월 29일 18시 등 시점에서 24시간 역궤적을 추적한 결과이다. 7월 27일 06시는 그림 4.3의 서울 기상관측소에서는 이전 24시간 동안 계속적으로 북동풍이 관찰된 시간이었지만 역궤적은 남동쪽에서 접근하고 있다. 7월 29일 18시는 서울 기상관측소에서는 이미 충분한 시간 서북서풍이 관찰된 이후이나 역궤적은 북동쪽에서 접근하였다. 반면 7월 28일 12시와 21시의 역궤적은 서울 관측소 풍향과 유사하게 북동쪽으로부터 접근하였다. 팔당호에 접근하는 역궤적의 방향이 서울 기상관측소 풍향과 다른 이유로는 수평적 거리와 함께 수직적으로도 지상 관측소 관측이 대체로 10 m 높이에서 이루어지는데 비하여 온위 300°K는 그 중 지표면에 인접하였다 하더라도 그림 4.4의 경우만 하더라도 낮을 때가 270 m, 높을 때 640 m로 상당한 차이가 있기 때문이다.

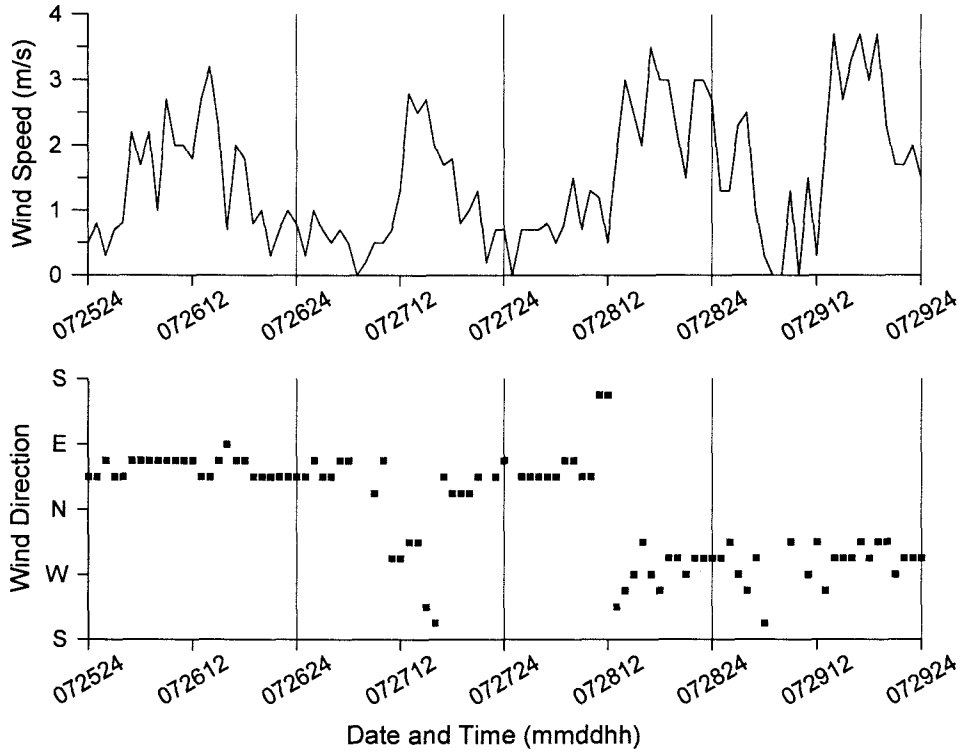


그림 4.3. 서울 기상관측소에서 여름철 대상일의 바람 변화

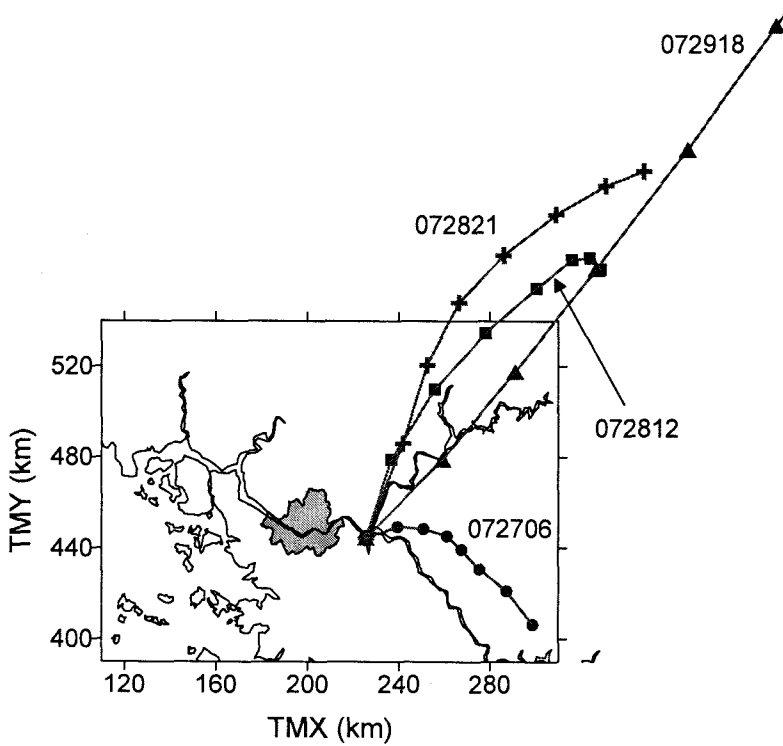


그림 4.4. 여름철 대상기간 중 MM5 격자 3 영역 바람장을 이용한 등온위면 역궤적 분석. 기호 표시는 역궤적 계산 위치로, 바람장이 3시간 간격으로 주어짐에 따라 3시간 간격으로 궤적의 위치를 계산. 전체적으로는 궤적의 길이가 길수록, 부분적으로는 기호와 기호 사이가 멀수록 빠른 풍속에 의하여 긴 거리를 이동하였음을 의미.

그림 4.5는 그림 4.4 역궤적 출발 시간의 MM5 지표 부근 바람장 모습이다. 출발 지점인 팔당호 주변 풍향을 보면, 7월 27일 06시와 7월 28일 12시에는 북북서풍이, 7월 28일 21시와 7월 29일 18시에는 북동풍이 불고 있다. 1997년 당시 기상청이 위치하였던 강북 중심 부근의 풍향 역시 팔당호 부근과 크게 다르지 않아 각각 북서풍, 북서풍, 북북서풍, 북동풍 등이다. 또한 그림 4.3의 서울 기상관측소 풍속은 7월 29일 21시에 3-4 m/s로 다소 높았을 뿐 다른 시간대에는 1-2 m/s로 낮았음에도 그림 4.5의 MM5 풍속은 같은 위치에서 28일 21시 5 m/s를 훨씬 웃돌 만큼 높고 27일 06시 풍속도 5 m/s에 근접하고 있다. (그림 4.4에서 7월 29일 18시 궤적의 이동 거리가 긴 것은 28일 21시의 강한 바람 등이후에도 영역 북동쪽에서 풍속이 계속 높았음을 암시하고 있다.)

역학만에 의한 기상 예측이 실제와 차이를 보이는 예가 많아 최근에는 측정치를 이용한 자료 동화 (data assimilation)로 계산치를 보정하고자 하는 움직임이 점차 확산되고 있다 (Seaman, 2000). 그러나 어떠한 경우이든 그림 4.3과 비교한 그림 4.5는 중규모 모델에 의한 국지 기상 예측이 쉽지 않음을 보여주고 있다.

그림 4.6은 표 4.1의 여름철 대상 기간 3일간 3시간 간격으로 24시간 동안 역궤적 위치를 계산한 결과이다. 다시 말하면, 그림 4.4는 4개 시점에 대하여 3시간 간격으로 궤적의 이동 과정을 보여주고 있는데 비하여, 동일한 계산을 3시간 간격으로 3일간 즉, 24번을 수행하여, 24시간 전 마지막 위치만을 표시한 것이다. 그림 4.4에서 짐작할 수 있는 것과 같이 팔당호에 도달하는 모든 궤적이 동쪽으로부터 접근하고 있다. 27일 12시까지의 궤적이 남동쪽으로부터 접근한 반면, 이후의 궤적은 풍속에 따라 차이가 있을 뿐 모두 북동쪽으로부터 접근하였다.

나. 여름철 CALMET 바람장과 역궤적 분석

그림 4.7은 CALMET 바람장을 이용한 역궤적의 모습이다. 그림 4.4가 3시간 간격으로 궤적의 위치를 계산하였던데 비하여 1시간 간격으로 위치를 계산하였고, 그림 4.4가 팔당호 상공 270-640 m에서 역궤적 분석을 시작하였던데 비하여 그림 4.7은 10 m 높이에서 시작하였다. 그림 4.4와 비교할 때 그림 4.7은 궤적의 방향은 유사하나 거리가 훨씬 짧고 특히 팔당호 인근에서 궤적의 변화가 크다. 27일 06시 궤적으로 보면 초기에는 남동남쪽을 향하였으나 약 12시간 후에는 팔당호 근처까지 되돌아왔다가 그림 4.4에서와 유사하게 동남동을 향하고 있다. 29일 18시 궤적은 초기에는 북서쪽을 향하였다가 팔당호 서쪽을 돌아 역시 후반에 그림 4.4에서와 같이 북동쪽을 향하고 있다.

그림 4.8은 그림 4.7의 역궤적 분석 출발 시간 지표로부터 10 m 높이에서의 바람장 모습이다. 그림 4.7에서 짐작할 수 있는 것과 같이 그림 4.5의 MM5 바람장에 비하여 전체적으로 풍속이 크게 감소하였다. 모사 영역의 경계 부근에서는 그림 4.5와 풍향이 비슷하나 서울을 중심으로 수도권 중앙으로 들어올수록 풍향이 크게 달라지고 있다. 이는 그림 4.2에서 볼 수 있는 것과 같이 서울을 중심으로 AWS가 많이 분포되어 있고 그만큼 국지 변화가 강조되었기 때문이다. 그리고 이와 같은 AWS 관측치의 영향은 서울 부근에서 MM5 풍속이 강하였던 27일 06시에 특히 두드러지고 있다.

그림 4.9는 대상 기간 3일간 매시간 24시간 동안 역궤적 위치를 계산한 결과이다. 즉, 현재 팔당호의 대기가 24시간 전에 위치하였던 곳들을 표시한 것이다. 그림 4.6과 비교할

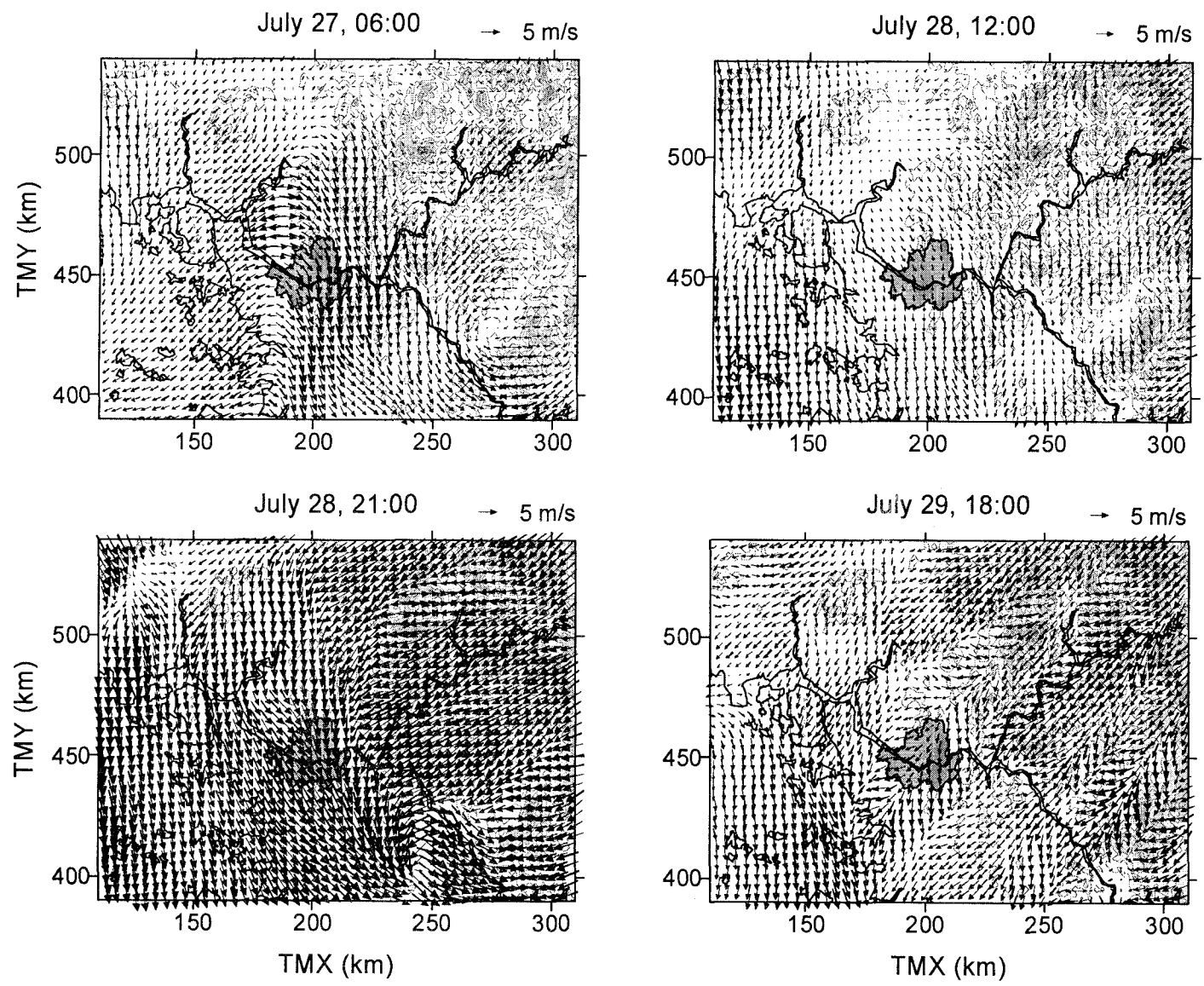


그림 4.5. 여름철 MM5에 의한 격자 4 영역에서의 바람장. 높이는 지표에 가장 가까운 1000 hPa. 배경의 등고선은 지형을 표시.

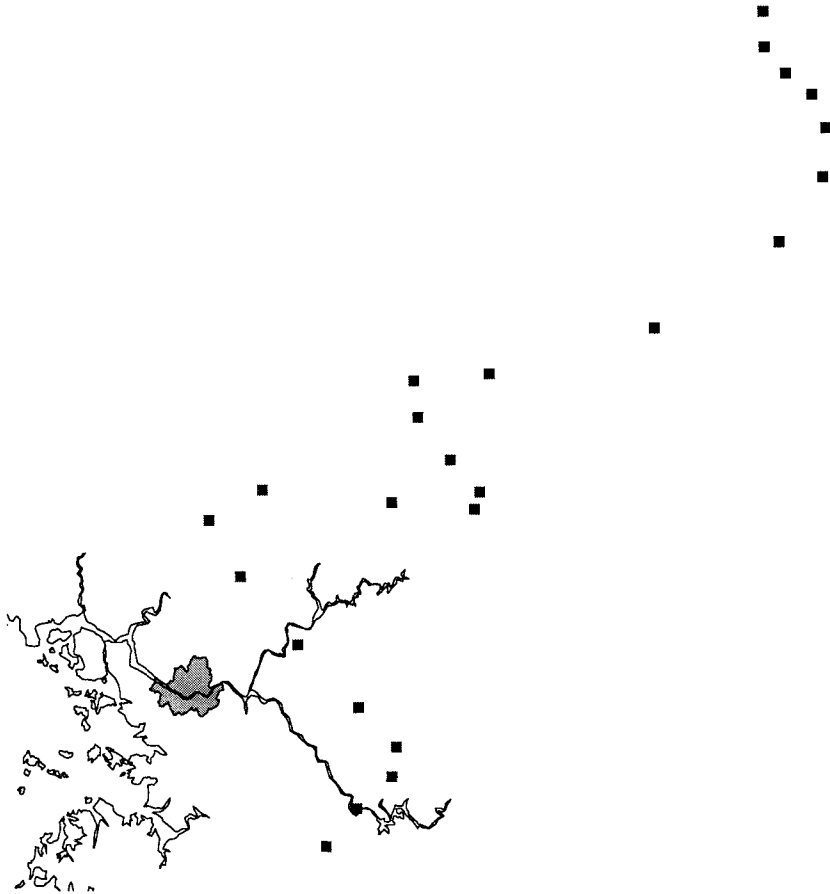


그림 4.6. MM5 격자 3 영역 바람장을 이용한 여름철의 대기 영향권. 등온위면 역궤적 분석에 의하여 3시간 간격 24시간 궤적의 위치를 추적.

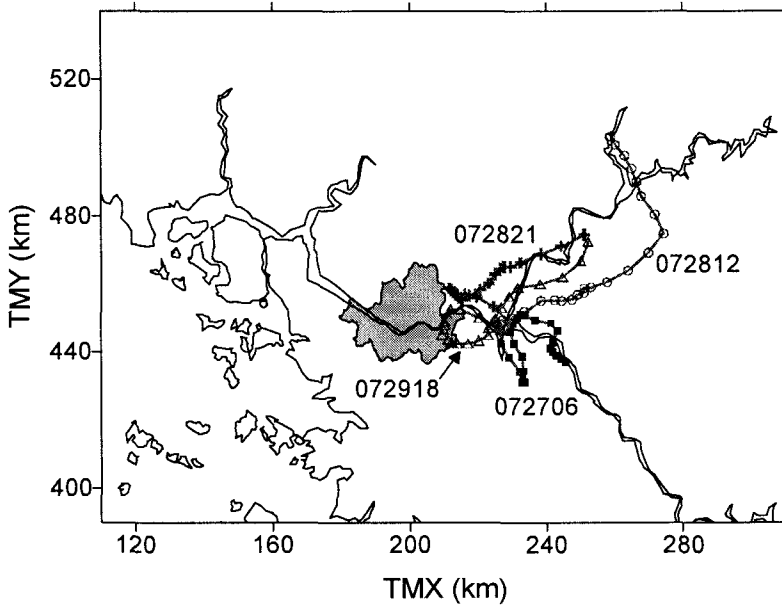


그림 4.7. 여름철 대상 기간 중 CALMET 바람장에서의 역궤적 분석 결과. 팔당호 상공 10 m에서 출발하여 1시간 간격으로 24시간 궤적의 위치를 추적.

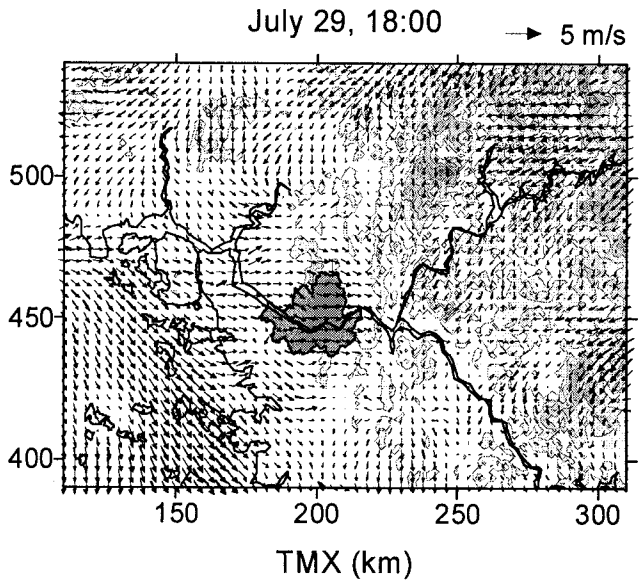
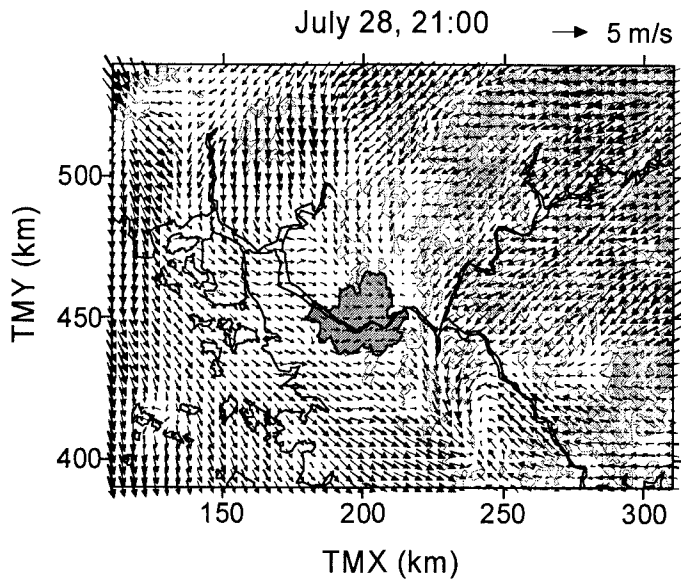
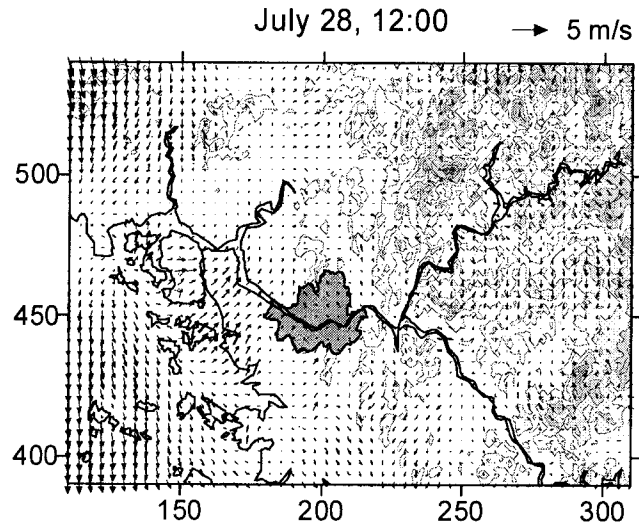
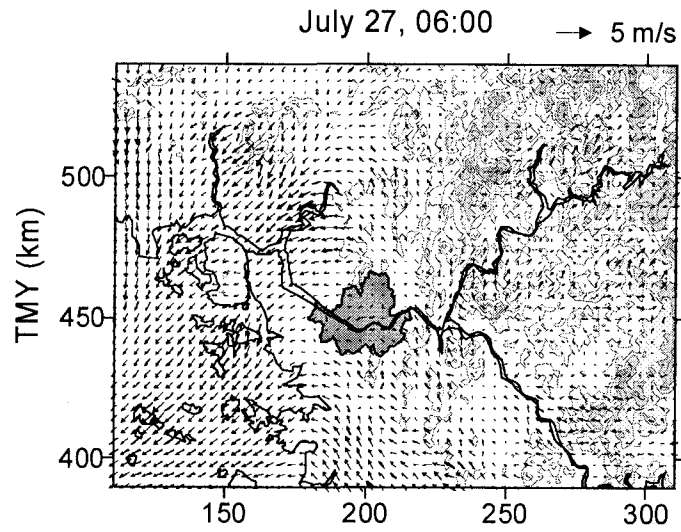
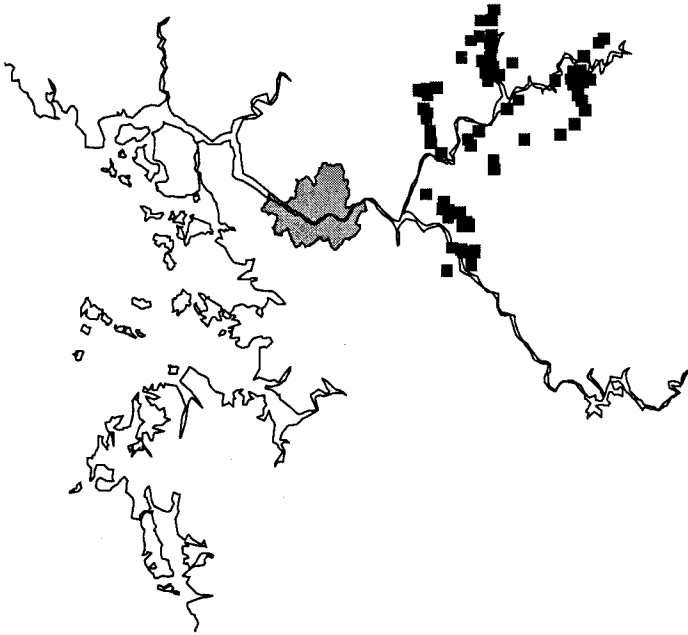


그림 4.8. 여름철 CALMET에 의한 10 m 높이에서의 바람장. 격자수가 x, y 방향 각각 그림 4.5의 2배로 너무 촘촘하여 속도 벡터를 하나씩 걸러서 표시.

때 궤적의 위치가 수십 km 내 근거리에서 머물러 있다는 점을 제외하고는 주로 북동쪽으로부터 궤적이 접근하여 그림 4.6과 유사하다.

그림 4.9. CALMET 바람장을 이용한 여름철의 대기 영향권. 3일의 대상기간 동안 매시간 24시간 동안 궤적의 위치를 추적.



다. 대상영역 설정

계절별로 표 4.1의 대상 기간에 대하여 그림 4.9와 같이 대기 영향권을 조사하여 그림 4.10에 표시하였다. 여름철에만 북동 내지 동쪽으로부터 영향을 받을 뿐 대체로 서쪽의 영향이 강하였으며, 특히 표 4.1에서 풍속이 낮았던 가을철에는 많은 궤적이 서울 서쪽으로부터 느리게 팔당호로 유입되어 서울의 영향이 클 것임을 암시하고 있다. 종관풍인 편서풍의 영향이 큰 봄철과 겨울철에는 상당수의 궤적이 북서쪽으로부터 유입되었고 이 때에는 풍속도 매우 높아 봄철에는 35%, 겨울철에는 18%의 궤적이 24시간 내 그림 4.10의 CALMET 영역을 벗어났다.

그림 4.10은 또한 팔당호 유역을 보여주고 있다. 그림 4.10에서 팔당호를 대상으로 영향권을 조사한 것은 첫째, 팔당호가 본 연구의 대상 수체이기 때문이고, 둘째는 비교적 좁은 영역을 다루게 되어 상세한 바람장을 이용하는 등 정밀 분석이 가능하기 때문이었다. 그러나 실질적으로 유역에 대한 침적을 조사하고자 한다면 그림 4.10의 유역에 대한 영향권을 살펴야함은 물론이다. 바람장의 공간 변화가 크기 때문에 예측이 쉽지는 않으나 팔당호의 예로 볼 때 유역을 중심으로 북서쪽과 북동쪽, 그리고 일부 남쪽을 영향권이 될 수 있으며, 본 연구에서와 같이 24시간만을 고려하더라도 그 영역은 상당한 크기가 될 가능성이 높다.

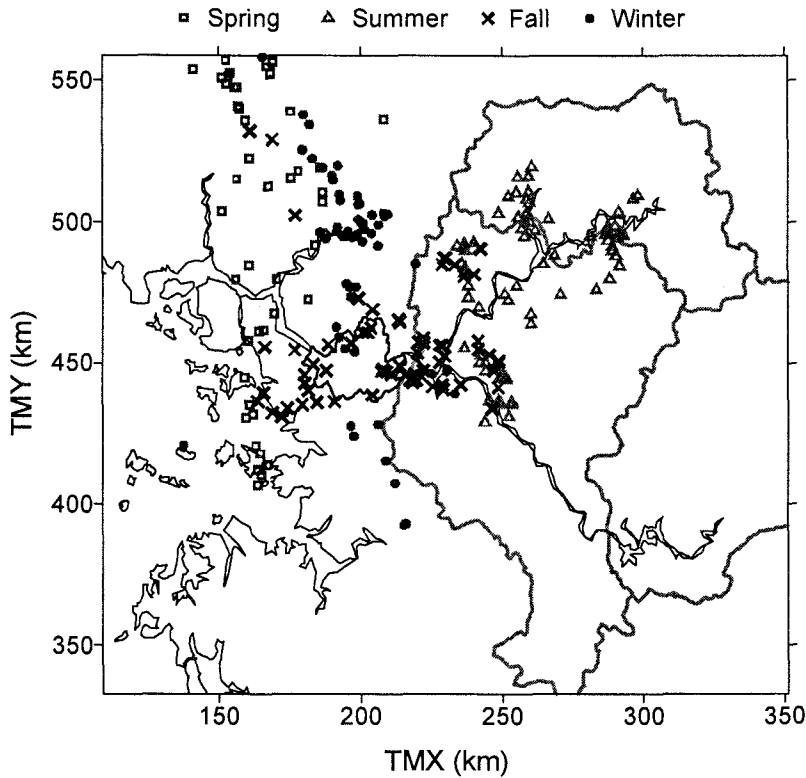
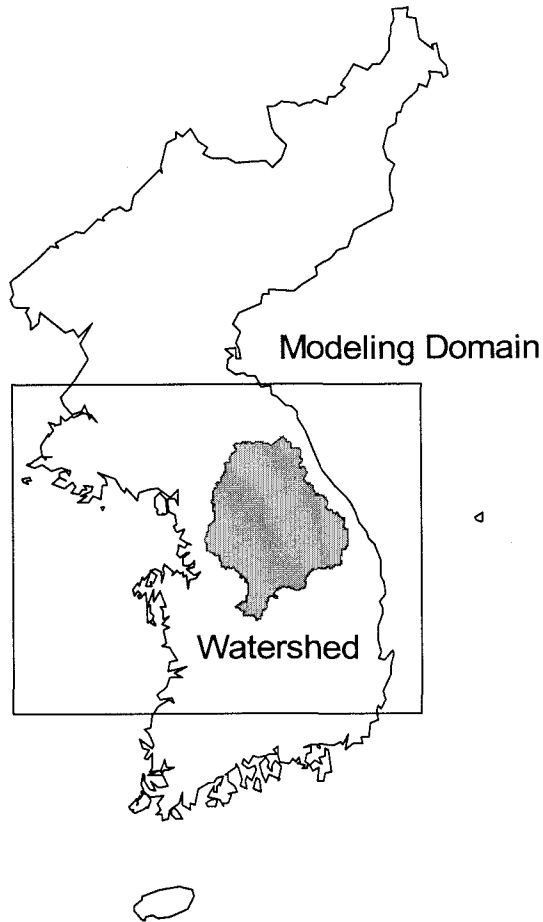


그림 4.10. CALMET 바람장을 이용한 팔당호에 대한 계절별 대기 영향권. 계절별로 3일의 대상 기간 동안 매시간 팔당호에 도달하는 궤적의 위치를 24시간 역추적하여 그림 4.2의 CALMET 영역에 표시. 여름철에만 모든 궤적이 영역내 있었을 뿐 봄철 35%, 겨울철 18%, 가을철 4% 궤적이 영역을 벗어남. 오른쪽 영역은 팔당호 유역으로 각각 팔당호, 북한강, 남한강 권역을 표시.

이에 따라 대상영역을 설정하기 위하여 첫 번째로 결정하여야 할 사항은 얼마만한 영역에 대하여 침적을 조사할 것인가이다. 그림 4.10의 CALMET 바람장에서의 영향권 설정은 묵시적으로 팔당호 수체에 대한 침적 조사를 의미한다. 영역을 넓힌다면 팔당호 영향권을 대상으로 할 수 있고 북한강과 남한강 영향권까지를 포함한 팔당호 유역 전체를 대상으로 할 수도 있다. 영역의 크기는 어떠한 바람장을 이용할 것인가로 연결된다. 2 km 간격의 CALMET 바람장은 그림 4.10의 팔당호 수체에 대하여 침적을 조사할 때만 이용이 가능하다. 팔당호 권역을 대상으로 한다면 동쪽과 남쪽으로 영역을 확장한다면 격자수가 많아져 취급이 어렵다 (그림 4.10의 2 km 간격 격자수는 121 × 113).

따라서 본 연구에서는 그림 4.11과 같이 팔당호 유역 전체를 포함하는 480 km × 348.00 km (TMX -39.32-470.91 km, TMY 220.11-600.33 km; 모델링에서는 위도, 경도를 기초로 한 좌표계를 사용) 영역을 설정하고 MM5의 격자 3에서의 바람장을 이용하였다. 영향권을 감안한다면 그림 4.1의 MM5에서와 같이 충분한 영역을 설정한 후 중첩격자를 이용하여 팔당호 유역에서의 침적을 계산하여야 하나 본 연구에서는 일단 영역의 확장보다 미세입자를 포함한 예측 방법의 확립에 중점을 두어 단일 격자를 이용하였다.

그림 4.11. 침적 예측을 위한 대기질 모델링 대상 영역.



제3절 모델 이용

미국 EPA의 Models-3/CMAQ (Models-3/Community Multi-scale Air Quality)을 이용하여 팔당호 유역에 대한 대기오염물질의 침적량을 추정하였다. Models-3/CMAQ은 미국 EPA에서 제 3세대 모델로 보급하고 있는 모델로서, 국지 규모부터 지역 규모까지 다양한 규모의 운동에 적용할 수 있으며, 기상 및 액상 화학반응뿐 아니라 에어로졸의 화학 반응을 동시에 한 모델에서 고려할 수 있는 모델이다 (US EPA, 1999; Byun and Ching, 1999).

Models-3/CMAQ은 구조적으로 기상자료 전처리 모델 (MCIP; Meteorology-Chemistry Interface Processor), 배출량 자료 전처리 모델 (ECIP; Emissions-Chemistry Interface Processor), 초기자료 처리 모델 (ICON; Initial Conditions Processor), 경계자료 처리 모델 (BCON; Boundary Conditions Processor), 토지이용도 전처리 모델 (LUPROC; Land-Use Processor), 광해리 계수 산출 모델 (JPROC; Photolysis Rate Processor)의 6가지 전처리 모델과 화학반응 및 수송 모델 (CTM; Chemical-Transport Model Processor)로 이루어져 있다 (그림 4.12).

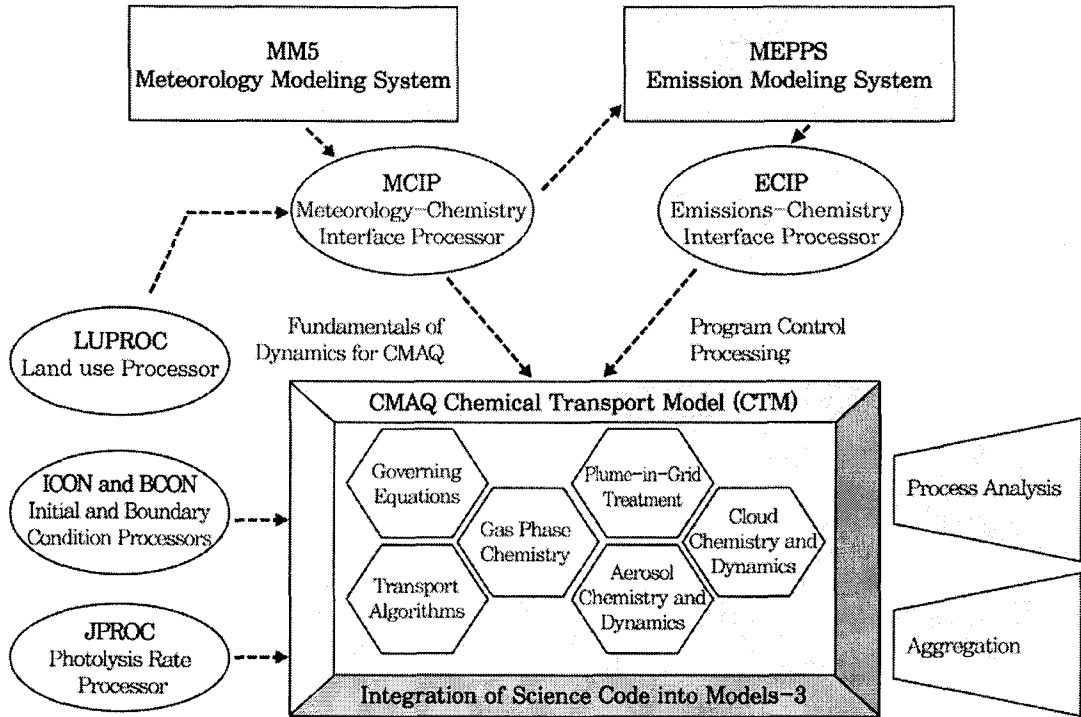


그림 4.12. Models-3/CMAQ의 구조

Models-3/CMAQ의 입력 자료로서 기상 자료를 산출하기 위해 가장 널리 이용되는 기상 모델은 본 연구의 영향권 조사에서도 사용한 PSU/NCAR (Pennsylvania State University/National Center for Atmospheric Research)의 MM5이다 (Dudhia et al., 1999). 본 연구에서는 상세한 바람자료를 이용한다는 측면에서 CALMET 자료를 이용하고자 검토하였으나 이미 지적한 바와 같이 격자수 증가에 따른 계산시간의 증가로 적용에 무리가 있다고 판단되어, 팔당호 유역을 충분히 포함하는 MM5 격자 3의 바람장을 이용하였다.

1. Models-3/CMAQ의 특징

Models-3/CMAQ의 대표적 특징으로는 multi-scale, multi-pollutants 특성을 들 수 있다. 1세대 대기오염 모델로 구분할 수 있는 가우시안 플룸 모델의 수치모의 영역이 주로 수 km내지 수십 km 정도의 국지규모인데 반해, RADM (Regional Acid Deposition Model; Chang et al., 1987) 등의 2세대 대기오염 모델들은 그 수치모의 영역이 국지규모에서부터 도시규모, 지역규모 (regional scale)로 영역이 확장되었다. 그러나 지금까지는 상이한 규모의 수치모의는 서로 다른 별개의 모델에서 행해지는 경우가 대부분이었다. 즉 RADM의 경우 지역규모 수치모의, UAM (Urban Airshed Model; USEPA, 1991) 및 CIT (California Institute of Technology) 모델 (McRae et al., 1992)의 경우 국지 및 도시규모

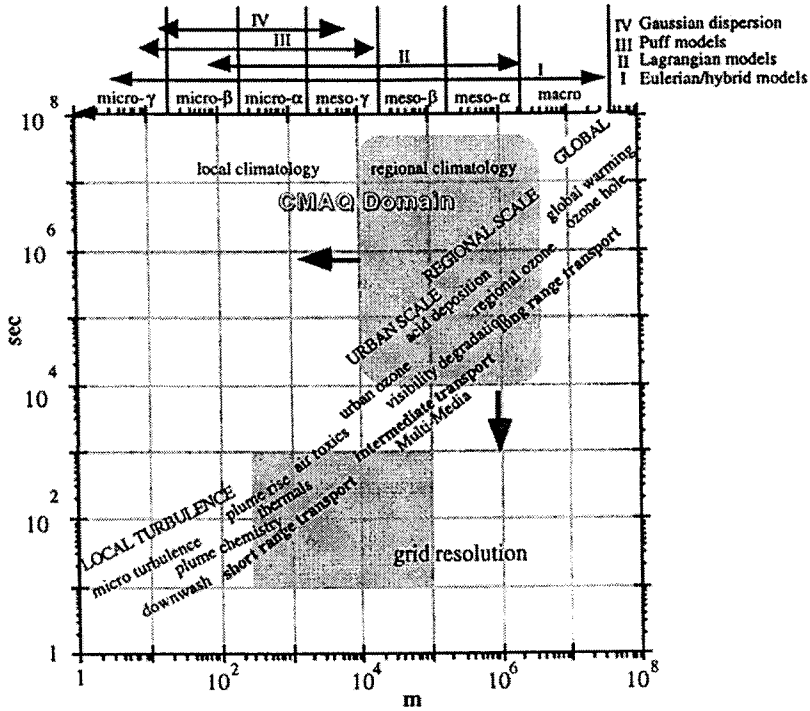


그림 4.13. Models-3/CMAQ에 의하여 모의가 가능한 시간적 공간적 격자 간격과 대상 영역의 크기.

수치모의에 이용되었다. 그러나 Models-3/CMAQ의 경우 그림 4.13에서 보듯이 국지규모부터 지역규모까지 다양한 규모를 커버할 수 있다는 장점이 있다.

구체적으로 Models-3/CMAQ이 수치모의 하고자 하는 영역의 규모에 제한을 받지 않게 하기 위하여, 즉 multi-scale 특성을 지닐 수 있도록 개발된 기본 개념들은 다음과 같다. 첫째로 정역학 관계식과 비정역학 관계식을 도입하여 사용자가 선택적으로 사용할 수 있다. 지역 규모 현상에서는 가로 세로비 (aspect ratio), 즉 수평규모에 대한 수직규모가 월등히 작아 수평방향 운동에 비하여 수직방향 운동이 상대적으로 작아지므로 정역학적 관계식을 이용하여 수직방향 운동을 간단화시킬 수 있다. 그러나 도시규모와 같이 수평규모와 수직규모가 거의 비슷한 대기 현상의 경우 더 이상 정역학 관계식으로 이 현상을 모사할 수가 없고 비정역학 관계식을 도입하여야 한다. 두 번째로 일반화된 좌표계 (generalized coordinates)를 이용하였다. 이 좌표계는 기상자료가 가지고 있는 좌표계를 대기오염 모델 (Models-3/CMAQ에서는 Chemical Transport Model) 자체와 대기오염 모델을 위한 전처리 과정에 그대로 도입하도록 한 것으로, 이로 인하여 기상모델과 대기오염 모델, 그리고 모델에 사용되는 모든 입력 자료간의 일관성을 유지할 수 있도록 하였다. 대기오염 농도 방정식을 일반화된 좌표계를 이용하여 표현하면 다음과 같다.

$$\begin{aligned}
& \frac{\partial \lambda \bar{c}_i}{\partial t} + \nabla_s \cdot (\lambda \bar{c}_i \overline{V}_s) + \frac{\partial (\lambda \bar{c}_i \bar{s})}{\partial s} \\
& + \frac{\partial}{\partial \bar{x}^1} [\bar{\rho} \lambda \overline{F}_{q_i}^*] + \frac{\partial}{\partial \bar{x}^2} [\bar{\rho} \lambda \overline{F}_{q_i}^*] + \frac{\partial}{\partial s} [\bar{\rho} \lambda \overline{F}_{q_i}^*] \\
& = \lambda R_{c_i}(\bar{c}_1, \dots, \bar{c}_N) + \lambda S_{c_i} + \frac{\partial (\lambda \bar{c}_i)}{\partial t} \Big|_{cld} + \frac{\partial (\lambda \bar{c}_i)}{\partial t} \Big|_{ping} + \frac{\partial (\lambda \bar{c}_i)}{\partial t} \Big|_{aero}
\end{aligned}$$

여기서 λ 3차원 Jacobian
 s 연직 좌표계
 \bar{c}_i i 대기오염 물질의 농도
 $\overline{F}_{q_i}^*$ 혼합비 q 로 표현된 turbulent flux
 \overline{V}_s 연직방향의 contravariant wind
 \bar{s} 수평방향의 contravariant wind
 R_{c_i} 화학반응에 의한 생성 및 소멸항
 S_{c_i} 배출율

$\frac{\partial (\lambda \bar{c}_i)}{\partial t} \Big|_{cld}$ 구름에 의한 생성 및 소멸항

$\frac{\partial (\lambda \bar{c}_i)}{\partial t} \Big|_{ping}$ plume-in-grid 효과

$\frac{\partial (\lambda \bar{c}_i)}{\partial t} \Big|_{aero}$ 에어로솔의 생성 및 소멸항

3차원 Jacobian 항은 서로 다른 격자간, 좌표계간의 변환을 결정하는 중요한 변수가 된다. 따라서 Models-3/CMAQ은 대기과학에서 사용되는 다양한 좌표계 (예, σ -coordinate, z^* -coordinate, p -coordinate, eta-coordinate 등)를 그대로 이용할 수가 있다. 세 번째로 격자 내에서 플룸을 수치모의할 수 있다 (subgrid scale plume modeling). 대기 중의 오염물질 중 대부분이 종종 대형 점오염원에서 기인하는 경우가 많은데 이들 대형 배출원들이 한 격자 내에서 마치 격자 내부에 골고루 분포하고 있는 것처럼 묘사되는 경우가 일반적이다. 격자 간격이 작고 배출원이 한 지역에 집중적으로 분포하고 있는 경우는 대형 점오염원이 격자 내에 골고루 분포한다고 가정하는 것도 타당한 접근 방법이겠으나 지역 규모 수치모의에서와 같이 격자 간격이 크고 대형 배출원이 산재해 있을 경우는 위와 같은 접근 방법은 오차의 가능성이 크다고 할 수 있다. 따라서 Models-3/CMAQ에서는 Plume-in-Grid (PinG) 기법을 이용하여 거의 모든 수치모의 규모에서 수치모의가 가능하도록 하였다.

기존의 대기오염 모델이 대상으로 하는 대기오염 물질은 경우에 따라서 단일 오염물질만을 연구 대상으로 하거나 또는 대기화학 반응을 오존 반응 또는 산성우 수치모의에 한정시키는 경우가 많다. 예를 들면 STEM-II의 경우 황화합물을 주요 대상으로 하고 (Carmichael et al., 1986) UAM은 오존화합물을 대상으로 기체상의 반응과정만을 고려한

다. RADM의 경우 초기에는 산성 침적을 주 연구 대상으로 출발하여 현재 오존화합물까지 예측하고 있고, 기체상과 액체상 화학반응이 고려된다. 그런데 최근 들어 시정 장애에 대한 연구가 활발해지면서 시정 장애 원인 물질로서 에어로솔에 대한 관심이 증가하고 있다. 또한 기후변화 측면에 있어서 에어로솔에 의한 냉각효과가 온실기체에 의한 온난화 효과를 어느 정도 상쇄시킬 수 있는 것으로 나타나면서 전 지구적 규모, 지역 혹은 도시 규모에서 에어로솔의 기능이 중요한 관심사가 되고 있다. 이러한 학문적 조류에 부응하기 위해서는 기존의 기체상, 액체상 화학반응뿐만 아니라 기체상 오염 물질에서 입자상 오염 물질로의 전환 및 성장, 입자상 오염물질을 포함한 화학반응, 구름이 입자상 오염 물질에 미치는 물리적·화학적 영향들이 대기오염 모델에 잘 반영되어야 한다. Models-3/CMAQ은 기체 및 액체상 오염 물질과 에어로솔의 화학반응이 동시에 한 모델에서 고려되는 모델이다. 구조적으로는 기상자료 전처리 모델 (MCIP; Meteorology-Chemistry Interface Processor), 배출량 자료 전처리 모델 (ECIP; Emissions-Chemistry Interface Processor), 초기자료 처리 모델 (ICON; Initial Conditions Processor), 경계자료 처리 모델 (BCON; Boundary Conditions Processor), 토지이용도 전처리 모델 (LUPROC; Land-Use Processor), 광해리 계수 산출 모델 (JPROC; Photolysis Rate Processor)의 6가지 전처리 모델과 화학반응 및 수송 모델 (CTM; Chemical-Transport Model Processor)로 이루어져 있다 (표 4.4).

표 4.4. Models-3/CMAQ의 구성

Interface processors	Land-use processor (LUPROC) Meteorology-chemistry interface processor (MCIP) Emissions-chemistry interface processor (ECIP) Photolysis rate processor (JPROC) Initial conditions processor (ICON) Boundary conditions processor (BCON)
Main model	CMAQ chemical-transport model (CCTM)
CMAQ CTM process modules	Horizontal · vertical advection Horizontal · vertical diffusion Gas-phase chemical reaction solver Aqueous-phase reactions and cloud mixing Aerosol dynamics and size distributions Plume chemistry effects Aerosol deposition velocity estimation Photolytic rate computation Process analysis

Models-3/CMAQ의 물리적 특성 외에 구조적 특징으로 모듈구조를 들 수 있다. 즉, 각 서브 프로그램간 그리고 각 전처리 단계간의 상호 호환이 쉽게 되어 있어 기존의 모델들에서처럼 동일하거나 유사한 부프로그램을 필요한 단계마다 다시 만들어야 하는 비

능률적 측면이 지양되었다. 모듈화의 단계는, 우선 모델의 기본 코드 (science source code)와 모델을 수행하기 위한 도구상자 (framework)로 대분할 수 있는 단계가 1단계 모듈화에 해당하고, 2단계 모듈화는 모델의 기본 코드를 각각의 서브 모델로 즉, 기상모델, 배출량 모델, 화학반응 및 수송 모델 그리고 분석 및 그래픽 처리 모델 등으로 분류할 수 있는 단계에 해당한다. 3단계 모듈화는 처리 모듈 (process module), 데이터 제공 모듈 (data provider module), 유틸리티 모듈 (utility module)로 구분될 수 있는 단계이다. 4단계는 처리 모듈의 연산 기능에 기초한 구분으로 매개변수화 (parameterization), 프로세스 분석 (process analysis), 입·출력 루틴 (input/output routine) 등을 모듈화하는 단계이고, 마지막 5단계 모듈구조화는 기계 구조상의 최적화 조건에 적합하게 코드를 섹션화하는 단계이다. 현재 Models-3/CMAQ의 구조는 I/O API를 이용하여 3단계 모듈 단계에 해당하도록 되어 있다.

Models-3/CMAQ은 위에서 설명한 바와 같이 모듈구조로 되어있으므로 이류, 확산, 구름 물리과정, 에어로솔 모델 및 chemical mechanism과 chemical solver에 서로 다른 모듈을 적용 가능하다. 따라서 사용자들은 각각 다른 모듈들을 이용하여 각 사용자에게 최적인 수치모델을 스스로 구성하여 사용할 수 있다.

2. 에어로솔 모듈

대기질 모델에 에어로솔 입자를 포함하는 것은 하나의 새로운 도전이다. 우선 가스상 물질과 입자상 물질간에는 물리적 특성에 있어 분명한 차이가 존재하는데, 일례로 가스상 물질을 취급하는데 있어서는 분자의 크기가 중요하지 않지만, 입자상 물질에 있어서는 크기가 매우 중요하다. 또한 가스상 물질은 일단 농도를 알면 분자수를 알 수 있는데, 입자의 경우는 전혀 그렇지 않다. 따라서 대기질 모델에 입자를 포함한다는 것은 입자의 수, 질량, 크기 분포 등을 어떻게 표현할지를 선택하는 것을 의미하며, 이와 더불어 입자가 갖는 주요 물리적, 화학적 특성이 표현되어야 한다. 게다가 이와 같은 표현 방법은 계산 시간을 단축시킬 수 있도록 수학적 및 수치적으로 충분히 효율적이어야 한다. 또한 공간적으로는 지역 규모에서 도시 규모의 모사에 모두 사용될 수 있어야 한다.

처음 개발될 당시 Models-3/CMAQ의 에어로솔 모듈은 대기중의 에어로솔 역학을 효과적이고 경제적인 방법으로 모사하도록 고안되었다 (USEPA, 1999). 입자의 크기 분포는 세 개의 로그노말 (lognormal) 분포로 표현하였고, 응집 (coagulation), 질량 추가에 의한 입자 성장, 입자 형성 등의 과정이 포함되었다. 수의 보존과 물질별 질량 보존에 대한 미분 방정식을 이용해 해를 구하는데, 이 모듈은 PM_{2.5}와 PM₁₀을 고려하고, 원소 탄소, 유기 탄소, 먼지 등의 일차 배출을 포함하였다. 이차 오염물질로는 황산염, 질산염, 암모늄, 수분과 인위적, 자연 기원의 유기물이다. 이밖에 시정 및 구름 내에서의 상호작용 등도 표현되었다.

Models-3/CMAQ은 1999년에 처음 발표된 이후, 수정 및 보완을 위한 연구가 다양한 분야에서 계속 시도되고 있는데, 가장 최근에 발표된 것이 2002년 7월 버전이다. 새로운 버전에서는 특히 에어로솔에 대한 부분이 많이 보완되었는데, 2002 발표 버전에 포함된 새로운 에어로솔 모듈은 Aero3이다. 본 절에서는 에어로솔을 포함한 지역 규모 모델링을

수행하기에 앞서, Models-3/CMAQ의 여러 모듈 중 에어로솔 모듈인 Aero3의 주요 특징에 대해 살펴보고자 한다 (표 4.5; USEPA, 1999; Schere, 2002).

표 4.5. Aero3의 주요 특징 (Schere, 2002).

- Lognormal size distribution (σ_g and D_g)
 - Aitken mode (0-0.1 μm)
 - Accumulation mode (0.1 - 2.5 μm)
 - Coarse (PM₁₀ - PM_{2.5})
- Aerosol Processes:
 - Nucleation (*revised*)
 - Coagulation
 - *ISORROPIA semivolatile equilibrium model*
 - Clouds: CCN, aqueous chemistry, wet deposition
- Aerosol chemistry
 - Inorganic: Sulfate, Nitrate, Ammonium
 - Secondary anthropogenic and biogenic organic (*updated yields and added semivolatile partitioning*)
 - *Speciated primary emissions*
 - *Elemental carbon, organic carbon, sulfate, nitrate*
 - *Future: soil dust, sea salt*
 - *Heterogeneous reaction of $N_2O_5 \rightarrow HNO_3$*
- Regional haze
 - Visibility estimates in deciViews

$$\text{deciView} = 10 \ln (\beta_{\text{ext}} / 0.01)$$
- Explicit hour-averaging of CMAQ output species
- Dynamic memory allocation/windowing

에어로솔의 크기 분포를 나타내는 대표적인 방법으로 sectional method와 modal approach를 들 수 있다. sectional method는 일련의 분리된 bin들을 이용하여 입자의 행동을 묘사하는 것으로서, 전체 크기 분포를 표현하기 위해서는 많은 수의 bin들이 사용되며, bin의 개수 및 화학성분 개수에 따라 매우 많은 수의 변수들이 필요하게 된다. 모드라고 불리는 로그노말 하위분포의 중첩으로 입자를 묘사하는 modal approach는 수학적으로 간단하며, 이러한 특성 때문에 에어로솔 역학에 대한 해석해가 가능하다.

Models-3/CMAQ의 Aero3에서는 3개의 모드를 사용하는데, PM_{2.5}는 상호작용하는 두 개의 모드로 표현되며, coarse particle (PM₁₀ - PM_{2.5})들이 세 번째 모드를 나타낸다. Fine particle에서 더 작은 크기의 입자 모드를 Aitken mode (0-0.1 μm)라고 하는데, 배출원에서 직접 배출되거나 응결 (nucleation) 작용에 의해 금방 생성된 입자들이며, 0.1-2.5 μm 크기의 accumulation mode는 생성 후 다소 시간이 지난 입자들이다. 오염물질의 배출은 주로 이 두 모드 사이에 분포할 수 있으며, 두 개의 모드는 응집 과정을 통해 상호작용한다. 각각의 모드는 가스상 전구체의 응축 (condensation)에 의해 성장할 수 있으며, 습식·건식 침적된다. 결국 더 작은 모드는 더 큰 모드로 성장하고, 마침내는 병합된다.

일반적으로 제공되는 입자 배출량 자료에는 PM_{2.5} 또는 PM₁₀ 배출량 외에 크기 분포나 화학 조성에 대한 정보들은 없다. Models-3/CMAQ에서는 배출되는 PM_{2.5} 질량의 대부분이 accumulation 모드에 있으며, Aitken 모드에는 약 0.1%만이 있다고 가정한다. 또한 PM₁₀ 배출의 90%가 coarse 모드의 먼지라고 가정한다. Find 모드의 에어로솔 성분은 황산염, 질산염, 암모늄, 수분, 인위적 및 자연적 유기 탄소, 원소 탄소와 기타 인위적 오염물질 등이며, coarse 모드는 해염, 바람에 의한 먼지와 기타 인위적 오염물질 등이다.

그러나 CMAQ이 처음 발표될 당시에는 에어로솔의 화학 평형은 이차 오염물질 중 황산염, 질산염, 암모늄, 수분 사이의 평형만이 고려되었으며, 유기물은 시스템의 수분량이나 이온 강도 어느 것에도 영향을 미치지 못하는 것으로 가정되었다. Aero3에서는 가스상 및 입자상 사이에 반휘발성 화합물을 포함시킴으로써 이차 유기 에어로솔 형성 과정을 향상시켰다 (Schell et al., 2001). 또한 황산염 응결 과정이 개선되었으며, N₂O₅에서 HNO₃로의 비균질 전환 과정이 추가되었다. 초기의 에어로솔 열역학 모델은 ISORROPIA 모델 (Nenes et al., 1998)로 대체하였으며, 가스상 화학 메커니즘으로는 기존의 CB4, RADM2 외에 SAPRC-99 메커니즘 (Carter, 2000)을 추가함으로써 사용자의 메커니즘 선택폭을 넓게 하였다. 그외 연직 확산 과정에 에어로솔 배출을 포함시켰고, 가스상과 에어로솔간의 연결성을 더 좋게 하기 위하여 시간 분할의 계산 순서를 화학→구름→에어로솔에서 구름→화학→에어로솔로 변경하였다.

구름이 있는 경우, 수용성 기체는 구름 방울 속에 녹아들어가게 되고 이에 따라 액상 화학 반응이 일어나게 된다. 그러나 격자 크기보다도 작은 규모에서 발생하는 이런 과정을 자세히 모사하는 것은 매우 복잡한 일이기 때문에 일반적으로 대기질 모델링에서는 구름을 직접적으로 모사하기 보다는 구름의 효과를 모사하기 위하여 단순화된 매개변수적 접근방법을 사용한다. Models-3/CMAQ에서도 RADM 등에서와 같이 매개변수적 접근 방법을 이용하였다.

시정을 모사하는 방법으로 에어로솔에 의한 가시광선의 소산 (extinction)은 Mie 산란에 대한 매개변수적 근사와 관측자료에 기초한 경험적 접근의 두 가지 방법에 의해 나타내는데, 실제로 Models-3/CMAQ에서 시정은 에어로솔이 있는 대기 중에서 시정악화를 정량화하는데 유용하게 사용되는 지수인 deciview를 이용하여 표현되었다.

$$\text{deciview} = 10 \ln (\beta_{\text{ext}} / 0.01)$$

여기서 $0.01 [\text{km}^{-1}]$ 은 레일리 소산을 나타내는 표준값이며, $\beta_{\text{ext}}[\text{km}^{-1}]$ 는 에어로솔 소산 계수로서 굴절지수, 체적 농도, 크기 분포와 같은 대기 중 에어로솔 특성으로부터 계산되는 값이다.

그외 Aero3에서는 화학 물질별 농도를 매시간 순간값뿐만 아니라 시간 평균값이 출력되도록 하였으며, 수평 격자에 대한 자료 할당 방식을 개선하여 기상 및 배출량 등 입력 자료가 제공되는 범위내에서는 임의의 하위 영역에 대한 모델 실행을 자유롭게 하는 등 사용자의 편의를 도모하였다.

3. 모델링 방법

대기질 모델링을 위한 수평격자 체계는 기상 모델인 MM5에 맞추어 중심 위치를 (123°E, 37.5°N)로 하고, 지도 투영법은 Lambert Conformal Projection을 사용하였다. 또한 격자 크기는 $12 \text{ km} \times 12 \text{ km}$ 로 MM5의 격자 3과 같게 하였다. 대상 영역의 격자 개수는 동서 방향으로 40개, 남북 방향으로 29개로, 기상 모델보다 각각 24개, 35개씩 적게 함으로써, 기상 모델의 경계 조건에서의 오차를 최소화하도록 하였다. 대상영역은 그림 4.14와 같이 $480 \text{ km} \times 348 \text{ km}$ 지역으로서, 오염물질의 배출이 많은 수도권 지역 및 팔당호 유역을 충분히 포함하도록 하였다. 연직 방향으로는 100 hPa 높이까지 6개의 층으로 구분하였다. 모사기간은 표 4.1의 기간을 포함하여 각 계절별로 6일씩을 모델링하였으며, 특히 입자상 반응이 포함된 것을 고려하여 초기 적응 시간을 63시간으로 하였다.

가. 배출 자료

배출량 자료는 미국 University of Iowa에서 ACE-ASIA (Asian Pacific Regional Aerosol Characterization Experiment) 프로젝트의 일환으로 산정한 $6' \times 6'$ 간격 자료를 이용하였는데, 가스상 오염물질의 배출뿐 아니라 입자상 반응을 위하여 암모니아, 원소 탄소, 유기 탄소, $\text{PM}_{2.5}$, PM_{10} 의 배출량을 고려하였다 (Woo, 2003). NO_x 는 90%가 NO로 10%가 NO_2 의 형태로 배출된다고 가정하였다. VOC (Volatile Organic Compounds)의 species별 배출량을 구하기 위하여 NMVOC (Non-Methane Volatile Organic Compounds)의 총배출량을 이용하였는데, VOC 각 물질별 분할계수는 미국 환경보호청의 SPECIATE 데이터베이스 모형의 계수를 정리 수록한 김동영 (1998)을 참고하였다. 특히 오염물질의 배출이 많은 수도권 지역과 강원도에 대해서는 $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ 간격의 상세 배출량 자료를 이용하여 (조규탁, 2002) 각 격자별로 할당하였는데, 배출총량은 기존에 발표된 자료를 기준으로 보정하였다 (Park et al., 2002). Isoprene과 terpene에 대한 자연 배출량 자료는 1990년을 기준으로 산정한 GEIA (Global Emissions Inventory Activity)의 $1^\circ \times 1^\circ$ 자료를 이용하였다 (GEIA, 2003). 점오염원 배출량 자료는 불확실성이 많기 때문에 본 연구에서는 제외하였다.

배출량의 계절변화에 대해서는 인위적 오염물질의 배출은 각 계절별로 일정한 것으로 가정하였으며, isoprene과 terpene에 대해서는 GEIA에서 제공하는 월별 자료를 이용함으로써 계절 변화를 고려하였다. 서울, 수도권 지역에서 배출량의 일변화를 주도하는 것은 교통량이므로 오전 7시부터 오후 7시까지 교통량이 많은 낮 시간대에는 일평균 배출량의

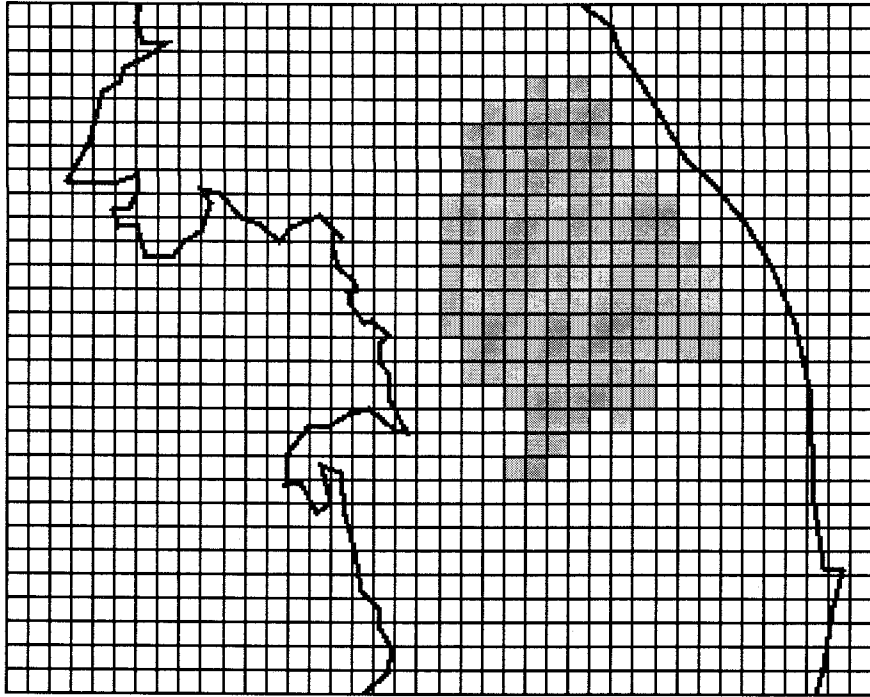


그림 4.14. 모델링 대상 영역. 격자 크기는 12 km × 12 km로서, 영역 전체는 40 × 29개의 격자로 구성. 색칠한 부분이 팔당호 유역임.

1.3배를, 오후 7시부터 다음 날 오전 7시까지 밤 시간대에는 일평균 배출량의 0.7배를 가 정하였다.

그림 4.15에 대상영역 내 NO₂, SO₂, NH₃, isoprene의 배출량 분포를 나타내었다. NO₂, SO₂, NH₃와 같은 인위적인 오염물질은 수도권 지역에서의 배출이 가장 많으며, isoprene 과 같은 자연 배출원은 이와는 다른 분포를 보인다.

표 4.6에서는 모델링 영역 167,040 km²에 대한 질소 및 황화합물질의 배출량과 팔당호 유역 20,448 km²에 대한 배출량을 나타내었다. 또한 각 물질별 배출량을 질소 및 황 기준으로 환산한 총질소 및 총황의 배출량을 함께 나타내었다. 영역 내에서 배출량이 가장 많 은 질소 화합물은 NO인데, 질소 기준으로 환산한 경우에 총질소 배출량에 대한 기여율 은 영역 전체에서는 57%, 팔당호 유역에서는 42%이다. 다음으로 많은 물질은 NH₃로서 총질소 배출에 대한 기여율이 영역 전체에서는 39%, 팔당호 유역에서는 55%로서, 팔당 호 유역에서는 암모니아 배출에 의한 기여율이 전체 질소 배출의 반 이상을 차지한다. 총 질소 배출은 모델링 영역 전체에서는 69,166 ton/year, 팔당호 유역에서는 8,971 ton/year 이며, 총황의 배출은 모델링 영역 전체에서는 30,967 ton/year, 팔당호 유역에서는 5,301 ton/year이다. 이에 따라 팔당호 유역의 배출은 모델링 영역 전체 배출에 대해 질소는 13%, 황은 17%를 차지한다.

나. 기타 입력 자료

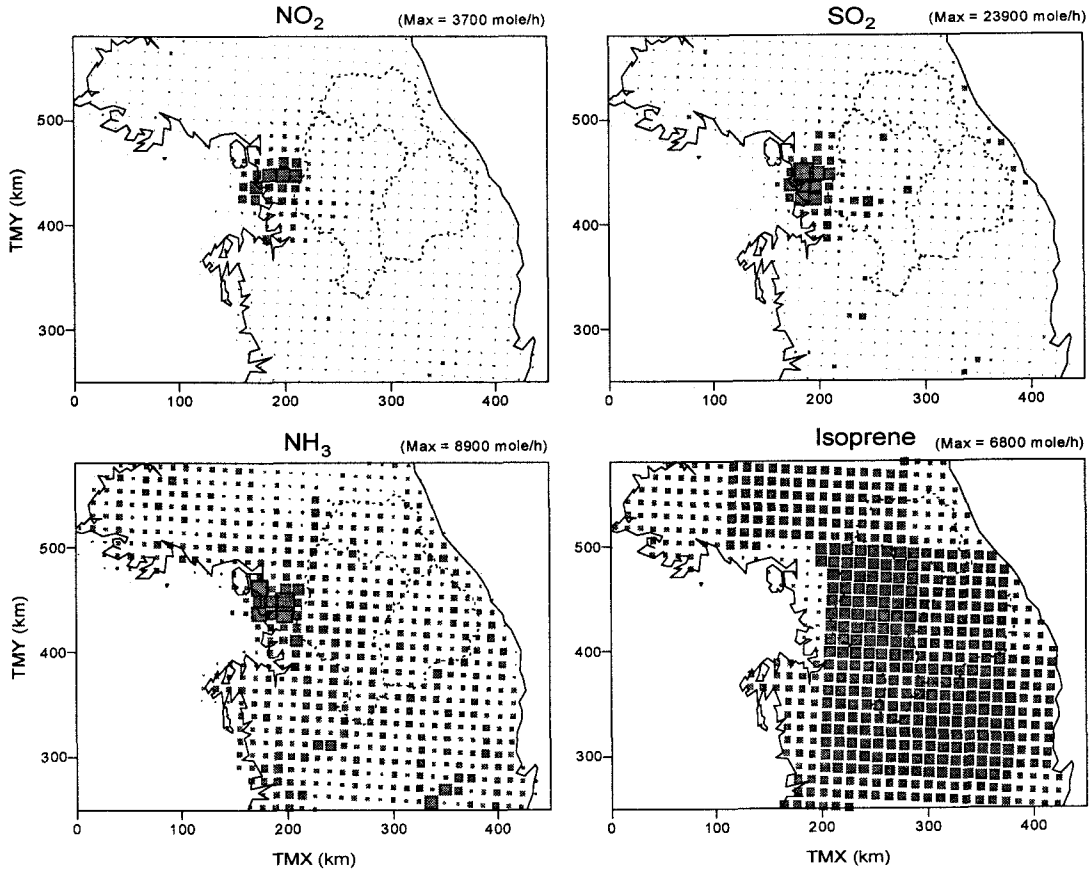


그림 4.15. 모델링 영역 내 대기오염물질의 배출량 분포.

표 4.6. 질소 및 황화합물의 모델링 영역 총 배출량과 비교한 팔당호 유역 배출량^a

물질	영역 총 배출량 (ton/year)	팔당호 유역 배출량 (ton/year)	영역 총배출량에 대한 팔당호 유역 배출량의 비율(%)
NO ₂	9,304 (4.1)	899 (3.0)	9.6
NO	83,739 (56.5)	8,088 (42.1)	9.7
NH ₃	33,097 (39.4)	5,979 (54.9)	18.1
Total Nitrogen	69,166 (100)	8,971 (100)	13.0
SO ₂	61,935 (100)	10,602 (100)	17.1
Total Sulfur	30,967 (100)	5,301 (100)	17.1

^a() 안의 숫자는 황과 질소의 총배출량에 대한 물질별 기여율

토지 이용도 자료는 MM5 모델의 입력 자료를 연계하여 이용하였으며, 광해리 계수를 구하는데 필요한 입력 자료와 영역 내의 경계 및 초기 조건은 US EPA에서 예시로 제공한 자료를 이용하였다. Homogeneous initialization을 이용하였기 때문에 초기 조건의 불확실성을 배제하기 위해서는 모델의 초기 적응 기간이 충분히 길어야 한다. 또한 본 연구에서는 입자상 반응을 함께 고려하였기 때문에 초기 적응 시간을 보다 충분히 하여 계절별로 모델링 시작 후 64시간 이후 72시간 동안의 자료를 결과분석에 이용하였다.

제4절 결과 및 고찰

1. 측정값과 비교 및 오염물질의 일변화

모델링 결과의 검증을 위하여 측정값과 예측값을 비교하였다 (그림 4.16). 측정값으로는 서울 지역에 위치한 20개 측정소의 농도를 시간별로 평균하였으며, 예측값은 서울 지역에 해당하는 4개 격자의 값을 평균하였다. 전체적으로 NO₂와 SO₂ 모두 예측값이 측정값에 비해 과소예측되는 경향이 있으나, 농도 범위는 어느 정도 유사한 것을 알 수 있다. 사계절 중 농도값이 가장 유사한 것은 여름철이며, 봄철에는 NO₂와 SO₂ 모두 농도의 일변화 경향이 상당히 유사하다. 전체적으로 예측 농도가 낮은 것은 입력 자료로 이용한 MM5의 바람장이 실제보다 빠르기 때문으로 추정된다.

그림 4.17은 팔당호 유역에서의 가스상 및 입자상 오염물질 예측 농도의 평균 일변화이다. NO₂와 SO₂는 혼합고가 높은 낮시간에 농도가 낮고, 혼합고와 풍속이 낮아지는 밤시간대에 농도가 높다. 계절별로는 두 물질 모두 겨울에 농도가 가장 높는데, 겨울에는 혼합고가 낮아서 오염물질의 확산이 어려울 뿐만 아니라 기온이 낮아 화학반응이 느린 반면 여름철에는 그 반대이기 때문이다. HNO₃는 일반적으로 낮시간에 농도가 높는데, 특히 가을에 농도가 높다. NH₃는 NO₂, SO₂와 마찬가지로 밤시간에 농도가 높고 혼합고가 낮아지는 낮시간대의 농도 감소가 뚜렷하다.

입자상 오염물질 중 sulfate는 HNO₃와 함께 가을철에 농도가 가장 높으며, nitrate와 암모늄 이온은 NO₂ 농도가 가장 높은 겨울철에 농도가 가장 높다. HNO₃와 sulfate는 반응에 의해 생성되는 물질이기 때문에 여름철에 농도가 가장 높은 것이 일반적이거나, 팔당호 유역에서 이들 오염물질의 농도가 가을철에 가장 높아진 것은 수도권 지역에서 생성된 HNO₃와 sulfate가 가을철에는 주로 팔당호 유역으로 이동해왔기 때문이다.

2. 팔당호 유역에서의 건식 침적속도 및 침적속도의 일변화

그림 4.18에 팔당호 유역에서의 건식 침적속도의 평균 일변화를 나타내었다. 건식 침적속도는 MM5의 입력 자료를 이용하였기 때문에 3시간 간격 자료이다. 물질별로 건식 침적속도가 가장 큰 것은 HNO₃로서 봄철 낮시간에 약 4 cm/s까지 나타났으며, NO₂와 SO₂는 0.5 cm/s 이하, NH₃는 0.6 cm/s 이하이다. 하루 중 대기가 불안정해지고 난류가 발달하는 오후 12시를 전후하여 침적속도가 가장 크게 나타났으며, 일사가 없는 시간대에는 NO₂, SO₂, NH₃ 모두 0.15 cm/s 이하이고, 침적속도가 가장 큰 HNO₃도 1.0 cm/s 이하

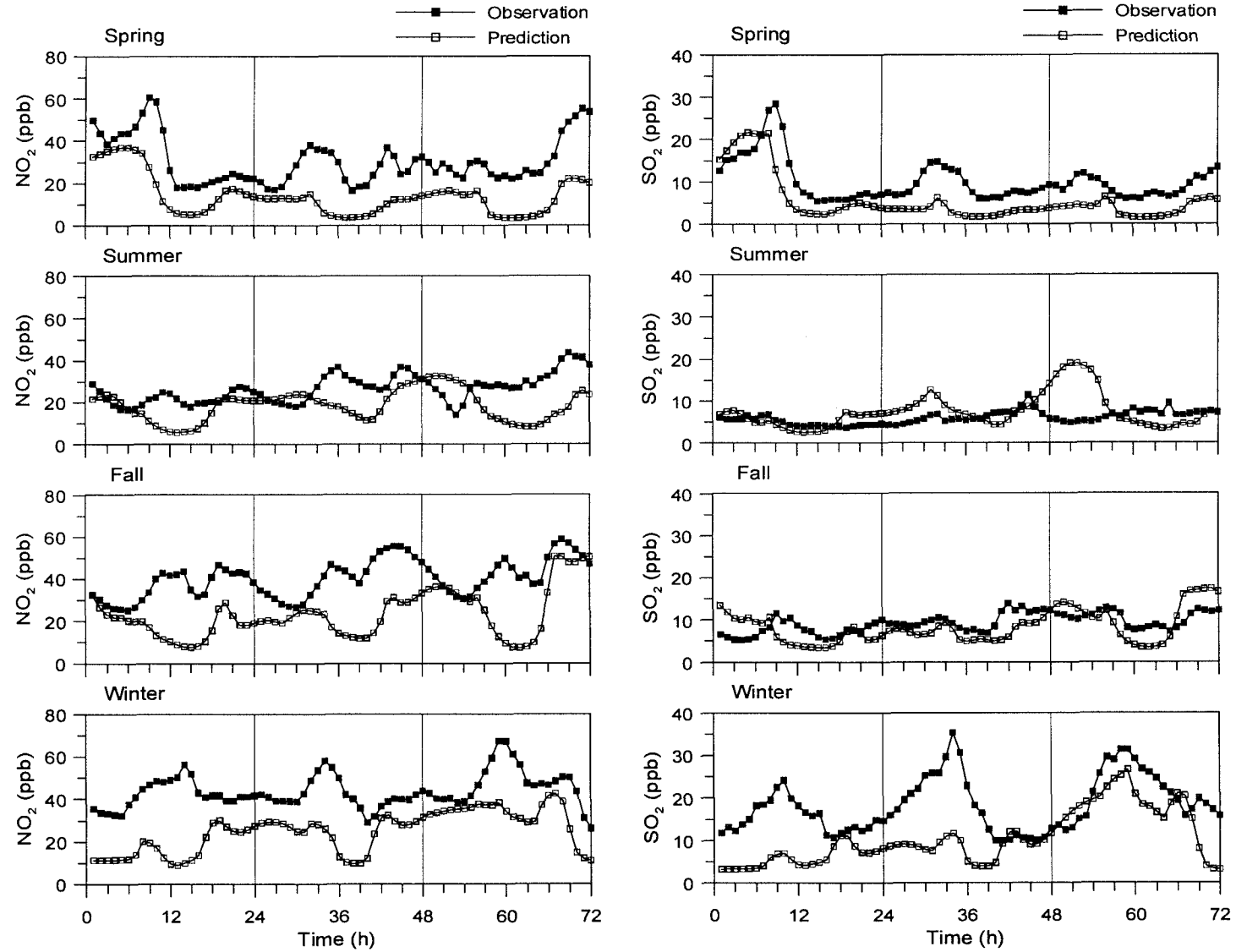
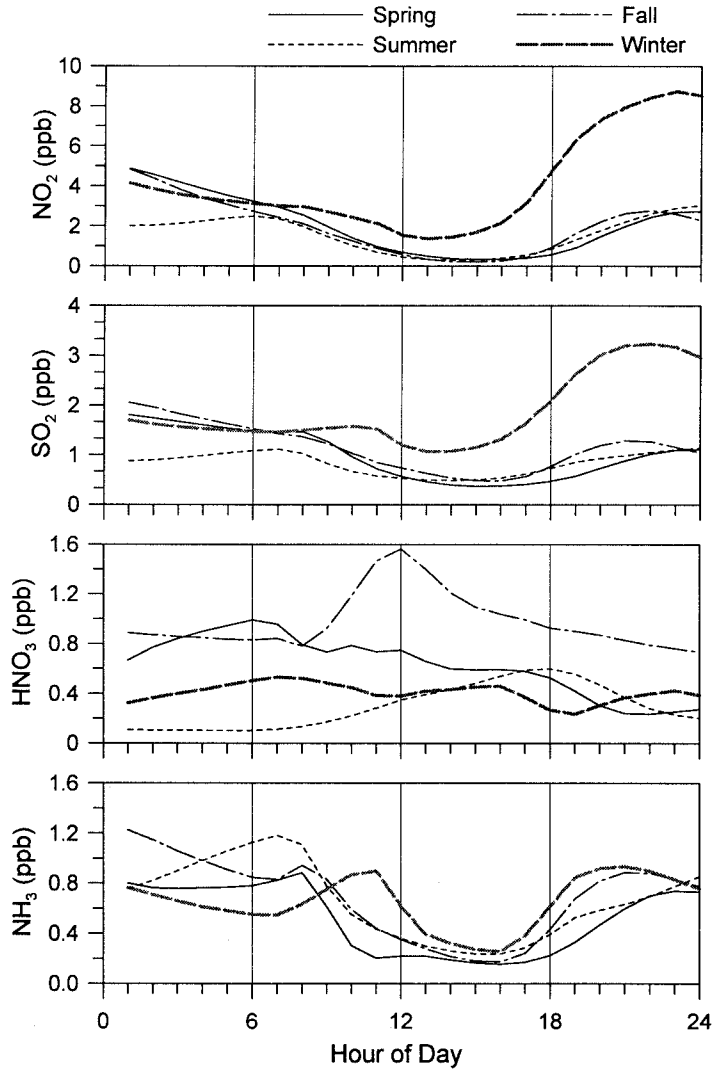
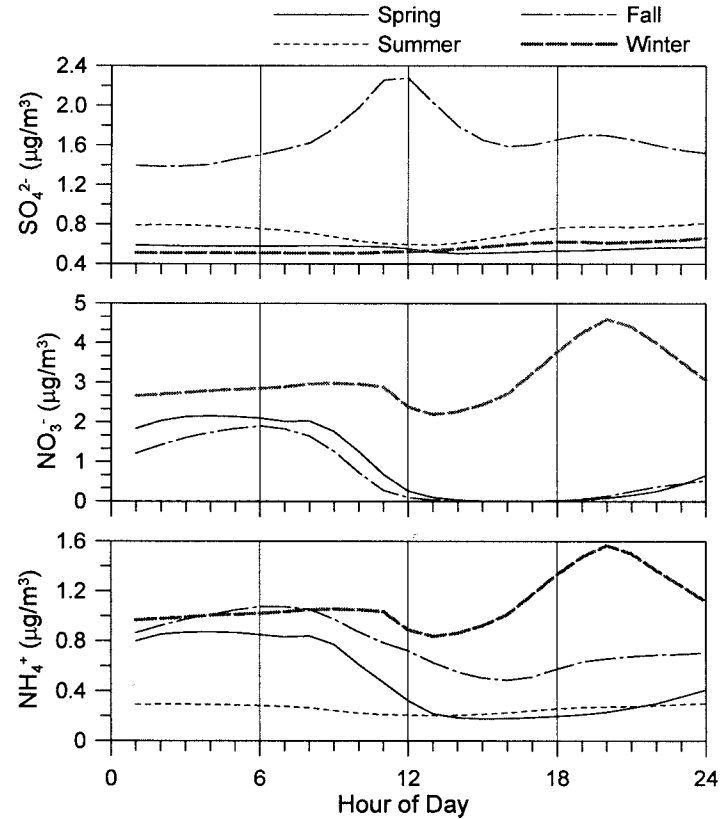


그림 4.16. 측정값과 예측값의 비교



(a) 기체상 오염물질



(b) 입자상 오염물질

그림 4.17. 팔당호 유역에서의 오염물질의 평균 일변화.

로 침적속도가 낮았다. 계절별로는 NO_2 , SO_2 , NH_3 는 여름철에 침적속도가 가장 크고, 다음이 봄철이었으며, HNO_3 는 봄철에 침적속도가 가장 크게 나타났다. 여름철에 건식 침적속도가 높게 나타나는 원인은 지표면 거칠기 길이가 크고, 기온이 높아 대기가 불안정하기 때문에 공기역학적 저항 r_a 값의 감소에 의해 침적속도가 커지는 것이다 (그림 2.4). 봄철에 건식 침적속도가 크게 나타나는 이유는 풍속이 높기 때문에 마찰속도가 커지고 이에 따라 공기역학적 저항 r_a 및 준층류 하층 저항 r_b 값이 작아졌기 때문이다. 한편 HNO_3 의 경우 다른 물질과 달리 봄철에 건식 침적속도가 가장 크게 나타나는 데 그 원인은 HNO_3 의 지표면 저항이 다른 물질에 비해 훨씬 적기 때문이다. 즉, HNO_3 의 경우 지표면 저항이 적어서 공기 역학적 저항 및 준층류 하층 저항이 건식 침적속도를 결정하는 주 인자가 되고 이에 따라 풍속의 영향이 다른 물질보다 높게 나타나는 것이다.

모델링 영역 전체에서 각 물질별 건식 침적속도는 NO_2 는 0-0.7 cm/s, SO_2 는 0-1.8 cm/s, HNO_3 는 0-6.0 cm/s로서 수도권에서의 황과 질소의 건식 침적량을 추정한 Ghim

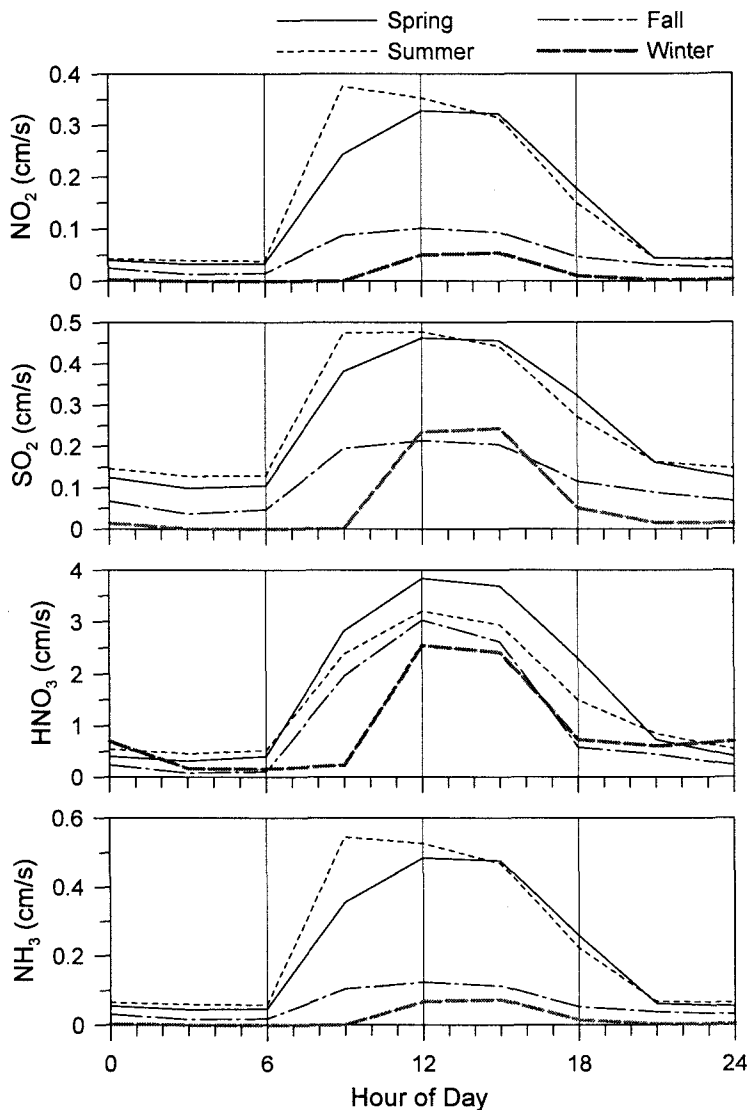


그림 4.18. 팔당호 유역에서의 건식 침적속도의 평균 일변화.

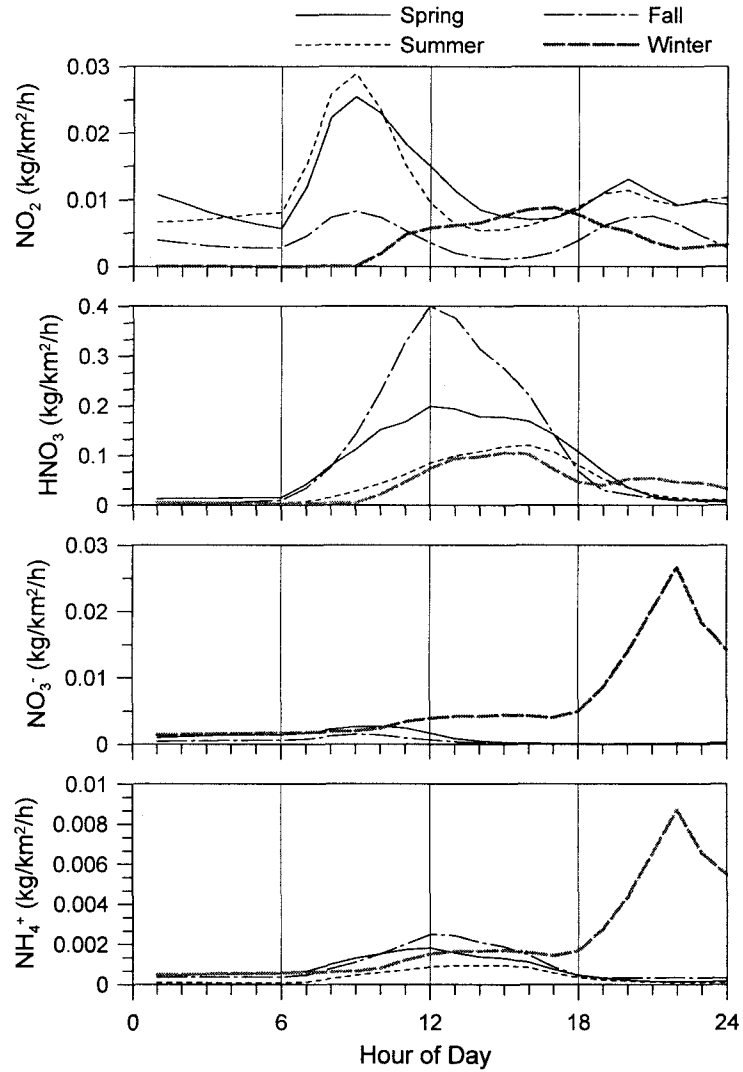
and Kim (2002)의 결과와 비교할 때 NO₂의 침적속도는 유사하며, SO₂와 HNO₃는 높은 데, 실제로 Ghim and Kim (2002)에서 SO₂와 HNO₃의 건식 침적속도가 문헌과 비교하여 다소 낮은 경향이 있었다. 한반도에서 황의 침적량을 추정한 Park et al. (2000b)의 SO₂ 건식 침적속도 범위는 0-2.0 cm/s로서 본 연구와 유사하다. Finlayson-Pitts and Pitts (1986)의 전형적인 건식 침적속도 범위나 여러 문헌들의 건식 침적속도를 정리한 Brook et al. (1999)의 자료와 비교하면, NO₂, SO₂, HNO₃ 모두 어느 정도 비슷한 범위내에 있는 것을 알 수 있다 (표 4.7).

주요 질소화합물인 NO₂, HNO₃, NO₃⁻, NH₄⁺의 건식 침적속을 그림 4.19(a)에 나타내었다. 건식 침적속은 대기 중 오염물질의 농도와 건식 침적속도의 곱으로 표현되는데, 그림 4.19(a)를 대기 중 오염물질의 농도를 나타낸 그림 4.17 및 건식 침적속도를 나타낸 그림 4.18과 비교하면 대체로 건식 침적속도가 높은 계절보다는 대기 중 농도가 높은 계절에 건식 침적속이 가장 높은 것을 알 수 있다. NO₂와 SO₂의 경우는 봄철과 여름철에 대기 중 농도는 낮으나, 건식 침적속도가 크기 때문에 봄철과 여름철의 건식 침적속이 높게 나타났다. HNO₃는 대기 중 농도 및 침적속도가 모두 낮 시간대에 높기 때문에 낮 시간대에 침적속이 크며, 농도가 높은 가을철의 침적속이 가장 크다. NO₃⁻, NH₄⁺의 침적속은 농도가 높은 겨울철에 가장 큰데, 두 물질의 침적속 일변화는 그림 4.18의 대기 중 농도 일변화에서와 마찬가지로 서로 매우 유사한 경향을 보인다.

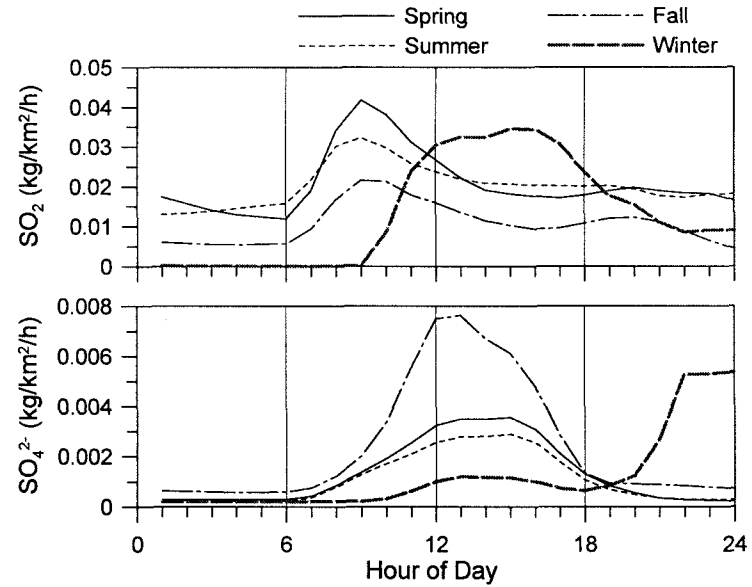
주요 황화합물인 SO₂, SO₄²⁻의 건식 침적속을 그림 4.19(b)에 나타내었다. NO₂와 마찬가지로 SO₂의 건식 침적속은 봄과 여름에 크며, 농도가 높아지는 겨울철에도 크다. SO₄²⁻는 농도가 높아지는 가을철에 침적속이 가장 크며 시간별로는 오후에서 밤시간대에 침적속이 크게 나타났다. 팔당호 유역에서 평균 건식 침적속의 변화 범위는 NO₂ 0.0-0.03 kg/km²/hr, HNO₃ 0.0-0.4 kg/km²/hr, NO₃⁻ 0.0-0.03 kg/km²/hr, NH₄⁺ 0.0-0.01 kg/km²/hr,

표 4.7. 건식 침적속도의 비교 (단위: cm/s).

Source	NO ₂	SO ₂	HNO ₃
This study	0.0-0.7	0.0-1.8	0.0-6.0
Ghim and Kim (2002)	0.1-0.8	0.1-0.8	0.2-2.5
Park et al. (2000b)		0.0-2.0	
Finlayson-Pitts and Pitts (1986)	0.30-0.80 (soil, cement) 1.90 (alfalfa)	0.1-4.5 (grass) 0.1-1.0 (pine forest)	1.0-4.7 (grassy field)
Brook et al. (1999)		0.1-2.5 (coniferous forest) 0.1-0.6 (deciduous forest) 0.04-3.4 (grassland)	0.0-11.0 (forest) 0.0-4.9 (grass)



(a) 주요 질소화합물



(b) 주요 황화합물

그림 4.19. 팔당호 유역에서의 주요 질소 및 황화합물 건식 침적속의 평균 일변화.

NH_3 0.0-0.009 $\text{kg}/\text{km}^2/\text{hr}$, SO_2 0.0-0.05 $\text{kg}/\text{km}^2/\text{hr}$, SO_4^{2-} 0.0-0.008 $\text{kg}/\text{km}^2/\text{hr}$ 로서 HNO_3 의 침적속이 가장 크다.

3. 건식 침적량의 공간 분포

각 계절별로 침적속을 이용하여 모사기간 3일 동안의 격자당 건식 침적량을 계산하였다. 각각의 질소화합물 또는 황화합물 중 질소와 황 성분의 비율만을 계산하여 합산함으로써 총질소, 총황의 건식 침적량으로 나타내었다 (그림 4.20). 그림 4.20(a)에서 총질소의 건식 침적량은 대체적으로 수도권 지역에서 많으나, 봄에는 수도권 동쪽으로 약간 확산된 분포를 보이며, 여름에는 좀 더 수도권에 집중되어 있는 분포를 보인다. 가을에는 수도권 지역에서 서쪽 또는 동쪽으로 (주로 동쪽으로) 침적량 분포가 확산된 모습을 보이며, 겨울에는 동쪽 및 남쪽으로 더 확산되어 오히려 수도권 지역의 침적량은 상대적으로 매우 낮다. 이에 따라 팔당호 유역에서의 총질소의 건식 침적량은 가을에 가장 많으며 봄, 여름, 겨울의 순으로 낮아진다.

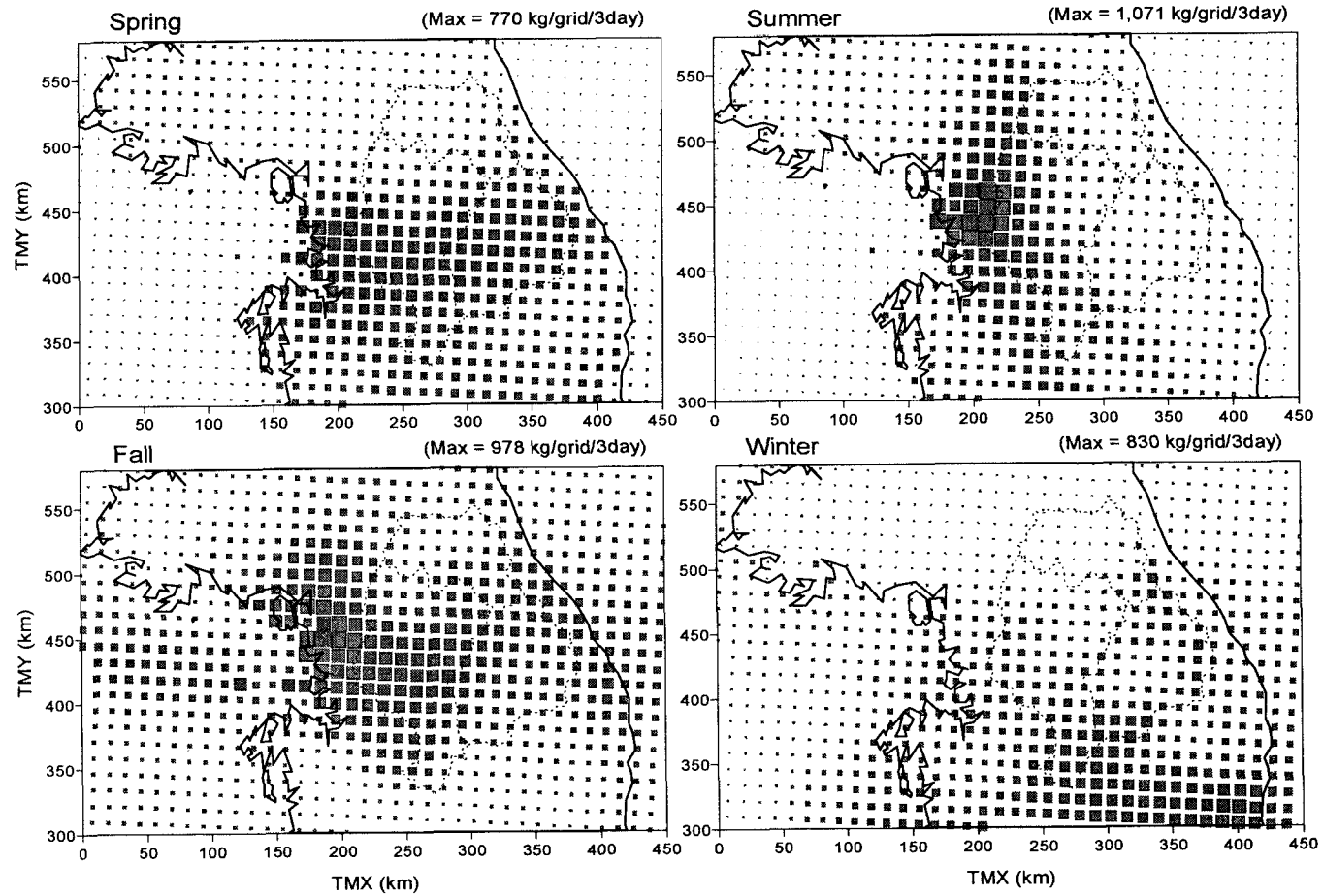
그림 4.20(b)와 그림 4.20(c)에는 총질소의 건식 침적량 중 산화성 질소 (oxidized nitrogen)와 환원성 질소 (reduced nitrogen)의 건식 침적량을 구분하여 나타내었다. 전체적으로 산화성 및 환원성 질소의 건식 침적량 분포는 총질소 건식 침적량의 공간 분포와 유사하지만, 산화성 질소의 침적량이 환원성 질소의 침적량보다 월등하게 많아서 총질소의 건식 침적량 중 산화성 질소가 침적량의 대부분을 차지하는 것을 알 수 있다.

그림 4.21은 총황 건식 침적량의 계절 분포이다. 총질소의 대부분이 육지로 침적된 봄과 여름철에는 총황의 건식 침적량 분포와 총질소의 건식 침적량 분포가 어느 정도 유사하지만, 가을철에는 총질소에 비해 침적량이 상대적으로 낮으며, 바다까지 침적량 분포가 확산되어 나타나는 겨울철에는 바다 위에서의 총황의 건식 침적량이 특히 높게 나타난다. 이는 SO_2 의 경우 물에 잘 녹는 물질로서 바다 위에서의 건식 침적속도가 육지 위에서보다 훨씬 크기 때문이다. 팔당호 유역에 대한 총황의 건식 침적량은 수도권 지역에서 가까운 팔당호 영역의 침적량이 가장 높다.

본 연구에서 겨울철에는 북서풍의 영향에 의해 질소의 침적량이 배출이 많은 수도권보다 훨씬 동쪽 및 남쪽으로 치우쳐서 나타났는데, 이는 본 사례일의 특별한 경우일 수도 있겠으나, 실제로 겨울철은 편서풍이 발달하는 계절이기 때문에 이와 같은 침적량의 분포가 겨울이라는 계절의 대표적인 현상일 가능성도 충분히 있다.

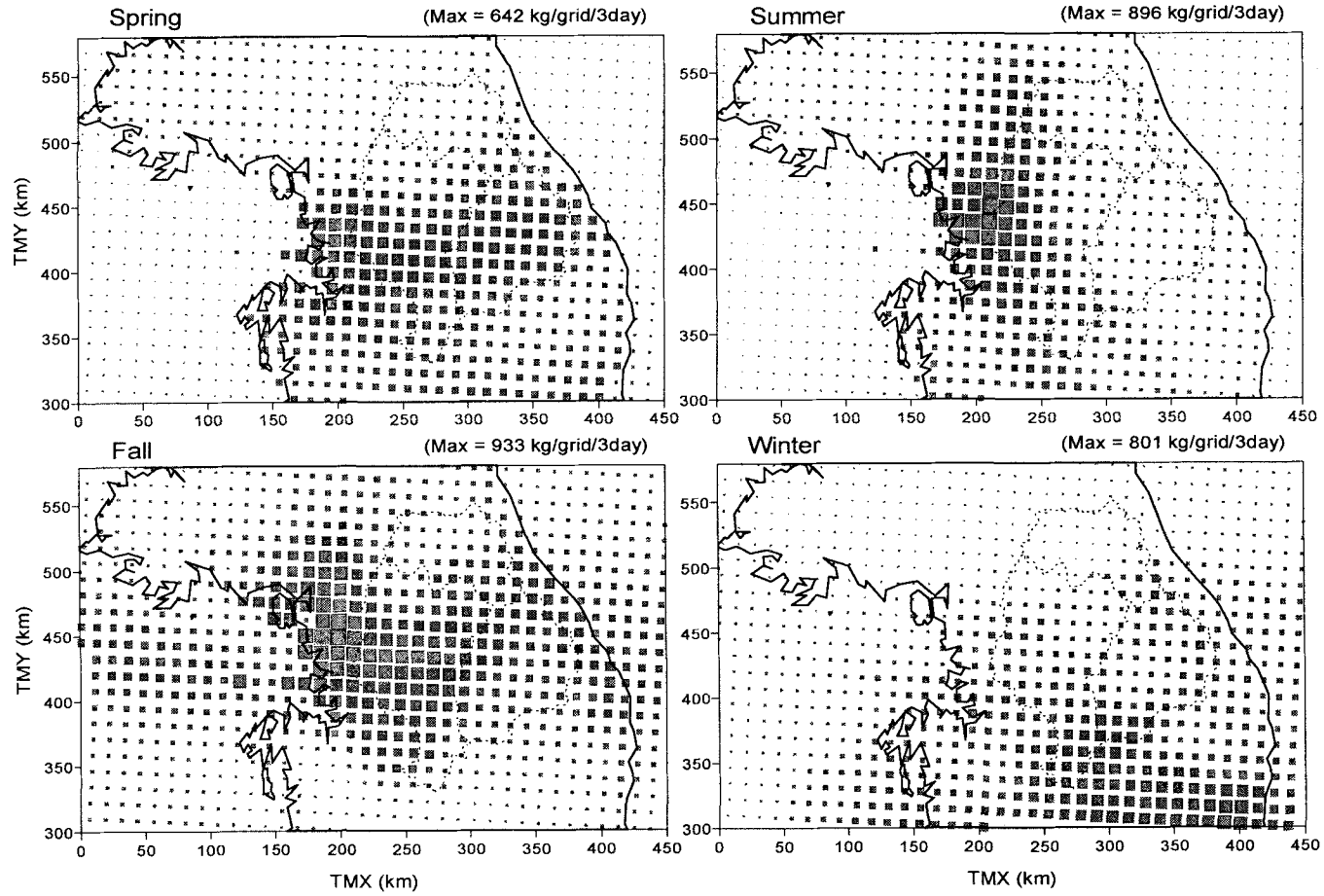
4. 팔당호 유역에 대한 침적 총량

본 절에서는 먼저 각 계절별로 모사기간 3일동안 팔당호 유역에 대한 질소 및 황의 건식 침적 총량을 구하고 이를 기준으로 팔당호 유역에 대한 질소와 황의 연간 건식 침적량을 계산하였다. 팔당호 유역은 북한강 영역 4,353 km^2 , 남한강 영역 6,673 km^2 , 팔당호 영역 9,432 km^2 로서 총면적 20,458 km^2 으로 조사되어 있다 (환경부, 1998). 본 모델링에서는 격자 크기가 12 $\text{km} \times 12 \text{ km}$ 이므로 각각 북한강 영역에 30개 격자, 남한강 영역에 46개 격자, 팔당호 영역에 66개 격자가 위치하여 모델링 영역에서의 팔당호 유역 면적은 총 20,448 km^2 이다.

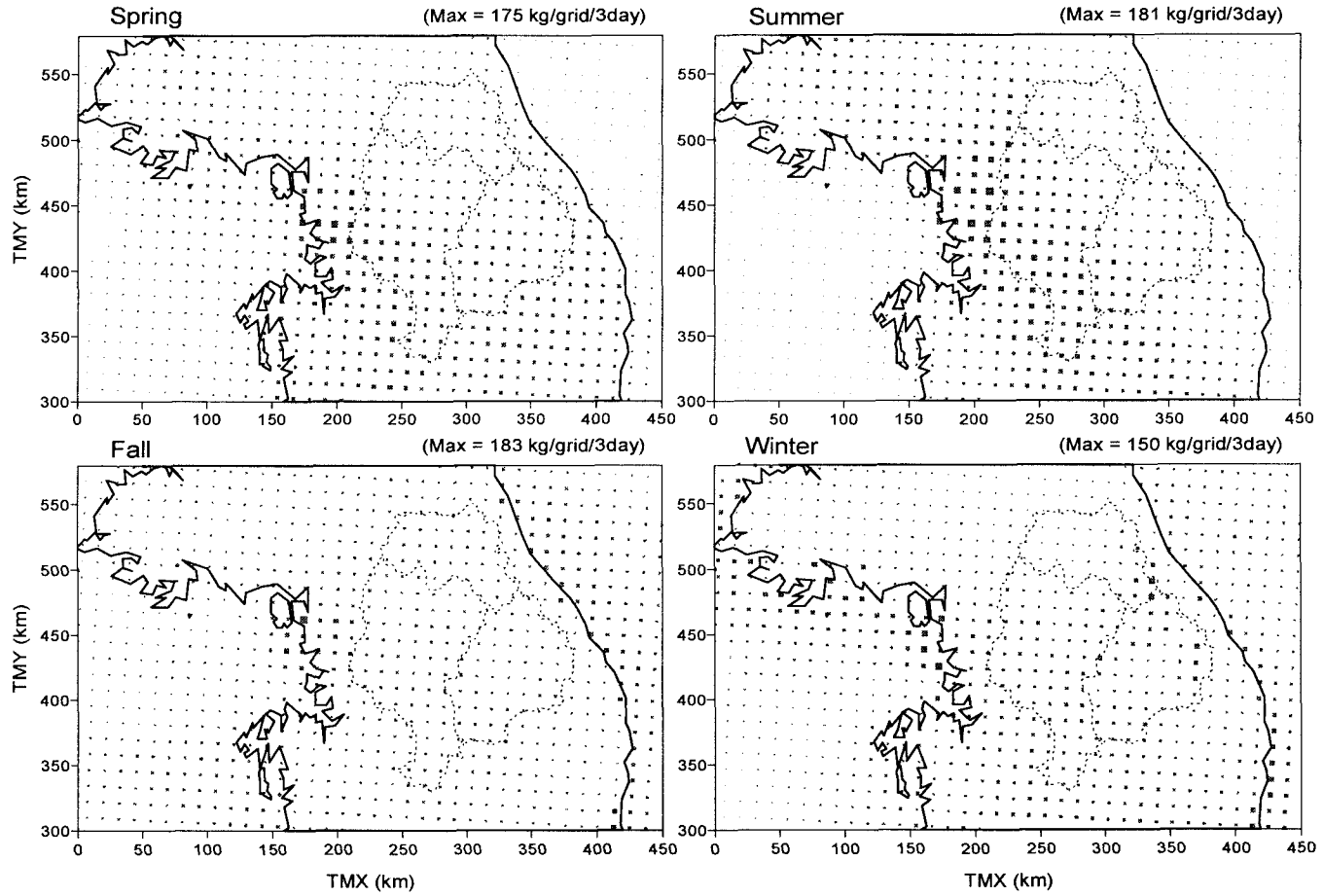


(a) 총 질소

그림 4.20. 모사기간 3일 동안 격자당 질소화합물 건식 침적량의 계절 분포.



(b) 산화성 질소
그림 4.20 (계속)



(c) 환원성 질소
그림 4.20 (계속)

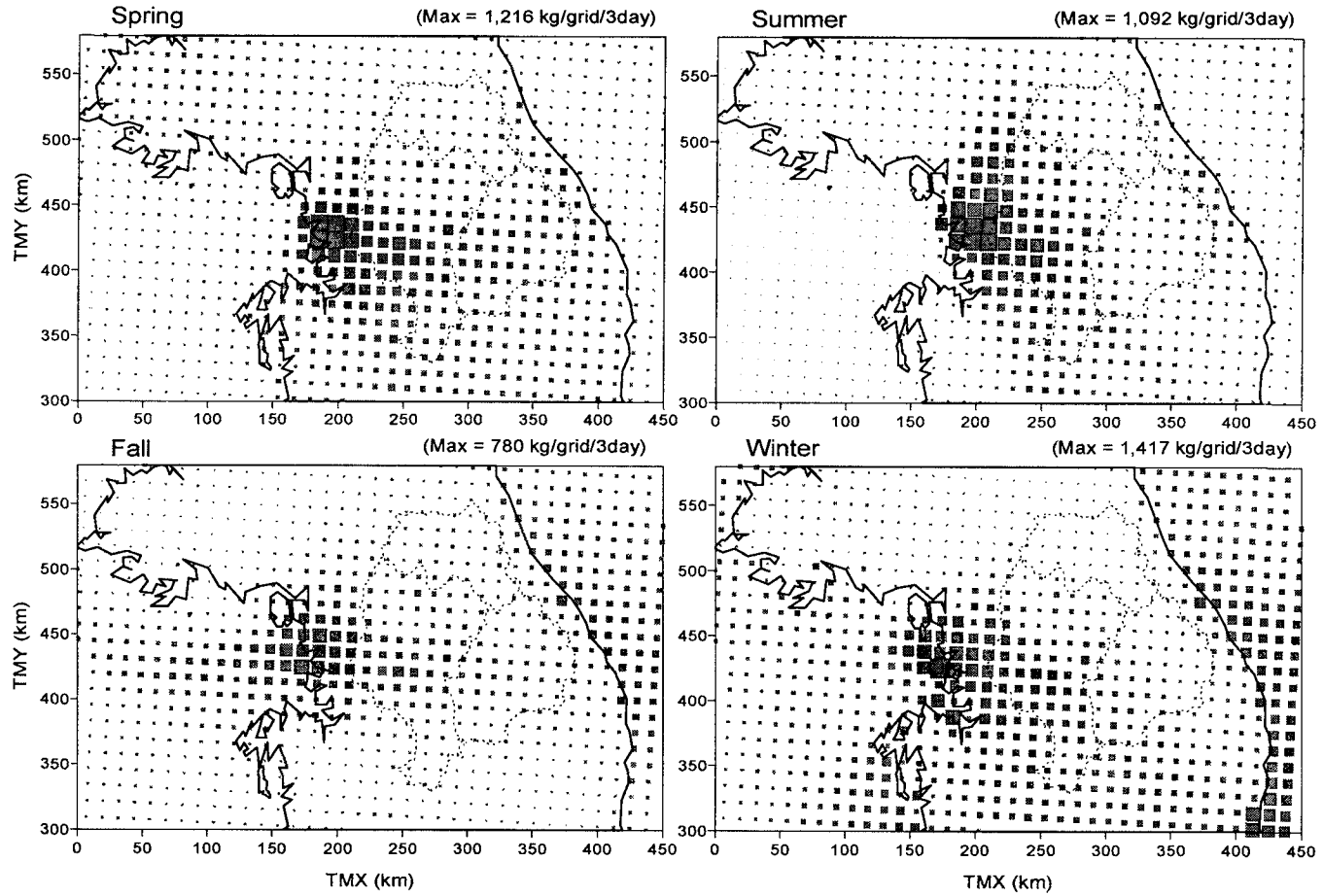


그림 4.21. 모사기간 3일 동안 격자당 황화합물 건식 침적량의 계절 분포.

모델링 영역에서의 팔당호 유역에 대한 각 물질별 질소와 황의 배출총량을 표 4.8에 나타내었다. 모사기간 3일동안 팔당호 유역에 대한 총질소의 침적량은 가을이 41 ton으로 가장 많으며, 봄이 35 ton, 여름이 23 ton, 겨울이 20 ton으로 가장 적다. 이는 여름철에 반응이 활발하여 질소 침적량의 상당부분을 차지하는 HNO₃의 농도가 높고, 따라서 4계절 중 여름철의 질소 침적량이 가장 많으며 겨울철에 가장 적다는 Ghim and Kim (2002)의 연구 결과와는 다른 결과인데, Ghim and Kim (2002)에서는 대상 영역이 배출이 많은 수도권 지역이고, 모델링 영역 면적이 60 km × 60 km로 좁은 반면 본 연구에서 대상으로 한 팔당호 유역은 자체 배출이 없는 지역이라 오염물질의 이동에 의해 침적량이 달라질 뿐 아니라 모델링 영역 면적이 480 km × 348 km로 충분히 넓어서 오염물질의 이동에 의한 영향을 충분히 볼 수 있기 때문이다.

물질별로 총질소 침적량에 가장 많이 기여하는 물질은 HNO₃로서 가을에 90%, 봄에 76%, 겨울에 67%, 여름에 61%를 차지한다. 여름과 봄에는 총질소 침적량에 대해 NO₂가 각각 21%, 15% 기여하며, 특히 여름에는 NH₃가 약 15% 기여한다. 가을에는 HNO₃ 외 다른 물질의 기여율은 약 5% 이하로 적다. 겨울철에는 특히 입자상 물질의 기여도가 커서 총질소 침적량 중 NO₃⁻가 약 11%, NH₄⁺가 약 13% 정도를 차지한다. 총황의 침적량은 봄과 여름에 각각 16 ton, 15 ton으로 가장 많으며, 겨울에 11 ton, 가을에는 9 ton으로 가장 적다. 총황 침적량 중 가장 많이 기여하는 물질은 SO₂로서 봄과 여름에 96%, 겨울에 94%, 여름에 87%를 차지한다. 입자에 의한 기여율은 sulfate 농도가 높은 가을에 가장 높아서 총황 침적에 대한 기여율이 약 13% 정도이며, 다른 계절에는 6% 미만이다.

본 연구에서 계산한 계절별 침적량을 토대로 팔당호 유역에 대한 총질소와 총황의 연간 건식 침적량을 구해보면 팔당호 유역 20,458 km²에 대한 총질소의 침적량은 연간

표 4.8. 모사기간 3일동안 팔당호 유역에서 질소와 황의 계절별 침적량 (kg/3 days)^a

	Spring	Summer	Fall	Winter
NO ₂	5,175 (14.6) ^b	4,924 (21.2)	1,907 (4.6)	1,536 (7.8)
NO	0.3 (0.0)	0.2 (0.0)	0.2 (0.0)	0.2 (0.0)
HNO ₃	26,740 (75.5)	14,276 (61.3)	37,270 (90.2)	13,179 (67.0)
NH ₃	2,277 (6.5)	3,643 (15.7)	963 (2.3)	333 (1.7)
NO ₃ ⁻	323 (0.9)	1.1 (0.0)	152 (0.4)	2,108 (10.7)
NH ₄ ⁺	894 (2.5)	429 (1.8)	1,037 (2.5)	2,513 (12.8)
Total N	35,409 (100)	23,273 (100)	41,329 (100)	19,669 (100)
SO ₂	15,270 (95.7)	14,817 (96.4)	7,876 (86.7)	9,894 (94.0)
H ₂ SO ₄	48.1 (0.3)	18.4 (0.1)	10.6 (0.1)	7.8 (0.1)
SO ₄ ²⁻	645 (4.0)	541 (3.5)	1,195 (13.2)	622 (5.9)
Total S	15,963 (100)	15,376 (100)	9,081 (100)	10,520 (100)

^a질소화합물 및 황화합물의 침적량은 각각 질소와 황 기준

^b()안은 황과 질소의 총침적량에 대한 물질별 기여도

3,645 ton이며 총황의 침적량은 연간 1,553 ton으로 총질소의 침적량이 총황에 비해 약 2.3배 많다. 팔당호 유역에 대한 질소와 황의 침적량을 표 4.6의 팔당호 유역 배출량과 비교할 때 총질소 침적량은 총질소 배출량 8,971 ton의 약 41%에 해당하는 양이며, 총황의 침적량은 총황 배출량 5,301 ton의 약 29%에 해당하는 양이다.

표 3.5의 침적 측정 결과를 이용하면 면적 36.5 km²인 팔당호에 대한 직접 침적량을 구할 수 있으며, 본 모델링에서 추정된 팔당호 유역에 대한 건식 침적량을 이용하면 팔당호에 대한 간접 침적량을 구할 수 있다. 간접 침적량은 팔당호에 직접 침적되지 않고 팔당호 유역에 건식 침적된 후 팔당호로 흘러들어가는 양으로서 팔당호로 흘러들어가는 양은 팔당호 유역에 건식 침적된 양의 10%로 가정하였다 (USEPA, 2000). 표 4.9에 팔당호에 대한 질소와 황의 연간 건식 침적량을 나타내었다. 질소의 경우 직접 침적량은 14 ton인데 비해 간접 침적은 10%만이 유입되는 것으로 가정하였음에도 훨씬 넓은 면적에서 일어남에 따라, 간접 침적 총량은 직접 침적량의 26배인 365톤이 된다. 황성분 역시 건식에 의한 직접 침적량은 4 ton, 간접 침적에 의한 양은 약 155 ton으로 간접 침적이 직접 침적의 38배이다.

표 3.5의 습식 침적이 팔당호 유역에 균일하게 적용된다고 가정한다면 건식과 동일하게 습식 침적량을 산출할 수 있다. 유역으로 침적되는 양은 건식 침적 예측값에서와 같이 10%만이 팔당호로 유입되는 것으로 가정하였다. 그럼에도 유역의 면적이 호수면적보다 압도적으로 넓어 표 3.5의 팔당호 측정에서보다 습식의 비중이 더욱 커져서 건식의 비중은 질소가 12%, 황은 9%에 불과하다.

표 4.9. 팔당호에 대한 질소와 황의 연간 침적량 (ton/year)

물질	건식			습식 ^a			총침적량
	직접	간접 ^b	침적량	직접	간접 ^b	침적량	
질소	13.9	365	379	50.2	2815	2865	3244
황	4.1	155	159	29.1	1631	1660	1819

^a팔당호에서의 측정값이 팔당호 유역에 균일하게 적용되는 것으로 가정.

^b팔당호 유역에 침적되는 양의 10%로 가정.

5. 총 질소부하에 대한 대기침적의 기여율

곽결호 (1999)는 팔당호 영향권의 총 질소부하를 2002년 자료로써 연간 29,400톤으로 예측하였다. 이를 기준으로 한다면 팔당호 질소 부하에 대한 표 4.9의 대기침적의 기여율은 약 11%가 된다. 이와 같은 수치는 서울 등 우리나라 대도시의 광화학 오염이 미국에 못지 않은 상황에서 (그림 2.1), 표 2.4 등에 나타난 미국의 연구 결과로부터 예상할 수 있는 20-30%보다 월등 낮은 수준이다.

원인을 알아보기 위하여 표 2.4에 제시된 각각의 항목을 비교하면 다음과 같다. 먼저 팔당호의 대상 면적 20,458 km²은 미국에서도 체사피만 등 특별히 면적이 넓은 몇몇 경우를 제외하고는 상당히 넓다. 그러나 팔당호 대상 면적의 99% 이상이 유역으로, 표 2.4에는 제시되지 않았지만 유역이 넓어도 수체 면적 역시 유역 면적의 수 %내지 수십 %를 차지하는 미국과는 다르다. 수체 면적이 작으면 직접 침적의 비율이 감소됨으로써 침적량이 작아질 수 있다.

팔당호의 질소 부하 29.4천톤은 미국의 다양한 수치와 비교할 때 특별히 높거나 낮지 않다. 이에 비하여 대기침적 총량 3.2천톤은 비교적 높은 편에 속하는데, 그러나 유역으로의 간접침적까지를 고려하여 대상 면적이 넓은 대부분의 경우보다는 낮다. 표 2.4에서 조사 대상 면적의 영향을 배제한 단위 면적당 침적량을 살펴보면 유역을 포함하였을 때가 수체로의 직접 침적만을 조사하였을 때보다 낮다. 유역까지를 포함한 팔당호의 단위 면적당 침적량은 0.16 톤/km²인데, 역시 유역까지를 포함한 미국의 수치와 비교하여 낮은 편이다. 그러나 단위 면적당 직접 침적만을 계산하면 64.1톤/36.5 km²= 1.76톤/km²으로, 동일한 조건의 미국의 수치에 비하여 높은 편이다.

종합하면, 팔당호의 총질소 부하에 대한 대기침적의 기여율은 11%로 높지 않으며, 유역의 면적이 호수면적보다 압도적으로 넓어 간접 침적의 비중이 크기 때문이다.

제5장 결론 및 제언

2001년 10월부터 약 22개월간 대기로부터 오염물질 침적이 수질의 오염 부하에 미치는 영향을 알아보기 위하여 팔당호를 대상으로 대기오염물질 침적을 측정하고, 건식 침적은 유역으로의 침적량까지를 예측하여 대기로부터 유입 총량을 산출하였다. 대상 성분은 대기오염의 주성분일 뿐 아니라 부영양화의 주요 인자인 질소와 인위적 오염의 지표로서 황을 선택하였다.

측정은 팔당호 수면으로의 침적을 습식과 건식을 구분하여 측정하였고 침적 특성을 파악하기 위하여 대기 중 주요 성분과 호수물 중 이온 농도를 함께 측정하였다. 주요 발견으로는 수면으로의 침적이 주로 기체상 성분에 의하여 이루어진다는 점, 수면에서는 건식침적 속도가 작아 습식 침적의 비중이 육지보다 크다는 점, 그리고 호수물 중의 이온 농도가 대기침적과 상관성을 보인다는 점등을 들 수 있었다.

이와 같은 발견의 상당 부분은 본 연구팀이 고안한 수침적판을 이용하여 수면으로의 침적을 직접 측정하였기 때문에 가능하였다. 강수에 동반하는 습식 침적 측정 방법은 산성비가 환경현안으로 부각된 이후 지난 20년간 어느 정도 확립된 데 비하여 건식 침적 측정은 소수 그룹이 나름의 know-how를 토대로 시도하고 있었을 뿐이며 수면으로의 직접 침적 측정은 더욱 사례를 발견하기 어려웠다. WSS (water surface sampler)를 개발한 이승묵 (2002)과 지속적으로 연락하며 WSS의 부족함을 개선하면서 수침적판의 특성을 조사한 결과 2차년도 후반 WSS와의 비교 실험을 통하여 수침적판이 WSS보다 침적이 작게 측정됨을 확인할 수 있었다. 그러나 WSS는 기체상과 입자상 침적을 함께 측정하기 위하여 대체 표면으로써 수면을 사용할 뿐 수면으로의 직접 침적을 측정하기 위한 것은 아니었다. 이에 따라 침적판 위를 액막 형태로 순환시키는 WSS와 둥근 침적판에 일정량의 물을 담아 놓는 수침적판 중 어느 편이 측정이 수면으로의 직접 침적을 보다 근사하게 측정하느냐는 쉽게 판단할 수 있는 문제가 아니었다.

침적수의 농도 증가로써 침적량을 산출하여야 하기 때문에 분석과정에서 발생할 수 있는 오차를 줄이고자 장기간 측정을 시도하는 과정에서 침적수 증발이 침적량 결정에 영향을 미치는 것으로 드러났다. 그러나 원인을 찾지 못함에 따라 현실적 대안으로써 증발을 억제하고자 호수물을 냉각수로 순환시키고 바람막이를 설치하였다. 이들 조치는 침적수 증발을 억제한 것으로 판명되었으나 바람막이는 침적판 주변의 미세 환경을 자연적 수면과 너무 다르게 할 수 있어 어느 정도 증발을 감수하더라도 설치하지 않는 것이 나을 것으로 생각되었다.

호수물 중의 이온 농도가 대기 침적과 상관성을 보인 것은 거의 기대하지 않았던 결과였다. 그러나 사실이었고 NO_3^- , SO_4^{2-} 와 달리 NH_4^+ 는 역의 상관성을 보이고 그 원인이

호수물 중의 이온 수지를 맞추는 과정에서 NH_4^+ 가 휘발되어 감소하거나 증가하지 못하기 때문이라는 해석이 가능하여지면서 더욱 확신을 갖게 되었다. 그럼에도 불구하고 호수물 중 농도가 높을 때와 낮을 때 대기 침적과의 상관성이 다른 양상을 보이는 현상은 지금까지의 측정자료로는 설명치 못하였다.

건식 침적 예측은 당초에는 현실에 근접한 상세 바람장을 이용하고자 시도하였으나 유역에서의 간접 침적을 계산하여야 한다는 필요성 때문에 포기하였다. AWS 관측치를 이용하여 보정한 상세 바람장은 실제로 MM5 바람장과 상당한 차이를 보였는데, 본 연구의 MM5 바람장이 전혀 관측치를 이용하여 보정하지 않았기 때문에 더욱 차이가 클 수는 있었지만 이와 같은 차이는 통상의 지상 관측치를 이용한 보정에 의하여 개선될 수 있는 것으로 판단되지는 않았다.

상세 바람장을 포기하고 MM5 바람장 이용을 결정한 것은 격자수가 증가함에 따른 계산 시간의 증가 외에도, 대기 침적의 중요한 한 부분인 입자를 포함한 모델링 기법을 확립하기 위한 목적도 작지 않았다. 대기질 모델링에 입자상의 새로운 성분들이 포함됨으로써 계산 시간이 늘어나기도 하지만 더욱 중요한 점은, 새로운 모델링을 시도하면서 입력자료 준비와 모델 이용 과정에서 시행착오를 거치게 된다는 사실이었다.

결국 모든 과정을 거쳐 팔당호 유역에서의 건식 침적을 포함하여 건식 침적 총량을 추정하였고, 습식 침적은 우선은 측정값이 전체 유역에 균일하다고 가정하여 습식 침적 총량까지를 추정하였다. 이와 같이 산출된 연간 질소 침적량은 3,240톤이었는데, 광결호(1999)가 팔당호 영향권에 대하여 2002년 자료로써 예측한 질소부하 총량 29,400톤의 약 11%였다. 이는 우리나라의 광화학 오염과 지금까지 발표된 미국의 조사 결과로부터 당초 예상하였던 20-40%보다 월등 낮은 수준인데, 주로 유역의 면적이 넓어 간접 침적의 비중이 컸기 때문이다.

총 질소부하에 대한 대기침적의 기여율이 11%라는 1차적 결론은 대기오염의 영향이 가장 클 것으로 예상되는 질소분에 있어서도 대기로부터 유입보다 기존 오염원에 대한 조사와 관리가 우선적으로 중요함을 의미한다. 그러나 본 연구의 기여율 추정은 우리나라에서는 처음 시도된 만큼 당연히 개선의 여지가 많다.

측정 역시 충분치는 않으나 개선의 여지는 예측 부분에서 많다. 본 연구에서는 시도하였던 접근 중의 하나로, 만일 상세 바람장을 이용한다면 풍속이 낮아지므로 오염물질의 대기 중 농도는 높아진다. 그러나 풍속이 낮아지는 만큼 침적 속도가 줄기 때문에 쉽게 예측하기는 어려우나 아마도 대기 침적량은 많아질 것으로 생각된다. 현재의 습식 침적은 팔당호에서의 측정치를 바탕으로 하였기 때문에 유역까지 확장한다면 팔당호같이 오염이 심하지 않기 때문에 낮아질 수 있다. 그러나 침적에 중요한 성분들이 보통 대기화학반응의 결과로 생성되는 이차오염물질들인 만큼 1차 오염만을 토대로 쉽게 판단하기는 어렵다. 아마도 침적 예측이 변한다면 배출량 때문일 가능성이 가장 크며 현재는 U. Iowa 자료를 보정하여 사용하였으나 팔당호 유역의 배출량이 최근의 교통량 증가까지 고려된 것으로 보이지는 않는다.

본 연구의 지금까지 침적 예측에서의 성과로는 유역에서의 간접 침적까지를 계산하였다는 것과 입자상 성분을 포함하였다는 것, 그리고 침적 예측에 직접 이용하지는 못하였지만 AWS 관측치를 이용한 상세 바람장 구성 등을 들 수 있다. 향후 침적 예측에서 우

선적으로 개선이 가능한 부분은, 현재는 팔당호 유역을 기준하여 대상 영역을 설정하였으나 MM5 계산에서와 같이 한반도를 주위의 충분히 넓은 영역으로부터 격자를 중첩시킴으로써 현재의 대상 영역을 계산하는 것이다. 현재의 사례는 강수가 없을 때를 선택하였으나 강수가 있을 때를 적절히 포함하여 유역에서의 습식 침적까지를 계산하는 것도 시도할 수 있다. 이와 같은 모든 작업과 병행하여 보다 나은 배출량 자료를 확보하고자 노력하여야 함은 물론이다.

여 백

참고 문헌

- 강공언, 이주희, 김희강 (1996) 서울지역 강수 중 이온성분 분석자료의 해석, 한국대기보전학회지, 12, 323-332.
- 곽결호 (1999) 호소수질보전 정책, 호수의 수질관리, 대한환경공학회, 서울, 제4장.
- 김동영 (1998) 시간 및 격자단위 대기오염물질 배출모형의 개발 -수도권의 광화학스모그 선구물질을 중심으로-, 서울대학교 환경대학원, 박사학위 논문.
- 김범철, 박주현, 황길순, 최광순 (1996) 우리나라 호소의 부영양화 현상, 호소의 부영양화 방지대책에 관한 한일세미나 발표 논문집, 한국수질보전학회, pp 39-45.
- 김영성 (2000) 우리나라의 오존농도 변화 추이와 주요 인자, 한국대기환경학회지, 16, 607-623.
- 김영성 (2001) 수계로의 오염물질 침적 측정 및 예측기술 개발, 수자원의 지속적 확보기술개발사업 패널평가, 9월 14일, 한국건설기술연구원.
- 김영성 (2002) 수계로의 오염물질 침적 측정 및 예측기술 개발, 1차년도 요약보고서, 수자원의 지속적 확보기술개발사업단.
- 김영성, 오현선, 김진영, 강성대, 조규탁, 홍지형 (2001a) 삼차원 수치모델을 이용한 점오염원의 대기환경영향 평가, 한국대기환경학회지, 17, 331-345.
- 김영성, 김영주, 김진영 (2001b) 1999년 기류의 이동궤적에 따른 우리 나라 주요 도시의 일산화탄소 농도 변화, 한국대기환경학회지, 17, 451-461.
- 김영성, 진현철, 김진영, 임은정, 이시혜, 김용표, 심상규 (2002) 팔당호로의 질소와 황성분 침적 측정, 한국대기환경학회 추계학술대회, 11월 8-9일, 서라벌대학교, 논문 번호 2E3.
- 김용표, 문길주 (1996) 토양성분이 입자특성에 미치는 영향 : 제주도 고산에서의 1994년 측정 결과 모사, 한국대기보전학회지, 12, 289-296.
- 김진영, 김영성 (2001) 상세한 기상관측 자료를 이용한 1997년 서울·수도권 고농도 오존 사례의 모델링, 한국대기환경학회지, 17, 1-17.
- 김진영, 김영성, 정관영 (2000) 서울·인천 지역 자동기상관측 바람 자료의 특성 분석, 한국기상학회지, 36, 153-166.
- 류재근 (1999) 호소의 부영양화 관리 방안, 호수의 수질관리, 대한환경공학회, 서울, 제9장.
- 박순웅, 이태영, 심상규 (연구책임자) (1999) 산성비 감시 및 예측기술 개발, 지구규모 대기환경 기초 및 기반기술, 제3차년도 연차보고서, 서울대학교, 환경부.
- 양동범, G. Wang (연구책임자) (1998) 황해 해수순환과 물질 플럭스 연구. 황해의 물질순

- 형 및 생지화학적 순환 연구, 한국해양연구소 보고서 97-LO-01-03-A-03 (BSPN 97357-03-1100-4), 과학기술부.
- 연합뉴스 (2002. 5. 2) 질소, 인 환경규제 전국으로 확대.
- 이승묵 (1999) 건식침적장치의 개발 동향과 그 응용, 한국대기환경학회 추계학술대회, 10월 29-30일, 관동대학교.
- 이승묵 (2002) 서울대학교 보건대학원, 개인 교신.
- 이승묵, 박성숙, 한영지, 신혜정, 이지이, 정장표 (1999) 서울지역의 PCBs (polychlorinated biphenyls)의 대기 건식침적 특성에 관한 연구, 대한환경공학회 추계학술대회, 11월 5-6일, 광주과학기술원.
- 이승묵, 이은영, 정장표 (1998) 황사현상 시 서울 대기 중 미세입자의 질량 입경분포 및 건식침적량의 특성에 관한 연구, 대한환경공학회 추계학술대회, 11월 7-8일, 공주대학교.
- 이승묵, 한영지, 정장표 (2000) 대기 중 질소산화물의 건식침적 특성, 대한환경공학회지, 22, 775-784.
- 정장표 (1999) 미국의 대기침적현상 규명을 위한 접근방법 및 대응방안, 한국대기환경학회 추계학술대회, 10월 29-30일, 관동대학교.
- 조규탁 (2002) 개인교신.
- 최성헌 (2000) 팔당호 현황 및 수질관리 방향, 국립환경연구원 한강수질검사소.
- 최지용 (1999) 팔당호의 수질관리 사례 분석, 호수의 수질관리, 대한환경공학회, 서울, 제6장.
- 한진석 (1999) 동북아지역에서의 대기오염물질 장거리 이동과 침적현상 연구현황 및 향후 전망, 한국대기환경학회 추계학술대회, 10월 29-30일, 관동대학교.
- 환경부 (1997) 환경통계연감, 제10호.
- 환경부 (1998) 팔당호 등 한강수계 상수원 수질개선 특별종합대책(안).
- 환경부 (2000) 환경백서.
- 환경부 (2001) 환경통계연감, 제14호.
- 환경부 (2003) 정보창고 > 측정망자료 > 수질, <http://me.go.kr> (2003년 5월 접속).
- Baker, J.E. (1997) *Atmospheric Deposition of Contaminants to the Great Lakes and Coastal Waters*, SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) Press, Pensacola, FL.
- Bleck, R. (1984) Vertical coordinate transformation of vertically-discretized atmospheric fields, *Monthly Weather Review*, 112, 2535-2539.
- Brook, J.R., L. Zhang, Y. Li, and D. Johnson (1999) Description and evaluation of a model of deposition velocities for routine estimates of dry deposition over North America. Part II: review of past measurements and model results, *Atmospheric Environment*, 33, 5053-5070.
- Butler, T.J. and G.E. Likens (1998) Weekly and daily precipitation chemistry network comparisons in the eastern U.S.: NADP/NTN vs MAP3S/AIRMoN, *Atmospheric Environment*, 32, 3749-3765.

- Byun, D.W. and J.K.S. Ching (1999) Science Algorithms of the EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System, EPA/600/R-99/030, Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.
- Carmichael, G.R., L.K. Peters and T. Kitada (1986) A second generation model for regional-scale transport/chemistry/deposition, *Atmospheric Environment*, 20, 173-188
- Carter, W.P.L. (2000) Documentation of the SAPRC-99 Chemical Mechanism for VOC Reactivity Assessment. Final Report to California Air Resources Board, Contract 92-329 and 95-308, SAPRC, University of California, Riverside, CA.
- Chang, J.S., R.A. Brost, I.S. Isaksen, S. Madronich, P. Middleton, W.R. Stockwell, and C.J. Walcek (1987) A three-dimensional Eulerian acid deposition model: Physical concepts and formulation, *J. Geophys. Res.*, 92, 14,681-14,700.
- Danckwerts, P.V. (1970) *Gas-Liquid Reactions*, McGraw-Hill, New York.
- Demerjian, K.L. (2000) A review of national monitoring networks in North America, *Atmospheric Environment*, 34, 1861-1884.
- Demerjian, K.L., P.M. Wroth, and C. Blanchard (1995) A New Approach for Demonstrating Attainment of the Ambient Ozone Standard: Modeling, Analysis, and Monitoring Considerations, EPA/600/R-96/134, Research Triangle Park, NC.
- Dennis, R.L. (1997) Using the regional acid deposition model to determine the nitrogen deposition airshed of the Chesapeake Bay watershed, In *Atmospheric Deposition of Contaminants to the Great Lakes and Coastal Waters*, Edited by J.E. Baker, SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) Press, Pensacola, FL, Chap. 21.
- Dudhia, J., D. Gill, Y.-R. Guo, K. Manning, W. Wang, and V. Collin (1999) PSU/NCAR Mesoscale Modeling System Tutorial Class Notes and User's Guide: MM5 Modeling System Version 2, National Center for Atmospheric Research, <http://www.mmm.ucar.edu/mm5/documents/tutorial-v2-notes-9906-pdf.html> (accessed in November 2001).
- Erisman, J.W. and G.P.J. Draaijers (1995) *Atmospheric Deposition in Relation to Acidification and Eutrophication*, Studies in Environmental Science 63, Elsevier, Amsterdam, Netherlands.
- Finlayson-Pitts, B.J. and J.N. Pitts, Jr. (1986) *Atmospheric Chemistry: Fundamentals and Experimental Techniques*, Wiley-Interscience, New York, N.Y.
- GEIA (Global Emissions Inventory Activity) (2003) <http://weather.engin.umich.edu/geia/> (accessed in Jan. 2003).
- Ghim, Y.S. and J.Y. Kim (2002) Dry Deposition of Reactive Nitrogen and Sulfur compounds in the Greater Seoul Area, *Korean J. Chem. Eng.*, 19, 52-60.
- Ghim, Y.S., H.S. Oh, J.Y. Kim, J.-G. Won, and S.-C. Yoon (2003) Determination of

- upwind and downwind areas of Seoul, Korea, EGS-AGU-EUG Joint Assembly, April 6-11, Nice, France, Abstract EAE03-A-08944.
- Ghim, Y.S., J.Y. Kim, S.B. Lee, K.C. Moon, J.G. Won and S.C. Yoon (2002) Atmospheric deposition of nitrogen and sulfur in the Yellow Sea region, *Eos. Trans. AGU*, 83(19), Spring Meet. Suppl., Abstract A32A-05.
- Golden Software (2002) *Surfer User's Guide*, Golden, Colo.
- Kim, J. and Cho, S.Y. (1999) Application of the nested grid STEM to an early summer acid rain in South Korea, *Atmospheric Environment*, 33, 3167-3181.
- Kim, J.Y., Y.S. Ghim, Y.P. Kim and D.D. Dabdub (2000) Determination of domain for diagnostic wind field estimation in Korea, *Atmospheric Environment*, 34, 595-601.
- Lee, B.K., S.H. Hong, and D.S. Lee (2000) Chemical composition of precipitation and wet deposition of major ions on the Korean peninsula, *Atmospheric Environment*, 34, 563-575.
- Luke, W.T. and R.A. Valigura (1997) Methodologies to estimate the air-surface exchange of atmospheric nitrogen compounds, In *Nitrogen Loading in Coastal Water Bodies: An Atmospheric Perspective*, Edited by R.A. Valigura et al., American Geophysical Union, Washington, DC, Chap. 19.
- McRae, G.J., A.G. Russell and R.A. Harley (1992) *CIT Photochemical Airshed Model*, California Institute of Technology, Pasadena, Calif.
- Merril, J., R. Bleck, and D. Boudra (1986) Techniques of Lagrangian trajectory analysis in isentropic coordinates, *Monthly Weather Review*, 114, 571-581.
- NAPAP (National Acid Precipitation Assessment Program) (1991) 1990 Integrated Assessment Report, Washington, DC.
- Nenes, A., S.N. Pandis, and C. Pilinis (1998) ISORROPIA: a new thermodynamic equilibrium model for multiphase multicomponent inorganic aerosols. *Aquatic Geochemistry*, 4, 123-152.
- NOAA (National Oceanic & Atmospheric Administration) Airsheds and Watersheds II: A Shared Resources Workshop, March 5-7, Raleigh, NC, <http://www.arl.noaa.gov/milestn/mile6.html> (accessed in September 2003).
- Paerl, H.W., W.R. Boynton, R.L. Dennis, C.T. Driscoll, H.S. Greening, J.N. Kremer, N.N. Rabalais, and S.P. Seitzinger (2001) Atmospheric deposition of nitrogen in coastal waters: biogeochemical and ecological implications, In *Nitrogen Loading in Coastal Water Bodies: An Atmospheric Perspective*, Edited by R.A. Valigura et al., American Geophysical Union, Washington, DC, Chap. 2.
- Park, J. and Cho, S.Y. (1998) A long range transport of SO₂ and sulfate between Korea and East China, *Atmospheric Environment*, 32, 2745-2756.
- Park, S.-U. and Y.-H. Lee (2002) Spatial distribution of wet desposition of nitrogen in South Korea, *Atmospheric Environment*, 36, 619-628.

- Park, S.-U., Y.-H. Lee, and H.-J. In (2000a) Estimation of wet deposition of sulfate using routinely available meteorological data and air-monitored data in Korea, *Atmospheric Environment*, 34, 3249-3258.
- Park, S.-U., H.-J. In, S.-W. Kim, and Y.-H. Lee (2000b) Estimation of sulfur deposition in South Korea, *Atmospheric Environment*, 34, 3259-3269.
- Park, S.-U., Y.-H. Lee and E.-H. Lee (2002) Estimation of nitrogen dry deposition in South Korea, *Atmospheric Environment*, 36, 4951-4964.
- Park, W.H. (1999) Korea's environmental management of water resources and water quality, 6th Workshop on Environment Protection Technology Management, Korea Institute of Science and Technology in Association with Korea International Cooperation Agency, Seoul, Korea.
- Poor, N., R. Pribble, and H. Greening (2001) Direct wet and dry deposition of ammonia, nitric acid, ammonium and nitrate to the Tampa Bay Estuary, FL, USA, *Atmospheric Environment*, 35, 3947-3955.
- Schell, B., I.J. Ackermann, H. Hass, F. Binkowski, and A. Abel (2001) Modeling the formation of secondary organic aerosol within a comprehensive air quality model system. *J. Geophys. Res.*, 106, 28275-28293.
- Schere, K.L. (2002) The Models-3/CMAQ Model: 2002 Release - New Features, 2002 Models3 Users' Workshop, October 21-23, Research Triangle Park, NC.
- Scire, J.S., F.R. Robe, M.E. Fernau, and R.J. Yamartino (2000) A User's Guide for the CALMET Meteorological Model (Version 5), Earth Tech, Concord, MA.
- Seaman, N.L. (2000) Meteorological modeling for air-quality assessments, *Atmospheric Environment*, 34, 2231-2259.
- Seinfeld, J.H. and S.N. Pandis (1998) *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*, Wiley-Interscience, New York.
- Stephens, J.J. and J.M. Stitt (1970) Optimum influence radii for interpolation with the method of successive corrections, *Monthly Weather Review*, 98, 680-687.
- Streets, D.G., G.R. Carmichael, M. Amann, and R.L. Arndt (1999) Energy consumption and acid deposition in Northeast Asia, *Ambio*, 28, 135-143.
- SWCSMH (Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax) (2002) Eutrophication of Waters, Monitoring, Assessment and Control, <http://www.chebucto.ns.ca/Science/SWCS/TPMODELS/OECD/oecd.html> (accessed in June 2002).
- UNEP (United Nations Environment Programme) (2001) Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs), <http://www.chem.unep.ch/sc/> (accessed in January 2002).
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1987) A Compendium of Superfund Field Operations Methods, EPA/540/P-87/001, Washington, DC.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1991) Guideline for Regulatory

- Application of the Urban Airshed Model, Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1994) Deposition of Air Pollutants to Great Waters, 1st Report to Congress, EPA-453/R-93-055, Research Triangle Park, NC.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1997) Deposition of Air Pollutants to Great Waters, 2nd Report to Congress, EPA-453/R-97-011, Research Triangle Park, NC.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1998) National Air Quality and Emissions Trends Report, 1997, EPA 454/R-98-016, Research Triangle Park, NC.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1999) A User Manual for the EPA Third-Generation Air Quality Modeling System (Models-3 Version 3.0), EPA-600/R-99/055, Research Triangle Park, NC.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (2000) Deposition of Air Pollutants to Great Waters, 3rd Report to Congress, EPA-453/R-00-005, Research Triangle Park, NC.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (2002a) National Air Quality and Emissions Trends Report, 2000, <http://www.epa.gov/airtrends/metro.html> (accessed in October 2002).
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (2002b) Air pollution and water quality — Atmospheric deposition initiatives, <http://www.epa.gov/owow/oceans/airdep/> (accessed in May 2002).
- Valigura, R.A. (2001) An introduction to the first assessment of nitrogen loads to US estuaries with an atmospheric perspective, In *Nitrogen Loading in Coastal Water Bodies: An Atmospheric Perspective*, Edited by R.A. Valigura et al., American Geophysical Union, Washington, DC, Chap. 1.
- Valigura, R.A., R.B. Alexander, M.S. Castro, T.P. Meyers, H.W. Paerl, P.E. Stacey, and R.E. Turner (Eds.) (2001) *Nitrogen Loading in Coastal Water Bodies: An Atmospheric Perspective*, American Geophysical Union, Washington, DC.
- Vitousek, P.M., J. Aber, R.W. Howarth, G.E. Likens, P.A. Matson, D.W. Schindler, W.H. Schlesinger, and G.D. Tilman (1997) Human alteration of the global nitrogen cycle: Causes and consequences, <http://esa.sdsc.edu/tilman.htm> (accessed in January 2001).
- Vollenweider, R.A. (1968) Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication, DAS/CSI/68.27, Organization of Economic Cooperation and Development (OECD), Paris.
- Wesely, M.L. (2002) Argonne National Laboratory, personal communication.

- Wesely, M.L. and B.B. Hicks (2000) A review of the current status of knowledge on dry deposition, *Atmospheric Environment*, 34, 2261-2282.
- Woo. J.H. (2003) Personal Communication.
- Yi, S.-M., T.M. Holsen, and K.E. Noll (1997a) Comparison of dry deposition predicted from models and measured with a water surface sampler, *Environ. Sci. Technol.*, 31, 272-278.
- Yi, S.-M., T.M. Holsen, X. Zhu, and K.E. Noll (1997b) Sulfate dry deposition measured with a water surface sampler: a comparison to modeled results, *J. Geophys. Res.*, 102, 19,695-19,705.

여 백

연구수행 중 수집한 해외과학기술정보

대기침적에 대한 전반적 내용과 모델 이용 등 크게 두 부분으로 나눌 수 있다. 대기 침적에 대한 전반적 내용은 2장 1절에 수록하였으며 주요 관련 문헌은 다음과 같다.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (2000) Deposition of Air Pollutants to Great Waters, 3rd Report to Congress, EPA-453/R-00-005, Research Triangle Park, NC.

Valigura, R.A., R.B. Alexander, M.S. Castro, T.P. Meyers, H.W. Paerl, P.E. Stacey, and R.E. Turner (Eds.) (2001) *Nitrogen Loading in Coastal Water Bodies: An Atmospheric Perspective*, American Geophysical Union, Washington, DC.

모델 이용 부분은 주로 미세입자를 대기질 모델에 포함시켰기 때문이다. 미국 EPA에서 Models-3/CMAQ (Models-3/Community Multi-scale Air Quality) 모델 개발을 주도하며 인터넷에 공개하고 있기 때문에 이를 이용하였으며 4장 3절 1, 2에 이에 대하여 기술하였다. 주요 관련 문헌은 다음과 같다.

Byun, D.W. and J.K.S. Ching (1999) Science Algorithms of the EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System, EPA/600/R-99/030, Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.

Schere, K.L. (2002) The Models-3/CMAQ Model: 2002 Release - New Features, 2002 Models3 Users' Workshop, October 21-23, Research Triangle Park, NC.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1999) A User Manual for the EPA Third-Generation Air Quality Modeling System (Models-3 Version 3.0), EPA-600/R-99/055, Research Triangle Park, NC.

여 백

특정연구개발사업 연구결과 활용계획서

사업명	중사업명	21세기 프론티어 연구개발사업			
	세부사업명	수자원의 지속적 확보기술 개발 사업			
과제명		수계로의 오염물질 침적 측정 및 예측기술 개발			
연구기관		한국과학기술연구원	연구책임자	김영성	
총연구기간		2001년 10월 20일 ~ 2003년 8월 19일 (22개월)			
총 연구비 (단위 : 천원)		정부출연금	민간부담금	합계	
		200,000		200,000	
기술분야		환경보건 생태 관리 기술			
참여기업					
협동연구기관					
위탁연구기관					
연구결과활용 (해당항목에(√) 표시)		1. 기업화 ()	2. 기술이전()	3. 후속연구추진()	4. 타사업에 활용()
		5. 선행 및 기초연구(√)	6. 기타목적활용 (교육,연구)()	7. 활용중단(미활용)()	8. 기타()
<p>특정연구개발사업 처리규정 제 31조(연구개발결과의 보고) 제 2항에 의거 연구결과 활용계획서를 제출합니다.</p> <p>첨부 : 1. 연구결과 활용계획서 1부. 2. 기술요약서 1부</p> <p style="text-align: right;">2003 년 9 월 일</p> <p style="text-align: right;">연구책임자 : 김 영 성 (인) 연구기관장 : 김 유 승 (직인)</p> <p>과학기술부장관 귀하</p>					

여 백

연구결과 활용계획서

1. 연구목표 및 내용

- 대기 오염물질의 수계로의 침적 측정 및 예측 시스템 개발
- 수질 오염에 대한 대기 중 황과 질소화합물 침적의 기여도 산정

2. 연구수행결과 현황(연구종료시점까지)

가. 특허(실용신안) 등 자료목록

나. 프로그램 등록목록

다. 노하우 내역

- 대기오염물질 건식 침적 측정
- 대기오염물질 건식 침적 예측

라. 발생품 및 시작품 내역

- 대기오염물질 건식 침적 측정 장치

마. 논문게재 및 발표 실적

○ 논문게재 실적(필요시 별지사용)

학술지 명칭	제목	게재연월일	호	발행기관	국명	SCI게재 여부
한국대기환경학회지	우리 나라 국지 대기순환 모델 결과의 검증에 관한 고찰	2002년 2월	18	한국대기환경학회	한국	×
계: 1 건						

○ 학술회의 발표 실적(필요시 별지사용)

학술회의 명칭	제목	개제연월일	호	발행기관	국명
한국대기환경학회 춘계학술대회	화학반응 메커니즘에 따른 대기질 모델링 결과 비교	2002년 4월		한국대기환경 학회	한국
한국대기환경학회 추계학술대회	팔당호로의 질소와 황성분 침적 측정	2002년 11월		한국대기환경 학회	한국
한국대기환경학회 추계학술대회	서울 지역의 계절별 HNO ₃ (g)와 NO ₃ (p) 모델링	2002년 11월		한국대기환경 학회	한국
한국대기환경학회 춘계학술대회	광화학 상자모델과 기체/입자 평형모델을 이용한 서울의 계절별 질산염 농도 예측	2003년 5월		한국대기환경 학회	한국
2002 AGU Spring Meeting	Atmospheric deposition of nitrogen and sulfur in the Yellow Sea region	2002년 5월		Amer. Geophys. Union	미국
Joint CACGP/IGAC 2002 International Symposium	Measurements of NMHC and Fine Particles in Seoul, Korea in June 2001	2002년 9월		Int. Global Atmos. Chem.	그리스
6th International Aerosol Conference	Estimation of the ambient concentrations of nitric acid and nitrate in the greater Seoul area using RACM and SCAPE	2002년 9월		International Aerosol Research Assembly	대만
EGS-AGU-EUG Joint Assembly	Determination of upwind and downwind areas of Seoul, Korea	2003년 4월		European Geophys. Soc.	프랑스
European Aerosol Conference 2003	Variations of non-methane hydrocarbons and fine particles in Seoul, Korea	2003년 9월		European Aerosol Assembly	스페인
European Aerosol Conference 2003	Direct measurement of nitrogen and sulfur deposition to Lake Paldang in Korea	2003년 9월		European Aerosol Assembly	스페인
계: 10건					

3. 연구성과

- 침적 측정과 예측의 큰 틀 마련
- 팔당호의 질소부하에 대한 대기침적의 기여율 제시

4. 기술이전 및 연구결과 활용계획

가. 당해연도 활용계획

나. 활용방법

- 방법의 적용

다. 차년도이후 활용계획

- 대청호 등 팔당호와 유사한 조건의 호소에 대한 대기침적 감시 및 영향 평가
- 적조 발생에서 대기침적의 기여도 조사
- 중금속과 잔류성 유기오염물질 등 미량독성 유해물질의 대기 침적조사

5. 기대효과

- 상수원에 대한 대기오염의 영향 파악
- 다매체 (대기/수체) 오염물질 관리기술 확보

6. 문제점 및 건의사항(연구성과의 제고를 위한 제도·규정 및 연구관리 등의 개선점을 기재)

기술 요약서

■ 기술의 명칭

수계로의 오염물질 침적 측정 및 예측 기술

■ 기술을 도출한 과제현황

과제관리번호	5-7-1			
과제명	수계로의 오염물질 침적 측정 및 예측기술 개발			
사업명	21세기 프론티어 연구개발사업			
세부사업명	수자원의 지속적 확보기술 개발 사업			
연구기관	한국과학기술연구원	기관유형	정부출연연구기관	
참여기관(기업)				
총연구기간	2001.10 - 2003. 8			
총연구비	정부(200,000)천원	민간()천원	합계(200,000)천원	
연구책임자 1	성명	김영성	주민번호	
	근무기관 부서	한국과학기술연구원 대기자원연구센터	E-mail	ysghim@kist.re.kr
	직위/직급	센터장/책임연구원	전화번호	02-958-5817
연구책임자 2	성명		주민번호	
	근무기관 부서		E-mail	
	직위/직급		전화번호	
실무연락책임자	성명	김진영	소속/부서	한국과학기술연구원 대기자원연구센터
	직위/직급	연구원	E-mail	jykim@kist.re.kr
	전화번호	02-958-5826	FAX	02-958-5805
	주소	서울 성북구 하월곡동 39-1 (136-791)		

[기술의 개요]

대기로부터 수면으로의 오염물질 직접 침적을 측정하고 유역으로의 간접 침적을 예측. 침적 측정은 건식과 습식을 구분하여 대상 수체인 팔당호 현지에서 측정하였으며, 예측은 미세입자까지를 고려하였으나 건식 침적만을 조사.

<기술적 특징>

(1) 건식 침적 측정 - 강수에 동반하는 습식 침적 측정 방법은 산성비가 환경현상으로 부각된 이후 지난 20년간 어느 정도 확립된 데 비하여 건식 침적 측정은 소수 그룹이 나름의 know-how를 토대로 시도하고 있을 뿐이며 수면으로의 직접 침적 측정은 더욱 사례를 발견하기 어려움. 본 연구 측정에 이용한 수침적판은 가장 단순한 형태의 측정 도구이나, 센서를 이용하여 건식만을 측정하고, 호수물을 냉각수로 순환시켜 증발을 억제하는 등 현지에서 측정이 가능한 형태로 구성하였다는데 특징이 있음. 침적이 일어나는 미세환경이 자연 상태의 수면 위 침적과 다른 점들은 차후 연구를 통하여 개선하여야 부분임.

(2) 건식 침적 예측 - 기체상 오염물질 뿐 아니라 미세입자를 포함하였다는 점, 유역으로의 간접침적을 예측하고자 하였다는 점들이 특징임. 전자는 미국 등 선진국에서 현재 기술개발이 활발하며, 후자는 국내 침적 연구에 간접침적이라는 개념을 도입하였다는데 의미가 있음. 중규모 모델을 이용하여 바람을 예측할 때 실제보다 풍속이 빠른 경향을 보이는 것이 보통인데, 우리나라의 중부 내륙과 같이 특히 풍속이 낮은 지역에서는 실제와의 편차가 더욱 커질 가능성이 있어 점검이 필요함. 충분한 대상 영역의 확보와 중첩격자 이용은 비교적 용이하게 개선이 가능한 부분이나 배출량의 정확성 향상은 꾸준히 노력하여야 할 부분임.

[용도 · 이용분야]

(1) 침적 측정 및 예측, 영향 평가 - 본 연구의 연장선상에서 곧바로 이용이 가능한 분야임. 현재의 연구는 팔당호를 대상으로 하였으나 유사한 조건의 대청호 등에 대하여서도 조사가 필요함. 연안의 부영양화에 대한 대기질소 침적의 영향은, 오염이 심한 대도시 하류에 이들이 위치한다는 점에서 호소의 경우보다 조사가 시급할 수 있음.

(2) 오염물질 다매체 이동 조사 - 잔류성 유기오염물질이나 중금속 등 여러 매체를 오가며 환경 내 체류시간이 긴 물질의 관리를 위하여 이들의 이동 및 분배를 조사하여야 함. 대기 중에 머무는 시간이 짧아 대기 중 농도는 높지 않으나 특히 장거리 이동 매체로서는 대기 역할이 중요함.

■ 기술의 분류

[기술코드] 714 (3 Digit) (KISTEP 홈페이지 기술요약서용 기술분류표 참조)

[기술분야] (1개만 선택(√로 표시)하여 주십시오)

- 정보산업 기계설비 소재 정밀화학·공정 생명과학
 원자력 자원 에너지 항공·우주 해양
 교통 보건·의료 환경 기초·원천 기타

[기술의 활용유형] (1개만 선택(√로 표시)하여 주십시오)

- 신제품개발 신공정개발 기존제품개선 기존공정개선
 기 타 (조사 및 영향평가)

[기술의 용도] (복수 선택(√로 표시)가능합니다)

- 기계설비 부품소자 원료재료 소프트웨어
 가공처리기술 자동화기술 불량률 감소 등 현장애로기술
 제품설계기술 공정설계기술 기 타 (측정 및 분석)

■ 산업재산권 보유현황(기술과 관련한)

권리유형	명 칭	국가명	출원단계	일자	등록번호

- * '권리유형'란에는 특허, 실용신안, 의장, 컴퓨터프로그램, 노하우 등을 선택하여 기재
 * '출원단계'란에는 출원, 공개, 등록 등을 선택하여 기재

■ 본 기술과 관련하여 추가로 확보되었거나 개발중인 기술

[기술개요]

기술명	상세 바람장 예측 기술
개발단계	<input type="checkbox"/> 연구개발 계획 <input checked="" type="checkbox"/> 연구개발 중 <input type="checkbox"/> 연구개발 완료
기술개요	기상청의 AWS (automatic weather station) 자료와 중규모 기상 모델 계산치를 접목하여 실제에 근접한 상세 바람장을 예측

[기술을 도출한 과제현황]

과제관리번호	5-7-1			
과제명	수계로의 오염물질 침적 측정 및 예측기술 개발			
사업명	21세기 프론티어 연구개발사업			
세부사업명	수자원의 지속적 확보기술 개발 사업			
연구기관	한국과학기술연구원	기관유형	정부출연연구기관	
참여기관(기업)				
총연구기간	2001.10 - 2003. 8			
총연구비	합계 : (200,000)백만원 - 정부 : (200,000)백만원 민간 : ()백만원			
연구책임자	소속	한국과학기술연구원	성명	김영성
	전화번호	02-958-5817	E-mail	ysghim@kist.re.kr
연구개발 주요내용				
<ul style="list-style-type: none"> - 대기 오염물질의 수계로의 침적 측정 및 예측 시스템 개발 - 수질 오염에 대한 대기 중 황과 질소화합물 침적의 기여도 산정 				