

## 부산광역시 사상공단지역의 지하수 및 토양 위해성 평가

전항탁<sup>1</sup> · 함세영<sup>1\*</sup> · 정재열<sup>1</sup> · 류상민<sup>2</sup> · 장성<sup>3</sup> · 이정환<sup>1</sup> · 이수형<sup>1</sup>

<sup>1</sup>부산대학교 지구환경시스템학부, <sup>2</sup>(주)현대엔지니어링 지질지하수부, <sup>3</sup>한국농어촌공사 경남지역본부

### Risk Assessment of Groundwater and Soil in Sasang Industrial Area in Busan Metropolitan City

Hang-Tak Jeon<sup>1</sup>, Se-Yeong Hamm<sup>1\*</sup>, Jae-Yeol Cheong<sup>1</sup>, Sang Min Ryu<sup>2</sup>, Seong Jang<sup>3</sup>,  
Jeong-Hwan Lee<sup>1</sup>, and Soo-Hyung Lee<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Division of Earth Environmental System, Pusan National University

<sup>2</sup>Geology & Groundwater Dept., Hyundai Engineering Co., Ltd.

<sup>3</sup>Gyeongsangnam-Do office, Korea Rural Community Corporation

본 연구는 지하수, 토양, 대기의 노출경로에 따라서 부산광역시 사상공단의 지하수와 토양이 인체와 환경에 미치는 영향을 평가하였다. 토양과 대기의 노출경로에 따른 발암 위험은 나타나지 않았으나, 지하수에서는 TCE와 PCE의 발암 위해성이 각각의 기준 한계값인 1.0E-6과 1.0E-5에 대해서 각각 6.7E-6과 1.0E-5로 나타나 발암 위험이 있는 것으로 판단되었다. 대기에서는 비발암성 위험이 나타나지 않았다. 토양의 위해계수와 위해지수는 각각 3.4E-5와 5E-5로서 기준 한계값(1.0) 보다 낮게 나타났으나, 지하수의 위해계수와 위해지수는 각각 0.7 (위해성이 없음)과 1.4(위해성이 있음)로 나타났다. TCE의 최소성분감소비(CRF)는 2.5로서 TCE의 정화작업이 요구된다. 18개의 노출인자에 대한 민감도 분석 결과, 8개의 노출 인자(비 발암 물질에 대한 평균 수명, 발암 물질에 대한 평균 수명, 체중, 노출기간, 노출빈도, 피부노출빈도, 토양 섭취율, 물 섭취율)의 변화에 따라서 위해도가 변화하는 것으로 나타났다.

**주요어** : 위해성 평가, 지하수, 토양, 위해성에 근거한 복원방법, 부지고유 정화목표치, 위해계수, 위해지수, 최소성분감소비

The risk assessment of groundwater and soil in Sasang industrial complex in Busan Metropolitan City was carried out in order to estimate risks to human health and the environment. The carcinogenic risk (CR) of receptors to soil and air was not identified. However, the CRs for TCE and PCE were 6.7E-6 and 1.0E-5, respectively. Hazard quotient (HQ) and hazard index (HI) did not appear through air exposure pathways. Yet the HQ and HI of soil were 3.4E-5 and 5E-5, respectively, and lower than the critical value (1.0). On the contrary, HQ and HI with respect to groundwater were calculated as 0.7 (not hazardous) and 1.4 (hazardous). The constituent reduction factor (CRF) for TCE in the study area was determined as 2.5, and thus remediation work is demanded. As a result of sensitivity analysis for 18 exposure factors, eight exposure factors (life time of carcinogens, age, body weight, exposure duration, exposure frequency, dermal exposure frequency, water ingestion rate, and soil ingestion rate) varied with the variation of risk.

**Key words** : risk assessment, groundwater, soil, risk-based corrective action, site specific target level, hazard quotient, hazard index, constituent reduction factor

#### 서 론

우리나라에서는 과거부터 개발 위주의 지속적인 고도

성장에 의해서 환경오염이 점점 심해지고 있다. 특히, 유류제조 및 이송저장시설, 군대 주둔지역, 항공기 및 차량 정비지역 등 지하수 및 토양 오염지역의 복원정화사업에

\*Corresponding author: hsy@pusan.ac.kr

대한 관심은 날로 높아지고 있다. 그러나 현재까지는 국내에서 지하수와 토양에 대한 위해성 평가 연구 결과가 많지 않으며, 위해성 평가기준도 정립되어 있지 않다. 지하수 오염의 위해성 평가를 위해서는 위험(예를 들면, 농업활동에 의한 질산염)과 취약성(예를 들면, 오염물질이 경로를 통하여 지하수에 도달하는 가능성)을 고려하여야 한다(Wang and Yang, 2008).

위해성 평가는 인간이나 생태계 및 기타 관련 수용체가 유독성 오염물질에 노출될 때 일어날 수 있는 자연 환경적 또는 작업 환경적인 건강의 위해를 정량적으로 평가하는 것이다(한정상과 한규상, 1999). 위해성 평가는 주로 인간의 건강에 예상되는 악영향을 파악하고, 건강에 미치는 영향의 발생 확률적인 위해성을 계산하며, 그 영향이 발생될 빈도와 수를 산정함으로써 공기, 토양, 지하수, 지표수, 음식물 내에서 허용 가능한 독성물질의 농도를 예측하게 된다. 이러한 위해성 평가는 오염부지의 정화 목표 산정과 합리적인 복원을 위해서 필요하다(류상민 외, 2007). 위해성에 근거한 복원방법에서는 현장의 특수성과 실질적인 위해성을 고려하여 오염된 지하수와 토양의 정화 수준을 결정하기 위하여 계층화된 방법을 이용하며(ASM, 2000), U.S. EPA(1996b), U.S. AFCEE(1998)에서도 이와 유사한 방법들을 이용하고 있다. 위해성 평가의 순서를 보면, 먼저 이용 가능한 오염부지 정보와 자료를 근거로 해서 해당오염부지의 상대적인 규모와 시급성을 특성화·구체화하고, 응급조치를 제시한 후에 부지에 대한 오염의 분류 단계를 정한다. 위해성 평가 시에는 부지 고유, 개인 목적에 따라서 실제적인 오염물질의 정화기준 농도결정이 필요하다. 그리고 인체에 미칠 수 있는 위해의 정량적 평가와 오염된 토양, 지하수 그리고 대기의 정화기준 산정 및 정확하고 효율적인 복원·정화 계획 및 목표선정을 위해서는 대상 부지의 세밀한 조사가 필요하다.

현재까지 수행된 국내의 지하수와 토양의 위해성 평가 연구로는 류상민 외(2002), Hamm et al.(2003), 정승우와 안윤주(2007), 안윤주와 이우미(2007), 류상민 외(2007) 등이 있다. 류상민 외(2002)는 부산지역의 유류오염지역의 지하수와 토양의 위해성을 그리고 Hamm et al.(2003)은 부산의 공단지역 지하수의 위해성을 연구하였다. 정승우와 안윤주(2007)는 토양위해성 평가를 위한 합리적인 토양조사방안으로 오염부지의 물리화학적 특성을 파악하고, 1차 개황조사로부터 부지의 오염농도 변동계수 산정을 바탕으로 시료채취 요구 개수만큼의 정밀조사를 실시할 것을 제안하였다. 안윤주와 이우미(2007)는 토양오

염 위해성평가를 위하여 국가별 노출인자를 비교분석하고, 국내에 적합한 노출인자를 제안하였다. 한편 류상민 외(2007)는 오염부지의 경제적, 과학적, 합리적 정화를 위하여 위해성에 근거한 복원전략을 제안하였다. Lim et al.(2008)은 송천 폐광산지역에 대해서 American Petroleum Institute (API)에서 개발된 risk assessment decision support system (RSDSS)를 이용하여 광미, 토양, 지표수, 지하수 시료의 중금속에 의한 위해성을 평가하였다. Critto et al.(2005)은 이태리 북부지역의 방치된 매립지, 폐쇄된 산업단지, 그리고 방치된 산업 폐기물 오염지역에 대해서 RBCA Tool Kit와 API-DSS를 이용하여 위해성을 평가하였다. Odencrantz and Duran(1997)은 텍사스 주의 한 오염지역의 하부구배에 위치하는 4개의 감시공에 대해서 높은 강도의 정화방법(양수처리방법), 중간 강도의 방법(공기살포방법), 낮은 강도의 방법(산소방출 화합물 방법), 기본적인 방법(단순 감시방법)을 적용하였을 경우의 시간 이력에 따른 지하수의 위해성을 연구하였다. Wang and Yang(2008)은 GIS 기반의 D-DRASTIC 기법을 이용하여 아일랜드 북부지역 지하수내 질산염의 위해성을 평가하였다.

우리나라에서 지하수와 토양의 위해성 평가에 대한 검토는 2000년대에 이르러서야 시작되었다. 차세대 핵심환경기술개발사업 10개년 종합계획에서는 제3세대(2000년대) 환경기술로서 환경위해성 평가/관리기술을 중요하게 인식되기 시작하였다(김광임, 2002). 또한 환경부의 토양오염 위해성 평가지침(2006)에서는 중금속, 유류 등 토양오염물질에 의하여 토양, 지하수 등이 복합적으로 오염되어 사람의 건강에 피해를 주거나 환경상의 위해가 있어 특별한 대책이 필요한 지역을 토양오염 위해성 평가 지역으로 정하고 있다. 아울러서, 토양환경보전법의 규정에 따라서 유류(벤젠, 에틸벤젠, 톨루엔, 크실렌)와 중금속류(카드뮴, 구리, 비소, 수은, 납, 6가 크롬, 아연, 니켈)를 토양오염 위해성평가 대상 오염물질로 규정하였으며, 토양오염 위해성 평가 대상지역에 대해서는 비발암물질이 아닌 발암(의심)물질(벤젠, 비소, 카드뮴(흡입경로), 크롬(흡입경로), 니켈(흡입경로))에 대해 우선적으로 위해성 평가를 실시하도록 규정하고 있다. 지난 2009년 3월 20일에는 환경부장관과 주한미군사령관이 반환미군기지에 대해서 위해성 평가를 골자로 하는 공동환경평가절차서(JEAP)를 채택하기로 합의한 바 있다(2009년 5월 21일 환경부 보도자료). 미국 텍사스 주에서는 Texas Risk Reduction Program (TRRP)에 따라 위해성에 근거한 복원방법(risk-based corrective action, RBCA)을 시행하도록 규정하

고 있다(Pepper et al., 2003). Sheahan et al.(1998)은 DNAPL로 오염되거나 오염이 의심되는 부지를 폐쇄하기 위해서는 규격화된 RBCA를 적용하는 제도 도입이 필요하다고 주장하였다. Odermatt(1998)는 캘리포니아 주의 지하 연료탱크의 누출 부지의 RBCA에 법적 규정을 검토하였다. Kwiatkowski(1998)은 경제 성장과 동시에 환경적인 질을 유지하고 높아나가기 위한 일차적인 의사 결정 도구인 환경평가의 태두리 내에서 위해성 평가 및 관리 모델을 제안하였다.

본 연구에서는 부산광역시 사상공단 지역의 지하수와 토양의 오염원에 따른 위해도 산정과 정화 작업 여부 결정을 위한 위해성 평가를 실시하였다. 연구지역은 부산광역시의 서부에 위치하고 있으며, 사상구 학장동과 감전동 일대를 포함하는 학장천 서북쪽의 공장 밀집지대와 그 경계에 해당하는 동남쪽 산지의 일부를 포함한다(Fig. 1). 본 연구지역의 북쪽에는 감전2동, 서쪽에는 감전1동이 위치하고 있으며, 북서쪽 끝자락에는 낙동강이 흐르고 있다. 이 지역에는 과거에 낙동강을 따라 해수가 유입하였으나 현재는 낙동강 하구둑에 의해서 해수 유입이 차단되고 있다. 사상공단 지역에는 주로 철강금속업체, 기계장비업체, 신발교무업체들이 분포하고 있다.

### 위해성 평가 개요

위해성에 근거한 복원(RBCA)은 각 오염부지에 대한 복잡성과 상대적 위해를 고려하며 Tier 1, Tier 2, 그리고 Tier 3 단계로 이루어진다. RBCA는 비용효율성 있는 정화를 가능하게 한다(Bryda and Bryda, 1997). Tier 1 (Johnson et al, 1993) 단계에는 부지분류 및 일반적인 위

해성에 근거한 허용 오염수준(RBSL, risk-based screening levels)과 부지 내 특정 오염물질의 농도(COC, constituents of concerned)를 서로 비교한 후 만약 오염지역에서 COC가 RBSL보다 높으면, 영향을 받은 오염매체는 실행 가능한 경우 RBSL 이내로 정화 처리하던가, 부지고유자료를 이용해서 Tier 2 단계의 평가를 실시하게 된다(Connor et al, 1995a). Tier 2 단계에는 오염부지의 고유자료를 이용해서 부지고유 정화목표치(SSTL, site specific target level)를 구한다. SSTL은 오염부지의 오염물질이 노출지점(POE)에서 이동하는 동안 오염물질의 농도(COC)의 환경적인 운명과 자연저감효과를 최대한 고려해서 산정한다. 만일 부지의 COC가 SSTL보다 크면, Tier 2의 부지고유 정화목표치에 따른 정화작업을 수행하거나, Tier 3에 해당하는 추가 조사평가의 필요성을 검토하고, 주된 위해성 오염원을 목표로 한 중간 응급조치를 실시한다.

오염도양 및 지하수 위해성 평가 프로그램에는 CalTox (McKone and Enoch, 2002), CLEA (Environment Agency, 2005), CSOIL (RVIM, 2001, 2004), BP RISC v3.09, MEPAS (Streng and Smith, 2006), RBCA Tier 2\_Analyzer (Connor et al., 1995a), RBCA Tool Kit (Connor et al., 1995b), RISC Workbench, Smart Risk 2.0, Golder Associates에서 개발한 ConSim, @RISK 등이 있다. 본 연구에서는 전 세계적으로 가장 많이 이용되고 있는 RBCA Tool Kit ver. 2.5를 이용하여 연구지역의 지하수 및 토양의 위해성을 평가하였다.

RBCA Tool Kit는 ASTM RBCA 표준(PS10d, 1998)에 제시된 부지 평가를 위해서 Tier 1과 Tier 2의 화학물질의 누출 평가용으로 고안개발되었다. RBCA Tool Kit에서는 먼저 야외 조사와 실내 분석을 바탕으로 노출인자, 입력인

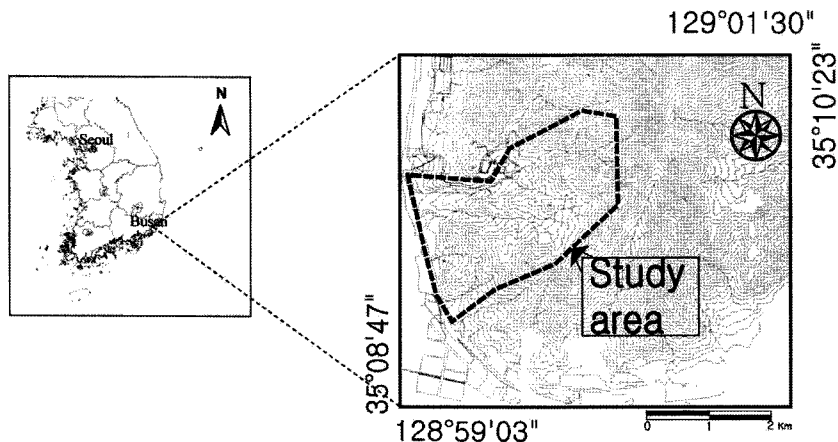


Fig. 1. Study area.

자, 노출경로, 이동모델을 결정하고, 발암성과 독성(비발암성)의 수치를 산정하게 된다. 이들 값을 바탕으로 위해계수(hazard quotient, HQ)와 위해지수(hazard index, HI)를 구하게 된다. 산정된 HQ와 HI는 목표위해계수와 목표위해지수와 비교하며, 이를 근거로 ASTM PS 104에서 제시된 Tier 1의 RBSL과 Tier 2의 SSTL를 구하게 된다. RBSL은 ASTM E 1739와 EPA에서 규정한 합리적인 최대 노출(reasonable maximum exposure, RME) 산정식을 바탕으로, 지하수 노출경로에 따라서 지하수 섭취에 의한 발암물질에 대한 RBSL( $RBSL_{GW-R}$ )과 비발암물질에 대한 RBSL( $RBSL_{GW-HQ}$ )과 토양에서 지하수로의 침출에 의한 발암물질에 대한 RBSL( $RBSL_{S-R}$ )과 비발암물질에 대한 RBSL( $RBSL_{S-HQ}$ )은 각각 (1), (2), (3), (4)식으로 나타낼 수 있다:

$$RBSL_{GW-R} = \frac{TR \cdot BW \cdot AT_c}{SF_o \cdot EF \cdot ED \cdot IR_w} = \frac{TR}{SF_o \cdot E} \quad (1)$$

$$RBSL_{GW-HQ} = \frac{THQ \cdot RfD_o \cdot BW \cdot AT_c}{EF \cdot ED \cdot IR_w} = \frac{THQ}{E \cdot RfD_o} \quad (2)$$

$$RBSL_{S-R} = \frac{TR \cdot BW \cdot AT_c}{SF_o \cdot EF \cdot ED \cdot IR_w \cdot LF} = \frac{TR}{SF_o \cdot LF \cdot E} \quad (3)$$

$$RBSL_{S-HQ} = \frac{THQ \cdot RfD_o \cdot BW \cdot AT_c}{EF \cdot ED \cdot IR_w \cdot LF} = \frac{THQ \cdot RfD_o}{E \cdot LF} \quad (4)$$

여기서,  $AT_c$ 는 평균 연령,  $BW$ 는 체중,  $E$ 는 노출률,  $ED$ 는 노출기간,  $EF$ 는 노출빈도,  $IR_w$ 는 흡수율,  $LF$ 는 침출인자,  $RfD_o$ 는 기준섭취량,  $RfD_d$ 는 구강 기준섭취량,  $SF_o$ 는 발암성 구배인자,  $TR$ 는 각각의 발암물질에 대한 목표위해지수,  $THQ$ 는 각각의 COC의 비발암물질에 대한 목표위해지수이다. (1), (2)식으로부터 지하수의 SSTL( $SSTL_{GW}$ )과 토양의 SSTL( $SSTL_S$ )을 구할 수 있다:

$$SSTL_{GW} = RBSL_{GW} \cdot DAF \quad (5)$$

$$SSTL_c = RBSL_{GW} \cdot DAF \quad (6)$$

여기서,  $DAF$ 는 희석 저감인자(dilution attenuation factor)이다.

한편, 토양의 노출경로에 따른 발암물질의 RBSL( $RBSL_{SS-R}$ )과 비발암물질의 RBSL( $RBSL_{SS-HQ}$ )는

$$RBSL_{SS-R} = \frac{TR \cdot BW \cdot AT_c}{EF \cdot ED \left[ (SF_o \cdot IR_w) + (URF \cdot 1000 \cdot BW \cdot (VF_{ss} + VF_p)) + (SF_o \cdot SA \cdot M \cdot RAF_d) \right]} \quad (7)$$

$$RBSL_{SS-HQ} = \frac{THQ \cdot BW \cdot AT_c}{EF \cdot ED \left[ \left( \frac{IR_w}{RfD_o} \right) + \left( \frac{BW \cdot (VF_{ss} + VF_p)}{RfC} \right) + \left( \frac{SA \cdot M \cdot RAF_d}{RfD_d} \right) \right]} \quad (8)$$

이다. 여기서,  $VF_{ss}$ 는 지표에서의 공기 중 휘발인자,  $VF_p$ 는 오염원에서의 휘발인자,  $SA$ 는 피부표면적,  $M$ 은 점착인자,  $RAF_d$ 는 피부 관련 흡수인자,  $RfC$ 는 흡입 기준섭취량 또는 농도,  $RfD_d$ 는 피부 기준 흡입량,  $URF$ 는 발암에 대한 흡입물질 위해인자이다. 토양의 노출경로에 따른 SSTL( $SSTL_{SS}$ )은 토양의 노출경로에 따른 RBSL( $RBSL_{SS}$ )과 같다. 이때, 오염원에 소재하는 수용체인 경우에는 측면 거동이 없다고 가정한다.

지표수 노출경로에 대해서는 RBSL을 산정하지 않고 바로 SSTL을 산정하게 된다. 오염지하수가 지표수로 배출되는 경우의 발암물질의 SSTL( $SSTL_{GW-R}$ )과 비발암물질의 SSTL( $SSTL_{GW-HQ}$ )과 오염토양으로부터 오염물질이 지하수로 침출되는 경우의 발암물질의 SSTL( $SSTL_{S-R}$ )과 비발암물질의 SSTL( $SSTL_{S-HQ}$ )은 각각 (9), (10), (11), (12)식과 같다:

$$RBSL_{GW-R} = \frac{TR \cdot BW \cdot AT_c \cdot DAF \cdot DF_{g0-s0}}{ED \left[ (SF_o \cdot EV \cdot ET \cdot IR_{s0}) + (SF_d \cdot EV \cdot SA_{s0} \cdot Z) + (SF_o \cdot IR_{fish} \cdot FI_{fish} \cdot BCF) \right]} \quad (9)$$

$$SSTL_{GW-HQ} = \frac{THQ \cdot BW \cdot AT_c \cdot DAF \cdot DF_{g0-s0}}{ED \left[ \left( \frac{EV \cdot ET \cdot IR_{s0}}{RfD_o} \right) + \left( \frac{EV \cdot SA_{s0} \cdot Z}{RfD_d} \right) + \left( \frac{IR_{fish} \cdot FI_{fish} \cdot BCF}{RfD_o} \right) \right]} \quad (10)$$

$$SSTL_{S-R} = \frac{TR \cdot BW \cdot AT_c \cdot DAF \cdot DF_{g0-s0}}{ED \left[ (SF_o \cdot EV \cdot ET \cdot IR_{s0}) + (SF_d \cdot EV \cdot SA_{s0} \cdot Z) + (SF_o \cdot IR_{fish} \cdot FI_{fish} \cdot BCF) \right]} \cdot LF \quad (11)$$

$$SSTL_{S-HQ} = \frac{THQ \cdot BW \cdot AT_c \cdot DAF \cdot DF_{g0-s0}}{ED \left[ \left( \frac{EV \cdot ET \cdot IR_{s0}}{RfD_o} \right) + \left( \frac{EV \cdot SA_{s0} \cdot Z}{RfD_d} \right) + \left( \frac{IR_{fish} \cdot FI_{fish} \cdot BCF}{RfD_o} \right) \right]} \cdot LF \quad (12)$$

여기서,  $DF_{gw-sw}$ 는 지하수에서 지표수까지의 희석인자,

EV는 수영 빈도, ET는 수영 시간, Z는 물의 피부표면 흡수인자,  $FI_{fish}$ 는 피부구배인자,  $IR_{fish}$ 는 생선에서의 흡수율,  $SA_{SW}$ 는 피부면적중 토양에 접하는 면적,  $IR_{SW}$ 는 토양에서의 흡수율 생선의 오염정도, BCF는 공기의 이동 속도이다.

**결과 및 고찰**

**노출인자**

지하수와 토양 그리고 대기에 대한 오염부지에서의 노출경로(Fig. 2)와 각 노출경로에 따른 수용체의 형태(주거, 상업 등), 그리고 오염부지로부터 각각의 수용체까지의 거리를 산정, 조사하여 입력한다. 일반적으로 지하수에 대한 수용체의 노출의 종류로는 지하수 섭취, 지하수로부터 휘발된 물질의 흡입이 있고, 토양의 경우에는 오염된 토양으로부터 지하수로의 용탈에 의한 지하수 섭취와 오염된 토양으로부터 휘발된 물질의 흡입이 있으며, 대기의 경우에는 복합적인 휘발에 의한 공기 흡입이 있다. 본 연구지역에서는 오염물질의 노출경로가 주로 오염된 토양으로부터의 휘발에 의한 공기 중 흡입과 지하수로의 용탈에 의한 오염, 그리고 지하수 섭취로 판단되며, 지하수의 휘발에 의한 물질의 흡입, 토양으로부터 휘발된 물질의 흡입은 없는 것으로 판단된다. 이는 TCE, PCE, TCA가 고밀도 난수용성 액체(dense non-aqueous phase

liquid)에 속하므로 휘발에 대한 영향은 미미하며 지표면이 아스팔트 등의 불투수성 매질로 덮여 있기 때문이다 (Fig. 2). 노출인자(exposure parameters)에는 수용체(사람)의 수명, 체중, 노출기간, 노출빈도, 피부접촉빈도(피부흡수계수), 피부면적, 토양섭취율, 대기 중 섭취율, 수영으로 인한 노출시간 및 수영빈도, 생선의 섭취율, 생선의 오염도 등이 있으며, 미국 환경청 지침서 (U.S. EPA, 1991a)에는 이들 노출인자가 규정되어 있다.

미국 환경청 지침에 의하면, 인간위해목표치(target health risk limits)의 기준이 되는 발암성과 비발암성의 개별적인 위해계수(HQ, hazard quotient)와 HQ의 합인 위해지수(HI, hazard index)는  $10^{-4}$ ~ $10^{-6}$  정도이며, 국내에는 HQ와 HI의 기준이 설정되어 있지 않으므로 본 연구에서도 미국 환경청 지침을 따랐다(US EPA, 1991a). 연구지역의 노출인자 중 비발암성 물질에 노출기간, 노출빈도, 피부에 대한 토양의 흡착율과 토양의 섭취율, 물 섭취율, 수영 시간, 수영 빈도, 수영 시 물의 섭취율, 생선의 오염도 등은 국내에서 연구된 적이 없어서 미국 환경청 지침(US EPA, 1991a)을 참조하였다. 미국 환경청 지침(US EPA, 1991a)에 의하면, 노출빈도와 노출기간은 각각 25년과 250일이다. 그러나 평균수명과 야채섭취율, 생선섭취율은 국가통계포털 자료(2001)를 바탕으로 각각 79.4세, 1.892 kg/일, 0.042 kg/일로 산정하였다. 체중은 지식경제부(2004)의 ‘한국인 인체치수조사사업’ 보고서에

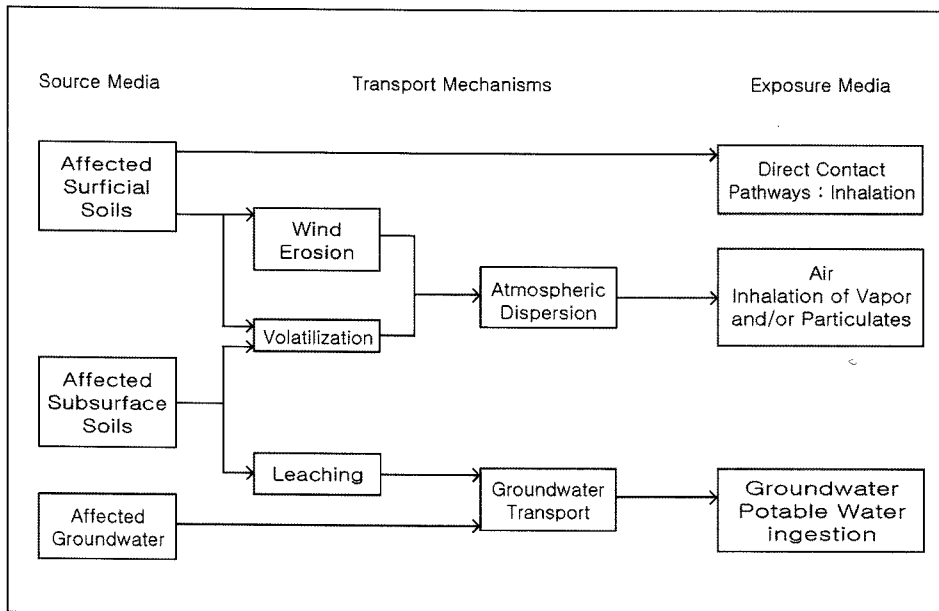


Fig. 2. Flowchart of exposure pathways in the study area.

근거하여, 남, 여 평균치(63 kg)를 적용하였다. 체표면적은 한국인의 평균 신장과 체중을 고려하여 17,000 cm<sup>2</sup>로 산정하고(이주영, 2005), 토양에 노출되는 피부면적은 '한국인 인체치수조사사업' 보고서(지식경제부, 2004)에 근거하여 3,247 cm<sup>2</sup>/일로 산정하였다. 수영 시 물에 닿는 체표면적은 체표면적(17,000 cm<sup>2</sup>) 자체와 동일하다고 간주하였다.

### 오염물질의 농도

오염부지에 대한 오염물의 종류 및 농도를 알게 되면 이를 프로그램에 입력하게 된다. 오염 매체 내에 난수용성 액체(NAPL, non-aqueous phase liquid)가 존재하는 경우 오염매체 내에 함유된 각 성분들의 물분율을 이용해서 부지오염물질의 용해도와 증기압을 조정하여 개별성분의 용해도와 증기압이 과다 산정되는 것을 방지하고, 여러 성분들의 경합 영향을 보정할 수 있도록 하는 Raoult 법칙의 선택조건이 있다.

지하수에 대한 오염물질 농도 값은 함세영 외(2006)에서 이용하였고, 토양의 오염물질은 환경부 자연보전국 국토환경평가과의 토양측정망 운영 자료 중에서 부산시 사상구 덕포2동 372-5번지 대성자동차학원과 사상구 삼락동 684-10번지 삼락체육공원의 자료를 이용하였다. 토양의 Cd, Cu의 평균값은 각각 0.18 mg/kg, 3.7 mg/kg이고, 지하수의 오염물질인 TCA, TCE, PCE의 평균 농도는 각각 0.007 mg/l, 0.150 mg/l, 0.014 mg/l이다.

### 이동모델

오염물질의 이동 및 저감을 평가하기 위해서 각각의 노출경로에 대한 이동모델의 설정이 필요하다. 수직이동, 표면 토양층(surface soil column), 측면 공기분산율(lateral air dispersion factor), 지하수 희석 저감율(groundwater dilution attenuation factor)들은 사용자가 지정해주는 모델에 따라 프로그램에 설정되어 있는 9개의 모델에 따라서 연산한다.

SSTL의 산정 시 오염물질이 오염원 구간에서 수용체까지 이동하는 동안 발생한 오염물질의 총체적인 저감은 자연 저감인자(NAF, natural attenuation factor)과, 희석 저감인자(DAF, dilution attenuation factor)를 포함한다. 여기서 자연저감은 분산이나 이류에 의해서 일어나는 자연적인 희석, 흡착, 가수분해, 생분해 및 기타 물리 화학적 현상에 의해 발생하는 저감을 포함한다.

대기 중으로의 휘발은 Johnson and Ettinger(1991) 모델을 이용하였다. 표토 구간의 두께는 사상구 일대에

분포하는 지점에 대한 세창지질콘설턴트(주)의 지질조사 보고서(1990)의 시추주상도에 표시된 표토두께의 평균 값(2.74 m)을 입력하였다. 그리고 토양에서 지하수로의 용탈은 오염토양에서 발생한 침출수는 오염토양 직하부의 지하수계와 혼합되는 것으로 가정하는 ASTM 모델을 이용하였다.

### 토양, 지하수 및 대기 입력인자

연구지역의 지하수위는 지표아래 기준으로 1.29m이다(하나엔지니어링, 2001). 지하수의 입력인자들은 사상구 폐법동 571-30번지의 뉴에머랄드 목욕탕의 온천공과 사상구 폐법동 527-2번지의 태평정 온천공에서 행한 양수 시험에 대한 자료를 이용하였다(하나엔지니어링, 2001). 세창지질콘설턴트(주)의 지질보고서(1990) 자료에 의하면, 오염의 영향을 받는 토양층은 사질 점토로 이루어져 있고, 밑 바다 깊이는 6.2m이다. 연구지역의 면적은 사상구의 전체 면적(35840 m<sup>2</sup>)과 동일하다(사상구청, 2008). 대기 입력인자로는 오염물질의 휘발에 의한 공기와 대기의 혼합대의 높이 2m를 입력하였다(Stull, 1988). 연구지역의 토양, 지하수 그리고 대기에 대한 부지고유의 입력인자들은 Table 1에 제시된 것과 같다.

### 발암 위해와 비발암 위해

부지고유의 입력인자, 노출인자, 그리고 각 오염매질(지하수, 토양, 대기)의 오염물질의 농도로부터 발암 위해와 비발암 위해를 평가하였다. 발암 위해(CR, carcinogenic risk)는 오염지역이 전혀 정화되지 않은 상태에서 수용체가 25년간 노출된 오염총량을 일일 노출총량으로 환산한 이다. 한편 비발암 물질에 의한 위해는 위해계수(HQ)와 위해지수(HI)로 표현된다.

연구지역의 토양과 대기에 대한 발암 위해는 없는 것으로 나타났다. 그러나 지하수의 경우에는 TCE(trichloroethylene)와 PCE(tetrachloroethylene)의 CR은 각각 6.7E-6과 1.0E-5로 서 기준치인 1.0E-6과 1.0E-5를 초과하여 발암 위해성이 있는 것으로 나타났다(Table 2). TCE는 동물에 대한 발암성이 분명한 것으로 분류되고 있으나 인체에 대한 발암성 여부가 확인되어 있지 않은 B2등급에 속한다(Hahn and Hahn, 1999).

개방된 공간에서 공기 중 흡입경로에 대한 비발암 물질의 HQ와 HI는 계산되지 않았다(Table 3). 한편, 토양에서의 HQ와 HI가 각각 3.4E-4, 5.0E-4로 산정되어, HQ와 HI의 기준인 1.0 보다 낮아서 위해가 없는 것으로 나타났다. 한편, 지하수에서는 HQ는 0.7이었으나 HI는

**Table 1.** Site-specific input parameters of soil, groundwater (GW), surface water (SW), and air.

Site-specific input parameters		
Soil	Groundwater	Air
Depth to water (1.29 m)	Groundwater Darcy velocity (3.2E-7 cm/d)	Distance to off-site air receptor (150 m)
Depth to top of affected soils (1.29 m)	Groundwater seepage velocity (8.4E-7 cm/d)	Horizontal dispersivity (15.37 m)
Depth to base of affected soils (6.2 m)	Hydraulic gradient (0.01)	Air mixing zone height (2 m)
Affected soil area (2,025 m)	Hydraulic conductivity (3.2E-5 cm/d)	Vertical dispersivity (10.17 m)
Length of affected soil parallel to assumed wind direction (45 m)	Effective porosity (0.38)	Ambient air velocity in mixing zone (3.9 m)
Length of affected soil parallel to assumed GW flow direction (45 m)	Fraction organic carbon-saturated zone (0.001)	Areal particulate emission flux (6.9E-14 g/cm <sup>2</sup> /s)
Predominant USGS soil type (sandy clay)	Groundwater pH (6.3)	Building volume/area ratio
Net rainfall infiltration (1486.7 mm)	Groundwater plume width at source (45 m)	Foundation area
Fraction organic carbon (0.01)	Plume (mixing zone) thickness at source (2 m)	Foundation perimeter
Soil/water pH (6.9)	Longitudinal dispersivity (15 m)	Building air exchange rate
	Transverse dispersivity (4.95 m)	Depth to bottom of foundation slab
	Vertical dispersivity (0.75 m)	Convective air flow through cracks
	Plume width at GW/SW discharge	Foundation thickness
	Plume thickness at GW/SW discharge	Foundation crack fraction
	Surface-water flow rate at GW/SW discharge	Volumetric water content of cracks
		Volumetric air content of cracks
		Indoor/outdoor differential pressure

**Table 2.** Result of carcinogenic risk.

COC	EPA carcinogenic classification	Max. carcinogenic intake rate (mg/kg/day)			Oral slope factor (mg/kg·day) <sup>-1</sup>	Individual carcinogenic risk		
		on-site (0 m)	off-site 1	off-site 2		on-site (0 m)	off-site 1	off-site 2
Cd	B1							
Cu	D							
TCA	D							
TCE	B2	6.1E-4			1.1E-2	6.7E-6		
PCE	C-B2	6.5E-5			5.2E-2	3.4E-6		

**Table 3.** Result of HQ (hazard quotient) and HI (hazard index) for exposure pathways.

Exposure pathways	HQ		HI	
	Maximum value	Applicable limit	Value at the site	Applicable limit
Indoor air exposure pathways	*NC	1.0	NC	1.0
Soil exposure pathways	3.4E-4	1.0	5.0E-4	1.0
Groundwater exposure pathways	0.7	1.0	1.4	1.0

\*NC: Not calculated

1.4이어서 연구지역의 총 오염물질에 대해서는 위해가 있다고 판단되었다.

**최소성분감소비 산정**

본 연구지역에서는 위해성 평가를 통하여 연구지역의 지하수에 대해 위해가 있다고 판단되었으므로 정화작업이

수행되어야 한다. 본 연구지역에서는 지하수의 TCE의 농도가 0.15 mg/L로서 SSTL(0.095 mg/L)보다 크다. 또한 희석 저감인자(DAF)를 1로 가정하였으므로 RBSL은 SSTL와 동일하다. 이어서 정화작업의 척도인 최소성분 감소비(CRF, constituent reduction factor)를 산정하게 되는데, CRF가 1보다 작으면 정화가 불필요하고, CRF가

1보다 크면 정화가 요구된다. CRF 값은

CRF = 오염부지의 COC/(RBSL 또는 SSTL) (13) 와 같다. 본 연구지역의 CRF는 (13)식에 의해서 1.6으로 산정되었다. 이는 지하수의 TCE 농도를 0.055 mg/L 만큼 더 감소시켜야 SSTL에 도달한다는 것을 의미한다. 한편 우리나라의 지하수 공업용 오염기준(0.06 mg/L)을 SSTL로 했을 때는 CRF가 2.5가 된다.

**노출인자에 따른 위해계수와 위해지수**

총 18개의 노출인자(비발암 물질에 대한 총 노출 시간, 발암 물질에 대한 총 노출 시간, 체중, 노출기간, 노출빈도, 피부

노출빈도, 체표면적, 토양의 체적 흡착율, 물 섭취율, 토양 섭취율, 수영 시간, 수영 횟수, 수영 시 물 섭취율, 수영 시 물에 닿는 체표면적, 생선 섭취율, 지상 야채 섭취율, 지하 야채 섭취율) 값의 변화에 따른 HQ와 HI의 민감도 분석을 실시하였다.

민감도 분석 결과, 8개의 노출인자(비발암 물질에 대한 총 노출 시간, 발암 물질에 대한 총 노출 시간, 체중, 노출기간, 노출빈도, 토양 섭취율, 물 섭취율) 값의 변화에 따라 위해 정도 변화하였다(Table 4). 그러나 나머지 10개의 노출인자(피부노출빈도, 체표면적, 토양의 체적 흡착율, 수영 시간, 수영 횟수, 수영 시 물 섭취율, 수영 시 물에 닿는 체표면적,

**Table 4.** Regressive equations of risk effect (Y) and exposure factor (X)

Type of risk	Risk effect (Y) vs. exposure factor (X)	Regressive equations
Carcinogens	Individual risk vs. age by groundwater	Y = -2.18E-5 ln(X) + 1.10E-4
	Cumulative risk vs. age by groundwater	Y = -5.31E-5 ln(X) + 2.48E-4
Non-carcinogens	HQ vs. averaging non-carcinogens by soil	Y = -4.87E-4 ln(X) + 1.87E-4
	HI vs. averaging non-carcinogens by soil	Y = -7.03E-4 ln(X) + 2.69E-3
	HQ vs. averaging non-carcinogens by groundwater	Y = -1.05321 ln(X) + 4.07
	HI vs. averaging non-carcinogens by groundwater	Y = -1.90529 ln(X) + 7.43
	HQ vs. body weight by soil	Y = -5.22E-4 ln(X) + 2.48E-3
	HI vs. body weight by soil	Y = -7.95E-4 ln(X) + 3.75E-4
	HQ vs. water ingestion by soil	Y = -1.56E-4 ln(X) + 4.60E-4
	HI vs. water ingestion by soil	Y = -1.95E-4 ln(X) + 6.51E-4
	HQ vs. soil ingestion by soil	Y = 1.18E-4 ln(X) - 1.61E-4
	HI vs. soil ingestion by soil	Y = 1.74E-4 ln(X) - 2.46E-4
	HQ vs. dermal exposure frequency by soil	Y = 3.60E-5 ln(X) + 1.22E-4
	HI vs. dermal exposure frequency by soil	Y = 4.62E-5 ln(X) + 2.22E-4
	HQ vs. exposure duration by soil	Y = 2.03E-4 ln(X) - 5.40E-4
	HI vs. exposure duration by soil	Y = 3.15E-4 ln(X) - 8.70E-4
	HQ vs. exposure frequency by soil	Y = 2.03E-4 ln(X) - 5.40E-4
	HI vs. exposure frequency by soil	Y = 3.15E-4 ln(X) - 8.70E-4
Carcinogens and non-carcinogens	Individual risk vs. body weight by groundwater	Y = -2.34E-5 ln(X) + 1.10E-4
	Cumulative risk vs. body weight by groundwater	Y = -3.61E-5 ln(X) + 1.70E-4
	HQ vs. body weight by groundwater	Y = -1.16 ln(X) + 5.51
	HI vs. body weight by groundwater	Y = -2.17 ln(X) + 10.3
	Individual risk vs. exposure duration by groundwater	Y = 1.01E-5 ln(X) - 2.78E-5
	Cumulative risk vs. exposure duration by groundwater	Y = 1.33E-5 ln(X) - 3.53E-5
	HQ vs. exposure duration by groundwater	Y = 0.46 ln(X) - 1.24
	HI vs. exposure duration by groundwater	Y = 0.84 ln(X) - 2.27
	Individual risk vs. exposure frequency by groundwater	Y = 1.01E-5 ln(X) - 2.78E-5
	Cumulative risk vs. exposure frequency by groundwater	Y = 1.33E-5 ln(X) - 3.53E-5
	HQ vs. exposure frequency by groundwater	Y = 0.46 ln(X) - 1.24
	HI vs. exposure frequency by groundwater	Y = 0.84 ln(X) - 2.27
	Individual risk vs. water ingestion by groundwater	Y = 3.87E-5 ln(X) + 4.30E-6
	Cumulative risk vs. water ingestion by groundwater	Y = 6.22E-5 ln(X) + 2.70E-6
HQ vs. water ingestion by groundwater	Y = 1.93 ln(X) + 0.15	
HI vs. water ingestion by groundwater	Y = 3.87 ln(X) + 2.17E-2	



생선 섭취율, 지상 야채 섭취율, 지하 야채 섭취율, 생선의 오염도의 값이 변하더라도 위해성의 변화가 나타나지 않았다. 민감도를 보이는 8개 노출인자들은 발암 위해에 변화를 보이는 인자, 독성 위해에 변화를 보이는 인자, 발암위해와 독성위해에 모두 변화를 보이는 인자들로 구분된다(Table 4). 발암 위해에 변화를 보이는 인자는 지하수 위해성에 대한 연령 인자이고, 비발암 위해의 변화를 보이는 인자는 토양의 위해성에 대한 체중, 피부노출빈도, 토양섭취, 물섭취, 비발암 물질의 노출시간, 노출빈도 인자와 지하수의 위해성에 대한 비발암물질의 노출시간 인자이다. 그리고 발암과 비발암 위해에 모두 변화를 보이는 인자는 지하수 위해성에 대한 체중, 노출시간, 노출빈도, 물 섭취율 인자이다.

비발암 위해 중에서 물 섭취율(X)과 지하수의 비발암 위해지수(Y)가 가장 큰 양의 상관성을 보이며, 그 상관식은

$$Y = 3.87 \ln(X) + 0.0295 \quad (14)$$

이다(Fig. 3a). 그리고 비발암 위해 중에서 비발암물질에 대한 노출시간(X)과 지하수의 비발암 위해지수(Y)가 가장 큰 음의 상관성을 보이며, 그 상관식은

$$Y = -1.053 \ln(X) + 4.0694 \quad (15)$$

와 같다(Fig. 3b).

발암 위해 중에서는 노출기간(X)과 지하수의 누적 발암 위해성(Y)이 가장 큰 양의 상관성을 보이며, 그 상관식은

$$Y = 1.33E-5 \ln(X) - 3.53E-5 \quad (16)$$

이다(Fig. 4a). 한편 발암 위해 중에서 가장 큰 음의 상관성을 보이는 것은 체중(X)과 지하수의 누적 발암 위해성(Y)으로서, 그 상관식은

$$Y = -4.87E-4 \ln(X) + 0.0019 \quad (17)$$

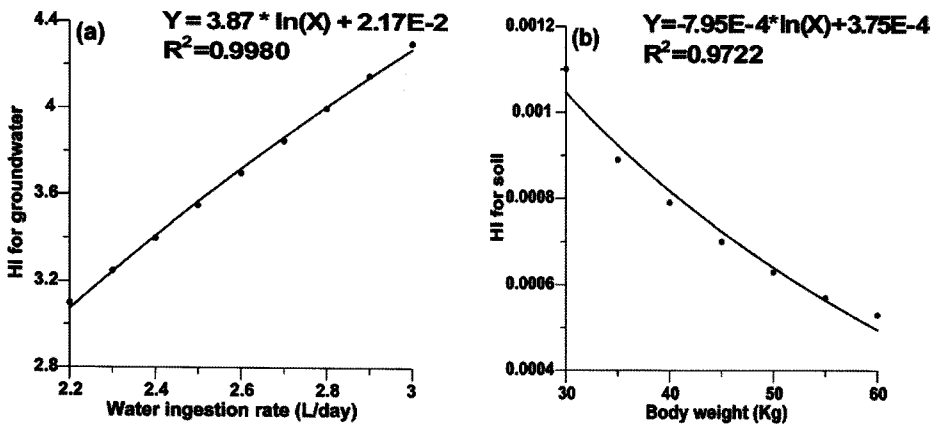


Fig. 3. Sensitivity analysis of non-carcinogenic hazard index (HI) vs. (a) water ingestion and (b) body weight.

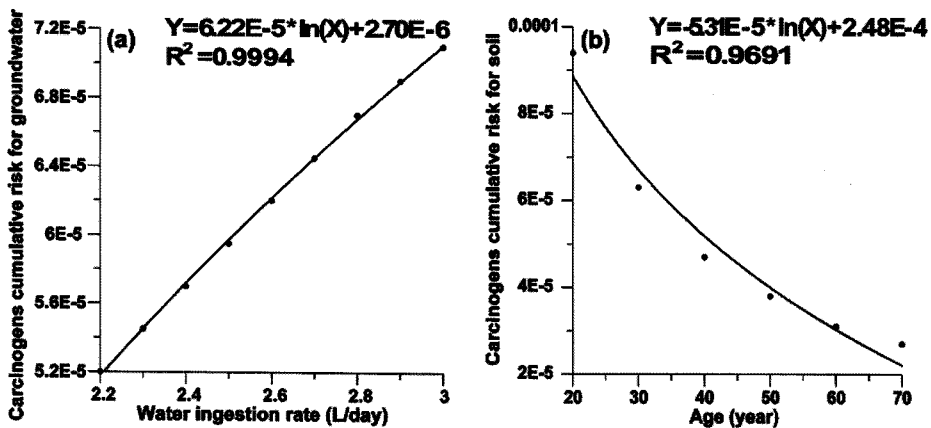


Fig. 4. Sensitivity analysis of cumulative carcinogenic risk vs. (a) water ingestion and (b) age.

와 같다(Fig. 4b).

## 결론

본 연구는 부산광역시 사상공단지역의 토양과 지하수의 위해성을 평가하여 다음과 같은 결과를 얻었다.

1) 연구지역의 토양과 대기에 대한 발암 위험은 없는 것으로 나타났다. 그러나 지하수의 경우에는 TCE와 PCE의 발암위해가 각각 기준치인  $1.0E-6$ 과  $1.0E-5$ 를 초과하는  $6.7E-6$ 과  $1.0E-5$ 로 산출되어 발암 위험성이 있는 것으로 산출되었다.

2) 공기 중 흡입경로에 대한 독성물질의 위해계수(HQ)와 위해지수(HI)는 없었다.

3) 토양의 HQ와 HI는 각각  $3.4E-4$ ,  $5.0E-4$ 로서, 기준치인 1.0 보다 낮아서 위해가 없는 것으로 나타났다. 한편, 지하수의 HQ는 0.7이어서 위해가 없었으나, HI는 1.4이어서 위해가 있다고 판단되었다.

4) 연구지역의 TCE 농도가  $0.15 \text{ mg/L}$ 이고, SSTL이  $0.095 \text{ mg/L}$ 이므로 TCE의 최소생분감소비(CRF)는 1.6로 산정되었다. 그러나 우리나라의 지하수 공업용수의 TCE 기준( $0.06 \text{ mg/L}$ )을 SSTL로 보았을 때는 CRF가 2.5가 된다.

5) 총 18개의 노출인자(비발암 물질에 대한 총 노출시간, 발암 물질에 대한 총 노출시간, 체중, 노출기간, 노출빈도, 피부노출빈도, 체표면적, 토양의 체적 흡착율, 물 섭취율, 토양 섭취율, 수영 시간, 수영 횟수, 수영 시 물 섭취율, 수영 시 물에 닿는 체표면적, 생선 섭취율, 지상 야채 섭취율, 지하 야채 섭취율, 생선의 오염도) 값에 대한 위해계수와 위해지수를 산정하면, 8개의 노출인자(비발암 물질에 대한 총 노출시간, 발암 물질에 대한 총 노출시간, 체중, 노출기간, 노출빈도, 노출기간, 토양 섭취율, 물 섭취율)에 대해서는 값의 변화에 따라 HQ와 HI가 변화하였다.

6) 비발암 위해 중에서 물 섭취율과 지하수의 비발암 위해지수간에 가장 큰 양의 상관성을 보이며, 비발암물질에 대한 노출시간과 지하수의 비발암 위해지수간에 가장 큰 음의 상관성을 보인다. 한편, 발암 위해 중에서는 노출기간과 지하수의 누적발암위해성간에 가장 큰 양의 상관성을 보이고, 체중과 지하수의 누적발암위해성간에 가장 큰 음의 상관성을 보인다.

## 사사

본 연구는 21세기 프런티어 연구개발사업인 수자원의 지속적 확보기술개발사업단의 연구비지원(과제번호 3-4-3)에 의해서 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

## 참고문헌

- 국가통계포털 (2001) 성인 남자의 하루 섭취 음식량.  
 김광임 (2002) 차세대 핵심환경기술개발사업 10개년 종합계획 수립, 한국환경정책·평가연구원, 1164p.  
 류상민, 함세영, 정재열, 신현무, 오방일, 김민철 (2002) 유류 오염 부지에 대한 위해성평가, 한국지하수토양환경학회 추계학술발표회, 370-373.  
 류혜림, 한준경, 남경필 (2007) 위해성에 근거한 정화 목표 산정 및 복원전략 수립, 한국지하수토양환경학회지, 12(1), 73-86.  
 사상구청 (2008) 사상구 통계연보.  
 세창지질 (1990) 지질조사 보고서.  
 안윤주, 이우미 (2007) 토양오염 위해성평가를 위한 국가별 노출인자 비교분석 및 국내 노출인자 연구, 한국지하수토양환경학회지, 13(1), 64-72.  
 이주영, (2005) 한국인 성인남녀의 체표면적에 관한 연구, 서울대학교 대학원 박사학위논문.  
 정승우, 안윤주 (2007) 토양위해성평가를 위한 합리적 토양 조사방안 연구, 한국지하수토양환경학회지, 12(1), 36-43.  
 지식경제부 (2004) 한국인 인체치수조사사업 보고서.  
 하나 엔지니어링 (2001) 양수시험 보고서.  
 한정상, 한규상 (1999) 오염지하수·토양의 자연정화와 위해성 평가, 한림원, 585p.  
 함세영, 김광성, 이정환, 정재열, 성익환, 장성 (2006) 부산시 사상공단지역의 지하수 수질특성, 자원환경지질, 39(6), 753-770.  
 환경부 (2002) 토양측정망 운영.  
 환경부 (2006) 토양오염의 위해성평가 지침서.  
 ASTM (1995) Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites (E-1739-95), American Society for Testing Materials, PA, USA.  
 ASTM (2000) Standard Guide for Risk-Based Corrective Action(E 2081-00), American Society for Testing Materials, PA, USA.  
 Bryda, L.K. and Bryda, A.P. (1997) Recent developments in cleanup technologies, Remediation Journal, 7(2), 147-157.  
 Connor, J.A., Nevin J.P., Malander, M., Stanley, C., and DeVaul, G.E. (1995a) Tier2 Guidance Manual for Risk-Based Corrective Action, Groundwater Services, Inc., Houston, Texas.  
 Connor, J.A., Nevin, J.P., Fisher, R.T., Bowers, R.L., and Newwell, C.J. (1995b) RBCA Spreadsheet System and Modeling Guidelines Version 1.0, Groundwater Services, Inc., Houston, Texas.  
 Critto, A., Nadal, N., Carlon, C., and Marcomini, A., (2005) A method for risk assessment for three contaminated sites in northern Italy, Annali di Chimica, 95, 833-844.  
 Environment Agency (2005) The contaminated land exposure assessment model (CLEA): Technical basis and algorithms, United Kingdom.  
 Hamm, S.-Y., Ryu, S.M., Cheong, J.-Y., and Woo, Y.-J. (2003) Groundwater contamination and risk assessment of industrial complex in Busan Metropolitan City, Korea, EGS-AGU-EUG Joint Assembly, Nice, France, EAE03-A-08744.

- Johnson, P.C., DeVaul, G.E., Ettinger, R.A., MacDonald, R.L., Stanley, C., Westby, T., and Connor, J. (1993) Risk-Based Corrective Action: Tier 1 Guidance Manual, Shell Oil Company, Houston, TX.
- Johnson, P.C. and Ettinger, R.A. (1991) Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings. *Environmental Science & Technology*, 25(8), 1445-1452.
- Kolluru, R.V., Bartell, S.M., Pitblado, R.M., and Stricoff, R.S. (1996) Risk Assessment and Management Handbook, McGraw-Hill.
- Kwiatkowski, R.E. (1998) The role of risk assessment and risk management in environmental assessment, *Environmetrics*, 9, 587-598.
- Lagoy, P.K. (1999) Risk assessment in remediation: Accurately accounting for uncertainty, *Remediation Journal*, 10(1), 83-96.
- Lim, H.-S., Lee, J.-S., Chon, H.-T., and Sager, M. (2008) Heavy metal contamination and health risk assessment in the vicinity of the abandoned Songcheon Au-Ag mine in Korea, *Journal of Geochemical Exploration*, 96(2-3), 223-230.
- McKone, T.E. and Enoch, K.G. (2002) CalTOX, A Multimedia Total Exposure Model Spreadsheet User's Guide, Version 4.0 (Beta), Ernest Orlando Lawrence Berkeley National Laboratory, LBNL-47399, 37p.
- Odenrantz, J.E. and Duran D. (1997) Integration of RBCA frameworks and remediation technologies, *The Journal of Environmental Cleanup Costs, Technologies & Techniques*, Summer, 97-107.
- Odermatt, J.R. (1998) Streamlining implementation of risk-based corrective action (RBCA) at California LUFT sites, *Ground Water Monitoring & Remediation*, 18(1), 71-73.
- Pepper, C.B., Block, N. and Baladi S. (2003) Deciding how clean is clean enough under the Texas law of risk based corrective action, *Federal Facilities Environmental Journal*, 14(2), 57-76.
- RIVM (2001) Evaluation of model concepts on human exposure; Proposals for updating the most relevant exposure routes of CSOIL (Report 711701 022).
- RIVM (2004) Update of risk assessment models for the indirect human exposure (Report 601516011).
- Sheahan, J.W., Ball, R.O., and Hahn, M.W. (1998) RBCA closure at DNAPL sites, *Ground Water Monitoring & Remediation*, 18(3), 78-81.
- Strenge, D.L. and Smith, M.A. (2006) Multimedia environmental pollutant assessment system (MEPAS): Human health impact module description, Pacific Northwest National Laboratory, PNNL-16164, 19p.
- Stull, R.B. (1988) An Introduction to Boundary Layer Meteorology, Kluwer Academic Publishers.
- U.S. AFCEE (1998) Handbook for Remediation of Petroleum Contaminated Sites (A Risk-Based Strategy), US Air Force Center for Environmental Excellence, TX, USA.
- U.S. EPA (1995) How to Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites, EPA 510-8-95-005.
- U.S. EPA (1996b) Soil Screening Guidance: User's

Manual, Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C., USA.

- Wang, J.L. and Yang, Y.S. (2008) An approach to catchment-scale groundwater nitrate risk assessment from diffuse agricultural sources: a case study in the Upper Bann, Northern Ireland, *Hydrological Processes*, 22, 4274-4286.

---

2009년 7월 7일 원고접수, 2009년 9월 16일 게재승인

#### 전향탁

부산대학교 지구환경시스템학부  
609-735 부산광역시 금정구 장전동 산 30번지  
Tel: 051-510-3453  
E-mail: jht@pusan.ac.kr

#### 함세영

부산대학교 지구환경시스템학부  
609-735 부산광역시 금정구 장전동 산 30번지  
Tel: 051-510-2252  
E-mail: hsy@pusan.ac.kr

#### 정재열

부산대학교 지구환경시스템학부  
609-735 부산광역시 금정구 장전동 산 30번지  
Tel: 051-516-8817  
E-mail: jjy@pusan.ac.kr

#### 류상민

(주)현대엔지니어링  
158-051 서울특별시 양천구 목1동 917-9번지 현대  
드림타워  
Tel: 02-2166-8792  
E-mail: lavaguv@pusan.ac.kr

#### 장성

한국농어촌공사 경남지역본부  
641-041 경남 창원시 북15로 242 (용호동 8-3번지)  
Tel: 055-269-9462  
E-mail: seong@ekr.or.kr

#### 이정환

부산대학교 지구환경시스템학부

609-735 부산광역시 금정구 장전동 산 30번지  
Tel: 051-516-8817  
E-mail: oathway@pusan.ac.kr

Tel: 051-510-3451  
E-mail: rbagio@hanmail.net

**이수형**

부산대학교 지구환경시스템학부  
609-735 부산광역시 금정구 장전동 산 30번지