

환경영향평가에 있어서 보건영향평가의 방법, 절차 및 적용에 관한 연구

조일형 · 박재홍* · 김임순** · 한상욱**

서울대학교 보건대학원 환경보건학과, 고려대학교 부설 환경기술정책연구소*, 아태환경 · 경영연구원**
(2003년 7월 8일 접수, 2003년 7월 14일 승인)

A Study on Methods, Procedures, and Practices of Health Impact Assessment

Cho, Il-Hyung · Park, Jae-Hong* · Kim, Im-Soon** · Han, Sang-Wook**

Department of Environmental Health Science, Graduate School of Public Health, Seoul National University

Research Institute for Environmental Technology and Sustainable Development, Korea University*

Asia Pacific Environment & Management Institute**

(Manuscript received 8 July 2003; accepted 14 July 2003)

Abstract

Most environmental impact assessment(EIA) programs around the world require the consideration of human health impacts. Yet relatively few EIA documents adequately address those impacts. This article examines how, why, and to what extent health impacts are analyzed in environmental impact assessments. This article investigates these problems and provides recommendations to improve human health impact assessment(HIA), using methods, procedures and case study. Also, a comprehensive approach for the evaluation of possible health effects in an EIA is described, illustrated with the example of Amsterdam Airport Schiphol. Unlike many EIAs, we estimated quantitatively the impact of aircraft-related pollution in terms of the number of affected people for aircraft noise annoyance, odour annoyance and hypertension. In addition, an analysis of health registry data on cardiovascular and respiratory diseases and a short survey on annoyance and risk perception were carried out.

Key words : EIA, HIA, Methods, Procedures, Aircraft related pollution, Risk perception

I. 서론

환경영향평가는 인간활동으로 인한 환경상의 잠재적인 영향을 확인, 예측, 평가하는 과정이다. EIA의 초창기에는 단지 생물/물리적인 영향들(수질 및 대기오염, 소음수준 등)만 고려되었으나 점차 사회경제적 및 보건학적 면들과 함께 고려되는 방향으로 발전되고 있다(UNEP, 2002). NEPA하의 미국의 제도에서는 인간 환경의 질에 대하여 잠재적으로 중요한 영향을 미칠 것인지를 결정하기 위한 환경영향평가(Environmental Impact Assessment, EIA)의 전단계인 환경성평가(Environmental Assessment, EA) 과정을 두고 있다. EA는 대개 보건영향을 다루지 않기 때문에 이러한 측면에서 보건을 좀 더 구체적으로 다루어야 할 필요가 있다(Sutcliffe, 1995). 환경과 인간 건강이 개념적으로 연관성이 있지만 미국을 비롯한 많은 국가들은 EA를 수행하는 과정에서 보건영향을 분석하기보다는 환경기준과 비교하는데 중점을 두었다. 보건영향을 분석한다면 정량적인 위해성 평가방법에 의해 측정되고 숫자에 의한 표현으로 인해 건강결과(예: 암)로 그 초점이 좁아질 수 있다. 이에 따라 내분비 교란, 독성, 화학적 민감도, 비 독성적인 사회적 영향, 내부 발생적인 유전적인 손상 그리고 화학적, 생물학적, 물리적인 물질들의 노출 등과 같은 보건에 대한 관심이 포함되지 않을 수 있다(Fan *et al.*, 1995).

보건영향평가는 정책, 계획, 프로그램 혹은 프로젝트의 보건에 대한 긍정적·부정적인 결과들을 고려하기 위하여 그 목적이며 절차, 방법, 정책, 계획, 프로그램, 프로젝트가 공중보건에 미치는 잠재적인 영향과 인구 내의 보건 영향의 분포에 대해 판단할 수 있는 도구들의 조합이다(WHO, 1999a). 또한 보건영향평가는 인간의 건강에 미치는 잠재적인 영향을 확인하기 위한 틀을 제공하고 제안된 정책이나 개발에 의해 영향을 받을 수 있는 대안들을 고려하기 위한 다학제적

이고 참여적인 과정이다. 보건을 고려하고 영향의 추가적인 분석과 잠재적인 영향들이 결정되는 여러 단계를 통하여 다양한 정보를 얻을 수 있을 것이다(WHO, 1999b).

이 연구에서는 환경영향평가에 있어서 보건영향을 확인 및 예측·평가하는데 활용될 수 있는 방법과 절차에 대한 이론적인 사항들과 최근의 사례로서 암스텔담 Schiphol 공항으로 인한 소음 및 냄새노출에 대한 적용사례를 고찰함으로써 보건영향평가의 적용방안을 모색하고자 한다.

II. 보건영향평가의 내용과 방법

1. 보건영향평가(Health impact assessment, HIA)의 개요

세계보건기구(WHO, 1948)는 “보건(Health)이란 단지 질병이 없는 것뿐만 아니라 신체적, 정신적, 그리고 사회적으로 완전한 상태”라고 천명하고 있다. 공중보건은 인간의 건강을 보호하고 증진시키며 회복하기 위한 노력으로서 정의된다(Last, 1988). 1980년부터 새롭게 생겨난 공중보건 운동은 물리적·사회적 환경처럼 공중보건의 통합적인 결정요인들에 관한 보건 증진의 중요성을 강조하였다. 이런 개념적인 변화는 보건영향평가의 분야를 뒷받침하였는데 환경에서 물리적, 생물학적, 화학적 그리고 사회적인 요인들에 의해 결정된 삶의 질을 포함하여 인간보건의 측면을 고려케 된다(UK, 1996). 인간 보건영향평가는 보건영향평가로써 불리기도 하는데 이는 제안된 정책, 계획, 프로그램 혹은 프로젝트의 인간의 보건영향을 확인하고 예측·평가하는 과정이다. 보건영향평가의 목적은 이러한 보건영향들이 감소될 수 있도록 의사결정자들을 지원하기 위한 것이다(WHO, 1995). 보건영향의 분류는 원인, 결과 또는 2가지 모두를 포함하는데 원인의 경우 발생원을 들 수 있다. 화학적(공장으로부터 독성물질 방

출), 생물학적(폐수에서 병원균) 그리고 물리적(건설 소음)일 수 있다. 결과의 경우, 보건영향은 전염성 질병(박테리아 감염), 비 전염성 질병(대기오염에 의해 촉발된 천식), 화학적 노출로부터 발생된 질병, 사고(교통 사고) 그리고 심리적인 결과(재배치로 인한 스트레스) 등 일수 있다(BMA, 1998).

2. 보건영향평가의 형태(Welsh Office, 1988)

1) 전향적인 평가(prospective assessment)

신규 혹은 개정된 정책이나 개발이 전개되는 동안 실시된다. 정책 실행의 결과로 예상되는 보건 및 복지에 미치는 영향을 고려하고 이러한 영향들을 예방 및 저감할 수 있는 교정행위(Corrective action)를 확인하기 위함이 그 목적이다.

2) 후향적인 평가(retrospective assessment)

이미 실행된 정책, 프로그램, 다른 개발과 무계

획적인 개발이나 사건이 보건에 미치는 영향을 살펴본다.

3) 동시적인 평가(concurrent assessment)

정책이나 프로그램의 실행이 보건에 미치는 영향을 평가한다. 이는 보건에 대한 영향이 예측되거나 영향의 특성이나 규모가 불확실한 경우에 주로 이용되며 정책이나 프로그램의 실행을 감시하고 즉각적인 교정행위를 위하여 그 결과를 시스템에 환류시킬 수 있도록 한다.

3. 보건영향평가의 과정

보건영향평가에 이용되는 과정은 환경영향평가에서 이용되는 방법들과 유사한데 보건영향평가 개념은 신규 혹은 현존하는 정책들과 프로그램이 미치는 보건영향을 확인하기 위한 행위로 간주된다. 또한 위험 관리, 평가, 파트너 작업, 공중 참여 그리고 의사 결정을 알리고 자료에 근거한 접근

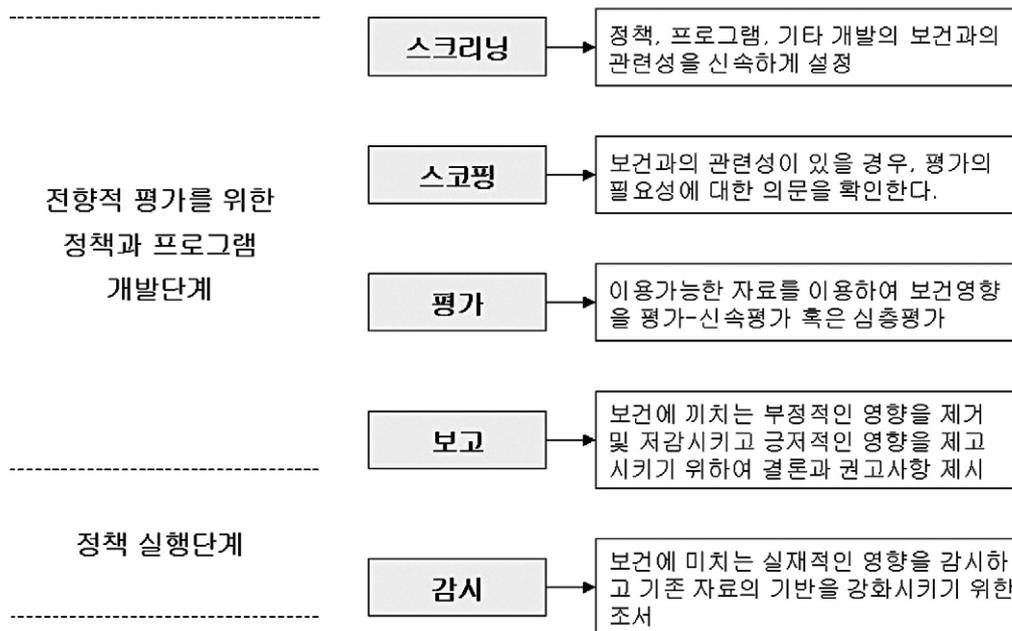


그림 1. 보건영향평가과정

을 위해 정책 평가, 위해성 평가 그리고 지표를 함께 이용하는 체계적인 방법이다. 이는 장래의 연구를 알리고 연구프로그램이 정책 우선순위에 맞게 조정되고 자료의 기반을 강화하는데 도움이 될 수 있다.

그림 1은 보건영향평가의 과정을 설명하고 있다(Breeze, 2001; Welsh Office, 1988).

1) 스크리닝(Screening)

정책이나 프로그램의 보건과의 관련성에 대하여 신속한 예비평가를 가능하게 하는 과정으로 다음과 같은 사항으로 구성된다.

- ① 보건영향평가(HIA)를 위해 설정된 공중보건 위협의 기준 대조표 활용
- ② 위협에 쉽게 노출될 수 있는 인구집단을 확인하기 위해 지역 인구 통계적 데이터 활용
- ③ 위협에 쉽게 노출될 수 있는 생태계의 파괴를 확인하기 위해 지역의 환경적 데이터 활용
- ④ 공익성과 이해관계
- ⑤ 지역사회 네트워크 구축

2) 스코핑(Scoping)

스코핑은 시간적·공간적으로 평가의 범위를 설정하거나 이해관계자들의 관심사를 논의하기 위한 절차로서 보건영향이나 잠재적인 영향에 대해서 좀 더 고려할 필요가 있을 경우 스코핑 단계가 평가과정에서의 그 필요성을 확인 가능하게 한다. 스코핑은 다음과 같은 사항을 행한다.

- ① 어떤 부작용을 최소화하기 위해 대안을 선택할 여지 혹은 방법을 확인
- ② 제안된 활동의 보건과 쾌적함을 동시에 평가하고 실제적인 영향이나 잠재적인 영향들을 평가
- ③ 위해 물질과 시설을 포함한 지역에서의 위해성 평가
- ④ 위험요인의 완화를 위한 조치
- ⑤ 비용과 비용 공유의 협상

3) 보건 위해성 확인 및 평가(Health risk identification and assessment)

(1) 보건 위해성 확인(Health risk identification)

보건영향평가가 적절하게 실행되기 위해서는 계획 또는 정책으로 고려될 수 있었던 모든 가능한 보건 위험들을 목록화 하는 것으로 다음과 같이 5가지 주된 범주로 조합될 수 있다.

- ① 전염성 질병(예: 살모넬라균)
- ② 비-전염성 질병(예: 화학적인 독성)
- ③ 물리적인 손상(예: 교통과 빠르게 움직이는 기계)
- ④ 영양실조(예: 지나치게 높은 열량 섭취로 인한 비만 혹은 기아)
- ⑤ 심리적인 혼란(예: 약 남용, 폭력, 범죄, 자살 그리고 박탈)

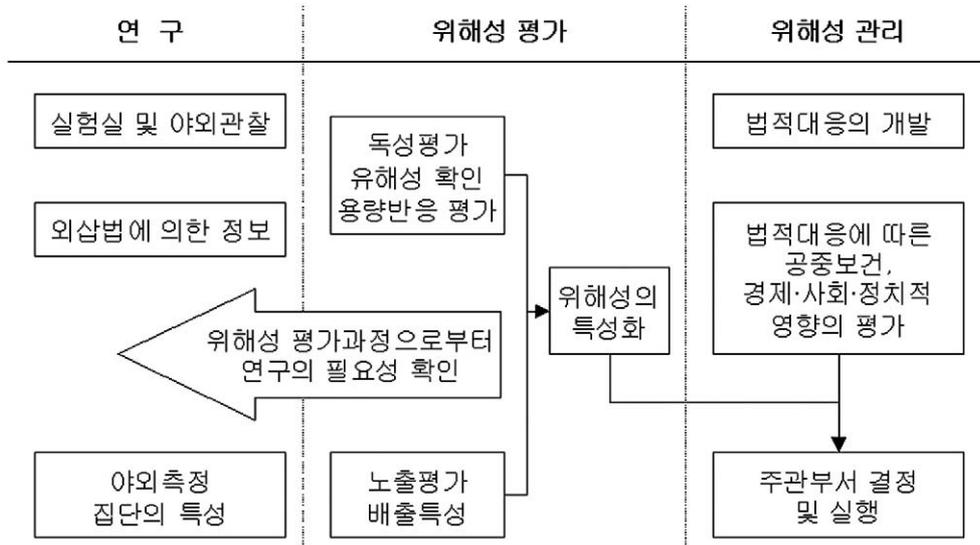
(2) 보건 위해성 평가(Health risk assessment)

위해성 평가는 여러 유해 인자들의 관련 위험과 환경-보건적 위험요인들을 확인하거나 정량화 하는 것을 의미한다.

보건 위해성 평가는 특히 물리-화학적 위험들(유해 물질 가스, 방사능 노출 등)과 같은 위험요인을 평가하기 위한 절차들로 설명될 수 있다. 각각의 특정 위험에 대한 평가는 주로 2가지로 분류될 수 있는데 개인의 위험물질 노출에 대한 경험과 특정한 수준의 위험물질 노출에 대한 경험으로 이루어진다. 이는 특정의 유해한 물질에 노출될 수 있는 수많은 개인들을 고려하기 위함이다. 그림 2는 보건영향평가를 위한 위해성 평가모델을 나타내고 있다. 여기에서는 유해물질에 대해 다양한 수준으로 노출되었을 때 양-반응 평가 및 노출 평가를 통하여 실질적인 위해성을 확인 하는 과정을 보여주고 있다.

4) 의사 결정(Decision making)

의사결정은 위해성 평가, 위해성 관리 계획의



(출처 : U.S. National Research Council, 1983 ; Asin Development Bank, 1992 재인용)

그림 2. 보건영향평가를 위한 위험성 평가

보고를 고려하거나 선택하는 과정을 포함한다. 주요 대안이 선택되면 이의 하부 구조 등 가능한 변경들과 고려해야 할 가능한 단점을 완화시키기 위한 방법들이 있다.

5) 실행(Implementation)과 감시(Monitoring)

실행과 감시는 결정을 실행하기 위한 조치와 결론을 준수해야 할 조치를 포함한다. 감시는 부정적인 영향들이 예측되거나 그 영향들의 특성, 크기 그리고 시간적 조절이 불확실할 때 특히 중요하다. 초기에 부정적인 영향들의 확인 및 감지는 결정이 실행되거나 적절한 수단을 가지고 완화되었을 때 이의 영향이 최소화 될 것이다.

그림 3은 제안이 인구 보건에 미치는 영향을 보여주고 있다. 제안은 인구 보건에 좋은 영향이나 악영향을 가질 수 있는 중간요인들에 영향을 미칠 것이다. 이러한 중간요인은 실직 정도, 심리적·사회적 혼란(스트레스, 사회적 고립 혹은 범죄에 대한 불안), 심리적·화학적 영향(공해, 소

음), 쾌적성 상실 등이 있을 수 있다(Doll et al, 1994).

4. 보건영향과 결정인자(Health impacts and determinants)

HIA에 대한 접근방법은 인간보건의 광범위한 결정인자(Determinants)를 기반으로 한다. 이러한 결정인자들은 개인이나 집단의 건강상태에 영향을 미치는 개인적·사회적·문화적·경제적·환경적인 요인으로 정의된다. 보건에 영향을 미치는 일부 요인들 즉 나이, 성, 유전자들은 변화될 수 없으나 정책, 프로그램 그리고 이러한 정책과 프로그램이 실시되는 방법들은 인간의 보건과 복지에 중요한 영향을 미칠 수 있다. 보건영향을 이해하기 위해서는 제안된 정책, 프로그램, 다른 개발에 영향을 받을 수 있는 모든 보건 결정인자를 고려할 필요가 있다. 특히 중요한 결정인자는 생물리화적인 환경과 사회경제적인 환경으로 분류

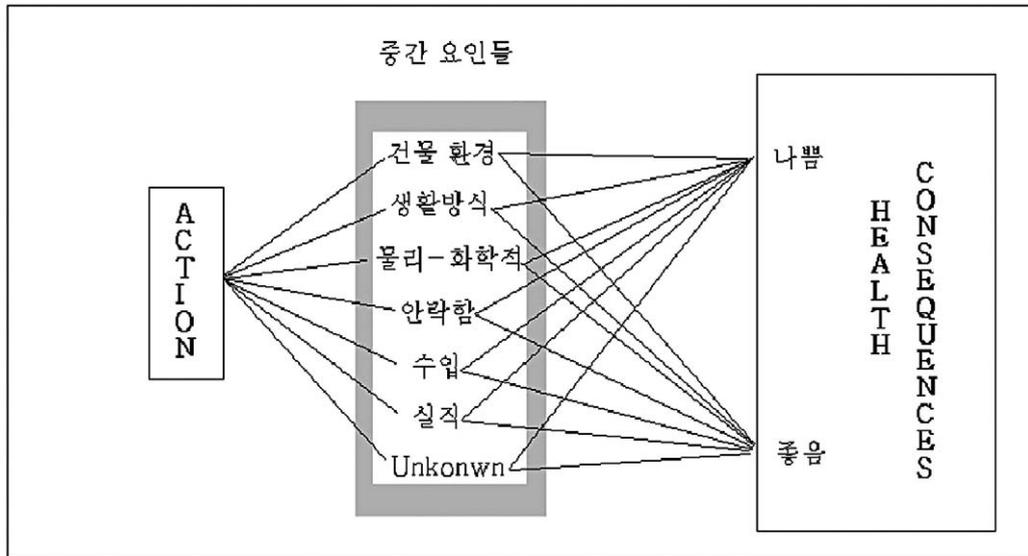


그림 3. 보건 영향 모델

될 수 있다.

많은 보건 결정인자는 상호 관련성이 있으며 체계적인 HIA가 이루어지기 위해서는 수많은 범주를 통하여 보건영향(Health impacts)을 고려해야 한다. 이러한 범주로서는 보건 결정인자인 매개요인(Intermediate factors)을 포함하고 있으며 정책이나 프로젝트로 인한 변화를 통하여 인간의 보건에 영향을 미칠 수 있다. 이용되는 정확한 범주 및 이의 구성요소는 제안된 정책, 프로그램,

다른 개발의 특성에 따라 다양할 수 있으며 따라서 다양한 상황에서 HIA의 개념을 적용함에 있어서 유연성이 충분히 부여될 수 있다.

다음은 이러한 분류의 한 예를 나타낸 것이다 (표 1 참조).

보건 결정인자에 대한 이러한 접근법에서 한 단계 더 나아가 이들 결정인자와 특정 정책 부문과의 연계가 가능하며 그 예는 다음과 같다(표 2 참조).

표 1. 보건결정인자의 범주(Birley, 1999)

주요 범주	하위 범주	보건결정인자의 예
개인 / 가족	생리학적	나이, 영양상태, 장애, 성별, 면역성, 민족성
	행동양식	위험유발행동, 직업, 교육, 위해성 인식
	사회경제적 상황	빈곤, 실업
환경적	물리적	대기·수질·토양 매개체, 기반시설, 병원매개체, 가구, 에너지, 토지이용, 오염, 농작물과 식량
	사회적	가족구조, 지역공동체 구조, 문화, 범죄
	재정적	고용, 투자
제도적	건강관리 기구	1차 건강관리, 전문가 서비스
	기타 제도	경찰, 운송, 공공사업, 자치기관, 지역정부,
	정책	규정, 사법권, 법, 목표(Goal), 역할, 우선순위

표 2. 보건결정인자와 정책 분야 사이와 관련된 사례 (Birley, 1999)

부문	보건 결정인자			
	개인 / 가족	물리적 환경	사회적 환경	공중 서비스
수송	사고에 대한 불안감, 육체적인 활동	대기오염, 충돌사고	사회적 격리 및 배제	속도 규제, 사망자수 집계
농업	식품안전 및 유용성, 식품 선택	관개용수의 질, 잔류 농약	농촌 생계	식품안전 및 가격에 대한 규제
가구	주거, 안락, 품위 (Dignity)	습도, 추위, 실내공기 오염	빈곤지역 및 안전지역의 범외율	토지이용지정 및 계획, 건축법규
에너지	에너지 고갈	가스 및 입자상 오염 물질 배출	.	발전소부지, 에너지 가격정책
산업	직업보건과 안전	화학적 안전	고용기회	환경감시제도
광업	이주	먼지, 폭발, 수질오염	혼잡한 주거	환경업무에 대한 규정
수자원	위생적인 행동	화학물질 및 미생물 오염	물 부족으로 인한 갈등	수처리, 수원 보호

그림 4는 폭넓은 개념적 기본구조를 상세하게 설명하고 있으며 무엇이 고려되어야 할 사항인지 주된 문제가 어떻게 개념적으로 추정되고 설명될 수 있는지를 설명하고 있다.

보건결정인자에서 상호 관련성에 대한 설명은

다음과 같다.

- ① 여러 특성에서 경제적 그리고 사회적 결과에 관한 다양한 재건(재생) 정책의 영향
- ② 다양한 보건영향에 관한 여러 종류의 경제적 그리고 사회적 불평등의 영향

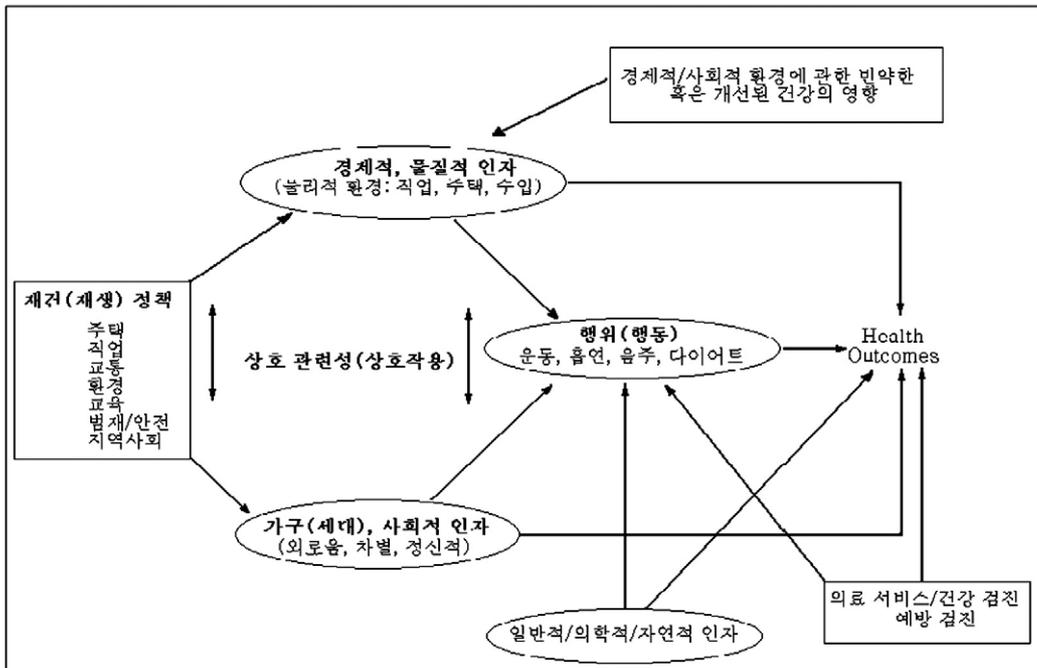


그림 4. 보건영향의 결과를 도출하기 위한 개념적, 구조적, 체계적인 접근 방법

③ 경제적 그리고 사회적 요인들에 의해 영향 받을 지도 모르는 개인적인 행위 특성

④ 미래에 건전한 그리고 건강한 사회적·경제적 그리고 보건적 상태를 지속하기 위한 방향

5. 보건영향평가에 있어 2가지 접근 방법

영국을 포함한 다른 유럽 정부들은 공중보건에 영향을 미칠 수 있는지를 예측하기 위한 보건영향평가에 상당한 관심을 가지고 있다. 이는 유럽 전지역을 걸쳐서 관측된 보건 실태를 보면 나라별로 점점 증가하는 보건질의 불균형이 많은 사회적·경제적인 분야의 중요한 매개변수로 작용하고 있다는 인식이 가시화되고 있기 때문이다. 이에 대응하여 보건정책에 관해 세계보건기구 그리고 유럽공동체가 새로운 공중보건 전략을 가지고 이 공중보건문제에 협력하기로 결정하였다. 그리고 각 나라마다 보건영향평가에 대한 접근 방법이 매우 다르게 적용되고 있으며 이를 표 3과 같이 광의적인 관점과 협의적인 관점에서 다루고 있다.

영국을 포함한 유럽의 경우에는 HIA의 질(quality)을 실용성 그리고 운영의 관점에서 평가하고 있다. 현재 영국 및 유럽의 경우는 환경영향

평가(Environmental Impact Assessment, EIA)를 분리하거나 혹은 통합하여 운영하려고 하고 있다. 현재 유럽 및 영국은 비-공중보건영역(경제, 고용, 교육, 운송, 주택 그리고 법 등)에서 정책결정이 보건서비스(health service)에 관한 결정보다 공중보건(public health)이 훨씬 더 중요성을 가지고 있다. 영국(Scott-Samuel A *et al.*, 1998)에서는 Northern Ireland, Scotland, Wales로부터 HIA 정책을 적용하고 있고 이는 또한 Netherlands, Finland, Sweden(Landstings Forbundet and Svetska Kommunforbundet, 1998)과 Germany(Pastides *et al.*, 1988)를 포함하여 몇몇 유럽 국가들은 보건영향평가를 적용시키는 데 상당한 발전이 있었다. 특히 EU의 상위 공중보건위원회에서 공중보건 정책 개발에 사용될 수 있는 보건영향을 위한 정책에서 사용이 용이한 단계적 Checklist 개발이 권고되고 있다.

6. 통합 환경보건영향평가의 필요성

보건영향평가(HIA)는 공중보건정책 분석과 환경영향평가(EIA)에서 개념적인 기본들을 통합한 것이다. 많은 연구자들(Ewan, 1994; Turnaball, 1992; BMA Board of Science and Education, 1998)은 보건영향평가가 환경영향평가의 한 부분으로 될 수 있다고 보고 있다. 모든 것을 고려해 볼 때 이론적으로 보건영향평가와 환경영향평가를 단 하나의 보건-환경영향평가로 통합하는 것이 시간, 자본, 노력을 절감시키는 효과를 줄 것이다. 그러나 이의 통합으로 인해 하나만의 지나친 강조로 인한 위험성도 존재한다.

생태계와 생물 다양성은 환경영향평가와 직접적인 관련이 있지만 인간의 구성사회와 문화에 대한 설명은 부족할 수 있다. 보건영향평가를 다른 영향평가와 따로 분리하여 고려한다면 보건이 주요 관심사일 것이지만 이를 환경영향평가와 결합시킬 경우에는 보건과 관련된 재정, 교육, 법과

표 3. HIA의 관점(광의·협의)의 비교 (Kemmer, J.R. 2000)

비교	광의적 관점	협의적 관점
보건학 관점	전체적	확정되고 관측 가능한 측면에서 강조
학문적인 기초	사회학적	역학, 독성학
사조(Ethos)	민주적	전문 기술적인
정량화 (Quantification)	모호성	정확성
증명	대중성 관심, 주요 정보제공	측정
정확성(Precision)	낮다	높다
국가	캐나다, 스웨덴, 영국	뉴질랜드, 독일

같은 부문에서의 정책 결정에 있어 보건의 더욱 부각될 것이다.

III. 환경영향평가에서 보건영향평가의 적용(암스테르담 Schiphol공항으로 인한 소음 및 냄새 노출에 대한 사례연구)

1. 개관

일반적으로 환경평가에서 보건적인 측면은 확정된 범주 안에서 결과들을 기술하였다. 네덜란드, 독일, 캐나다 그리고 영국에서의 EIA에 대한 재조명에 있어 EIA에서 인간 보건의 측면의 범주는 여전히 제한되어 왔다. 또한 체계적이거나 방법론적인 부분이 상당히 부족한 상황을 보여주고 있다(Fehr, 1999; British Medical Association, 1998; Eyles, 1999; Passchier *et al.*, 2000). 보건 위

해성 평가는 흔히 이용할 수 있는 과학적인 문헌을 가지고 평가하는 것과 이용할 수 있는 환경적인 기준이나 어떤 지표를 가지고 오염 농도를 비교 하는 양적인 위해성 평가가 제안되어 있다(Davies, 1991). EIA에서 보건 위해성에 대한 양적인 평가의 미흡에 대한 한 가지 이유는 노출-반응 관계 혹은 인구를 기초로 하는 보건 자료들과 같이 일반적으로 양적인 위해성 평가를 위해 필요한 자료들이 부족하기 때문이다.

이 논문은 EIA의 한 부분으로서 보건 영향 평가에 대한 포괄적인 접근방법을 설명하고 있다. 특히 암스테르담 공항 Schiphol 주변에 항공기와 관련된 공해에 대한 평가를 실례로 들었다(Staatsen *et al.*, 1993; Ellis *et al.*, 2002). Schiphol는 전체 승객, 화물수송 그리고 상업적인 교통부문에서 런던, 파리 그리고 프랑크푸르트 뒤를 이어 유럽에서 4번째이다. 이 공항은 그림 5에 나타난 것처럼 암스테르담 주변에 인구밀집 지역에 위치

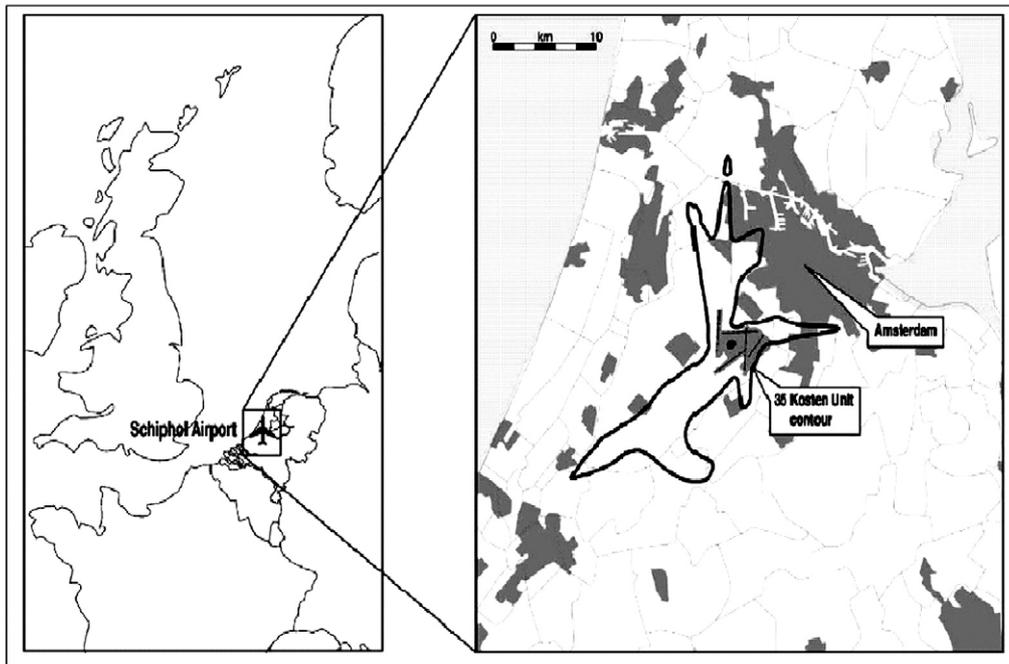


그림 5. Schiphol 공항 위치와 연구지역

해 있다.

활주로를 4개 더 확장시키기 위해서는 주변 거주지역 환경피해에 대한 환경영향에 대한 평가가 요구된다(Davies, 1991). EIA와의 관련성에서 항공과 관련된 공해의 평가는 질적 위해성 평가 (과학적 조사에 대한 평가와 환경 기준과 지표를 항공기와 관련된 공해 농도들의 비교)에 대해 제안된 적이 있었다. 그러나, 보건 영향은 환경기준 이하 혹은 노출한계에서 발생된다. 따라서 EIA 절차에서 법적인 권고자로서 공중보건의 감찰 기관들은 더 광범위한 영향평가들을 권고하고 있다. 심장 혈관 같은 신체적인 보건영향 이외에 보건 유해성의 개념은 정신 상태에 영향을 받는 질병을 결정할 수도 있기 때문에 그 중요성이 고려된다(Ellis et al, 2002). 이는 항공기로 인한 보건영향에 관한 공중의 관심과 전문가의 모임을 토대로 하였다. 이러한 권고 사항에 따라 항공기와 관련된 공해의 영향들을 정량화시킨다.

2. 보건영향평가의 범위

공중보건 검사기관의 권고에 따른 보건영향평가는 다음 4가지 단계로 분류하여 확인한다.

- Schiphol 공항으로부터 환경적인 공해와 관련된 인구에 대한 잠재적인 건강 유해와 현재 건강 상태의 평가
- 공항과 관련된 환경공해로부터 보건 영향에 관한 지식에 대한 결함 확인
- 지식의 결여에 대한 향후 연구를 위해 제안서의 개발
- 공항의 확장과 관련된 인구의 보건적인 상태를 감시하기 위한 프로그램 준비

3. 보건영향에 관한 지표의 선택

Schiphol 공항으로부터 환경 적인 공해 즉 항공기 소음, 공기 오염, 냄새 그리고 항공기 주변에

설치된 레이더 시설물에 대한 연구가 이루어졌다. 전문가 그룹과 지방 자금을 관리하는 제 3자들이 공항으로부터 환경적인 문제를 논의하기 위하여 스크리닝을 실시하였다. 지역 대기오염과 냄새에 대한 정도는 확산 모델링으로부터 도출되었으며 결과들은 공항의 플랫폼과 활주로에서 발생된 냄새를 전문가 집단에 의해 대기중의 농도를 비교하여 측정하였다(Ellis et al., 2002). 확산 모델링은 대기, 도로에서 오염물질 방출을 포함하여 대기오염 및 냄새를 측정하였으나 공항에서 양방향으로 도로 수송 수단들과 공항수송수단과 관련된 오염원에 대해서는 적절하게 실시되지 못하였다. 공항으로부터 20×20 km지역 내에 있는 거주 지역에서의 대기오염 수준은 항공 교통으로부터 상대적으로 낮은 분포(<10km)를 가진 농촌 지역의 수준들과 비교되었다. 공항 주변 10×10 km지역에서 전형적으로 공항과 관련된 오염물질 방출에 대한 노출은 노출한계선을 초과하지 않았다. 공항 주변의 노출분포는 약 3%에서 12%로 다양했으며 도로 교통(20~80%)과 비교할 때 훨씬 낮은 수준이었다. 오염물질 방출에 따라 공항에서 항공기에 영향을 주는 냄새와 관련된 오염원인 기름의 저장 및 수송, 대기 그리고 도로 교통 등을 고려해야 한다. 냄새 관련 측정물질인 등유(kerosene)에 의한 냄새는 공항으로부터 8km의 거리에서까지 확인되었다.

소음노출로 인한 보건영향의 상호작용은 여전히 미흡하게 이해되어 왔다. 몇몇 영향들은 직접적 혹은 독립적으로 노출되어 평가가 쉬운 반면 스트레스와 같은 간접적인 영향들은 평가하기가 어려웠다. 예를 들면, 혈압은 소음의 노출에 의해 간접적으로 영향을 받을 것이다. 또한 소음 성가심에 의해 발생될 수 있는 스트레스를 증가시킬 것이다. 따라서 다양한 보건지표들이 병행하여 연구되어야 한다. 보건영향지표는 생리적인 기능(예: 보건, 불평등, 고혈압, 불쾌감)과 의료소비의 지표를 포함한 환경 노출의 간접적·직접적인 지

표들의 조합이다. 관련 보건 지표들의 선택에 대한 중요한 기준은 다음과 같다.

- ① 생물학적으로 가능성 있는 영향들
- ② 과학적 문헌을 토대로 한 노출(exposure)-반응(response)에 대한 증거자료
- ③ 공항 활동과 관련된 대기 오염과 소음에 잠재적으로 영향을 받을 수 있는 수많은 사람들
- ④ 환경 및 보건학적 영향을 받을 수 있는 대상 인구에 대한 관심

4. 보건영향의 정량화 (Quantification)

보건영향에 대한 정량화는 노출평가(Exposure estimation), 위험에 노출된 대상인구의 평가, 영향을 받은 대상인구의 측정 등과 같이 3가지 단계로 구성된다. 보건영향을 가지고 있거나 이러한 영향을 받는 사람들을 정량화한다는 것은 항공소음, 성가심, 고혈압, 냄새에 대한 불편에 대해서 가능하다.

1) 소음 및 냄새의 노출 측정

Schiphol 공항 주변에 항공기 소음(밤 시간)에 대한 연간 노출은 몇 가지 측정 모델에 의해 계산되었다. 1963년에 Kosten 위원회에서 개발된 소음 단위인 Kosten는 네덜란드에서 항공소음에 많이 이용되고 있으며 실제 소음 농도를 계산하기 위해 연간 평균적으로 계산한다. Kosten 단위는 항공기 비행동안 발생될 수 있는 시간과 비행기 수에 의해 발생하는 최대 소음 농도에 의해 정의된다(Ellis *et al.*, 2002). 여기서 B65는 65 dB(A)의 소음수준의 역치(threshold)로 정의되며 항공기가 착륙 혹은 이륙 시 지상에서 계산된 소음수준이 65dB(A)보다 더 높은 농도를 기준으로 하였다.

냄새 농도는 여러 가지 항공엔진에서 기인된 많은 냄새 측정을 종합하여 확산 모델을 사용함으로써 Schiphol 공항 주변 20×20 km지역에 대해서 계산되었다. 등유(Kerosene) 중 휘발성 물질로

부터 발생된 냄새를 지표로 사용되었다(Den Boeft *et al.*, 1993).

2) 위험에 노출된 대상 인구집단의 평가

항공기 소음에 노출된 인구수는 지리적 정보시스템(GIS)에서 4-디지털 우편 코드 레벨(즉 인구대상집단에 우편물 앙케이트 자료를 보내 이 자료를 디지털화함, 4-디지털 우편코드 당 평균 ± 1900 주소)에 관한 인구-통계학적(demographic) 데이터를 가지고 항공기 소음 경계선을 고려하여 계산되었다. 소음노출 등급(classes)은 5Ke 간격에서 정의했다. 우편 코드 내에 거주지역의 위치는 소음 노출 간격(5Ke)당 인구수의 측정에서 고려되었다. 우편 코드로 지정된 인구집단 면적에서 노출 수준의 범위를 지정하였고 특히 항공기 소음이 밀폐된 지역의 밀집한 인구 조밀지역에서 매우 다양하게 변화하였다. 냄새에 노출된 인구수의 측정에 대해 냄새의 경계(1-10 약취 단위)는 1991년에 인구-통계학적(demographic) 데이터를 가지고 설계하였다.

3) 항공 소음 공해를 느끼는 인구집단 측정

노출-반응 관계를 가지고 항공기 소음 공해를 느끼는 사람들을 대상으로 조합하여 측정하였다. 여기서 노출-반응 관계는 2가지로 나뉘어 측정했는데, 일반적으로 네덜란드에서 많이 사용되는 Kosten 단위를 가지고 Bitter(Ellis *et al.*, 2002)에 의해 일반화시켰다. 이런 노출-반응 관계는 Schiphol 공항 주변에 지역조사로부터 나왔고 소음노출에 대한 조사를 가지고 소음의 최소값인 B65를 토대로 Bitter에 의해 고안되었다. 둘째로, Miedema(1992)에 의해 고안된 노출-반응 관계는 Ldn의 단위를 토대로 약 1750명의 관측자를 대상으로 측정되었다. Bitter와 Miedema의 노출-반응 관계는 성인을 대상으로 연구를 수행하였다. 측정 분석은 Schiphol 공항 주변에 살고있는 전체인구집단의 약 77%로, 성인 나이 20이상으로 제한

표 4. 항공 소음 짜증(성가심)을 느끼는 인구집단 측정 수

항공기 소음 노출 (Ke)	% 심각하게 짜증(성가심) 정도 ^a	전체 대상인구수 (≥나이 20 세)	심각하게 짜증을 호소하는 인구수
< 20	5	927,790	46,390
20-24	10-15	406,390	50,800
25-29	15-20	206,750	36,180
30-34	20-25	71,160	16,010
35-39	30	15,370	4,610
40-44	45	7,170	3,230
45-49	45	3,770	1,700
50-54	45	320	140
55-59	50-55	310	170
60-64	60	70	40
> 65	65-75	90	70
Total		1,639,190	159,340

^aBitter(1980)(Ellis *et al.* 2002)에 의한 노출-반응 관계.

하였다. Bitter의 노출-반응 관계를 토대로 약 20Ke 혹은 그 이상의 항공 소음 농도를 가진 지역에서 심각한 짜증(성가심)을 느끼는 성인 인구수는 표 4에 나타난 것처럼 약 159,340명으로 추정된다. Miedema의 노출-반응 관계를 가지고 사용하였을 때 전 연구지역에서 심각하게 짜증(성가심)을 느끼는 수는 Bitter의 경우에 비교하였을 때 작았다.

Bitter(Ellis *et al.*, 2002)의 노출-반응 관계를 토대로 35Ke 이상의 항공기 소음 농도에 있는 지역에서 1990년에 항공기 소음에 관한 이용 할 수 있는 기준으로 약 10,000 인구집단이 높게 짜증(성가심)으로 느끼는 것으로 추정되었다. 만약 방음시설이 이 인구집단 내에 약 50~80%로 설치된다면 35ke 이상의 항공기 소음에 노출되어 심하게 짜증(성가심)을 느끼는 인구수는 평균 각각 8000 그리고 6000으로 감소될 것이다.

4) 항공 소음에 의해 고혈압을 가진 인구집단 측정

항공기 소음 때문에 고혈압이 있는 인구집단의 수를 Knipschild (1997)의 노출-반응 관계를 사용함

으로써 정량화하였다. Schiphol 공항주변에 살고 있는 약 6000명(연령 35~64세)의 인구집단에서 심장혈관(cardiovascular) 질병의 유병율(prevalence)을 연구하였다. 표 5로부터 소음으로 인한 짜증을 내기 시작하는 농도 30ke에서 고혈압의 상대위험을 1로 놓았을 때 항공소음이 증가할수록 상대위험비가 증가하는 것을 볼수 있으며 소음수준 50ke에서 1.7의 상대위험비(relative risk)를 나타냈다. 표 5가 보여주는 것처럼 고혈압의 약 1500 이상의 사건이 항공 소음 수준 30Ke(그 공항 주변에 살고 있는 인구집단은 네덜란드 전체 인구 중 약 1.5%의 인구로 성인 20살 이상)이상을 가진 연구지역 내에서 살고 있는 성인들에서 항공 소음 때문에 발생되었다. 이는 공항주변에 항공소음에 의한 건강에 대한 위험이 노출되거나 폭로되었다는 것으로 기존에 단지 환경상의 법적기준을 근거로 했던 환경영향평가방법상의 문제점이 큰것으로 생각된다.

5) 항공기와 관련된 냄새 발생에 대한 짜증(성가심)을 가지는 인구집단의 추정

공항 활동으로부터 냄새에 의해 짜증(성가심)

표 5. 항공 소음으로 인한 고혈압을 가진 추정된 인구 수

항공 소음 노출 (Ke)	전체 인구 (≥ 나이 20 세)	전체인구에서 고혈압의 유행(≥ 나이 20 세)	상대 위험 ^a	항공 소음에 대한 고혈압의 attribution
< 30	1,540,930	149,700	1.00	0
30-35	71,160	8,640	1.07	530
35-40	15,370	1,670	1.22	370
40-45	7,170	780	1.39	310
45-50	3,770	410	1.59	240
> 50	800	80	1.70	60
전체	1,639,200	160,280		1,510

a 1)상대 위험(relative risk)은 비 노출그룹에 대한 노출된 그룹에서 발생된 건강상의 불평(complaint)한 사건이 일어날 가능성에 대한 비율, 2)곱셈 모델 가정을 토대로 계산됨 (5Ke 단위로 항공기 소음 분류 당 $\beta=0.1267$, 표준오차=0.0282).

을 겪는 기대되는 인구수는 Miedema(1992)에 의 해 몇 가지 냄새에 대한 불평들을 노출-반응 관 계를 이용하여 노출된 대상 인구수에 따라 조합 함으로써 정량화 하였다. 인근 108,000 주민들을 대상으로 조사한 냄새에 대한 농도는 산업과 농 업(1시간 평균, 98%정도로 대기 m³당 냄새 감지) 지역의 기준보다 높은 농도로 노출되었다. 노출-반응 관계를 토대로 하여 평균 36,000명의 거주자 들은 공항 활동으로부터 발생된 냄새(악취)에 의 해 약간(짜증)을 보였다. 추가적인 냄새(악취) 측 정장치에 의한 결과 등유(kerosene)는 공항으로부 터 8km 떨어진 거리까지 냄새가 감지되었다.

5. 보건등록(registry) 데이터 분석

이용할 수 있는 보건등록 자료들은 보건 영향 (심장혈관(cardiovascular), 호흡 계통 질병 (respiratory)의 공간상(spatial) 분포를 설명하거나 항공 소음에 관한 불평 그리고 Schiphol 공항 주 변의 냄새를 조사하는데 이용된다. 보건영향평가 에서 보건등록자료의 활용에 대한 적합성과 질은 우선 평가되어야 한다. 건강 기록물들은 주로 다음의 5가지 범주에서 평가되었다.

- ① 지리적 관련성(우편코드(Postal code))
- ② 데이터 질(Quality)

- ③ 완전성(Completeness)
- ④ 범위(Coverage)
- ⑤ 타당성 측면(Validity aspects)

1) 심장혈관(cardiovascular)과 호흡(respiratory) 질병의 공간적(spatial) 분포(distribution)

병원에서 심장혈관 및 호흡 계통 질병에 대한 진료 및 치료의 자료의 공간적인 분포는 공항주 변에 살고 있는 인구의 건강 상태에 관한 공항과 관련될지 모르는 오염 가능성의 지표를 얻기 위 해 연구되었다. 심장혈관 질병(심근경색, 고혈압, 혈관 수축에 의한 국소 빈혈 심장질환, 뇌혈관과 관련된 질병), 호흡기 계통 질병(기도감염, 기관 지염, 천식, 폐기종, 진성 당뇨병(diabetes mellitus))으로 연구되었다. 사생활 보호의 이유로 개인적인 수준에서 건강 등록(기재) 데이터를 얻 는 것은 가능하지 않기 때문에 집합된 데이터의 분석에 한정될 수밖에 없다. 4가지-디지털 우편엽 서 코드는 병원 데이터를 사용 가능했던 가장 낮 은 집합 수준이었고 우편엽서 코드 면적 당 인구 데이터는 연구 지역에서 62명의 인구로부터 이용 하여 분석하였다. 1991년 병을 가진 연구 지역의 환자로부터 데이터를 수집하였고 선택된 질병에 대해 표준화된 질병발생률(Standardized morbidity rates: SMRs)은 우편코드 면적 당으로 계산되었

다. SMRs는 Bayesian smoothing 기법을 사용하여 데이터에서 작은 면적에 해당하는 부분은 변화성 (variability) 고려하기 위한 회귀모델(Regression model)에 의해 계산되었다(Clayton and Kaldor, 1987; Bernardinelli and Montomoli, 1992). Schiphol 공항의 근처에서 질병 비율에 대한 비 균일성 분포는 공항 활동에 의해서 영향을 받은 오염의 가능한 역할에 대하여 첫 번째 지표로 생각된다. 즉 공항 활동으로 발생되는 심장 혈관 질병과 호흡 질병에 대한 공간 변화는 연구면적의 비율에 따라 변화하였다. 이 연구에서 Schiphol 공항에서 심근 경색과 고혈압 증세는 특정한 패턴으로 눈에 띄지 않게 나타났다. 그러나 기관지염, 천식 등 호흡 관련성 질병이 공항주변의 주민을 대상으로 눈에 띄게 발생하였다.

2) 불평(complaints)에 대한 공간적 분포(spatial distribution)

항공기 소음과 등유 냄새에 대한 불평들에 대해서는 Schiphol 공항의 주위에 공간적 변화를 조

사하였다. 공항 주변에 환경 질에 관한 정보를 제공하기 위해 환경 상황보고 위원회를 설치되었다. 냄새에 대한 불평들은 북 네덜란드 환경정보 센터에서 보고되었다. 대기 교통소음에 관한 60,000명의 불평 자들은 1992년에 불만 상황들이 보고되었다. 약 25명의 불평 자들은 등유 냄새에 대한 불만을 북쪽 네덜란드 환경정보 센터에 보고하였다. 대기 교통 소음에 관한 고소인의 수가 그림 6 에서 보는 바와 같이 전년보다 훨씬 높게 증가하는 경향을 보이고 있다.

이러한 증가는 몇 활주로가 항공기 활동이 최고로 증가하는 기간에 활동 빈도수가 증가했기 때문이다. 그림 6으로부터 공항에 가까울수록 소음노출에 대한 빈도수(색의 강도지표) 및 불만의 증가를 확인될 수 있다(CGS, 1992).

그러나 항공기 소음 불평들은 또한 35Ke보다 더 낮은 소음노출 수준을 가진 공항으로 멀리 떨어진 지역까지 보고되는 것을 볼 수 있다. 냄새 불평들은 Schiphol 공항으로부터 최대 12km 지역까지 보고되었다.

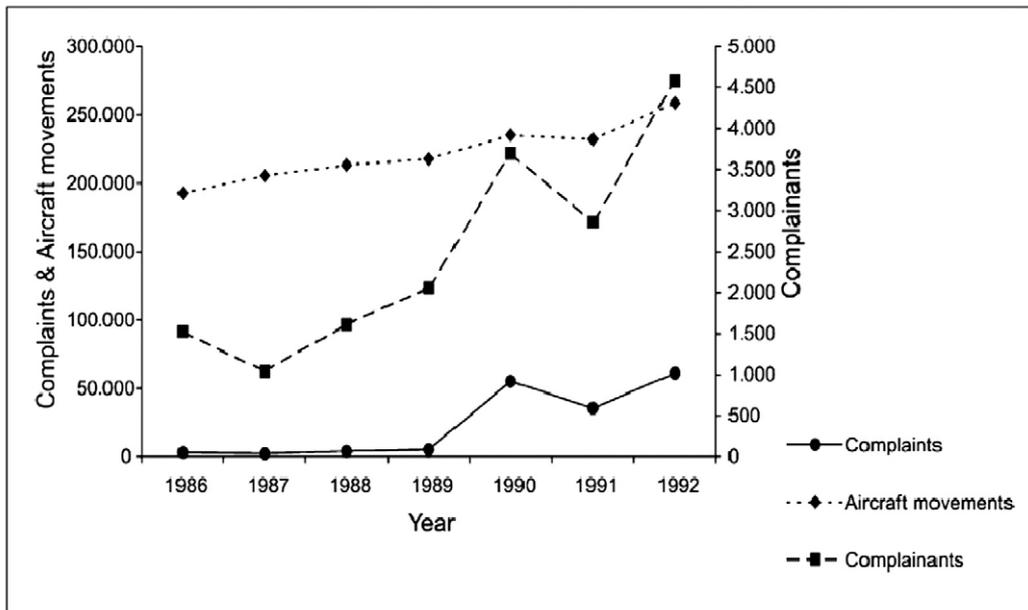


그림 6. 항공기 이동에 대한 불평 및 고소인의 수와의 관계(1986-1992)

6. 위험 인식과 불쾌감(Annoyance)에 관한 조사

보건과 항공 교통의 안전에 관한 공공의 관심을 얻기 위해 질문 사항에 근거한 위험 인식 및 불쾌감에 관해 인터뷰와 조사를 Schiphol 공항 근처에 사는 성인(≥18세)을 대상으로 수행하였다. 조사는 Schiphol 공항 지역에 거주하는 사람 479명과 임의로 네덜란드 인구집단 중 대조군으로 936명을 뽑아 실시하였다. 연구대상 인구에 대해 그들의 보건과 안전에 관해 우려감 혹은 불쾌감을 가지고 있는지 질문을 하였다. 이 조사 대상 그룹은 공항 주변에 사는 거주자로 판단되는 66명의 사람을 대상으로 하였다. Schiphol 공항지역에서 응답자 중 거의 75%가 가장 중요한 오염원으로 소음으로 항공교통을 언급하였다. 60%는 대기 오염이 가장 중요한 요인 중에 하나인 항공 교통을 언급하였다. 단지 대조군 집단인 네덜란드 인구 중 6%는 소음이 항공 교통을 언급하였

다. 소음과 대기 오염에 때문에 생기는 불평들은 상당히 네덜란드 전 인구 대상으로 한 대조군 샘플과 비교했을 때 Schiphol 공항에서 더 높은 수치들이 나왔다. Schiphol 지역의 거주자들은 그들의 건강이 소음(41%(공항 인근 거주자) 대 19%(전 네덜란드 인구 중: 대조군))과 대기오염(51% 대 27%(대조군))에 의해 영향을 받을 수 있다는데 두려움을 표시했다. 그림 5에서 보는 바와 같이 Schiphol 지역 부근에 사는 사람들은 항공 소음과 관련된 가능한 보건영향으로 수면 방해, 신경계통에 대한 질환과 심장질환을 언급하였다. 7명은 항공기 소음 노출에 대한 가능성 있는 보건영향으로 암을 언급했다. 대기 오염에 관해서는 언급된 가능성 있는 보건영향들은 호흡계통 불만과 폐암을 언급하였다. 불 특정한 불평들은 또한 항공기 소음과 대기오염이 빈번하게 노출되어 보건영향에 미친다고 언급하였다. 약간의 가능한 건강 불평들(예를 들면, 신경과민, 호

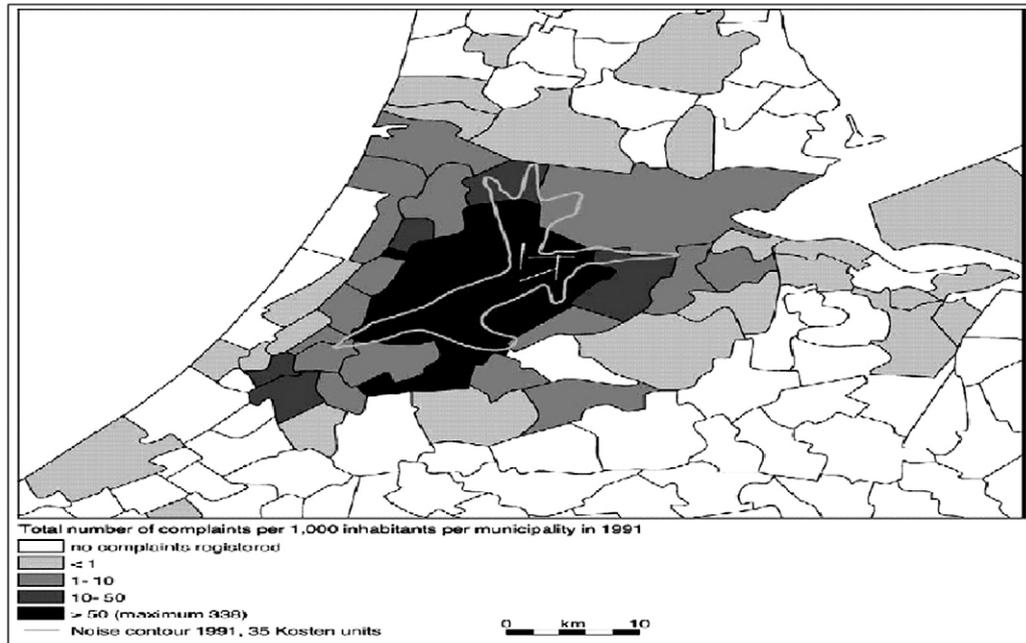


그림 7. 주민 거주자수 별 항공기 소음 불평들의 수

흡관련 질병)은 Schiphol 샘플보다 네덜란드인 인구의 응답자들에 의해서 더 자주 언급되었다. Schiphol의 근처에서 사는 거주자들은 일반 네덜란드인 인구와 비교하여 비행기 사고를 더 두려워하였다. 그들은 또한 공항의 근처에서 도로 접근 시에 발생하는 인근 도로 교통사고에 대해 위험성을 느끼고 있었다. 공항 주변에 사는 사람들은 비행 활동량이 점점 증가하지만 이에 대한 안전 및 보건영향에 대한 안전 예방책이 없는 데 상당한 두려움을 가지고 있었다.

IV. 결론

이 논문은 환경영향평가 내에서 보건영향평가 방법과 절차에 대한 이론적인 것과 실제적용사례를 제시하였다. 보건영향평가의 영역은 주변 환경 상황과, 이용 가능한 지식 그리고 자료, 관련된 집단에 대한 영향에 따라 좌우된다. 또한 관련된 모든 부분들로부터 관심을 EIA에 선행하여 철저히 고려하는 것이 매우 중요하다. 이 논문에서는 환경영향평가 내에서 보건의 위험 인자에 대한 확인, 예측·평가, 방법 및 절차에 관한 사항에 대한 실마리를 제공함은 물론 여러 가지 환경·보건 적 영향의 범주를 파악하고, 이용 가능한 모델이 소개되었다. 특히 위험 평가 항목은 보건영향을 판단하는 기준으로 대상 인구집단에 대한 노출 평가 역시 절대 필요한 항목 중에 하나이다. 보건영향평가 사례연구에서는 Schiphol 공항으로부터 환경 공해인자 중 소음과 냄새에 노출된 인근 지역의 주민을 대상으로 잠재적인 보건유해인자를 환경영향평가의 구조내에서 확인하는데 크게 기여를 하고 있다. 이는 환경영향평가 내에 보건영향의 지표에 대한 평가 및 접근을 따로 분리되어 평가되는 것이 아니라 통합적으로 공유하여 환경적·보건적 인자를 동시에 평가되어야 함을 강력히 시사하는 것이다.

참고문헌

- 김임순 외, 2003, 최신환경영향평가, 도서출판 동화기술.
- 한상욱, 2001, 환경영향평가를 둘러싼 논의의 초점과 과제, 한국환경영향평가학회 「21세기 환경영향평가의 진로와 과제」Workshop 자료집.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1998, ATSDR's Public Health Assessment Guidance Manual.
- Asian Development Bank, 1992, Environmental Risk Assessment.
- Bernardinelli, L., Montomoli, C., 1992, Empirical Bayes versus fully Bayesian analysis of geographical variation in disease risk. *Stat Med*, 11(10), 983-1007.
- Birley, M., 1999, Procedures and Methods for Health Impact Assessment, *Health Impact assessment*, 11-44.
- BMA Board of Science and Education, 1998, Health and Environmental Impact Assessment, London: Earthscan.
- Breeze, C., and Kemm, J.R., 2000, The health potential of the Objective 1 Programme for West Wales and the Valleys: A preliminary health impact assessment.
- British Medical Association, 1998, Health and Environmental impact assessment, An integrated approach, Appendix 6. Coverage of impacts on human health in UK.
- CGS. Jaarverslag, Commissie Geluidhinder Schiphol, 1992.
- Clayton, D., and Kaldor, J., 1987, Empirical Bayes estimates of age-standardized relative risks for use in disease mapping, *Biometrics*, 43(10), 671-681.

- Davies, K., 1991, Health and environmental impact assessment in Canada, *Can J Public Health*, 82(1), 19-21.
- Doll, R., Peto, R., Wheatley, K., Gray, R., Sutherland, I., 1994, Mortality in relation to smoking: 40 years observations on male British doctors. *British Medical Journal* 309, 901-911.
- Ellis, A. M., Franssen, Brigit A. M., Staatsen, Erik Lebet., 2002, Assessing health consequences in an environmental impact assessment, The case of Amsterdam Airport Schiphol, *Environmental Impact Assessment Review*, 22, 633-653.
- Ewan, C., Young, A., Bryant, E., Calvert, D., 1994, Framework for Environmental and Health Impact Assessment, Canberra National Health and Medical Research Council Australian Government Publishing Service.
- Eyles, JD., 1990, Health, environmental assessments and population health: tools for a complex process. *Can, J Public Health*, 90(Suppl. 1).
- Fan, A., Howd, R., Davis, B., 1995, Risk assessment of environmental chemicals. *Annual Review of Pharmacology and Toxicology*, 35, 341-368.
- Fehr, R., 1999, Environmental health impact assessment: evaluation of a ten-step model, 10(5), 618-625.
- Grontmij, 1993, Het belang van de gezondheid in milieu-effectrapportage, De Bilt.
- Kemm, J.R., 2000, Leading Article, Can Health Impact Assessment fulfil the expectations it raises?, 114, 431-433.
- Knipschild, PV., 1997, Medical effects of aircraft noise: community cardiovascular survey, *Int Arch Occup Environ Health* 40, 185-190.
- Landstings, F., Svenska, K., 1998, Focusing on Health, Stockholm: Landstings Forbundet (www.lf.se/hkb).
- Last J, M. A., 1988, dictionary of epidemiology, New York: Oxford University Press.
- Miedema, H., 1992, Response Functions for Environmental Odour in Residential Areas, Leiden: NIPG.
- Milner, S. J., 1999, The Health Impact Assessment of Non-Health Public Policy, *Health Impact assessment*, 39-53.
- Passchier, W., Knottnerus A, Albering H, Walda I., 2000, Public health impact of large airports, *Rev Environ Health*, 15, 83-96.
- Pastides, H., Corvalan, C., 1998, Methods for health impact assessment in environmental and occupational health, Geneva: World Health Organization WHO/EHG/98.4
- Scott-Samuel A, Birley M, Ardern K, 1998, The Merseyside Guidelines for Health Impact Assessment, Liverpool: Merseyside Health Impact Assessment Steering Group.
- Steinemann, A., 2000, Rethinking human health impact assessment, *Environmental Impact Assessment Review*, 20, 627-645.
- Sutcliffe, J., 1995, Environmental impact assessment: a healthy outcome? *Project Appraisal* 10(2), 113-124.
- Turnbull, RGH., 1992, Environmental and Health Impact Assessment of Development Projects: A handbook for practitioners, Barking Elsevier Applied Science.
- United Kingdom Department of Environment and Department of Health (UK), 1996, The United Kingdom national environmental health action plan, Cm 3323. London : HMSO.
- WHO, 1995, Special number on the health and environment analysis for decision-making project (HEADLAMP) of UNEP, USEPA and

- World Health, Geneva, Switzerland, World Health Statistics Quarterly, 48(2).
- WHO, 1999a, Access to information, public participation and access to justice in environment and health matters EUR/ICP/EHCO.
- WHO, 1999b, Health Impact Assessment: main concepts and suggested approach. Gothenburg consensus paper, Brussels: WHO European Centre for Health Policy, <http://www.who.dk/hs/echp/attach/gothenburg.doc>.
- WHO, 1999c, Health 21 health for all in the 21st century, The health for all policy framework for the WHO European Region, European Health for All Series No. 6. Copenhagen: World Health Organization.
- WHO, 2001, Health Impact Assessment as part of Strategic Environmental Assessment, C.H. Breeze and K.Lock.

최종원고채택 03. 07. 16