

공단 지역에서 대기 중 benzene 위해도에 근거한
암 사망 손실 비용 추정 연구

연세대학교 보건대학원

환경보건학과

이 용 진

공단 지역에서 대기 중 benzene 위해도에 근거한
암 사망 손실 비용 추정 연구

지도 신 동 천 교수

이 논문을 보건학석사학위 논문으로 제출함

2003 년 6 월 일

연세대학교 보건대학원

환경보건학과

이 용 진

이용진의 보건학석사 학위논문을 인준함

심사위원 인

심사위원 인

심사위원 인

연세대학교 보건대학원

2003년 6월 일

감사의 글

환경 보건이란 단어도 생소하게 들리던 때에 대학원을 다니면서 미처 자리를 잡지 못한 학문에 배움이 부족하였으며, 걸음마 단계에 있던 제가 2년 반 동안 수학을 하면서 무척 많은 고민으로 환경 보건을 배우고 경험하며 지내온 시간을 가끔은 제 부족함을 많이 채우지 못한 후회로, 가끔은 노력이라는 변명으로 얻어진 성취감을 가지고 제 인생의 일부로 채워왔습니다. 그러나, 긴 시간이 지났건만 여러 선생님들과 주변의 뜻을 완벽히 이루지 못하고 부족하나마 작은 논문 하나를 정리했습니다.

무척 바쁘게 마무리하느라 이제야 지난 시간을 되돌아보니 주변에 감사드릴 분들이 너무 많은 것 같습니다.

먼저, 부족한 논문을 올바르게 완성되도록 정성껏 지도해 주시고, 많은 조언과 격려를 해주신 신동천교수님께 진심으로 감사 드립니다.

그리고, 저 먼 포천에서부터 경제학이라는 분야의 문외한이었던 저를 가르쳐 주시고, 새롭게 학문의 폭을 넓혀주신 신영철교수님께 다시 한번 진심으로 감사 드립니다. 또한, 어느 분보다도 2년 반 긴 시간을 항상 관심을 갖고 지도해 주시고, 부족한 저에게 많은 기회와 격려로 저를 성장하게 도와주신 김예신선생님께 진심으로 감사 드립니다.

또한, 연구소를 들어오면서 저에게 좋은 기회와 새로운 길을 열어주신 임영욱교수님과, 힘든 출장일정과 어려운 상황에서도 항상 편안함과 삶의 지혜를 가르쳐 주신 김황룡선생님, 그리고 진정한 학자와 연구자의 본 모습, 그리고 그 열정을 가르쳐 주신 양지연선생님께도 너무나 깊은 관심과 격려에 감사 드립니다.

그리고, 연구소 생활을 하면서 가까이에서 많은 조언과 물심양면의 도움을 주시고, 앞으로도 함께 가야할 든든한 기둥 호현형님, 2년 반 동안 편안하고 항상 웃는 얼굴로 제 어리광을 받아준 문기형님, 많은 시간을 같이 하면서 항상 많은 이들에게 즐거움을 준 혁표형님, 티격태격도 많았지만 항상 피가되고 살이되는 조언을 해준 파트너 종훈형님께도 감사 드립니다. 또한, 룸메이트가 되어서 많이 챙겨주는커녕 도움만 받았던 귀염동이 화성이, 항상 툭툭 튀면서 활력소가 되어준 민정이, 비록 연구소 식구는 아니지만 많은 도움을 준 진화에게도 고맙다는 인사를 하고 싶습니다.

또한, 부지런함과 강인함을 몸소 보여준 영수씨, 아직 잘 익지는 않았지만 될성부른 튼튼한 나무 영길이, 든든하고 믿음직한 후배 경화, 막내로 고생은 많지만 고맙게 잘 따라주는 택수, 항상 웃는 얼굴로 도움을 주지만 하신 준환형님, 맨날 일꺼리만 가져다주는데도 반갑게 인사를 건내주는 지혜씨, 그리고 귀염성은 하나도 없는 저이지만 많이 도움을 주신 우순, 윤숙 누님께도 감사의 마음을 전하고 싶습니다.

어릴 적부터 서로에게 존재, 그 자체만으로도 많은 힘이 되어준 good fellows, 승구리, 크루박, 검둥개, 너구리, 복어, 양키, 할아범, 할배, 허닷근, 량이, 대머리, 광택이, 땅달보 들에게 진한 우정에 대하여 고마움과 감사를 보냅니다. 또한, 음악이라는 공통분모로 조그만 사회로서 많은 점을 가르쳐 준 연세대 커런트의 선후배 성민형님, 재유형님, 성재형님, 성열형님, 정배형님, 석호형님, 진우, 경한, 병조, 영운, 승학, 선 등에도 감사의 마음을 전합니다.

그리고, 항상 나의 옆에서 고마운 안식처가 되어준 여자친구 '황근하'에게 고마움과 감사의 마음을 전하며, 더불어 영원한 사랑과 헌신을 약속합니다.

끝으로, 오늘이 있게 영원한 내리사랑으로 뒷바라지해주시고 항상 올바른 길로 걸어갈 수 있도록 인도해주신 아버님, 항상 밝은 웃음과 편안함으로 아들의 귀가를 반겨주신 어머님께 머리 숙여 감사 드리며, 우리 네 가족의 활력소인 이쁜 여동생 유진이에게도 고마움을 전합니다.

이제, 오늘을 발판으로 한 걸음 더 나아가기 위해 언제나 최선을 다하는 내일이 되도록 열심히 노력 할 것을 약속드립니다.

2003년 6월
이용진 사됨

차 례

국문요약	i
I. 서론	1
II. 이론적 배경	4
1. Benzene의 발암 기전	4
2. 인체 위해성 평가	5
3. 경제성 평가	7
III. 연구내용 및 방법	9
1. 연구내용	9
2. 연구방법	11
가. 연구 대상	11
나. 인체 위해성 평가	12
1) Benzene 노출량	13
2) 용량-반응 함수	13
3) 이론적 사망자수 추정	16
4) 불확실성 분석	16
다. 경제성 평가	17
1) 연구 대상	18
2) 설문지 개발	18
3) 지불의사금액추정을 위한 통계 분석	21
4) 1인의 통계적 생명가치 추정	25

IV. 연구결과	26
1. 인체 위해성 평가	26
가. Benzene 노출량	26
나. 용량-반응 평가	27
1) 용량-반응 자료	27
2) 용량-반응 평가	27
다. 이론적 사망자수 추정	28
2. 경제성 평가	30
가. 설문 조사 결과	30
나. 지불의사금액 모형 추정	32
다. 지불의사금액 및 통계적 생명가치	34
3. 통합 건강 손실비용	37
V. 고찰	39
1. 인체 위해성 평가	39
2. 경제성 평가	43
VI. 결론	47
참고문헌	49
영문초록	55

표 차례

표 1. 외삽 모델의 생물학적 가정	6
표 2. 용량-반응 모델의 기본 수식	7
표 3. 지불의사금액 유도를 위한 제시 금액 구조	21
표 4. 공단 지역의 benzene 농도	27
표 5. 외삽된 발암 잠재력(q_1^*) 및 단위 위해도(U.R)	28
표 6. Benzene으로 인한 이론적 사망자수 추정	29
표 7. 조사 응답자의 일반적인 특성	30
표 8. 조사 응답자의 건강 상태와 삶의 질	31
표 9. 공단 지역 지불의사금액 모형 추정 결과	33
표 10. 질문 순서에 따른 지불의사금액 추정의 동일성 검토	34
표 11. 동일 그룹내에서 내적 범위 효과에 대한 검정	35
표 12. 두 그룹 사이의 외적 범위 효과에 대한 검정	35
표 13. 공단 지역의 평균 지불의사금액과 통계적 생명가치액	36
표 14. 통합 건강 손실비용 추정에 사용된 확률분포	37
표 15. Benzene의 발암 영향으로 인한 건강 손실비용	38
표 16. Benzene 오염 농도 비교 (국외)	39
표 17. Benzene 오염 농도 비교 (국내)	40

그림차례

그림 1. Benzene 노출로 인한 leukemia 발현 기작	5
그림 2. 연구의 틀	10
그림 3. 연구 대상 지역	12
그림 4. 지불의사금액 유도 설문지 구성	19
그림 5. 지불의사금액 유도를 위한 위해도 감소 시나리오	20
그림 6. Benzene으로 인한 이론적 사망자수 분포	29
그림 7. Benzene 발암 인체 영향의 건강 손실비용 분포	38

국 문 요 약

공단 지역의 대기질은 최근에 들어서 정부의 특별 환경 관리와 각 기업의 오염 저감 투자로 인하여 과거에 비하여 비약적으로 개선되었다. 하지만, 계속되는 산업규모의 확대투자와 경제발전에 필연적으로 따라오는 환경 오염 사이에 최적의 정책 결정을 위해서는 규제와 개발 사이에 적절한 의사 결정 수단이 있어야 한다. 비용-편익 분석(cost-benefit analysis)은 이러한 개발/규제로 인한 비용과 환경질 개선에 대한 편익을 함께 고려하여 가장 경제적이고 효율적으로 의사 결정을 하는 데에 도움을 주는 수단이다. 이러한 비용-편익 분석에서 환경재에 대한 편익을 분석하는 것은 환경재라는 시장 부재의 상품적 특징으로 인하여 매우 어렵다. 본 연구에서는 이러한 대기질 개선에 대한 편익을 추정하기 위하여, 정량적인 건강 위해성 평가를 수행하고, 위해도 변화에 대한 공단 지역 주민들의 지불의사금액을 추정하여 1인의 통계적 생명가치액을 유도하고, 건강 위해성 평가의 결과와 경제성 평가의 결과를 종합하여, 위해도 관리 기반의 환경 편익을 추정하였다.

본 연구에서는 대상 지역을 울산 공단 지역으로 정하여 위해성 평가와 경제성 평가를 수행하였으며, 대상 물질은 휘발성 오염물질 중 대표적 발암 물질인 benzene으로 정하여 위해성 평가를 수행하였다.

건강 위해성 평가는 US EPA의 발암 위해성 평가 지침을 토대로 수행하였다. 위해성 평가의 결과에 영향을 미치는 단위 위해도는 인체 역학 연구 자료를 기초로, 다양한 수학적 외삽 모델을 통하여 추정하였으며, 불확

실성 분석을 위하여, 평가내 각 변수들은 확률분포로 입력하여 이론적 사망자수를 산출하였다.

경제성 평가는 건강 위해성 평가의 결과인 이론적 사망자수에 대한 편익을 추정하기 위하여, 1인의 통계적 생명가치를 산출하였으며, 통계적 생명가치를 산출하기 위한 지불의사금액을 조사하기 위하여 가상 가치평가법을 사용하였다.

공단 지역의 benzene으로 인한 인체 영향을 평가하기 위하여, 국립환경연구원에서 조사한 자료를 사용하였으며, 공단 인근 지역 14개의 site에서 농도를 측정된 결과, 평균 $4.05\mu\text{g}/\text{m}^3$ (최소 $1.3\mu\text{g}/\text{m}^3$ ~ 최대 $7.7\mu\text{g}/\text{m}^3$)로 조사되었다. 이론적 사망자수를 산출하기 위한 benzene의 단위 위해도는 US EPA의 IRIS(integrated risk information system)에서 제시하고 있는 Crump의 단위 위해도(linerized multistage model; 이하 LMS model)와 기존의 benzene 외삽 모델인 one-hit 모델을 사용하여 추정된 단위 위해도를 사용하였다. 단위 위해도를 추정한 결과, benzene $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ 당 발암 단위 위해도가 US EPA의 IRIS에서 제시하고 있는 LMS 모델에서 $2.2 \times 10^{-6} \sim 7.8 \times 10^{-6}$, 본 연구에서 사용한 one-hit 모델에서 8.3×10^{-6} 으로 추정되었다.

추정된 단위 위해도를 사용하여, 울산 공단 지역 노출 인구수 263,828명을 대상으로 이론적 암 사망자수를 산출한 결과, US EPA의 IRIS 제시 단위위해도에서 연간 0.08명(5~95 percentile: 0.03~0.17명)으로 조사되었으며, one-hit 모델의 단위 위해도에서 연간 0.14명(5~95 percentile: 0.07~0.24명)으로 조사되었다.

울산 공단 지역에서 1인의 통계적 생명가치를 추정하기 위하여 가상 가치법의 하나인 2중 양분선택형 질문방식으로 울산 공단 주민 500명에 대한

지불의사금액을 추정 한 결과, 위해도 만명당 5명을 감소시키는데 월 14,852 원(95% C.I: 13,135원~16,794원)의 지불의사가 있는 것으로 조사되었으며, 지불의사금액에 기초한 1인의 통계적 생명가치는 약 3억 6천만원(95% C.I: 3억2천만원~4억원)으로 추정되었다.

대기 중 Benzene의 발암 영향으로 인한 건강 손실비용은 발암 위해성 평가로 추정된 이론적 사망자수에 1인의 통계적 생명가치액을 곱하여 추정 하였다. 그 결과, 현 수준의 benzene의 발암 영향으로 인하여, IRIS 제시 위해도에서 연간 약 2천 9백만원(5~95 percentile: 1천만원~6천만원)의 건강 손실이 있는 것으로 조사되었으며, one-hit 모델의 단위 위해도를 사용한 결과 연간 약 4천 9백만원(5~95 percentile: 2천 4백만원~8천 6백만원)의 건강 손실이 있는 것으로 조사되었다.

본 연구에서 수행된 것과 같이, 사망률 및 유병율을 감소시키기 위해 일반인들이 취하는 행동에 대한 경제적인 해석은 보건 정책에 효율적인 결정 수단이 될 수 있다. 위해도 감소에 대한 경제적인 해석을 위하여, 일반인들이 취하는 행동을 화폐적 가치로 환산하는 작업은 매우 중요하다. 후생 경제학적인 측면에서 가상가치 평가법은 시장 부재의 소비재에 대한 비용-편익 분석(cost-benefit analysis)과 지역의 위해도 기반 관리정책과 일반인의 이해관계 형성에 매우 효율적인 수단으로 사용될 것으로 사료된다.

핵심어: benzene, 위해성 평가, 가상가치 평가법, 이론적 사망자수, 통계적 생명가치, 지불의사금액

I. 서론

대기오염은 인간에게 직접적이고 지속적인 영향을 미치고, 폭로 대상 인구가 가장 광범위하다는 점에서 수질오염이나, 폐기물오염과 같은 기타 오염에 비하여 보건학적으로 중요한 의미를 지닌다. 특히, 대기 중 미규제 오염물질인 휘발성 유기화합물(VOCs)에는 이미 발암 물질로 판명된 물질이 수 종 포함되어 있으며, 이미 여러 선진국에서는 방대한 연구를 통하여 오염수준을 파악하고, 위해성 평가에 근거한 관리 대책을 펴나가고 있다. 우리나라에서도 일부 연구자들을 통하여 대기 중 휘발성 유기화합물의 위해성에 대한 연구가 있어 왔으나(연세대 환경공해연구소, 1995~1998; 신동천 등, 1998; 김윤신 등, 1998), 선진국에 비하여 매우 부족한 실정이다.

대기 중 휘발성 유기화합물은 특히, 공단 지역에서 문제화 된 경우가 많은데, 지난 1995년 모 공업 단지에서는 휘발성 유기화합물로 인한 환경 문제가 사회문제로까지 야기되어 정부에서 특별 조사를 실시한 경우도 있었다(연세대 환경공해연구소, 1997).

하지만, 이러한 위해도 관리는 정책 결정자들이 경제적, 사회적 모든 문제를 고려하여 합리적으로 결정하여야 한다. 따라서 대기오염의 인체 영향은 보건학적 측면에서 뿐만아니라 경제적 측면에서도 매우 중요하다. 대기오염은 인간에게 생물학적 피해를 입히는 과정에서 필연적으로 질병과 관련된 비용을 유발하는 비경제적인 행위이기 때문이다(전상일, 1999).

지금까지 국내에서 행해진 대기오염의 건강영향에 관한 연구는 대기오염의 피해를 독성학적 관점에서 평가한 경우가 많았으며, 경제학적인 영향

에 관한 연구는 소홀하였다. 최근에 대기오염의 경제적 영향에 대하여 정량적인 평가를 수행한 연구가 시작되었고, 대기오염 개선에 따른 사회적 편익에 대한 연구(엄영숙, 1998; 조준모 등, 1998; 김태유 등, 1998; 유승훈 등, 1999; 신영철, 2002)가 일부 수행된 적이 있었다. 특히, 인체 위해도에 입각하여 지불의사금액을 추정한 연구(김예신 등, 2003)와 정량적 위해성 평가결과에 기초하여 서울 지역에서 다양한 환경오염으로 인한 건강 손실 비용을 추정한 연구(김예신 등, 2003)도 있었다.

이미 선진국에서는 인체 위해성 평가 결과만을 가지고 환경정책을 결정하기에는 부족함을 느끼고, 생태계나 재산 피해와 같은 여러 가지 다른 중요한 가치에 대한 측면들도 함께 고려해야함을 강조하였다(U.S EPA, 1993). 경제 위해도 분석(economic or welfare risk analysis)은 환경오염으로 인한 직접 또는 간접적인 피해비용을 산정하는 영역으로 건강 손실비용 뿐만 아니라, 자원재 및 건축물 손상, 농작물 수확량의 감소에 대한 비용 등을 포함하며, 이 중 건강 손실비용은 환경 오염으로 인한 손실 피해를 화폐가치로 표현함으로써 확률로 표현되는 인체 위해도와 같은 다른 지표보다 정책결정자나 일반인들이 피해규모를 가늠하기가 더 용이하다는 장점이 있다(U.S EPA, 2000).

최근 이러한 환경 오염으로 인한 경제적 손실을 평가하는 연구는 선진국에서 많이 시도되었다(Alberini et al., 1997; Krupnick et al., 2000; Brethour and Weersink, 2001). 대부분의 연구는 환경재의 비시장 재화성 특징으로 인하여 그 재화에 대한 지불의사금액(WTP)을 사람들에게 직접 물어보는 방법인데 그 대표적인 것이 가상 가치평가법(contingent valuation method; 이하 CVM)이다(Mitchell et al., 1989, Arrow et al.,

1993).

현재 국내에서 공단 지역의 환경 오염으로 인한 인체 영향의 경제적 손실에 대한 연구는 없었다. 따라서 본 연구는 대기 중 휘발성 오염물질로 인한 공단 지역 주민의 건강 위해성 평가를 실시하여 정량적인 건강 피해를 파악하고, 여러 선행 연구에서 사용된 가상 가치평가법을 사용하여 통계적 생명가치를 추정하여 공단 지역의 환경 영향에 대한 발암성 건강 영향에 대한 손실비용을 조사하고, 건강 위해성 평가 결과와 통계적 생명가치액을 종합하여, 공단 지역의 benzene으로 인한 암 사망 손실비용을 추정한다.

세부 목적으로는,

첫째, 공단 지역의 대기 중 benzene이 인근 지역 주민의 건강에 미치는 영향을 정량적으로 파악하고,

둘째, 대기 중 benzene으로 인한 건강 피해의 통계적 생명가치를 추정하고,

셋째, 정량적 건강 영향과 건강 피해의 경제적 가치를 종합하여 공단 지역 주민의 건강 손실 비용을 추정하고, 경제적인 파급 효과를 확인하여 정책 결정과 저감 기술 투자에 대한 척도로서 사용한다.

II. 이론적 배경

1. Benzene의 발암 기전

그림 1은 benzene 노출로 인한 leukemia 발현의 일반적 독성 기작을 표현한 것이다(Smith, 1996). 흡입된 Benzene은 간에서 cytochrome P450 2E1(CYP2E1)에 의해 주요 대사산물인 phenol, hydroquinone, catechol로 대사된다. 이러한 benzene 산화물은 trans, trans-musonic acid로 변환되고, 이러한 대사산물은 혈액과 골수(bone marrow)에서 peroxidase 효소에 의해 독성을 가진 quinone과 반응하게 된다.

이러한 benzene 대사산물이 표적으로 하고 있는 체내물질은 tubulin, histone protein, topoisomerase II와 기타DNA와 관련된 단백질이다. 이러한 단백질에 대한 영향은 잠재적으로 DNA 염기서열파괴, 생물유사분열의 재조합(mitotic recombination), 염색체 전좌(chromosomal translocations), 이수배수체(aneuploidy)를 형성 등이 있다. 이러한 단백질에 대한 영향이 체내의 줄기세포(stem cell)이나 전구세포(progenitor cell)에서 발현할 경우, leukemic clone이 선택적 성장하여 종양유전자(protooncogene) 활성화와 종양 억제유전자(tumor suppressor gene) 불활성화 등을 일으켜 골수에서 정상 백혈구가 성숙되어 자라나지 못하고, 미성숙 단계에서 증식(숫적으로만 증가하는 것)만 되어 암 세포가 골수내에 꼭 차게 된다. 결론적으로 골수내에 정상 조혈세포가 있어야 할 부위를 대신 차지하게 되고, 후에는 혈액 내로 나오게 된다. 백혈병 암세포가 정상 골수를 차지하게 되므로, 정상 골

수에서 만들어져야 하는 적혈구, 백혈구, 혈소판이 생성되지 못하게 되며, 백혈병 암세포가 혈액을 따라 온 전신에 퍼지게 되므로, 폐, 신장, 비장, 간 등에 전이가 생기게 되고 이러한 조직에 손상을 받게 된다(Smith, 1996).

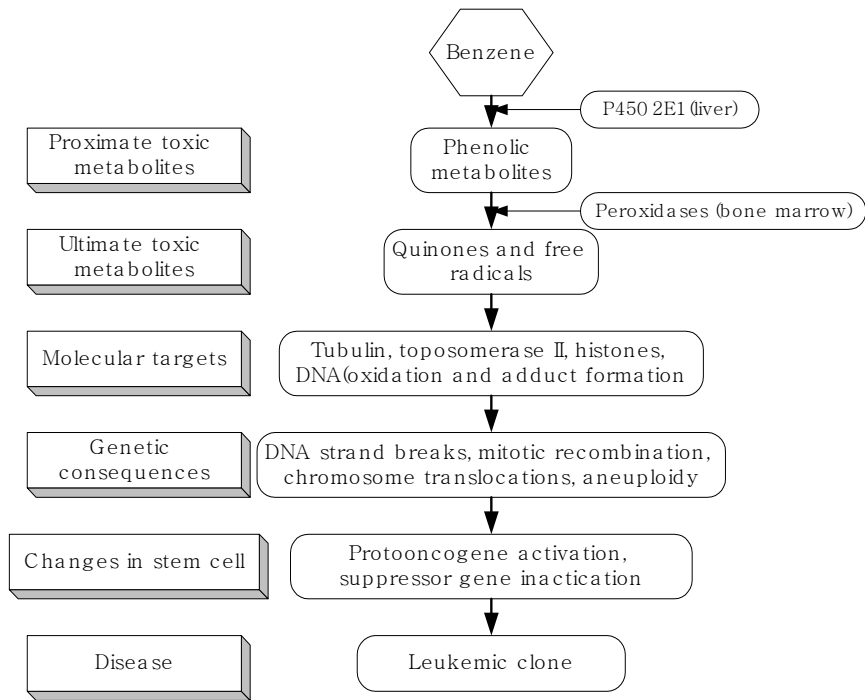


그림 1. Benzene 노출로 인한 leukemia 발현 기작

2. 인체 위해성 평가

단위 위해도를 추계하기 위한 동물 실험 자료는 일반적인 환경 중 농도보다 고농도에서 수행되는 것이 보통이다. 따라서 환경 중 농도에 해당되는 농도로 외삽(extrapolation)하는 과정이 필요하다. 저농도로 외삽을 하기

위해서는 특정 용량에 대한 반응을 하나의 함수식으로 표현하는 용량-반응 모델이 필요한데, 용량-반응 모델이란 주어진 노출용량으로부터 반응을 예측하고 고농도에서 저농도로 외삽하는 함수이다. 여기서 용량-반응 함수 $P(d)$ 는 주어진 시간까지 노출용량 d 로 인하여 한정된 모집단으로부터 임의로 선택한 개인에 있어 생물학적 반응(예, 종양)이 발생할 확률로서 동물자료는 사망여부 또는 종양발생 여부와 같은 정성반응자료가 이용된다. 용량-반응 함수는 일차적인 용도로 노출용량으로부터 반응을 예측하는 목적 이외에 안전용량을 결정하는 도구로 이용된다.

용량-반응 평가에서 자주 이용되는 수학적 모델은 one-hit 모델, multi-hit 모델, 선형화 다단계(linearized multistage) 또는 다단계(multistage) 모델 그리고 probit, logit 및 Weibull 모델이다. 외삽은 일반적으로 관찰자료를 수학적 모델에 fitting한 후 모델을 관찰 범위에서 저농도 노출에서 기대되는 위해도를 하향하여 확장함으로써 실행된다. 표 1과 2에는 외삽 모델의 생물학적 가정과 기본 수식을 제시하였다.

표 1. 외삽 모델의 생물학적 가정

수학적 모델	생물학적 가정들
Probit/Lognormal (Mantel-Bryan)	세포내로 들어온 발암물질의 용량이 역치보다 크면 암이 발생한다. M-B모델은 Probit모델의 수식 중 $\beta=1$ 인 경우임
Multihit/one-hit	한 정상세포가 암에 걸리기까지는 발암물질이 동일한 세기로 k 번/1번의 hit을 가하여야 한다.
Weibull	n 개의 세포로 이루어진 조직에서, 한 세포라도 암에 걸리면 조직도 암에 걸린다.
Multistage	하나의 정상세포가 암세포가 되기까지 다단계(k 단계)가 필요하며 이 과정은 비가역적이다.

표 2. 용량-반응 모델의 기본 수식

모 델	용량 d에서 발암위해도 P(d)	저용량에서의 양상		
		Linear	Sub-linear	Supra-linear
Probit	$(2\pi)^{-1/2} \int_{-\infty}^{\alpha + \beta \log d} \exp(-u^2/2) d_u (\beta > 0)$	-	$\beta > 0$	-
One-hit	$1 - \exp(-\lambda d) (\lambda > 0)$	$\lambda > 0$	-	-
Multi-hit	$[(k-1)!] \int_0^\lambda du^{k-1} \exp(-u) d_u (\lambda, k > 0)$	k=1	k>1	k<1
Weibull	$1 - \exp(-\lambda d^m) (\lambda, m > 0)$	m=1	m>1	m<1
Multi-stage	$1 - \exp(-\sum_{i=0}^k \beta_i d^i) (\beta_i \geq 0)$	$\beta_1 > 0$	$\beta_1 = 0$	-

용량-반응 평가에서 저용량으로의 외삽에 있어 가장 고려해야할 문제는 적절한 모델의 선택이다. 여러 가지 외삽모델에 관찰자료의 적합도가 양호하더라도 저용량에서 예측되는 위해도를 매우 큰 차이를 보이게 되므로 ‘특정외삽모델의 생물학적인 발암기전’, ‘통계학적인 적합성’ 그리고 ‘일관적이고 합리적인 의사결정 지침’에 의하여 검토되어야 한다. 일반적으로 위해성 평가에서는 예방적 차원에서 동일 용량에서 더 높은 위해도를 산출하는 모델을 우선적으로 선택하고 있다.

3. 경제성 평가

본 연구에서는 대기오염 중 benzene으로 인한 인체 영향의 경제적 손실을 평가하기 위한 암 사망에 따른 손실 비용을 조사하기 위하여 통계적 생

명가치(VSL)를 추정하는 가상 가치평가법(CVM)을 사용하였다.

이론적 사망자수를 추정하여 그 경제성을 평가하는 것은 그 방법이 매우 다양하고 복잡하며, 논쟁의 여지가 많은 부분이다. 특히, 환경 중 위해도 변화에 따른 생명의 가치를 화폐가치로 전환하는 것은 환경/보건과 같은 무형의 상품에 대한 시장이 존재할 수 없기 때문에 많은 불확실성과 방법상 어려운 점이 많다.

하지만, 이러한 가상 시장에 대한 제품의 가치를 평가하기 위하여 1947년 Ciriacy-Wantrup에 의해 처음으로 제시된 가상 가치평가법은, 환경분야에서 1989년 미국의 엑손발데스 유조선 사고를 계기로 NOAA(미해양기상청)에서 환경재의 가치측정법으로 충분히 믿을만한 추정치를 얻을 수 있다고 하였으며(Arrow et al., 1993), Jones-lee와 같은 경제학자들이 보건학 분야에서 비용-편익분석에서 가상 가치평가법(CVM)을 통하여 사망 위해도에 대한 변화의 지불의사금액(WTP)을 산출하여 사람의 생명가치를 추정하는 연구(Jones-Lee et al, 1985)가 수행되면서 새로운 가치 평가법으로 자리잡게 된다.

1인의 통계적 생명가치(VSL)를 평가하는 가상 가치평가법(CVM)은 그 이름이 의미하는 바와 같이 각 개인이 환경재의 이용이나 건강 개선을 위한 투자 등과 관련된 의사결정을 하여야할 가상적인 상황을 설정하고, 이러한 상황하에서 각 개인이 어떤 선택을 할 것인지를 설문조사를 통해 조사하여 그 가치를 평가하는 방법이라고 할 수 있다.

Ⅲ. 연구내용 및 방법

1. 연구내용

본 연구는 공단 지역의 대기 중 benzene로 인한 건강 영향을 정량적으로 파악하는 '위해성 평가 부문'과 benzene으로 인해 유발된 건강손실비용을 산출하는 '경제성 평가 부문'의 둘로 나눌 수 있다.

환경 중 오염물질로 인한 위해성 평가 방법은 US EPA에서 제공하고 있는 발암성 물질에 대한 위해성 평가(cancer risk assessment) 방법론을 사용하여 평가하였다(US EPA, 1987). 발암성 물질에 대한 위해성 평가는 공단 지역에서의 VOCs에 대한 노출평가를 수행한 후, US EPA에서 제공하고 있는 IRIS(integrated risk information system) 자료를 이용하여 위해도를 산출하여 이론적 암 발생 사망자수를 추정하게 된다.

하지만 본 연구에서는 인체 위해성 평가를 위한 단위 위해도를 US EPA의 IRIS에서 제공하고 있는 Crump의 단위 위해도(Crump, 1992, 1994)의 결과(LMS 모델)와 더불어, 가장 보수적인 외삽 모델인 one-hit 모델을 사용한 단위 위해도를 추계하여 서로 비교하였다.

경제성 평가 부문의 경우, 발암 물질로 인한 위해성 평가 결과의 최종 산물은 암 발생으로 인한 이론적 사망자수 이기 때문에 1인의 통계적 생명 가치를 유도하기 위하여 암 사망 가능성 감소에 대한 지불의사금액(WTP)을 추정하는 가상 가치평가법(CVM)을 사용하였다.

마지막으로, 공단 지역의 benzene으로 인한 건강손실비용을 추정하기

위하여, 암 발생 이론적 사망자수와 1인의 통계적 생명가치를 곱하여 발암성 물질로 인한 건강손실비용을 유도하였다.

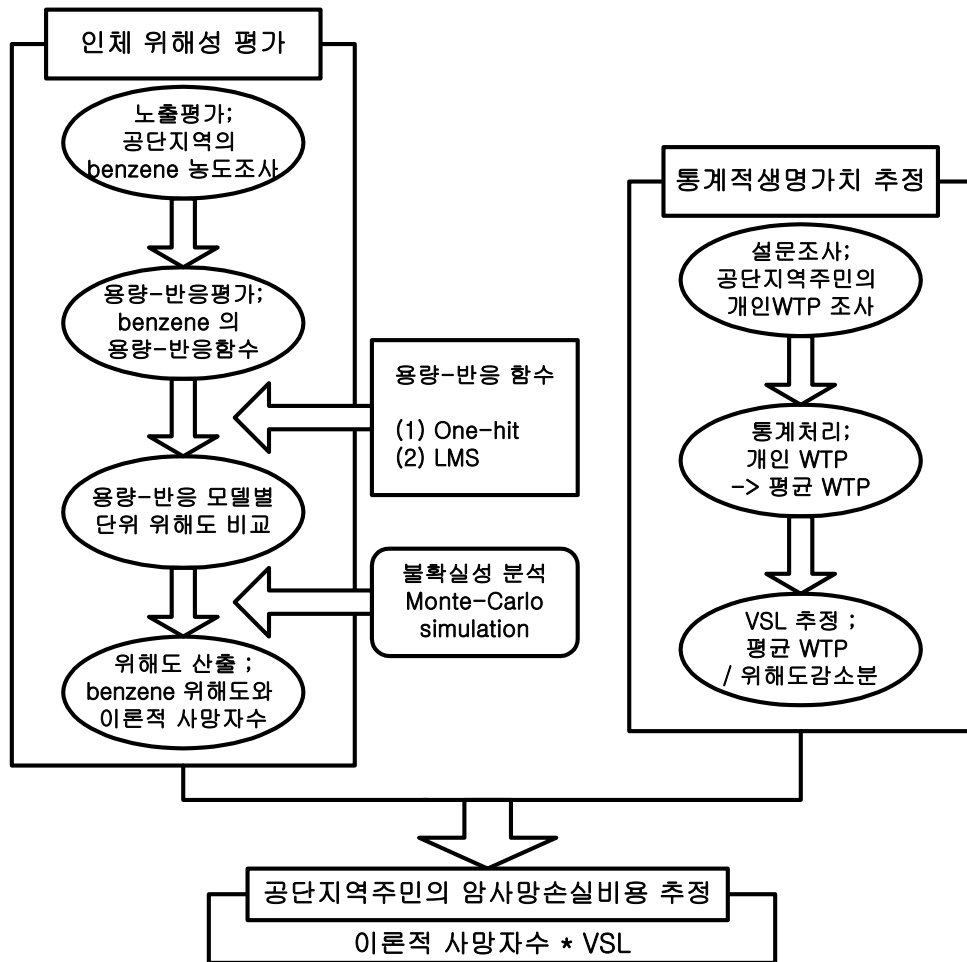


그림 2. 연구의 틀

2. 연구방법

가. 연구 대상

연구 대상 지역은 휘발성 유기화합물로 인한 대기오염문제가 심각한 울산을 대상으로 하였다. 울산 공단은 면적이 약 4만 6천 km²으로 우리나라 최초의 석유화학공업의 임해 공업단지이며, 크게 석유화학공업단지와 미포 공업단지로 구성되어 있다. 본 지역은 주로 대단위 석유 정제, 석유화학 등 한국표준산업분류상 제조업이 주된 산업단지이며, 배출업종 및 지리적 특성상 일찍부터 대기오염문제가 제기되어 왔으며, 환경부에서 대기특별대책 지역으로 지정하여 관리를 하고 있다. 2000년도 환경부 화학물질 배출량 자료(Toxics Release Inventory; 이하 TRI)를 살펴보면 석유화학공단에서 2,296,243 kg/년, 미포공단에서 2,149,245 kg/년으로 배출되었으며, 이 중 대기 배출량이 90% 이상을 차지하고 있었다. 특히, 휘발성 유기화합물인 BTEX(benzene, toluene, ethylbenzene, xylene)의 배출량이 전체 대기 배출량의 70%에 해당되었다(환경부, 2002).

연구 대상 물질은 휘발성 유기화합물 중 대표적인 발암성 물질인 benzene을 대상으로 하였다. Benzene은 US EPA의 IRIS에 용량-반응 정보가 충분히 존재하는 물질이며, 다년간 발암영향에 대한 연구가 많이 수행된 물질이다. Benzene은 발암성 영향으로 백혈병과 임파암, 혈액암과 관련이 있으며, 다양한 역학 및 동물실험 연구가 수행되고 있다(US EPA, 1998, 2002).

인체 위해성 평가에서 이론적 사망자수를 추정하기 위하여, 연구 대상

노출인구는 행정구역상 공단에 인접한 지역인 울산 남구와 동구 전체, 그리고 북구의 효문동 일원에 거주하고 있는 30세 이상의 성인 263,828명으로 정하였다. 또한, 경제성 평가에서 설문조사를 위하여 해당 지역에서 성, 연령에 비례한 무작위 추출방식으로 500명을 추출하여 분석하였다(그림 3).



그림 3. 연구 대상 지역

나. 인체 위해성 평가

인체 위해성 평가란 '어떤 독성 물질이나 위험 상황에 노출되어 나타날 수 있는 개인 혹은 집단의 건강 피해 확률을 추정하는 과학적인 과정'이라고 정의될 수 있다. 다시 말하면 인체 위해성 평가란 사람이 환경적 위험 (environmental hazard)에 노출되었을 경우, 발생 가능한 영향을 정성 또는 정량적으로 추정하는 과정이다. 즉, 유해 물질에 대한 역학적, 임상적, 독성학적 및 환경학적 연구 결과로부터 모델을 이용한 외삽(extrapolation)을 통해, 주어진 노출 조건하에서 인간에 미칠 수 있는 건강 위해범위를 예측하고 평가하는 것이다. 이러한 평가는 위험성 확인(hazard identification),

노출평가(exposure assessment), 용량-반응 평가(dose-response assessment) 및 위해도 결정(risk characterization)의 주요 4 단계를 통해 수행된다(US EPA, 1993).

1) Benzene 노출량

울산공단 지역의 benzene 농도는 2001년 국립환경연구원에서 조사한 환경오염도 자료를 사용하였다(유승도 등, 2001). 본 자료는 2001년 울산장생포, 선암, 번서, 언양지역 내 14개 site에서 측정된 자료이며, Passive sampler(SKC 575-001)를 사용하여 채취하고, GC/FID로 분석된 자료이다.

2) 용량-반응 함수

흡입 노출로 인한 benzene의 단위 위해도 추계를 위해서 US EPA의 IRIS 자료와 benzene의 발암 영향에 대한 보고서 자료를 사용하였다(US EPA, 1998). Benzene의 흡입 노출로 인한 발암성의 용량-반응 정보는 다음과 같다.

- | |
|--|
| <ul style="list-style-type: none">· Tumor Type: Leukemia· Test Species: Human· Route: Inhalation· Reference : Rinsky et al., 1981, 1987; Paustenbach et al., 1993;
Crump and Allen, 1984; Crump, 1992, 1994; U.S. EPA, 1998 |
|--|

단위 위해도는 건강한 성인이 임의의 오염물질이 단위 농도($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$)로 오염된 대기질에 평생동안(본 연구에서는 70년) 노출되어 생활할 때 이로

인해 발생될 수 있는 초과 발암 확률로써, 발암성 용량-반응 평가를 통해 얻어진 발암력((mg/kg/day)⁻¹)과 성인 평균 체중 및 일일 호흡률을 고려하여 산출된다. 본 연구에서는 일일호흡률은 20m³/day, 한국 성인 평균 체중은 60kg을 고려하여 산출하였다.

$$\text{단위위해도 } (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1} = \frac{\text{발암잠재력 } (\text{mg}/\text{kg}/\text{day})^{-1} \times \text{일일호흡률 } (\text{m}^3/\text{day})}{\text{체중 } (\text{kg}) \times \text{단위환산계수 } (1000\mu\text{g}/\text{mg})}$$

본 연구에서는 일반적인 외삽 모델로 많이 사용되고 있는 one-hit 모델과 linearized multistage 모델을 사용하여 외삽하였으며, 추정된 발암력을 일일 호흡률과 체중을 고려하여 단위 위해도로 전환하여 위해도를 추정하였으며, 각각의 결과들을 비교하였다.

가) One-hit 모델

One-hit 모델은 한번의 hit으로 악성 변형이 일어나는 경우에 해당되는 용량-반응 모델이다. 이 모형은 매우 보수적인(conservative) 모형이며, 세포 또는 DNA의 자체 치유 메커니즘을 고려하지 않는 모형이다. One-hit 모델은 다음과 같은 식으로 표현할 수 있다.

$$\blacksquare P(d) = 1 - \exp -(a + b \times d) \quad a, b > 0$$

where, P(d) = 용량 d에서 반응 확률

a = 배경 발생률(background incidence)

b = 측정 물질에 대한 잠재력

따라서, one-hit 모델은 배경 발생률 외에 한 가지 모수만을 추정하면 되기 때문에, 기타 모델에 비하여 실험적 관찰치의 영향을 적게 받는다 (OSTP, 1985)

나) LMS (linearized multistage) 모델

Multistage 모델은 저용량의 외삽 모델에 가장 자주 사용되는 모델이며, 특히, US EPA에서 실험 결과를 토대로한 저용량 외삽에 자주 사용되고 있다. 이 모델은 일반적인 quantal data에 가장 적합한 모델로 알려져 있으며 (Crump, 1984), 발암 반응이 발생하기 전에 단계적인 다수의 생물학적 변이가 요구되어 진다는 것을 가정한 것이다. One-hit 모델과 비슷하게, multistage 모델도 저용량에서 선형적인 형태를 띄는 것으로 가정하고 있으며, 상대적으로 저용량에서 보수적인 것으로 고려되고 있다(Crump and Howe, 1984).

Linearized multistage 모델을 수식화하여 표현하면 다음과 같다.

$$\blacksquare P(d) = 1 - \exp[-(q_0 + q_1 d + q_2 d^2 + \dots + q_k d^k)]$$
 where, P(d) = 용량 d에서 발암 확률
 k = 반응 단계 수
 q_k = 입력 data에 대한 추정 모수
 d^k = 적용 용량의 k 승수 용량

3) 이론적 사망자수 추정

이론적 사망자수 추정은 환경 중 오염농도에 용량-반응 함수로부터 얻어진 단위 위해도를 곱하고, 이렇게 구해진 위해도에 30세 이상의 노출 인구수를 곱하여 추정하였다. 단, 단위 위해도 추정시, 단위 농도($\mu\text{g}/\text{m}^3$)에 평생 동안 노출될 때를 기준으로 추정된 것이기 때문에 70년을 나누어 1년 동안 발생할 수 있는 초과 발암 위해도로 환산하여 이론적 사망자수를 추정하였다.

$$\begin{aligned} & \blacksquare \text{ Benzene으로 인한 암 발생 이론적 사망자수} = \\ & \text{대기 중 benzene의 농도}(\mu\text{g}/\text{m}^3) \times \text{benzene의 air unit risk}((\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}) \\ & \div 70(\text{year}) \times \text{노출 인구수} \end{aligned}$$

4) 불확실성 분석

US EPA에서 제안하고 있는 발암 물질의 위해도는 노출변수들의 평균값 또는 최대값을 취하게 된다. 그러나 노출변수들은 각 개인의 차가 크기 때문에 하나의 값으로 표현하기에 많은 불확실성을 포함하게 된다. 따라서 노출변수들의 최대, 최소, 평균값을 포함한 확률분포 개념인 PDF (probability density frequency)를 이용한 Monte-Carlo simulation 기법이 위해성 평가에 적용되고 있다. Monte-Carlo 접근법을 통한 위해성 평가는 각각의 노출변수에 대한 확률분포를 일정한 수식에 의해 입력하고 Monte-Carlo simulation에 의해 추계하고자 하는 출력변수의 확률분포를 형성하여 각 percentile에서의 위해도로써 값을 구할 수 있다. 본 연구에서

는 benzene의 환경 중 농도를 평균값의 단일값으로 정하지 않고, 평균과 최대, 최소값을 사용하여, 일반적인 환경 중 분포 모형인 log-normal distribution에 fitting하여 위험도를 추정하였으며, 단위 위험도는 uniform distribution에 fitting하여, 최종적으로 얻어지는 이론적 사망자수에 대한 출력분포에서 5 percentile, 산술평균(mean), 95 percentile을 도출하고, 산술평균값(mean)을 이론적 사망자수의 대표값으로 사용하였다.

다. 경제성 평가

대기오염은 인간에게 생물학적 피해뿐만 아니라 경제적 피해도 유발한다. 경제적 피해 중에는 건물의 부식으로 인한 재산가치의 하락, 식량생산의 감소 등과 같이 인간의 건강과 무관한 것도 있지만, 대기오염으로 인해 사망을 하게되어 한 사람의 경제적인 가치가 상실되는 경우나, 질병이 발생하거나 악화된 경우 이를 치료하기 위해 병원 서비스를 이용하는 과정에서 발생하는 비용처럼 건강과 직접적 연관을 맺고 있는 것도 있다.

본 연구에서는 대기오염 중 benzene으로 인한 인체 영향의 경제적 손실을 평가하기 위한 암 사망에 따른 손실 비용을 조사하기 위하여 통계적 생명가치(VSL)를 추정하는 가상 가치평가법(CVM)을 사용하였다.

1인의 통계적 생명가치를 평가하기 위한 가상 시장을 설정하고, 특정 위험도 변화치(년간 5/10,000 감소)에 대한 지불의사를 추정하기 위한 설문지를 개발하고, 통계분석을 통해 지불의사금액을 추정하여, 추정된 지불의사금액을 토대로 개인의 통계적 생명가치를 산출하였다.

1) 연구 대상

울산 공단 지역에서 1인의 통계적 생명가치를 추정하기 위하여 대상 인원을 2중 양분선택형 질문방식(double bounded dichotomous choice, 이하 DBDC)의 가상가치 평가법(CVM)을 이용하였다. 그리고 표본은 모집단으로 정의된 울산미포공단과 석유화학공단의 행정구역상 위치에 근거하여, 울산광역시 남구 전체(99,120가구, 164,317명), 동구 전체(53,394가구, 91,372명), 및 북구의 효문동(4,860가구, 8,139명) 일원지역에서 30세 이상 70세 미만의 성인을 대상으로 성과 연령에 비례하여 500명의 표본을 무작위 추출하였다.

2) 설문지 개발

환경 오염으로 인한 암 사망 가능성이 10년간 5/1,000 (년간 5/10,000) 감소되는 상황에 대한 지불의사금액을 추정하기 위하여, 울산 시민 500명을 대상으로 개인면접을 통한 설문조사를 실시하였다. 설문지 구성은 총 6개 영역으로 지불 의사금액을 묻는 부분 이외에 5개 세부 영역으로 분류하였다(Part A: 건강상태 및 삶의질 조사, Part B: 확률에 대한 이해도, Part C: 지불의사금액 유도질문, Part D: 설문문항의 이해도, Part E: 환경 위해도 인식, Part F: 기타 정보)(그림 4).

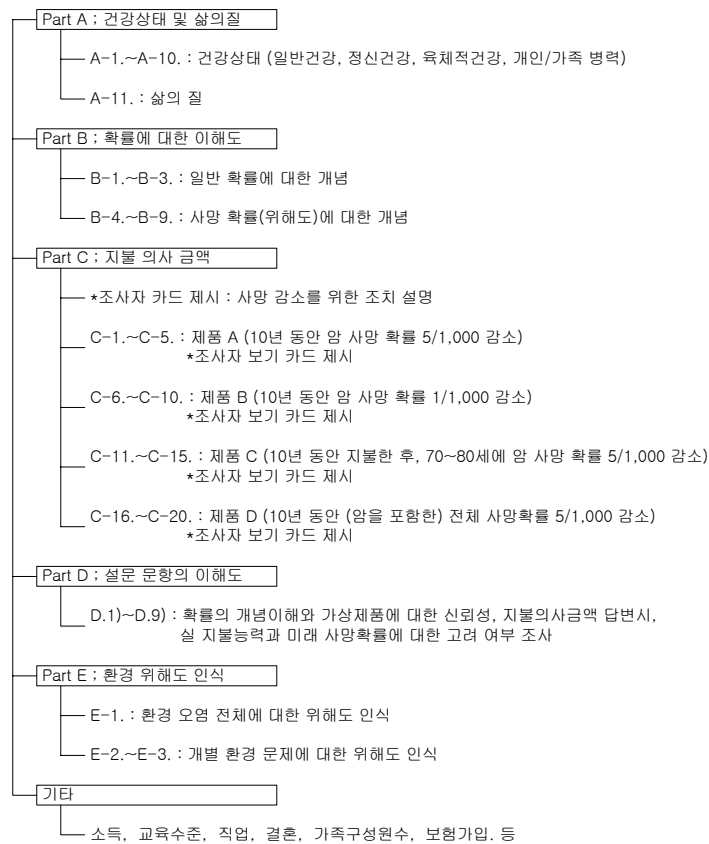


그림 4. 지불의사금액 유도 설문지 구성

위해도 감소 시나리오는 (1) 암으로 인한 사망 위해도의 연간 5/10,000 감소(current risk)에 대한 지불의사를 기본으로 하여, (2) 암 사망 위해도를 1/10,000으로 감소(current risk)시킨 경우, (3) 지불은 현재부터 10년간 지불하지만 위해도 감소는 70~80세에 효력을 발생하는 경우(future risk), 그리고 (4) 암으로 인한 사망을 포함한 전체 사망에 대한 위해도 감소치를 5/10,000으로 하였을 경우의 지불의사금액을 각각 유도하였다. 또한, 조사대상을 두 개 그룹으로 나누어, 현재 위해도(current risk) 감소치에 대하여

초기 제시 위해도 감소치를 서로 바꾸어 제시하여 지불의사금액의 internal scope test를 수행하였다(그림 5).

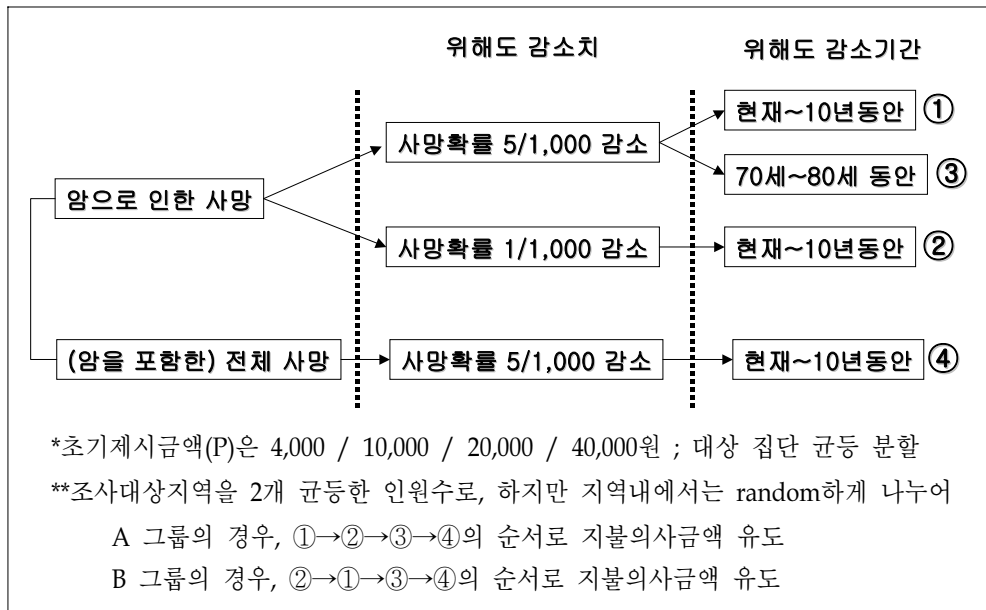


그림 5. 지불의사금액 유도를 위한 위해도 감소 시나리오

각각의 지불의사금액 유도를 위한 문항에서는 조사자에게 보기카드를 제시하여 응답자의 이해도를 높였다.

또한, 지불수단을 기부금으로 하였을 때, 지불 거부반응이 발생하는 것을 막기 위하여, 위해도를 감소시키는 가상의 새로운 제품을 제시하고 그 제품의 상품 가격을 지불수단으로 정하였다. 초기 제시금액은 사전 조사('03년 3월 20~22일, 서울 대상) 결과를 토대로 하여, 4,000원, 10,000원, 20,000원, 40,000원으로 결정하였다(표 3).

표 3. 지불의사금액 유도를 위한 제시 금액 구조

(단위 : ₩)

조사그룹	초기제시금액	2차 제시금액 (if, yes)	2차 제시금액 (if, no or not sure)
I	4,000	10,000	2,000
II	10,000	20,000	4,000
III	20,000	40,000	10,000
IV	40,000	70,000	20,000

3) 지불의사금액추정을 위한 통계 분석

지불의사금액 추정을 위하여 본 연구에서는 2중 양분선택형(DBDC) 질문방식을 사용하였다. 2중 양분선택형 질문방식은 가상 가치평가법(CVM)을 통한 환경재의 가치평가를 함에 있어 최대 지불의사액(willingness-to-pay; 이하 WTP)을 설문 조사를 통하여 이끌어내는데 사용되는 접근법 중 비교적 편의(bias)가 적은 방법이라고 알려져 있다. DC (dichotomous choice) 질문법은 모집단에서 무작위로 추출된 표본의 응답자에게 환경자원의 보존을 위해 또는 환경재의 공급을 위해 미리 정해진 특정 금액을 기꺼이 낼 의사가 있는지 없는지를 물어보는 형태로서, 특히 DC 질문유형에서도 한 번의 질문만 하는 단일경계 양분선택형(single-bounded dichotomous choice)보다는 Hanemann (1985)에 의해 제안된 이중경계 양분 선택형(DBDC) 질문유형이 실제 CVM 연구에 널리 사용된다.

DBDC 질문에서는 각 응답자에게 두 개의 금액을 차례로 제시하게 된다. 먼저 자신의 지불의사금액(WTP)이 첫 번째 제시된 금액보다 크거나 같은

지에 대하여 '예' 또는 '아니오'의 응답을 요구한다.

두 번째 제시되는 금액은 첫 번째 제시되는 금액에 따라 달라지는데, 첫 번째 제시금액에 대한 응답이 '예'이면 이보다 큰 금액을 제시하고 '아니오'이면 이보다 작은 금액을 제시하여 이 금액에 대한 지불의사를 물어 본다.

응답자 i 는 다음 중 한 case에 속하게 된다.

1. $i \in YY$ (예 / 예) $\rightarrow t_{2i} \leq WTP_i$
2. $i \in YN$ (예 / 아니오) $\rightarrow t_{1i} \leq WTP_i \leq t_{2i}$
3. $i \in NY$ (아니오 / 예) $\rightarrow t_{2i} \leq WTP_i \leq t_{1i}$
4. $i \in NN$ (아니오 / 아니오) $\rightarrow WTP_i \leq t_{1i}$

where, t_{1i} : 초기 제시금액, t_{2i} : 두 번째 제시 금액

이러한 두 번의 제시금액에 대한 응답에서 응답자의 내재 지불의사금액이 동일하다고 보는 경우는 일변량 분석모형이 된다. 이 때는 응답자의 내재 지불의사금액을 하나의 값으로 취급할 수 있으므로, 응답자의 내재 지불의사금액을 y_i^* 라 하면,

$$y_i^* = x_i' \beta + \varepsilon_i$$

이 때 x_i 는 상수항을 포함하는 설명변수의 벡터, β 는 미지의 모수벡터, ε_i 는 웨이블(weibull) 분포함수에 따른다.

응답자가 첫 번째 제시금액(t_{1i}) 지불을 긍정하고 첫 번째 금액보다 큰 두 번째 제시금액(t_{2i}) 지불에 대해서도 긍정하는 경우(즉, $y_{1i}=1$ 이고 $y_{2i}=1$ 인 경우)에 응답자의 내재 지불의사금액이 관찰될 확률은,

$$\begin{aligned}
 P_r(y_{1i}=1, y_{2i}=1) &= P_r(y_i^* \geq t_{2i}) \\
 &= P_r(x_i'\beta + \varepsilon_i \geq t_{2i}) \\
 &= P_r(\varepsilon_i \geq t_{2i} - x_i'\beta) \\
 &= P_r(z_i \geq \frac{(t_{2i} - x_i'\beta)}{\sigma})
 \end{aligned}$$

여기서 $z_i (= \frac{\varepsilon_i}{\sigma})$ 는 표준 웨이블 분포를 따르는 변수이다.

그리고 첫 번째 제시금액(t_{1i}) 지불을 긍정하고 첫 번째 금액보다 큰 두 번째 제시금액(t_{2i}) 지불을 거절하는 경우(즉, $y_{1i}=1$ 이고 $y_{2i}=0$ 인 경우)에 응답자의 내재 지불의사금액이 관찰될 확률은,

$$\begin{aligned}
 P_r(y_{1i}=1, y_{2i}=0) &= P_r(t_{1i} \leq y_i^* < t_{2i}) \\
 &= P_r(t_{1i} \leq x_i'\beta + \varepsilon_i < t_{2i}) \\
 &= P_r(t_{1i} - x_i'\beta \leq \varepsilon_i < t_{2i} - x_i'\beta) \\
 &= P_r(\frac{(t_{1i} - x_i'\beta)}{\sigma} \leq z_i < \frac{(t_{2i} - x_i'\beta)}{\sigma})
 \end{aligned}$$

또한 첫 번째 제시금액(t_{1i}) 지불을 거절하고 첫 번째 금액보다 작은 두 번째 제시금액 지불(t_{2i})을 긍정하는 경우(즉, $y_{1i}=0$ 이고 $y_{2i}=1$ 인 경우)에 응답자의 내재 지불의사금액이 관찰될 확률은,

$$\begin{aligned}
P_r(y_{1i}=0, y_{2i}=1) &= P_r(t_{2i} \leq y_i^* < t_{1i}) \\
&= P_r(t_{2i} \leq x_i'\beta + \varepsilon_i < t_{1i}) \\
&= P_r(t_{2i} - x_i'\beta \leq \varepsilon_i < t_{1i} - x_i'\beta) \\
&= P_r\left(\frac{(t_{2i} - x_i'\beta)}{\sigma} \leq z_i < \frac{(t_{1i} - x_i'\beta)}{\sigma}\right)
\end{aligned}$$

한편 첫 번째 제시금액(t_{1i}) 및 첫 번째 제시금액보다 작은 두 번째 제시금액(t_{2i}) 지불을 모두 거절하는 경우(즉, $y_{1i}=0$ 이고 $y_{2i}=0$ 인 경우)에 응답자의 내재 지불의사금액이 관찰될 확률은,

$$\begin{aligned}
P_r(y_{1i}=0, y_{2i}=0) &= P_r(y_i^* < t_{2i}) \\
&= P_r(x_i'\beta + \varepsilon_i < t_{2i}) \\
&= P_r(\varepsilon_i < t_{2i} - x_i'\beta) \\
&= P_r\left(z_i < \frac{(t_{2i} - x_i'\beta)}{\sigma}\right)
\end{aligned}$$

그러므로 $bid1_i = \frac{(t_{1i} - x_i'\beta)}{\sigma}$, $bid2_i = \frac{(t_{2i} - x_i'\beta)}{\sigma}$ 라 하면,

$$\begin{aligned}
P_r(y_{1i}=1, y_{2i}=1) &= \exp[-(bid2_i/\sigma)^\theta], \\
P_r(y_{1i}=1, y_{2i}=0) &= \exp[-(bid1_i/\sigma)^\theta] - \exp[-(bid2_i/\sigma)^\theta], \\
P_r(y_{1i}=0, y_{2i}=1) &= \exp[-(bid2_i/\sigma)^\theta] - \exp[-(bid1_i/\sigma)^\theta], \\
P_r(y_{1i}=0, y_{2i}=0) &= 1 - \exp[-(bid2_i/\sigma)^\theta]
\end{aligned}$$

이 때 로그우도함수는

$$\begin{aligned} \log L = \sum_i & ((y_{1i}y_{2i})\log\{\exp[-(bid_{2i}/\sigma)^\theta]\} \\ & + (y_{1i})(1-y_{2i})\log\{\exp[-(bid_{1i}/\sigma)^\theta] - \exp[-(bid_{2i}/\sigma)^\theta]\} \\ & + (1-y_{1i})(y_{2i})\log\{\exp[-(bid_{2i}/\sigma)^\theta] - \exp[-(bid_{1i}/\sigma)^\theta]\} \\ & + (1-y_{1i})(1-y_{2i})\log\{1 - \exp[-(bid_{2i}/\sigma)^\theta]\}) \end{aligned}$$

이 모형은 일반적 최우추정기법에 의해 계수 벡터 β 와 표준편차 σ 에 대해 이 함수값을 극대화하도록 할 수 있다.

4) 1인의 통계적 생명가치 추정

통계적 생명가치액(VSL)은 개인이 스스로 인지하는 위해도에 대해 그 가치를 평가하고 이를 위해도 변화분에 상응하는 값으로 전환한 이론적 수치로서 지불의사금액을 위해도 감소분으로 나누어 산출하게된다. 이는 개인의 생명가치액을 정확히 대변한다고 말할 수 없으나, 효율적인 환경관리 및 정책결정을 위한 손실비용 또는 편익을 추정하기 위한 하나의 도구로 이용되고 있다

본 연구에서는 암 사망으로 인한 1인의 통계적 생명가치를 추정하기 위해서, 환경 오염으로 인한 위해도 감소를 위한 지불의사금액을 위해도 감소분(ΔP ; 본 연구에서는 연간 5/10,000)으로 나누어서 산출하였다.

$$\begin{aligned} \blacksquare \text{ 1인의 통계적 생명가치액} = \\ \text{집단의 평균 지불의사금액(WTP)} \div \Delta P (5/10,000) \end{aligned}$$

IV. 연구결과

1. 인체 위해성 평가

Benzene의 호흡 노출로 인한 발암 영향은 백혈병 유발로 알려져 있으며, 임파암과 혈액암의 발생률이 유의하게 증가되는 것이 발견되었다. 실험 동물을 대상으로 한 호흡노출 결과 조혈기관 종양발생이 유의하게 증가하였다.

본 연구에서는 benzene의 발암영향을 백혈병으로 정하여 위해성 평가를 수행하였다. Benzene의 발암 영향을 평가하기 위한 단위 위해도는 US EPA의 IRIS에서 제공하고 있는 자료와 함께, 기존의 발암 외삽 모형으로 사용된 one-hit 모델을 사용하여 추정하였다.

가. Benzene 노출량

공단 지역의 benzene으로 인한 인체 영향을 평가하기 위하여, 국립환경연구원에서 조사한 자료를 사용하였다(국립환경연구원, 2001).

공단 인근 지역 14개의 site에서 농도를 측정한 결과, 평균 $4.05\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 나타났으며, 최소 $1.3\mu\text{g}/\text{m}^3$ 에서 최대 $7.7\mu\text{g}/\text{m}^3$ 의 분포를 보였다(표 4).

측정된 농도값들은 불확실성 분석을 위하여 log-normal distribution에 fitting하였다.

표 4. 공단 지역의 benzene 농도

	중앙값	최소값	최대값	대기 중 농도 분포
Benzene ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	4.05	1.3	7.7	
	측정지점수 ; 14site			

나. 용량-반응 평가

1) 용량-반응 자료

Benzene으로 인한 발암 인체 영향을 평가하기 위하여, US EPA에서 제공하는 IRIS의 흡입 단위 위해도(air unit risk) 유도에 사용된 역학연구 결과를 사용하였다. 흡입 단위 위해도 추정에 사용된 역학연구자료는 Rinsky 등의 투명고무방수시트(Pliofilm) 제조 공장의 노동자를 코호트(cohort)로 정하여 수행된 역학연구의 결과이다(Rinsky et al., 1981, 1987).

2) 용량-반응 평가

본 연구에서는 역학 연구자료를 사용하여 단위 위해도를 추정하기 위해, 두 가지 용량-반응 모델을 사용하였으며, 각 모형의 적합도를 추정하였다. 추정에 사용된 모형은 기존의 발암 외삽 모형인 one-hit model과 US EPA에서 제시하고 있는 Crump의 LMS model을 사용하였다. 발암 외삽 모형으로부터 단위 위해도를 추정하기 위해 Tox_Risk (version 3.5)를 사용

하였다.

표 5. 외삽된 발암 잠재력(q_1^*) 및 단위 위해도(U.R)

외삽 모형	$q_1^*((\text{mg}/\text{kg}/\text{day})^{-1})$	U.R $((\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1})$	P-value (Chi-square)
One-hit 모델	2.5×10^{-2}	8.3×10^{-6}	0.41 (0.67)
LMS 모델	$6.6 \times 10^{-3} \sim 2.3 \times 10^{-2}$	$2.2 \times 10^{-6} \sim 7.8 \times 10^{-6}$	0.68 (0.77)

추정된 단위 위해도를 보면, 기존의 benzene에 대한 발암 기작에 따른 보수적인 외삽 모형인 one-hit 모델의 경우 발암력 $2.5 \times 10^{-2}((\text{mg}/\text{kg}/\text{day})^{-1})$, 단위 위해도 $8.3 \times 10^{-6}((\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1})$ 으로 US EPA의 IRIS에서 사용된 LMS 모델의 결과인 발암력 $6.6 \times 10^{-3} \sim 2.3 \times 10^{-2}((\text{mg}/\text{kg}/\text{day})^{-1})$, 단위 위해도 $2.2 \times 10^{-6} \sim 7.8 \times 10^{-6}((\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1})$ 에 비하여 높은 결과를 보였다(표 5).

모델의 적합도(goodness of fit)를 검정한 결과, multistage model이 p-value 0.68(Chi-square: 0.77, d.f.:2)로 모수들의 모델 적합도가 높았다.

다. 이론적 사망자수 추정

이론적 사망자수 추정에 대한 불확실성을 줄이기 위하여, 한 개의 값(point)으로 추정하지 않고, 확률분포로 가정하여 결과를 제시하였다. 불확실성 분석은 Decisioneering, Inc.의 Crystall Ball 2000 (ver 5.2) 프로그램을 사용하여, 입력변수의 분포에 대한 Monte-Carlo simulation을 수행하였다.

입력 변수의 분포 결정을 위해, 환경 중 benzene의 농도는 log-normal

distribution에 평균값과 5, 95 percentile 값을 입력하여 분포를 정의하였으며, IRIS의 단위 위해도는 추정된 단위 위해도들에서 최소값(2.2×10^{-6})과 최대값(7.8×10^{-6})을 uniform distribution으로 정의하여 불확실성 분석을 수행하였고, one-hit 모델의 단위 위해도는 point 값으로 입력하여 이론적 사망자수를 추정하였다.

Benzene으로 인한 이론적 사망자수를 추정한 결과, one-hit 모델의 단위 위해도를 사용한 결과, 연간 0.14명(5~95 percentile : 0.07~0.24명)으로 추정되었으며, US EPA의 IRIS 자료를 사용한 결과, 연간 0.08명(5~95 percentile : 0.03~0.17명)으로 추정되었다(표 6, 그림 6).

표 6. Benzene으로 인한 이론적 사망자수 추정

농도 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	추정 모델	단위 위해도 ($(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$)	Annual population risk (명/년)		
			5 percentile	Point	95 percentile
4.05 (1.3~7.7)	one-hit	8.3×10^{-6}	0.07	0.14	0.24
	LMS	2.2×10^{-6} ~ 7.8×10^{-6}	0.03	0.08	0.17

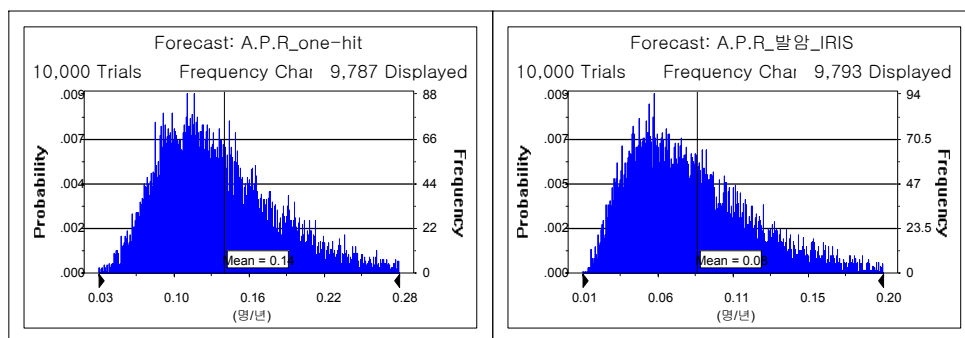


그림 6. Benzene으로 인한 이론적 사망자수 분포

2. 경제성 평가

가. 설문 조사 결과

지불의사금액을 추정하기 위하여, 울산 시민 500명을 대상으로 추출하고, 이를 A 그룹과 B 그룹으로 나누어 설문 조사 결과를 살펴보면, 응답자의 평균 연령은 41.4세이며, 여성이 전체 응답자의 48.8%를 차지하고 있었으며, 월 가구 소득은 약 257.42만원이었다. 평균 가족수는 3.79명이며, 교육수준은 17.8%가 대졸이상으로 조사되었다. 응답자의 22.9%가 만성질환을 가지고 있거나 경험한 적이 있었으며, 가족 중에서 만성질환 보유자가 있는 경우가 약 48.5%를 차지하였으며, 응답자의 0.6%가 암 치료 경험이 있는 것으로 나타났으며, 29.2%가 흡연자였다(표 7).

표 7. 조사 응답자의 일반적인 특성

변수	A 그룹 (n=249)	B 그룹 (n=251)	전체 (n=500)
연령(세)	41.2	41.5	41.4
성별(여성%)	47.8	49.8	48.8
결혼유무(결혼%)	87.6	91.6	89.6
월 가구소득(만원)	262.55	252.29	257.42
가족수(명)	3.75	3.83	3.79
거주기간(년)	21.5	18.6	20.1
교육수준(대졸이상%)	12.8	22.7	17.8
만성질환(본인%)	33.0	12.8	22.9
만성질환(가족%)	53.6	43.4	48.5
암 치료경험(%)	0.8	0.4	0.6
흡연여부(%)	29.7	28.7	29.2
주거형태(자가%)	74.3	67.7	71.0

응답자의 건강 상태와 삶의 질을 조사하기 위하여, SF-36 설문조사방법 (Ware 등, 1997)과 WHOQOL 설문조사방법(WHOQOL group, 1998)을 사용하였다. 일반적인 건강수준의 경우, 100점 만점에 약 56.8점으로 조사되었으며, 육체적 건강이 88.9점으로 다소 높은 것으로 조사되었으며, 정신적 건강은 75.4점으로 조사되었다.

삶의 질의 경우 5점 척도로 조사한 결과, 일반적인 삶의 질과 육체적 삶의 질이 3.5점 이상으로 높게 조사된 반면, 정신·사회·후생적인 삶의 질이 다소 낮게 조사되었다(표 8).

표 8. 조사 응답자의 건강 상태와 삶의 질

변수	A 그룹 (n=249)	B 그룹 (n=251)	전체 (n=500)
SF-36 (100점)			
일반적 건강	58.2	55.3	56.8
육체적 건강	91.8	85.9	88.9
정신적 건강	75.3	75.4	75.4
평균	75.1	72.2	73.7
WHOQOL (1-5점)			
일반적 삶의 질	3.49	3.56	3.52
육체적 삶의 질	3.86	3.76	3.81
정신적 삶의 질	3.52	3.45	3.48
사회적 삶의 질	3.46	3.36	3.41
후생적 삶의 질	3.50	3.26	3.38
평균	3.56	3.47	3.51

나. 지불의사금액 모형 추정

지불의사금액을 추정하기 위하여 16개의 변수를 선택하여 모형에 포함시켰다. 변수 선택은 일반적으로 연구자의 경험적 판단이나, 선행 연구들의 결과를 토대로 선택하거나, 통계적인 처리를 통해 유의한 변수들만 추출하여 분석하는 방법이 있는데, 본 연구에서는 경험적 판단 및 선행 연구 결과를 토대로 변수들을 선택하였다.

사용된 변수는 (1) 분석 집단의 dummy 변수(typea), (2) 연령(age), (3) 연령의 제곱값(agesq), (4) 성별의 dummy 변수(dmale), (5) 만성질환 유무의 dummy 변수(dmb), (6) 암 치료 경험 유무의 dummy 변수(dcancer), (7) 기대여명(explife), (8) 흡연 유무의 dummy 변수(dsmoke), (9) 가구소득(cinc), (10) 가족수(fam), (11) 교육수준(edu), (12) 결혼 유무의 dummy 변수(dmar), (13) SF-36의 일반적 건강 점수(scoregh), (14) SF-36의 정신적 건강 점수(scoremh), (15) 일반 삶의 질 점수(scglifq), (16) 사회적 삶의 질 점수(sclifeq) 로 정하였다. 최우추정기법(maximum likelihood estimate)에 의해 변수들을 추정한 결과는 다음과 같다(표 9).

지불의사금액에 통계적으로 유의한 영향을 주는 요인에는 암치료여부(dcancer), 기대여명(explife), 가족수(fam), 교육정도(edu)가 있다. 암치료를 받은 적이 있는 경우나, 남아있다고 생각하는 기대여명이 짧다고 느낄수록, 가족의 수가 많아질수록, 교육정도가 높아질수록 울산 공단 지역 주민의 암사망가능성 감소에 대해 지불하고자 하는 의사금액이 커짐을 알 수 있다.

이는 본인이 실제 느끼고 있는 건강상태에 따라 지불하고자 하는 영향

이 커지는 것을 나타내며, 가족의 수가 많을수록, 교육수준이 높을 수록, 암에 대한 예방의지가 높은 것을 나타낸다.

표 9. 공단 지역 지불의사금액 모형 추정 결과

Variable	Estimate	S.E.	Chi-Square	Pr > ChiSq
Intercept	10.35104	1.95282	28.0958	<.0001
typea	-0.06925	0.12808	0.2924	0.5887
age	-0.03049	0.08955	0.1159	0.7335
agesq	0.00052	0.001041	0.2495	0.6174
dmale	0.0771	0.16559	0.2168	0.6415
dmb	0.13635	0.18307	0.5547	0.4564
dcancer	2.22107	1.13724	3.8144	0.0508
explife	-0.02163	0.007945	7.4097	0.0065
dsmoke	-0.03382	0.17121	0.039	0.8434
cinc	-0.00109	0.000794	1.8794	0.1704
fam	-0.13722	0.0758	3.2774	0.0702
edu	0.13966	0.07693	3.2957	0.0695
dmar	-0.1286	0.25899	0.2465	0.6195
scoregh	-0.0029	0.005172	0.3143	0.5751
scoremh	0.003885	0.005614	0.4789	0.4889
scglifq	-0.00515	0.1258	0.0017	0.9673
sclifeq	0.2261	0.1539	2.1584	0.1418
Scale	1.12134	0.06455		
Log likelihood	-571.27385			

* S.E. : standard error

다. 지불의사금액 및 통계적 생명가치

A그룹과 B그룹의 질문 순서에 따른 지불의사금액의 동일성을 검토한 결과, 울산 공단지역에서 앞으로 10년간 암사망가능성 5/1,000 감소에 대한 지불의사금액은 Type A형과 B형이 질문순서가 다르지만 Wald Test 결과, 다르다고 볼 수 없다. 그러므로 지불의사금액을 분석할 때 자료를 같이 분석해도 문제가 되지 않는다(표 10).

표 10. 질문 순서에 따른 지불의사금액 추정의 동일성 검토

	분류	추정치	표준오차	95% 하한값	95% 상한값
울산 Type A 형 5/1,000	WTP/월(원)	14,661	1,351	12,250	17,547
	VSL(원)	351,861,823	32,432,575	293,989,999	421,125,695
울산 Type B 형 5/1,000	WTP/월(원)	15,020	1,301	12,684	17,786
	VSL(원)	360,477,143	31,235,796	304,416,902	426,861,221
Wald Test	Wald 검정통계량	0.04	* 귀무가설 기각하지 못함		

또한, 동일 설문그룹 내에서 내적 범위효과에 대한 검정(internal scope test) 결과, Type A형의 첫 번째 질문인, 앞으로 10년간 암사망가능성 5/1,000 감소에 대한 지불의사금액은 두 번째 질문인 앞으로 10년간 암사망가능성 1/1,000 감소에 대한 지불의사금액과 다르다고 볼 수 있다. 그러므로 울산 공단지역 Type A형의 설문에서 내적 범위효과를 만족하고 있다(표 11).

표 11. 동일 그룹내에서 내적 범위 효과에 대한 검정

	분류	추정치	표준오차	95% 하한값	95% 상한값
울산 Type A 형 5/1,000	WTP/월(원)	14,661	1,351	12,250	17,547
	VSL(원)	351,861,823	32,432,575	293,989,999	421,125,695
울산 Type A 형 1/1,000	WTP/월(원)	5,818	700	4,605	7,350
	VSL(원)	698,123,809	84,018,509	552,606,881	881,959,436
Wald Test	Wald 검정통계량	33.76		* 귀무가설 기각	

두 그룹 사이의 외적 범위효과에 대한 검정(external scope test) 결과, Type A형의 첫 번째 질문인, 앞으로 10년간 암사망가능성 5/1,000 감소에 대한 지불의사금액은 Type B형의 첫 번째 질문인 앞으로 10년간 암사망가능성 1/1,000 감소에 대한 지불의사금액과 다르다고 볼 수 있다. 그러므로 외적 범위효과를 만족하고 있다(표 12).

표 12. 두 그룹 사이의 외적 범위 효과에 대한 검정

	분류	추정치	표준오차	95% 하한값	95% 상한값
울산 Type A 형 5/1,000	WTP/월(원)	14,661	1,351	12,250	17,547
	VSL(원)	351,861,823	32,432,575	293,989,999	421,125,695
울산 Type B 형 1/1,000	WTP/월(원)	8,567	729	7,256	10,116
	VSL(원)	205,617,686	17,506,348	174,148,529	242,773,413
Wald Test	Wald 검정통계량	15.75		* 귀무가설 기각	

외적 범위 효과와 내적 범위 효과를 만족하고 있으며, 질문순서에 따른 지불의사금액의 차이가 없으므로 Type A, B형 자료를 함께 분석하였다. 추정된 지불의사금액 모형을 토대로 울산 공단 지역의 지불의사금액을 추정한 결과를 살펴보면, 평균 지불의사금액(WTP)은 14,852(원/월)로 추정되었으며, 1인의 통계적 생명가치액(VSL)은 356,444,501원으로 추정되었다(표 13).

표 13. 공단 지역의 평균 지불의사금액과 통계적 생명가치액

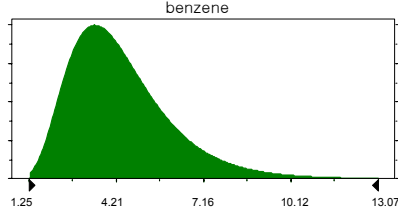
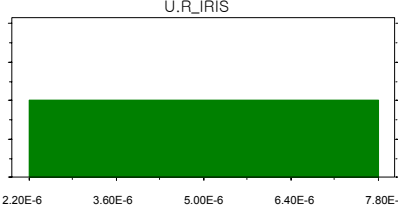
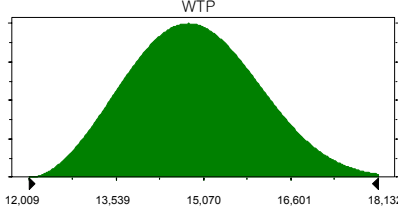
	분류	추정치	표준오차	95% 하한값	95% 상한값
울산 A&B 5/1,000	WTP/월 (원)	14,852	933	13,135	16,794
	VSL (원)	356,444,501	22,401,776	315,231,141	403,046,102

3. 통합 건강 손실비용

Benzene의 발암 영향으로 인한 건강 손실비용은 발암 위해성 평가 결과로 추정된 이론적 사망자수에 1인의 통계적 생명가치액(VSL)을 곱하여 추정하였다.

추정에 사용되는 변수들의 불확실성을 감소시키기 위하여, 각 변수들을 확률분포로 입력하여 손실비용을 추정하였다(표 14).

표 14. 통합 건강 손실비용 추정에 사용된 확률분포

변 수	분포 입력변수	확률분포
Benzene 농도	Log-normal distribution (median: 4.05, min: 1.3~max: 7.7)	
단위 위해도	Uniform distribution (min: 2.2E-06~ max: 7.8E-06)	
지불의사 금액	Weibull distribution (mean: 14,852, low 95%: 13,135 upper 95%: 16,794)	

추정 결과, 현 수준의 benzene의 발암 영향으로 인하여 one-hit 모델을 사용한 결과 연간 약 4천 9백만원, US EPA의 IRIS 자료를 사용한 결과 연간 약 2천 9백만원의 건강손실이 있는 것으로 추정되었다(표 15, 그림 7).

표 15. Benzene의 발암 영향으로 인한 건강 손실비용

추정모델	이론적 사망자수 (명/년)	통계적 생명가치액 (원/년/인)	건강 손실 비용 (원/년)		
			5 percentile	Point	95 percentile
one-hit	0.14	356,445,000	23,500,000	48,627,000	86,081,000
LMS	0.08		10,392,000	29,480,000	60,212,000

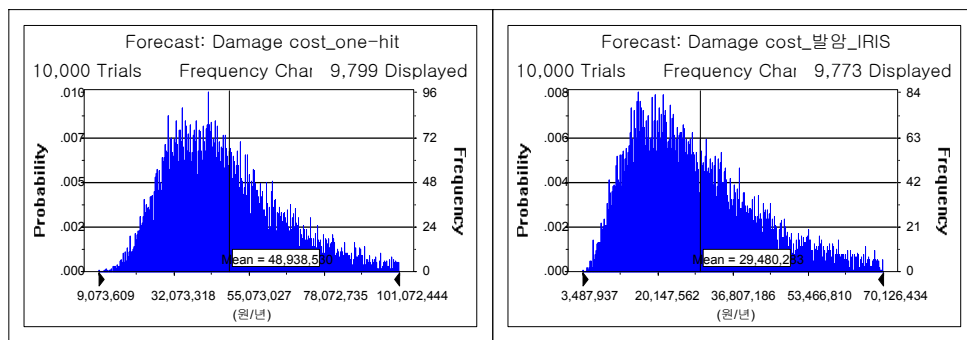


그림 7. Benzene 발암 인체 영향의 건강 손실비용 분포

V. 고찰

1. 인체 위해성 평가

이론적 암 사망자수를 추정하기 위하여, 본 연구에서는 '대기 중 Benzene의 오염농도($\mu\text{g}/\text{m}^3$) \times 단위 위해도($(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) \div 70년 \times 노출인구수' algorithm을 사용하였다. 불확실성 분석을 위해 추정에 사용된 변수 중 오염농도와 IRIS의 단위 위해도는 단일값이 아닌 분포로 입력하였으며, 노출인구수는 단일값으로 고려하여 분석하였다.

대기 중 benzene의 오염농도는 2001년 국립환경연구원에서 조사한 오염농도자료를 사용하였다. 이 자료는 울산 공단 인근 지역에서 측정된 자료로서, 총 14개 site에서 측정하였으며, 적은 sample 수를 감안하기 위하여 농도를 분포로 입력하여 위해도를 추정하였다. 측정 결과, 중앙값 $4.05\mu\text{g}/\text{m}^3$ 에 최소 $1.3\mu\text{g}/\text{m}^3$ ~최대 $7.7\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 측정되었다. 이 측정값은 WHO에서 제시한 미국 뉴저지지역의 평균 농도인 $8.6\mu\text{g}/\text{m}^3$ 보다는 낮은 값이었으며 (WHO/IPCS, 1993), 멕시코 시티 평균 농도 $9.94\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Brovo 등, 2002), 로마 $11.1\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Pen-Chi 등, 1995)에 비하여 낮은 농도를 보였다(표 16).

표 16. Benzene 오염 농도 비교 (국외)

조사지역	농도($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Reference
New Jersey	8.6	WHO/IPCS, 1993
Mexico City	9.94	Brovo et al., 2002
Rome	11.1	Pen-Chi et al., 1995
U.S cities	1.6	Lance et al., 1987
Canada cities	7.3	Cecilia et al., 1990

국내 측정 자료와 비교하여 보면, 조사 시기와 지역에 따른 차이가 있지만, 본 연구에 사용된 자료가 서울에 비해서는 높았지만 다른 공업도시에 비해서는 다소 낮은 것으로 나타났다(표 17).

표 17. Benzene 오염 농도 비교 (국내)

조사지역	농도($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Reference
서울	2.38	연세대 환경공해연구소,
인천	6.87	1995-1998
대구	6.60	박성옥 등, 1996
여천	5.34	연세대 환경공해연구소, 1997
서울 (난지도)	1.49	연세대 환경공해연구소, 2003

이론적 사망자수 추정에 가장 큰 영향을 미치는 변수인 오염도 자료의 정확성이 사망 손실비용 추정에도 매우 중요하기 때문에 지역의 대표성을 유지할 수 있을 만큼의 측정수와 시료수를 확보하여야 한다.

또한, 본 연구에서는 US EPA에서 제공하고 있는 IRIS의 단위 위해도를 그대로 적용하여 위해도를 추정한 결과와 기존에 발암 외삽 모형으로 사용하던 one-hit 모델을 통하여 외삽된 단위 위해도를 사용한 결과를 비교하였다. 본 연구에서 사용된 IRIS의 단위 위해도는 Rinsky 등이 1,146명의 benzene 노출 cohort를 다년간 조사하여 얻어진 자료를 Crump 등이 linearized multistage model을 사용하여 외삽한 자료서, 기존 용량-반응 평가에서 동물 실험자료를 사용한 연구에 비하여 매우 신뢰성 있는 자료라고 할 수 있다. 동물 실험자료를 사용할 경우, 동물 실험 용량을 인체 등가 용량으로 환산하는 과정이나, 실험 조건의 이상, 통계적 외삽과정에서의 불확

실성 등 다양한 부분에서 신뢰성이 떨어진다고 할 수 있다.

Benzene의 흡입 단위 위해도에 대한 연구는 매우 다양하고 많이 수행되어 왔다. 앞서 설명된 Rinsky 등의 cohort연구 외에도 Ott 등(1978), Bond 등(1986), Wong 등(1987)과 같이 산업장이나 작업장에서 benzene의 영향을 받는 대상 집단에 대한 역학 연구들이 있어 왔다. 하지만, 이러한 기타 연구들에 비하여 Rinsky 등의 연구는 benzene 이외의 다른 발암 물질에 대한 영향을 통제하였을 뿐만 아니라, 매우 다양하고 넓은 범위의 노출량에 대하여 연구를 수행하였기 때문에 매우 신빙성 있는 자료라고 할 수 있다.

또한, Crump 등이 사용한 외삽법인 LMS(linerized multistage) model의 경우, benzene이 백혈병을 유발시키는 생물학적 메커니즘을 고려하였을 때, 저용량에서 선형적인 형태를 갖는 메커니즘이 적용된 것이다. 외삽 모델에 따라 다양한 단위 위해도값이 추정이 되기 때문에 모델의 선택은 매우 신중해야 한다.

US EPA IRIS에서 대기 중 benzene $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ 당 $2.2\times 10^{-6}\sim 7.8\times 10^{-6}$ 을 사용하여 이론적 사망자수와 손실비용을 추정된 결과, 이론적 사망자수는 연간 0.08명, 손실비용은 약 2천 9백만원으로 추정되었다. 또한, 본 연구에서 비교를 위하여 IRIS와 동일한 Rinsky 등의 역학 연구를 토대로 기존의 one-hit 모델을 사용하여 단위 위해도를 추정된 결과 대기 중 benzene $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ 당 8.3×10^{-6} 으로 추정되었으며, 이 결과를 사용하여 이론적 사망자수와 손실비용을 추정된 결과 이론적 사망자수는 연간 0.14명, 손실비용은 약 4천 9백만원으로 추정되었다.

비교된 결과에서 나타나있는 바와 같이 단위 위해도의 추정에 사용되는

모델의 결정은 그 최종 결과에 많은 영향을 미친다. 따라서 가장 신뢰성있는 자료와 생물학적 메커니즘을 고려한 외삽 모델을 선택하여 사용해야 한다. 1985년 US EPA에서는 benzene의 leukemia 발현 기작을 one-hit으로 간주하여(정상세포가 암에 걸리기까지는 발암물질이 동일한 세기로 1번의 hit을 가하여야 한다) 단위 위해도를 제시하였다. 그 결과, 현재 IRIS에서 제공하고 있는 단위 위해도 보다 보수적인 값(8.1×10^{-6})을 제시하였으며, 위해성 평가 결과에 많은 영향을 미쳤다. 최근 발암과 비발암 영향을 동시에 고려하여 평가하고자 하는 benchmark dose approach를 적용하여 단위 위해도를 추정하는 선행연구는 아직 없었지만, 이러한 기존의 수학적 외삽모델과의 비교를 통하여 위해도 추정의 새로운 방법으로 인정을 받기 위해 많은 연구가 필요할 것으로 사료된다.

또 다른 단위 위해도 추정의 변수인 동물 실험자료와 역학 자료의 차이를 살펴보아야 한다. 동물 실험자료에 비하여 역학 자료는 risk의 정량적인 계산에 적합하며, 인체 자료를 직접 적용할 수 있기 때문에 용량-반응 관계를 규명하기에 용이하다. 하지만, 대부분의 동물실험은 실험 조건과 노출 시나리오를 다양하게 만들 수 있으며, 실질적으로 사고나 작업장에서의 노출과 같은 특별한 상황을 제외하고는 화학물질에 대한 역학자료를 확보하는 것이 매우 어렵기 때문에 수치적으로 보다 많은 동물 자료를 써서 타당한 방법론에 의해 인체 영향을 예측하는 것이 더 나은 방법이라고 할 수 있다.

지금까지 살펴보면, 이론적 사망자수를 추정하기 위한 여러 요소들에 대하여 불확실성이 존재하고 있지만, 실제 이 연구에서 도출된 이론적 사망자수에 대한 수치적 결과들을 다른 목적으로 활용할 경우, 앞에서 언급

한 가정들이나 불확실성들을 감안해야 할 것이다. 이들 수치는 과학적으로 검증된 세밀한 자료이기보다는 정책적인 활용을 위한 진단 도구로 해석하면 될 것이다. 하지만 좀 더 타당성 있는 결과물을 도출하기 위해서는, 평가 과정에 내재되어있는 불확실성들을 감소시키고, 사망자수 계산에 이용된 오염 농도나 노출 자료들이 좀 더 보완되어야 할 것으로 생각된다. 또한 과거 측정 자료를 이용한 경우는 현재 오염 자료에 대한 확보나 검증이 필요하다고 판단된다.

2. 경제성 평가

발암 영향에 따른 손실 비용을 조사하기 위하여, 통계적 생명가치액(VSL)을 추정하는 가상 가치평가법(CVM)을 사용하였으며, 가상 가치평가법 중 비교적 편의(bias)가 적은 이중경계 양분선택형(DBDC) 접근법을 사용하였다. DBDC 설문을 위한 제시 금액은 사전 조사(pretest)를 통하여 4,000원, 10,000원, 20,000원, 40,000원으로 정하였다. 사전 조사시에는 10,000원, 20,000원, 40,000원, 60,000원으로 조사를 수행하였으나, 응답결과를 검토한 결과, 최대 금액 기피경향이 매우 높아서 조정하였다.

위해도 감소에 따른 지불의사금액을 유도하기 위하여 본 연구에서는 응답자의 이해를 높이기 위하여 격자형 카드를 제시하여 설문을 수행하였다. 기본 위해도를 연간 만명당 1명과 만명당 5명의 위해도 변화를 제시하고 그에 따른 응답자의 지불의사를 조사하였다. 이러한 연구방법은 Krupnick 등의 연구(2000)에서 적용된 바 있는데, Krupnick 등은 응답자들이 위해도

변화 또는 감소치에 대한 이해도 부족 때문에 이러한 방법을 적용하게 되었다. Krupnick의 연구에서 사망 확률에 대한 응답자의 이해를 돕기 위하여 1,000개의 격자 그래프를 이용하여 설문하였다. 흰색의 격자는 살아있음을 나타내며 붉은색은 사망으로, 위해도의 변화는 붉은색을 푸른색으로 표기하여 위해도의 감소를 나타내었다. 이 연구에서는 연간 위해도 변화치를 10^4 으로 제시하였기 때문에 10년간 위해도의 10^3 의 변화에 대한 설문을 실시하였다. 위해도 변화기간을 10년으로 산정한 이유는 우선, 응답자들에게 제시되는 위해도가 앞으로 12개월(1년) 동안 본인이 사망할 위해도라고 제시할 경우, 제시되는 위해도가 본인에게는 적용되지 않을 것으로 믿을 것이기 때문이다. 따라서 1년의 위해도를 제시하기보다는 더 긴 기간에 대한 위해도를 제시하는 것이 훨씬 효율적이며 이해를 높이는 데 도움이 된다. 또한, 1,000개의 격자 그래프가 훨씬 응답자를 이해시키기가 쉽고 간단하기 때문에 선택하였다. 만약 10,000개나 100,000개의 격자를 사용할 경우 매우 혼동될 소지가 크고, 위해도의 변화가 상대적으로 낮게 평가될 수도 있기 때문에 1,000개의 격자 그래프를 사용하였다.

또한, Krupnick의 연구에서는 응답자들에게 향후 12개월 동안 그들의 baseline risk가 어떠한 것인지를 설문하였을 때, 응답자들이 이러한 위해도가 응답자 본인들에게는 해당이 안될 것이라고 믿는 점을 발견하였다. 즉, 짧은 기간동안의 위해도 변화에 대해서는 인지도가 낮았으며, 이 연구에서 제시한 10년 동안의 위해도 변화에 대해서는 인지도가 높았다. 따라서 1년의 단기간동안의 위해도 변화에 대한 추정보다 장기간의 위해도 변화에 대한 추정이 훨씬 신뢰도 높은 결과를 얻을 수 있다.

본 연구에서는 위해도 감소에 대한 지불 수단으로서, 가상의 제품을 제

시하고 그에 대한 구입의사를 조사하여 지불의사금액을 추정하였다. 하지만 가상의 제품을 자세한 설명이 없이 제시할 경우, 정량적 위해도 변화의 화폐적인 가치에 대한 응답자들의 개념이 부족하여, 위해도 개선을 위해 투자를 할 수 있는지에 대한 결정을 유도하는데 문제가 발생할 수 있다. 이러한 문제를 해결하기 위하여, 응답자들에게 익숙한 검진결과나 제품(예를 들어, 유방암 진단 결과, 암 조직검사결과, 또는 혈압약 등)과 관련된 정량적인 위해도 감소를 설명한 후에 이러한 질병으로 인한 사망률을 줄이기 위해 개인이 얼마나 지불할 수 있는지에 대한 설문을 수행하였다.

기존의 VSL 추정 과정에서는 응답자의 소득에 따른 영향이 큰 것으로 보고(Jones-Lee et al., 1985)되었지만, 최근의 연구에서 연령과 개인의 건강 상태에도 많은 영향을 받는 것으로 알려지고 있다.

본 연구에서는 연령에 대한 구분 없이 분석을 수행하였으며, 제시하는 기본 위해도는 일반적인 발암 위해도를 제시하여 감소에 대한 변화의 지불의사를 유도하였다. 하지만, Alberini 등의 연구(2002)에 의하면, 연령에 따른 WTP/VSL이 유의한 차이가 있는 점을 발견하였다. Alberini 등은 1999년 Canada Ontario의 Hamilton 지역에서 40세에서 79세사이의 성인 930명을 대상으로 WTP 추정 연구를 수행하였다. 설문조사후, 연령을 10세 구간으로(40-49, 50-59, 60-69, 70-79) 나눈 후, 각 연령 집단의 WTP와 VSL을 유도하였다. 40-49세를 기준으로 하고, 나머지 집단을 dummy 처리하여 집단간 비교한 결과, 70세 집단이 유의수준 0.1에서 통계적으로 유의한 차이가 있음을 발견하였다.

개인의 건강 상태가 얼마나 지불의사금액에 영향을 미치는 지 조사하기 위하여, 본 연구에서는 QualityMetric사의 SF-36 설문문항을 사용하였다

(www.qualitymetric.com). SF-36은 총 36개의 문항으로 개인의 일반, 신체적, 정신적 건강상태를 100점 만점으로 평가하는 설문 방법이다. SF-36외에 응답자, 응답자 가족의 만성질환 경험 유/무, 암 치료 경험 유/무, 응답자의 흡연 유/무 등을 함께 조사하여, 지불의사금액에 어떠한 영향을 미치는지 조사하였다. 지불의사모형 추정 결과, 건강에 대한 변수들 중 암 치료 경험 유/무 항목을 제외하고, 통계적으로 유의한 변수는 없었다. 하지만, 각 변수의 지불의사금액에 미치는 영향을 살펴보면, 흡연자일수록, 지불의사금액에 적었으며, 정신 건강 점수가 높을수록 지불의사금액이 높았고, 암 치료 경험이 있을수록 지불의사금액이 높았다. Alberini 등의 연구에서는 암을 제외한 만성질환의 응답자, 응답자 가족의 경험이 있을수록 유의하게 지불의사금액을 증가시켰으나, 암 치료 경험의 경우, 경험이 있을수록 지불의사금액을 오히려 감소시키는 것으로 조사되었으나, 통계적으로 유의하지는 않았다.

앞서 살펴본 바와 같이, 지불의사금액과 통계적 생명가치액은 개인 또는 가구의 수입뿐만 아니라, 연령과 건강상태에도 많은 영향을 받는 것으로 생각된다. 따라서, 비용-편익 분석에서 기존의 VSL을 그대로 유도하여 사용하는 것보다는, 건강상태와 기대여명을 보정한 QALY(Quality Adjusted Life Year) 개념을 합친 VSLY(Value per Statistical Life Year)을 연령대별로 적용하는 것이 타당한 방법이 될 수 있을 것이다.

VI. 결 론

공단 지역에서 대기 중 benzene으로 인한 발암 인체영향에 대한 경제성 평가를 위해서, 건강 위해성 평가를 수행하여 대상 지역의 이론적 암 사망자수를 추정하고, 대상 지역 주민을 대상으로 가상 가치평가법을 통한 위해도 감소의 지불의사금액을 추정하여 1인의 통계적 생명가치액을 유도하여 이론적 암 사망자수에 대한 사망 손실비용을 유도하였다.

대상 공단 지역의 대기 중 benzene의 평균 농도는 $4.05\mu\text{g}/\text{m}^3$ (min: $1.3\sim$ max: $7.7\mu\text{g}/\text{m}^3$)로 조사되었다. Benzene 단위 위해도 산출을 위하여 one-hit 모델과 LMS 모델을 사용하여 추정한 결과, US EPA의 IRIS에서 사용하고 있는 LMS 모델의 단위 위해도($2.2\times 10^{-6}\sim 7.8\times 10^{-6}$)에 비하여 one-hit 모델에서 현 IRIS 단위 위해도 보다 높게 산출되었다(8.3×10^{-6}). 추정된 단위위해도를 사용하여, 노출인구수 263,828명에 대한 연간 인구 집단 위해도를 추정한 결과, IRIS 모델에서 연간 발암 사망자는 0.08명(5~95 percentile: 0.03~0.17명)으로 조사되었으며, one-hit 모델에서 연간 발암 사망자는 0.14명(5~95 percentile: 0.03~0.17명)으로 조사되었다.

1인의 통계적 생명가치액을 추정하기 위하여, 공단 지역의 지불의사금액 모형을 추정한 결과, 응답자의 암 치료경험 유/무와 기대 여명, 가족수, 교육수준이 유의한 영향 요인으로 조사되었으며, 연간 만명당 5명의 위해도 감소에 대한 지불의사금액은 월 14,852원(95% C.I:13,135원~16,794)으로 산출되었으며, 위해도 감소치를 고려한 1인의 통계적 생명가치액은 약 3억 6천만원(95% C.I:3억2천만원~4억원)으로 추정되었다.

대기 중 Benzene의 발암 영향으로 인한 건강 손실비용은 발암 위해성 평가로 추정된 이론적 사망자수에 1인의 통계적 생명가치액을 곱하여 추정하였다. IRIS 자료를 토대로 추정 결과, 현 수준의 benzene의 발암 영향으로 인하여 연간 약 2천 9백만원(5~95 percentile: 1천만원~6천만원)의 건강 손실이 있는 것으로 추정되었으며, one-hit 모델을 사용하여 추정된 단위 위해도를 토대로 추정한 결과, 연간 약 4천 9백만원(5~95 percentile: 2천 4백만원~8천 6백만원)의 건강 손실이 있는 것으로 추정되었다.

본 연구에서 수행된 것과 같이, 사망률 및 유병율을 감소시키기 위해 일반인들이 취하는 행동에 대한 경제적인 해석은 보건 정책에 효율적인 결정 수단이 될 수 있다. 위해도 감소에 대한 경제적인 해석을 위하여, 일반인들이 취하는 행동을 화폐적 가치로 환산하는 작업은 매우 중요하다. 이러한 위해도 감소에 대한 경제적인 해석은 지불의사금액 도출을 통한 가상 가치 평가법에 의해 수행된다. 후생 경제학적인 측면에서 가상가치 평가법은 시장 부재의 소비재에 대한 비용-편익 분석(cost-benefit analysis)과 지역의 위해도 기반 관리정책과 일반인의 이해관계 형성에 매우 효율적인 수단으로 사용될 것으로 사료된다.

참 고 문 헌

- 김윤신, 이진홍, 남병현. 석유화학단지의 휘발성 유기 화합물에 대한 확률론적 위험도 평가. 대한환경공학회지. 1998; 20(6): 841-850
- 김예신, 이용진, 박화성, 신동천. 환경 오염으로 인한 인체 위험도에 입각한 사망 손실 비용에 관한 연구. 대한예방의학회지 36(3)호 게재 예정
- 김예신, 이용진, 박화성, 남정모, 김진흠, 신동천. (2003) 환경 오염으로 인한 위험도 감소에 대한 지불의사금액 추정에 관한 연구. 한국환경독성학회지 2003; 18(1): 1-13
- 김태유, 곽승준, 엄미정. Estimation of the value of reduced morbidity in Seoul ; willingness to pay approach. 환경경제학회 정기학술대회 논문집. (1998)
- 신동천, 조성준, 문지혜, 정용. 인체 위해성 평가를 위한 혈중 휘발성 유기 오염물질의 인체노출평가. 한국분석과학회. 제20회 총회 및 학술대회 (1998)
- 신영철. 대기오염으로 인한 건강효과의 경제적 비용 -급성 호흡기 질환 외래환자를 중심으로-. 자원·환경경제연구 2002; 11(4): 659-687
- 엄영숙. 대기오염이 건강에 미치는 영향에 대한 가치평가 : 회피행위 접근법을 사용하여. 환경경제연구. 1998; 7(1): 1-23
- 연세대학교 환경공해연구소. 여천공단지역의 환경오염으로 인한 건강 위해성 평가. 국립환경연구원 (1997)
- 연세대학교 환경공해연구소. 환경 위해성 평가 및 관리기술 - 대기오염물질의 위해성 평가 및 관리기술 개발. 환경부 (1995~1998)

- 유승도, 김대선, 김정현, 박재성, 차정훈, 김필제, 박상희, 김희갑, 이종태, 이충렬. 환경오염 노출 및 건강영향 실태조사 -울산공단-. NIER No. 2001-07-599. 국립환경연구원보 2001; 23: 27-43
- 유승훈, 김태유. 조건부 가치측정법을 이용한 서울시 오존오염 저감정책의 편익 분석. 한국정책학회보 1999; 8(3): 191-211
- 전상일. 서울시 대기오염이 건강에 미치는 영향과 질병비용에 관한 연구. 서울대학교 대학원 보건학과 보건학 박사학위 논문 (1999)
- 조준모, 유완식. 교통수요관리정책에 따른 대기오염의 사회적 편익 추정. 환경경제학회 정기학술대회 논문집. (1998)
- 환경부. 화학물질 배출량 조사결과 (1999-2000), 환경부 화학물질과, 2002
- Alberini A, Cropper M, Fu TT, Krupnick A, Liu JT, Shaw D, Harrington W. Valuing health effects of air pollution in developing countries : the case of Taiwan. JEEM 1997; 34: 107-126
- Anderson E. Carcinogen Assessment Group of the U.S. Environmental Protection Agency. Quantitative approaches in use to assess cancer risk. Risk Anal. 1983; 3: 277-295
- Arrow K, Solow R, Portney PR, Leamer EE, Radner R, Schuman H. Report of the NOAA panel on contingent valuation. Washington D.C.: National Oceanic and Atmospheric Administration, U.S. Department of Commerce. 1993
- Brethour C, Weersink A. An economic evaluation of the environmental benefits from pesticide reduction. Agricultural Economics. 2001; 25: 219-226

- Crump K A new method for determining allowable daily intakes. *Fund. Appl. Toxicol.* 1984; 4: 854-871
- Crump K, Howe R. The multistage model with a time-dependent dose pattern: Applications to carcinogenic risk assessment. *Risk Analysis* 1984; 4: 163-176
- Crump K Risk of benzene-induced leukemia: a sensitivity analysis of the Pliofilm cohort with additional follow-up and new exposure estimates. *J. Toxicol. Environ. Health* 1994; 42: 219
- Gaylor D Quantitative risk analysis for quantal reproductive and developmental effects. *Environ. Health Perspect.* 1989; 79: 243-246
- Jones-Lee MW, Hammerton M, Phillips PR The value of safety: Results of a national sample survey. *Economic Journal* 1985; 95: 49-72
- Kimmel C, Gaylor D Issues in qualitative and quantitative risk analysis for developmental toxicology. *Risk Anal.* 1988; 8: 15-21
- Krupnick A, Alberini A, Cropper M, Simon N, O'Brien B, Goeree R, Heintzelman M. Age, health and the willingness to pay for mortality risk reductions: a contingent valuation survey of Ontario residents. Discussion Paper 00-37. Resource for the Future. Washington D.C., 2000
- Mitchell RC, Carson RT. Using surveys to value public goods : the contingent valuation method. Resource for the Future. Washington D.C., 1989
- National Toxicology Program (NTP). Toxicology and carcinogenesis

- studies of benzene(CAS No. 71-43-2) in F344/N rats and B6C3F₁ mice (gavage studies) TR-289. 1986
- Office of Science and Technology Policy (OSTP). Executive Office of the President. Chemical carcinogens; A Review of the Science and Its Associated Principles. Washington, D.C. 1985
- Rinsky RA, Young RJ, Smith AB Leukemia in benzene workers. Am J Ind Med. 1981; 2: 217-245
- Rothman N, G.L Li, M. Dosemeci, W.E. Bechtold, G.E. Marti Y.Z. Wang, M. Linet, L.Q. Xi, W. Lu, M.T. Smith, N. Titenko-Holland, L.P. Zhang, W. Blot, S.N. Yin, R.B Hayes Hematotoxicity among Chinese workers heavily exposed to benzene. AM. J. Ind. Med. 1996; 29: 236-246
- Smith, MT. The mechanism of benzene-induced leukemia: a hypothesis and speculations on the causes of leukemia. Environ Health Perspect 1996; 104(Suppl 6):1219-1225.
- U.S EPA. Guideline for preparing economic analysis. Office of the Administrator, September, EPA-240-R-00-003. 2000
- U.S EPA. Regional and State Planning Branch, A guidebook to comparing risks and setting environmental priorities, Washington D.C., 1993
- US EPA Benchmark dose technical guidance document. EPA/630/R-00/001. Risk Assessment Forum, 2000
- US EPA Guidelines for the health assessment of suspect development

- toxicants. Federal Register 50: 39426-39436. 1986
- US EPA Handbook for non-cancer health effects valuation. Non-cancer health effects valuation subcommittee of the EPA Social Science Discussion Group. 2000
- US EPA Integrated Risk Information System. Background document(4/1/91). Cincinnati, OH: Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office. 1992
- US EPA Proposed guidelines for assessing male reproductive risk. Federal Register 53: 24850-24969. 1988
- US EPA Risk assessment guidance for Superfund. Vol. I: Human health evaluation manual. Interim final. Washington, DC: Office of Emergency and Remedial Response. 1989
- US EPA The use of the Benchmark Dose Approach in health risk assessment. EPA/630/R-94/007. Risk Assessment Forum, 1995
- US EPA. A descriptive guide to risk assessment methodologies for toxic air pollutants. EPA/453/R-93/038. Office of Air Quality Planning and Standards, 1993
- US EPA. Carcinogenic Effects of Benzene: An Update. EPA/600/P-97/001F. Washington DC: Office of Research and Development., 1998
- US EPA. Toxicological review of benzene (noncancer effects). EPA/635/R-02/ 001F. Washington DC: Office of Research and Development., 2002

Ware JE, Albertsen PC, Aaronson NK, Muller MJ, Keller SD. Health-related quality of life among patients with metastatic prostate cancer. *Urology*, 1997; 49(2): 207-217

WHOQOL group. The World Health Organization Quality of Life Assessment. Development and General Psychometric Properties. *Soc. Sci. Med.* 1998; 46(12): 1569-1585

ABSTRACT

A study on estimating cancer damage cost due to risk from
benzene in industrial complex area

Yong-Jin Lee

Dept. of Environmental Health

The Graduate School of

Public Health, Yonsei University

(Directed by Professor Dong Chun Shin, M.D., Ph.D)

In industrial complex area, ambient air quality improved than past by pollution reduction investment of industrial corporation and government's special environment plan recently.

However, suitable decision-making tools must be needed between regulation and development for policy decision for most suitable between environmental pollution that followed by industry growth and economy development.

Cost-benefit analysis is very comfortable tools to be most economical considering together convenience about expense by this development /regulation and environment quality improvement and help though do

decision-making efficiently. These cost-benefit analysis for environment is very difficult because of characteristics of product that there is no market for environment quality.

Quantitative health risk assessment achieved to presume benefit from improving ambient air quality in this research, and willingness to pay amount of industrial complex local residents estimated to calculate a value of statistical life.

And synthesizing result of health risk assessment and result of economic assessment, I assumed environment benefits that based on risk management.

This research takes the target area to Ulsan industrial complex area and achieved risk assessment and economic assessment. Target pollutant takes a benzene that is typical carcinogenic substance of volatile organic compounds and achieved cancer risk assessment..

Health risk assessment performed on the basis of US EPA's cancer risk assessment guideline. Unit risk for benzene that influence in result of health risk assessment, estimated through various mathematical extrapolation model using biological test data, and for uncertainty analysis estimation, each variables fitted to probability distribution and produced theoretical mortality rates.

In economic assessment, I estimated a value of statistical life to presume the theoretical mortality rate's benefit that is result or health risk assessment, and used contingent valuation method to investigate a

willingness-to-pay to produce a value of statistical life.

To evaluate human adverse effects by benzene of industrial complex area, this research used benzene concentration data that examine in National Institute of Environmental Research.

It measured average concentration $4.05\mu\text{g}/\text{m}^3$ (min $1.3\mu\text{g}/\text{m}^3 \sim$ max $7.7\mu\text{g}/\text{m}^3$) in site of Ulsan industrial complex area.

Benzene unit risk to estimate a theoretical mortality rates presumed using existent mathematical extrapolation models. Estimated unit risk for benzene is 8.3×10^{-6} in one-hit model, and $2.2 \times 10^{-6} \sim 7.8 \times 10^{-6}$ in linerized multistage model.

With fitting unit risk to uniform distribution, theoretical cancer mortality rates to Ulsan industrial complex area for exposure population size 263,828 people was estimated by 0.08 people (5~95 percentiles : 0.03~0.17 people) per years in LMS model, and by 0.14 people (5~95 percentiles : 0.07~0.24 people) per years in one-hit model.

To estimate a value of statistical life in Ulsan industrial complex areas, this research presumed a willingness-to-pay amount for 500 inhabitants living nearby industrial area, using double-bounded dichotomous choice approach. In result, their willingness-to-pay for reducing a risk by 5/10,000 was 14,852 won (95% C.I : 13,135 won ~ 16,794 won) per month, and value of statistical life estimated about 360 million won (95% C.I : 320~400 million won).

The health damage cost by carcinogenesis effect of benzene estimated

to multiple the theoretical mortality rates and the value of statistical life. The health damage cost of LMS model was about 29 million won (5~95 percentiles : 10~60 million won) per year and that of one-hit model was about 49 million won (5~95 percentiles : 24~86 million won) per year examined by carcinogenesis effect of benzene of present level in Ulsan industrial area.

As this research, economic analysis about action that peoples take to reduce mortality and morbidity can be efficient decision tools in health and environmental policy. It is very important to convert these action by monetary value for economical analysis about health risk reduction.

In a viewpoint of welfare economics, contingent valuation method is very efficient tools for cost-benefit analysis of non-market commodities, decision-making based on risk management, and communication with public.

Key words: benzene, risk assessment, contingent valuation method,
theoretical mortality rate, value of statistical life,
willingness to pay