creative commons
COMMONS DEED

저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

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

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:

저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.

비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.

변경금지. 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

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

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 이용허락규약(Legal Code)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

Disclaimer

dCollection

공학석사 학위논문

포항시를 사례로 한 크롬과 니켈의 다매체 동태모형 개발과 평가

2020년 8월

서울대학교 대학원

환경계획학과 환경관리전공

백승혜

국문초록

중금속은 제조, 사용 중 환경 중에 배출되면 분해가 거의 되지 않고 생물권을 순환하고 축적된다. 이들은 낮은 농도에도 장기간 노출될 경우 암, 유전적 돌연변이를 유발할 수 있다. 특히 산업단지 인근 지역은 중금속 오염도가 높기 때문에 국내 산단 지역의 중금속에 의한 환경영향을 지속적으로 평가해야 한다.

중금속의 환경 중 이동기작은 해당지역의 지리적, 기후 특성에 따라 다양하다. 대기매체에서는 풍속이 빠를수록 시간당 이류되는 양이 많아지고, 연간 강우량이 클수록 대기에서 토양으로 침적되는 양이 많아진다. 또한 토양 및 수체 내에서 중금속은 용존상과 흡착상으로 존재하는데 용존상의 중금속은 이동성이 커서 강우유출, 용출과 같은 환경기작에 따라 더 활발히 이동한다. 따라서 환경 위해성이 큰 지역은 해당지역의 지리적, 기후특성을 고려한 연구가 필요하다.

이번 연구에서는 대규모 산업단지 시설이 위치한 포항시를 대상으로 한 중금속 다매체 동태모형을 구축하고 평가하였다. 이번 연구는 중금속의 환경 위해성이 큰 지역의 기상과 지리적 특성을 구체적으로 고려한 사례모형으로서의 의의가 있다. 또한, 대상 중금속은 종분화(Speciation)가 단순한 니켈과 종분화가 복잡한 크롬 두가지를 선정, 평가하여 중금속특성에 따라 종분화를 고려한 중금속 모형의 필요성을 확인하였다.

연구결과 최종적으로 니켈, 크롬의 시·공간적 변화를 예측하는 다구획 비정상 모형을 구축하였다. 그리고 포항시 내의 오염원에서의 니켈, 크롬 배출로 인한 환경 오염도를 각 환경매체 별로 제시하여 포항시의 모니터링 값과 비교, 평가하였다.

주요어 : 다매체동태모형, 니켈, 크롬, 환경모형, 예측
학 번 : 2018-23271

목 차

제 1 장 서론 ····· 1
제 1 절 연구 배경과 목적 ····· 1
제 2 절 연구의 범위 및 방법 ····· 3
제 2 장 기존연구의 고찰 ····· 3
제 3 장 중금속 다매체 동태모형 구축 ····· 5
제 1 절 모형의 구조 ····· 5
제 2 절 모형의 시공간적 범위 ····· 6
제 3 절 모형의 환경동태 기작 ····· 6
3.1. 매체별 환경동태 기작 ····· 6
3.2. 물질수지 방정식 ····· 10
제 4 절 모형의 입력변수 ····· 17
4.1. 매체별 면적산정 ····· 17
4.2. 토양 유달량 산정 ····· 18
4.3. 기상자료 ····· 22
4.4. 물질특성 자료 ····· 23
제 4 장 중금속 다매체 동태 모형 평가 ····· 24
제 1 절 모형의 신뢰성 평가 ····· 24
제 2 절 중금속 배출량 추정 ····· 25
2.1 중금속의 배출원 ····· 25
2.2 자연배경농도 추정 ····· 27
2.3 점오염원 배출량 추정 ····· 27
2.4 비점오염원 배출량 추정 ····· 28
제 3 절 환경동태기작 및 입력자료 평가 ····· 29
3.1 중금속의 입력자료의 민감도 분석 ····· 29
3.2 환경동태기작 별 이동량 분석 ····· 32
제 4 절 모형의 농도 예측평가 ····· 33
4.1. 대기오염도 예측결과 ····· 33
4.2. 토양오염도 예측결과 ····· 34
4.3. 수체오염도 예측결과 ····· 37
제 5 절 결론 및 고찰 ····· 38
참고문헌 41
부록 48

표 목 차

[표1-1] 산단내의 오염도가 인근 주거지의 2배 이상인 중금속 요약 ····· 2
[표3-1] 대상물질의 국내 대기오염도와 농도기준 ····· 6
[표3-2] 포항시 구획별 면적(km2) ····· 18
[표3-3] 토양 구획별로 산정한 C인자 ····· 19
[표3-4] 토양 구획별로 산정한 P인자 ····· 20
[표3-5] 토양구획별로 산정한 LS인자 ····· 20
[표3-6] 격자별 최종 유실토양량 ····· 21
[표3-7] 모형에 구축한 기상자료 ····· 22
[표3-8] 모형에 구축한 Ni, Cr의 물성자료 ····· 23
[표4-1] 모형의 매개변수 별 민감도 분석결과, Cr(+6) ····· 30
[표4-2] 모형의 매개변수 별 민감도 분서석결과, Cr(+3) ····· 30
[표4-3] 이동기작에 따른 2011~2017년 평균 flux, g/km2/hr ····· 32
[표4-4] 2001~2017년간 포항시 예측농도 및 실측대기농도(ng/m3) ····· 34
[표4-5] 국내 하천의 Ni, Cr 측정값 및 모형 예측값 ····· 37

그 림 목 차

[그림3-1] 중금속의 주요 이동기작 ····· 5
[그림3-2] 포항시 토지피복별 분류도 ····· 8
[그림3-3] 토양 8구획 및 하천 흐름방향 ····· 16
[그림3-4] 포항 대기 격자분류 ····· 17
[그림4-1] 포항시 9번 대기격자의 NO2 관측값과 모형값(2011-16년) ····· 25
[그림4-2] 과거년도 Cr 배출량 산정기준 ····· 26
[그림4-3] Eh-pH stability diagram ····· 31
[그림4-4] Cr(왼쪽그림), Ni(오른쪽그림)의 습식침적 및 건식침적 flux 비교 ··· 32
[그림4-5] 1961년~2017년간 토양의 Cr, Ni 예측농도, mg/kg ····· 35
[그림4-6] 숲(forest), 저식생(low vegetation), 포장(paved) 토양오염도,mg/kg 36
[그림4-7] 토양에서 Ni의 실측농도 및 예측농도, mg/kg ····· 36
[그림4-8] 수체 내 Cr(6, 3)의 오염도 비교, mg/l ····· 38

제 1 장 서론

제 1 절 연구 배경과 목적

중금속은 제조, 사용 중 환경 중에 배출되면 분해가 거의 되지 않고 생물권을 순환하고 축적된다(Mackay, D., et al, 2003). 특히 산업단지 인근 지역은 중금속 오염도가 높기 때문에[표1-1] 국내 산단 지역의 중금속에 의한 환경영향을 관리할 필요가 있다(강병욱 et al, 2018/ 정혜령 et al, 2017). 중금속의 일종인 크롬과 니켈은 국내 대기환경보전법에 특정대기유해물질로 규정되어있다. 이들은 낮은 농도에도 장기간 노출될 경우 암, 유전적 돌연변이를 유발할 수 있기 때문에 환경 중 농도를 지속적으로 평가해야한다(IRIS, US EPA). 이때 중금속의 환경 중 이동기작은 해당지역의 지리적, 기후 특성에 따라 다양한 값을 갖는다. 대기매체에서는 풍속이 빠를수록 시간당 이류되는 양이 많아지고, 연간 강우량이 클수록 대기에서 토양으로 침적되는 양이 많아진다. 또한 토양 및 수체에서 중금속은 용존상과 흡착상으로 분배되어 존재하는데 용존상의 오염물질이 강우유출, 용출과 같은 환경기작에 따라 더 활발히 이동한다. 따라서 환경 위해성이 큰 지역은 해당지역의 지리적, 기후특성을 고려한 연구가 필요하다.

이번 연구는 중금속의 환경 위해성이 큰 지역의 기상과 지리적 특성을 구체적으로 고려한 사례모형으로서의 의의가 있으며 개발한 모형의 입력자료를 변형하면 다른 지역의 예측모형으로도 전환 가능하다. 또한 대상 중금속은 종분화(Speciation)가 단순한 니켈과 종분화가 복잡한 크롬 두가지를 선정하여 평가하여 중금속특성에 따라 종분화를 고려한 중금속 모형의 필요성을 확인하였다.

그리고 기존에는 단일 매체 내에서의 중금속 거동을 보는 연구가 집중되어 있었는데 (김종수 et al, 2014/ 권혜지, 김용구, 2016), 중금속의 환경 중 오염도를 예측하기 위해서는 단일매체만을 보는 것이 아닌 여러 환경매체간의 이동, 분배를 고려한 모형의 개발이 중요하다.

따라서 본 연구의 목적은 산업단지를 대상으로 한 중금속 다매체 동태모형을 구축하고, 산업단지의 중금속 배출로 인한 포항시의 중금속 오염도를 각 환경매체 별로 다구획으로 제시하여 포항시의 환경오염 평가에 기여 하고자 한다.

[표1-1] 산단내의 오염도가 인근 주거지의 2배 이상인 중금속 요약

산업단지	주요 업종	샘플링 날짜	Ind/Res > 2		
			대기 a)	수계 b)	토양 c)
반월산업단지(국가)	기계 전자	2007~2008	Cd, Cr, Cu, Ni, Zn	-	Cu, As, Cr, Zn, Ni
시화산업단지(국가)	철강, 기계업종	2007~2008	Cr, Ni	Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb	없음
광양산업단지(국가)	비금속, 기계 철강	2008~2009	Fe, Cr, Mn, Ni	_	_
울산산업단지(국가)	기계, 석유화학, 운송장비	2009	Fe, Cr, Mn, Ni	_	Hg
온산산업단지(국가)	비철금속산업	2009	Cd, Cr, Mn, Ni, Pb, Zn, As	-	-
구미산업단지(국가)	전자정보산업 (중금속 사용이 적음)	2010~2011	Ni	_	_
여수산업단지(국가)	석유화학과 석유정제업종	2008-2009	없음	_	Zn
대산산업단지	석유화학과 석유정제업종	2011	Cr, Zn	_	_
포항산업단지(국가)	철강산업(중금속 사용많음)	2012~2013	Cr, Cu, Mn, Ni, Zn	-	-

Ind: 산단내의 오염도, Res: 인근 주거지의 오염도

a) 관측물질: Fe, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, As(강병욱 et al, 2018)

b) 관측물질: Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb(정혜령 et al, 2017)

c) 관측물질: Cd, Cu, As, Hg, Pb, Cr, Zn, Ni(정태욱 et al, 2015)

*위 문헌에서 대기, 토양은 지역을 산단 내부와 3~5km떨어져 있는 주거지역으로 분류했으며, 수계는 산단 하류의 하천과 인근 주거지역 하류 하천으로 분류했다.

제 2 절 연구의 범위 및 방법

위 연구는 시간에 따른 농도가 일정하며 공간을 단일구획으로 가정한 정상 모형이 아닌 물질의 시·공간적 변화를 예측하는 다구획 비정상 모형이라는 것이 특징이다. 대기 침적, 토양 유실, 강우 유출과 같은 환경기작에 따라 물질이 물, 대기, 토양을 이동하는 특성을 고려한 중금속 다매체 동태모형을 구축할 것이다. 또한 각 환경매체별 모형결과를 실측값과 비교, 평가하고자 한다.

연구대상물질은 국내 모니터링 자료와 배출량 자료가 존재하며(부록-표1), 인위적 배출원의 영향이 큰 물질인 니켈과 크롬으로 선정하였다. 대상 지역은 대상 중금속 배출량이 전국 평균보다 높고 대기 중 오염도가 기준치를 초과하는 지역인 포항으로 선정하였다. 포항은 또한 수체, 저토, 산림토양, 포장토양, 저식생 토양 등 모형에서 다루고자 하는 매체를 모두 포함한 지역이기 때문에 대상지역으로 적합하다.

유역기반의 유기물질 대상의 다매체 동태 모형인 ECORAME의 기본적인 모형구조를 참고하여 컴퓨터 프로그램언어인 FORTRAN에 모형을 구축하고, 모형 내 지리정보자료를 구축하기 위해 QGIS를 사용하였다.

제 2 장 기존연구의 고찰

오염물질이 생산되고 배출된 이후 소비제품, 환경 내 오염 등을 통해 인체에 도달하여 미치는 위해도는 지역적 특성과 대상그룹의 사회적 지위와 연령에 따라 다양하다. 따라서 오염물질의 위해성 평가 연구범위를 계획할 때는 정해진 예산과 시간 내에서 선택과 집중을 할 수 있도록 우선순위를 정하는 것을 도와주는 평가도구가 필요하다. 환경으로 배출된 오염물질이 여러 환경기작에 의해 다른 환경매체로 이동하여 환경과 인체에 끼치는 위해의 정도를 평가하기 위해서 국내외에서 목적에 따라 다양한 예측모형이 연구되고 있다.

그 중에서도 다매체동태모형은 오염물질이 여러 환경 매체 내에서 이동 할 때, 이동기작 별 flux와 오염도를 가늠할 수 있도록 도와주기 때문에 환경영향평가 시 환경 기준치를 세우는 역할을 한다. Gandhi, N et

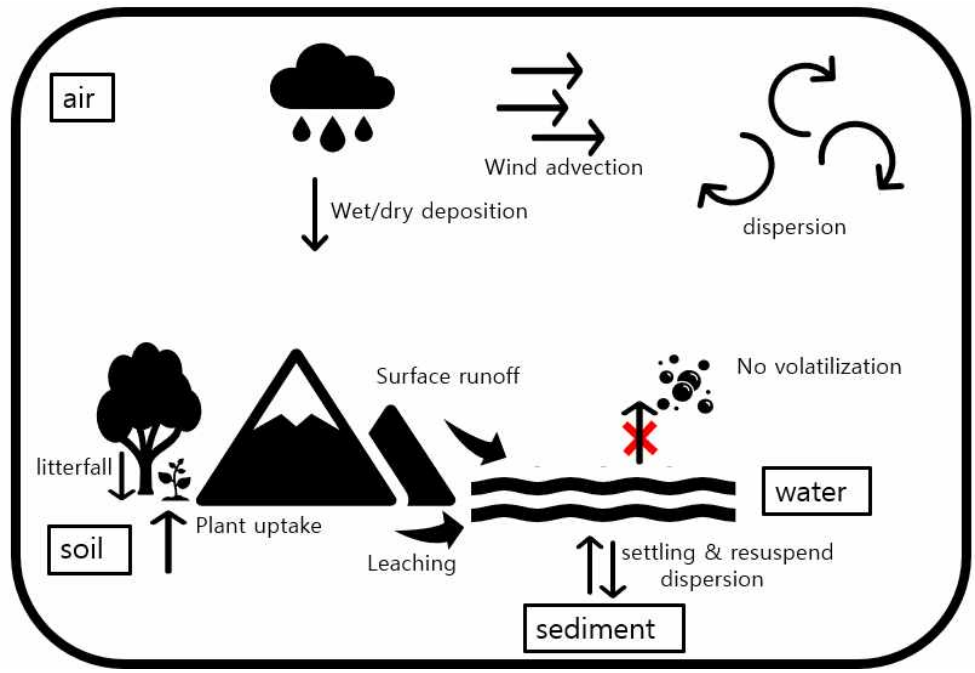
al, 2011는 단기적인 화학반응이 아닌 장기간의 자료로부터 일반화시킨 거동 특성을 분석하여 매체별 물질의 오염도를 예측하는 개념인 Unit World Model(UWM) 개념을 이용하여 호수의 환경변수에 따른 중금속의 매체별 농도와 종분화 특성을 분석했다. 중금속의 수계에서의 독성 기준치(critical water concentration)로부터 호수에 유입되는 중금속 농도를 역산하기 위해 사용한 다매체동태모형인 Transpec (Bhavsar SP et al, 2004)는 종분화를 고려하여 수계와 퇴적물의 금속물질 농도를 측정하는 모형이다. 중금속의 종분화는 사용 가능한 기존의 지화학 모형을 이용하여 산정하였고, 단일 분배계수를 활용하여 수계와 퇴적물의 중금속 농도를 산정하였다. Transpec을 개선한 Transpec-II는 토양매체의 오염도까지 예측할 수 있다[(Bhavsar, S.P. et al, 2008) 토양은 조성이 균일하지 않기 때문에 단순히 단일 분배계수를 사용하면 예측값의 불확실성이 커지게 된다. 따라서 Transpec-II는 용존상과 고체상의 분배를 pH, 유기물질 같은 토양특성의 함수로 표현한 General purpose isotherm (GPI)을 활용하여 토양 내의 중금속 농도를 산정하였다. 또한, fugacity/aquivalence 개념을 기반으로 하여 토양의 물질 용출, 토양유실, 수계-퇴적물 상호교환과 같은 매체 간 물질이동 분율을 산정하였다. aquivalence는 특정매체에서 벗어나려는 경향성을 말하며 유기물을 대상으로 개발한 fugacity 개념을 중금속의 휘발성이 거의 없다는 특성을 고려하여 변환한 개념이다(Harvey, C., et al, 2007).

국내에는 한국형 다매체 동태모형(K-Simplebox)과 ECORAME 등의 다매체모형이 있다. 한국형 다매체 동태모형은 전국규모의 농도를 예측할 수 있으며 화학물질 위해성자료 작성을 위해 사용된다(국립환경과학원, 2014b). 유역기반 다매체동태모형인 ECORAME는 각 매체를 여러 격자로 구분하여 공간에 따른 지역규모의 농도 분포를 예측할 수 있으며, 시간에 따라 오염물질의 농도가 변화하는 비정상상태(steady state) 모형이다(김윤관, 2005). ECORAME는 공간적, 시간적으로 쉽게 확장 할 수 있는 구조이며 대상물질에 대한 유연성을 갖도록 설계했기 때문에 이번 연구에서는 ECORAME를 참고하여 모형의 기본 구조를 구축하였다.

제 3 장 중금속 다매체 동태모형 구축

제 1 절 모형의 구조

본 연구에서는 대상지역을 크게 대기, 수체, 토양 3개 매체로 구분하였다[그림3-1]. 각 매체내, 매체간의 물질의 이동은 시간에 따른 물질의 변화를 설명하는 비정상상태(unsteady state)모형을 구축하였다. 유기물질의 다매체 동태모형인 ECORAME(김윤관, 2005)과 납의 다매체 거동모형(하연정, 2008)을 참고하여 시스템 내 침적, 확산, 강우 유출 등 기본적인 모형의 구조를 구축하였다. 토양 내 물질의 용출, 식물의 uptake에 의한 이동 등 세부 기작들은 대상지역과 대상물질인 니켈과 크롬의 특성을 고려하여 재구성하였다.



[그림3-1] 중금속의 주요 이동기작

제 2 절 모형의 시공간적 범위

대상지역은 경상북도 동해안 영일만에 위치한 포항시로 선정하였다. 포항시는 면적 1127km^2, 인구수 51.65만의 해양도시이다. 제철, 제강, 중화학공업 관련 산업이 발전한 지역이기 때문에 위해성 평가를 실시하였고, 매년 중금속 오염도를 모니터링하고 있지만 Ni, Cr의 대기 오염도가 전국보다 높으며, 특히 Ni은 unit risk 기준치를 넘고 있다[표3-1].

[표3-1] 대상물질의 국내 대기오염도와 농도기준

heavy metal	측정농도(μg/m3)		IRIS, US EPA*	
	전국 (2013-2018)	포항시 (2013-2018)	Unit Risk(μg/m3)	Carcinogenic Group
Ni	0.00312	0.00413	0.00048	A
Cr	0.00301	0.00533	0.01200	A(Cr^{+6})

*Excess lifetime cancer risk associated with breathing 1 μg of a chemical per 1 m3 of air over a 70-year life span for a 70 kg human, IRIS, EPA

제 3 절 모형의 환경동태 기작

3.1. 매체별 환경동태 기작

다음 식(1-6)에는 매체 별로 고려한 환경동태기작을 정리하였으며 모형에는 오염물질이 매체내로 유입되는 양과 유출되는 양을 물질수지방정식(mass balance equation)으로 세우고, 이를 오일러 수치해석법(Euler method)으로 풀어내는 다매체 동태모형을 구성하였다(김윤관, 2005).

1) 대기(Air, A)

대기로 배출된 오염물질은(E) 이류, 확산(AdDi)하며 인접지역으로 이동하고 건식, 습식침적(dryDep, wetDep)에 의한 다른 매체로 이동한다(식1). 이류, 확산기작은 EPA에서 개발한 ISC(Industrial Source Complex)모델을 기초로 한다. ISC는 가우스형 확산이론을 기초로 하는 라그랑지 모형을 따른다. 수평확산계수(σ_y)는 도시지역 수평확산계수 산

출방법인 Briggs fomula (Gifford and Hanna, 1967)로 산정하였다. 단위시간 후의 한변길이 L인 격자는 $L+1.54\sigma_y$로 증가한다. 격자 내부에서는 중금속의 농도가 일정하고, 시간이 지남에 따라 대기격자의 크기가 증가하며 중금속이 확산한다(김윤관, 2005).

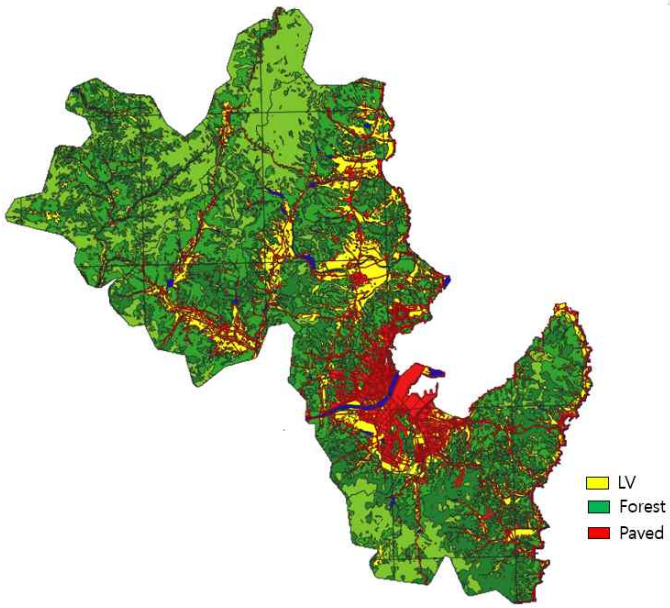
$$d\frac{V_A(i)C_A(i)}{dt} = E(i) + AdDi(i) - dryDep(i) - wetDep(i) \text{----------(식1)}$$

- V_A(i): 대기격자 부피(i)
- C_A(i): 대기격자 농도(i)
- E(i): 단위시간당 중금속 배출량(i)
- $AdDi_A$(i): 단위시간당 대기 격자간 이류 (Advection) 및 확산(Diffusion)(i)
- $dryDep_A$(i): 단위시간당 건식침적량(i)
- $wetDep_A$(i) 단위시간당 습식침적량(i)

*대기격자는 12개로 구성된다(i = 1 to 12).

2) 토양

대기로부터 침적된(dryDep, wetDep) 오염물질은 용출(Leaching)과 강우시 토양유실(RunOff)로 수체로 이동한다. 이때 토지피복에 따라 식생에 의한 중금속의 이동기작이 다르다. 산림토양(forest) 내의 중금속은 활엽수, 침엽수의 uptake에 의해 식물로 이동하고 벌목되면서 제거되고 낙엽 내 물질은(Fall) 토양으로 이동한다. 저식생 토양은(Low vegetation) 주로 작물에 의한 uptake가 발생한다. 포장토양은(paved) 식생에 의한 중금속 이동기작을 넣지 않았다. 토지피복분류는 환경공간정보서비스의 2007년 중분류 토지피복자료를 활용해서 Paved(주거지역, 공업지역, 상업지역, 위락시설지역, 교통지역, 공공시설지역), Low vegetation(논, 밭, 하우스재배지, 과수원, 기타재배지, 자연초지, 인공초지, 내륙습지, 연안습지, 자연나지, 인공나지), Forest(활엽수림, 침엽수림, 혼효림)으로 분류했다[그림3-2].



[그림3-2] 포항시 토지피복별 분류도

2)-1 산림토양(forest, F)

$$d\frac{V_F(k)C_F(k)}{dt} = dryDep_F(k) + wetDep_F(k) + Fall_F(k) - Uptake_F(k)$$
$$- RunOff_F(k) - Leaching_F(k) \text{----------(식2)}$$

2)-2 저식생 토양(Low Vegetation, LV)

$$d\frac{V_{LV}(k)C_{LV}(k)}{dt} = dryDep_{LV}(k) + wetDep_{LV}(k) - Uptake_{LV}(k)$$
$$- RunOff_{LV}(k) - Leaching_{LV}(k) \text{----------(식3)}$$

2)-3 포장 토양(paved, P)

$$d\frac{V_P(k)C_P(k)}{dt} = dryDep_P(k) + wetDep_P(k)$$
$$- RunOff_P(k) - Leaching_P(k) \text{----------(식4)}$$

- V(k): 토양격자 부피(k)
- C(k): 토양격자 농도(k)
- $Fall$(k): 단위시간당 추가되는 낙엽(litterfall)의 중금속량(k)
- $Uptake$k): 단위시간당 나무뿌리, 잎사귀에서 Uptake되는 중금속량(k)
- $RunOff$(k): 단위시간당 강우시 run-off되는 중금속량(k)
- $Leaching$(k): 단위시간당 수체로 용출되는(leaching) 중금속량(k)

*토양격자는 8개로 구성된다(k = 1 to 8)

3) 수체(Water, W)

수체로 유입된 오염물질은(dryDep, wetDep, RunOff) 하천을 따라 유입(FlowIn), 유출(Flowout)하며 침강(WaterDep), 재부유(SedResus), 물질확산(MT)과정으로 저토와 상호작용한다.

$$d\frac{V_W(k)C_W(k)}{dt} = dryDep_P(k) + wetDep_P(k) + FlowIn_W(k) - Flowout_W(k) + RunOff(k) - WaterDep(k) + SedResus(k) - MT_W(k) + MT_{Sed}(k) \quad \text{--(식5)}$$

-FlowInw(k): 단위시간당 수체간 유입량(k)
-Flowoutw(k): 단위시간당 수체간 유출량(k)
-WaterDep(k): 단위시간당 저토로 침강량(k)
-SedResus(k): 단위시간당 저토로부터 재부유량(k)
- MT_W(k): 단위시간당 수체에서 저토로의 확산량(k)
- MT_{Sed}(k): 단위시간당 저토에서 수체로의 확산량(k)

4) 저토(Sediment, Sed)

저토는 수계에서 물질의 침강(Waterdep), 재부유(SedResus), 물질확산(MT)과정을 거치며 매체 내 오염도가 변화한다.

$$d\frac{V_{Sed}(k)C_{Sed}(k)}{dt} = WaterDep(k) - SedResus(k) + MT_W(k)$$

$$- MT_{Sed}(k) \quad \text{----------(식6)}$$

3.2. 물질수지 방정식

환경동태기작 별로 구체적인 물질수지 방정식을 정리하였다.

1) 침적(Deposition)

대기로 배출된 오염물질은 대기 중 중금속의 건식침적과 강우시의 습식침적을 통해 다른 매체로 이동한다(식 7, 8).

wetDep = Q · Aij · Cair · Ur ----------(식7)

dryDep = U · Aij · Cair ----------(식8)

Q = Crain/Cair

-Ur: 월별 강우강도, km/hr

-Q: scavenging ratio, unitless

-A_{ij}: 대기i와 토양구획j의 교차면적, km^2

-Cair: 대기농도, g/km^3

-U: 건식침적속도, km/hr

-Crain: 빗물농도, $\mu g/m^3$

2) 용출(Leaching)

강우 시 토양으로 유입되는 유량은 증발산량과 강우 시 지표를 타고 흐르는 직접 유출(direct run off)을 제외한 분율이다(식9). 박윤경 등(2014)는 수분이 완전히 포화되었을 경우의 증발량인 잠재 증발산량과 식생 매개변수, 강우량으로부터 국내 연 증발산량을 산정하였다. 그러나 계절 별로 기후변화가 큰 우리나라에서는 월별로 증발산량을 다르게 고려해야 하기 때문에 실제 연 증발산량에 국내 월별 기준증발산량 비율(문장원, 2018)을 가중치로 두어 월별 증발산량을 입력하였다.

토양 내에서 유입된 용존상에 존재하는 오염물질은 이동성이 높아 용출(leaching)된다. 용출되는 분율은 토양수의 침투율에 비례하여 표토에서 심토로 이동한다(식10). 심토로 이동하여 지하수 함양되는 양과 강우시 토양을 투과하여 하천으로 유입되는 기저유출(base flow)로 분류하였다. 모형에 입력한 기저유출량은 WHAT system으로 유역별 국내 지층의 특성과 유량, 강우량 자료 등을 고려하여 산출한 월별 총 강우량 중 기저유출 비율에서 낙동강 유역값을 입력하였다(최윤호 등 2014). 이때 5월은 토양 내 net flux가 음수로 산정되기 때문에 용출량을 0으로 두었다.

Qle = Pm - dirct_RunOff - evpt ----------(식9)

$$\text{Leaching} = \frac{C_{soil}}{Kd + 1/\rho} \cdot area \cdot Qle \cdot 10^6 \quad \text{----------(식10)}$$

-Pm: 년평균 강우, m/hr
-직접유출, dirct RunOff
-evpt: 증발산량, m/hr
-leaching: 총 용출량, g/hr
-Qle: 토양수 침투율, m/hr
-area: 토양면적, km^2
-ρ: 토양밀도, kg/l
-Kd: 분배계수 L/kg
-C_{soil}: 토양내 총 중금속 농도, mg/kg

3) 분배(partitioning)

토양이나 수체 내에서 오염물질은 지화학적 환경에 따라 용존상에 존재하거나 흡착된 상태로 분배되어 존재하게 된다. 이때 이동성이 더 높은 용존상 분율을 산정하기 위해 분배계수 Kd를 사용하였다. 일반적으로 분배계수 Kd는 Q/C로 제시하나, 모델링의 편리성을 위해 T/C로 제시하기도 한다(식11). Q는 고체에 흡착된 중금속의 농도이며, C는 용존상의 중금속농도, T는 총 중금속 농도이다.

$Kd = \frac{Q}{C}$ 혹은 $Kd = \frac{T}{C}$ ----------(식11)

Cr^{+3}은 pH가 높은 토양에서 흡착상으로 존재하는데 $Cr(OH)_3$, Cr_2O_3, $Cr_xFe_{1-x}(OH)_3$을 형성하며 침전된다. C^{+6}은 pH 1~6.5에서는 $HCrO_4^-$로 존재하며 pH가 증가하면 흡착은 감소하고 이동성이 커진다(김록영 등, 2010). Ni은 pH가 높을수록 흡착상 분율이 커진다(EPA, 1999). 이와같이 pH는 토양에서 중금속의 이동에 영향을 주는 주요 인자이기 때문에 토양 내 분배계수 Kd는 pH값에 관해 정리한 표를 사용하여(부록 표1) pH에 관한 회귀식을 산정하였다(식12, 13, 14). 이때 Cr은 실측자료를 기반한 회귀식의 불확실성이 크기 때문에 지화학적 모형인 MINTEQA2로 pH에 따른 Kd값을 산정한 자료를 사용하였다(EPA, 2002). Ni은 자연상의 실측자료를 기반으로 제시한 회귀식을 사용하였다(Sauve et al, 2000) 이때 EPA는 Kd를 Q/C로, Sauve는 T/C로 정의했다. pH는 2017년 포항시 토양측정망 지역의 평균 pH인 6.41을 입력값으로 사용하였다(환경부, 2018).

수체의 중금속 또한 부유물질에 흡착되어 있거나 용존상으로 분배되어 존재한다. 그러나 수체의 Kd는 토양과는 다르게 회귀식이 제시되어 있는 문헌을 찾기 힘들다. 그래서 EPA(2005)에서는 토양의 Kd로부터 수체의 Kd, 저토의 Kd를 추정하는 회귀식을 제시하였다(식15, 16).

하천의 pH는 국내 하천의 평균값을 사용하였다(Kosis, 2019)

$\ln(Kd_{Cr3}) = 2.68pH - 4.61$ ($R^2 = 0.9028$) ----------(식12)

$\ln(Kd_{Cr6}) = -0.269pH + 4.76$ ($R^2 = 0.9964$) ----------(식13)

$\log_{10}(Kd_{Ni}) = 0.72pH - 1.75$ (R^2=0.576, N=138) ----------(식14)

$\log_{10}(Kd_{SPM}) = 0.38 \cdot \log_{10}(Kd_{Soil}) + 3.889$ ----------(식15)

$\log_{10}(Kd_{Sediment}) = 1.08 \cdot \log_{10}(Kd_{Soil}) + 0.796$ ----------(식16)

- Kd_{Cr3}, Kd_{Cr6}, Kd_{Ni}: 토양에서 Cr^{+3}, C^{+6}, Ni의 분배계수, L/kg
- Kd_{SPM}, Kd_{Soil}, $Kd_{Sediment}$: 수체, 토양, 저토에서 흡착상/용존상 분배계수, L/kg

3) 산화환원(redox)

니켈과 달리 크롬은 환경매체 내에서 Cr^{+6} 와 Cr^{+3} 사이에 산화환원 기작이 발생한다. 3가 크롬은 용해도가 매우 낮아서 고체에 흡착된 상태로 존재하기 때문에 이동성도 작지만, 6가크롬은 용해도가 매우 높으며 독성이 있기 때문에 용존상의 3가크롬과 6가 크롬사이의 산화 환원 작용은 다양하게 연구되어 왔다(Barlett and James, 1988).

이때 자연상태에서 전자공여체인 Fe2+, 유기물함량이 높을수록 Cr^{+6}의 환원율이 높고(Banks et al, 2006; Jia zhang et al, 2019), 유기물함량이 낮고 망간함량이 높으면 Cr^{+3}이 Cr^{+6}으로 산화된다(차승주 등, 2018).

토양에서 크롬의 산화 환원량은 overall soil redox method로 산정할 수 있다. overall soil redox method는 용액에서 6가크롬을 토양과 완전 혼합하여 반응시킨후 용액속에 남아있는 6가 크롬의 양을 측정하는 방법으로(전철민, 2008) 실제 토양에서 크롬의 산화 환원 속도와 상관없이 토양의 환원 잠재력을 측정하는 척도이다(Chon, C.M. et al, 2007; Chon, C.M. et al, 2008).

이때, 구축하는 모형은 시간에 따라 농도가 변하는 비정상 상태 모형이기 때문에 산화 환원 속도를 고려하지 않는 토양의 산화환원능을 사용하지 않고 토양에서 크롬의 산화, 환원속도를 사용하였다(식17, 18). pH 4~6인 토양 내 Cr^{+3}-Cr^{+6} couple은 3가크롬으로 안정되어 있어서 의미있는 산화속도를 측정할 수 없고, pH8일 때 3가크롬의 산화속도는 4.3×10^{-6}/hr로 반감기는 6357day이다(Xu, T et al, 2020). 따라서 평균적인 토양 pH가 6.4인 포항에서는 산화반응이 미미하다고 가정하였다. 그리고 pH 5.4~7.4인 토양에서 6가크롬의 환원속도는 0.0134/hr이다(N, KOZUH et al, 2000).

$$\frac{d[Cr(+6)]}{dt} = -k_{red}^{1}[Cr(+6)] \quad \text{(식17)}$$

$$\frac{d[Cr(+3)]}{dt} = k_{red}^{1}[Cr(+6)] \quad \text{(식18)}$$

- k_{red}^{1}: /hr, 토양에서 6가크롬의 환원율, 1차반응속도

하천에서 크롬의 산화환원 주요 조절인자는 철과 망간이다(Lin, C.J., 2001). 6가크롬은 2가철과 반응하여 3가크롬으로 환원되고, 3가크롬은 용존산소나 6가망간과 반응하여 6가크롬으로 산화된다(식 19, 20, Buerge, I.J et al 1997). 이때 용존산소와의 반응은 매우 느리기 때문에 무시가능하다(R. Świetlik, 2002). 이때 하천 내 용해성 철은 모두 2가 철이고, 용해성 망간이 모두 6가 망간이라 가정하였다.

$$\frac{d[Cr(+6)]}{dt} = k_{oxi}[Cr(+3)][Mn(+6)] - k_{red}[Cr(+6)][Fe(+2)] \quad \text{---------(식19)}$$

$$\frac{d[Cr(+3)]}{dt} = k_{red}[Cr(+6)][Fe(+2)] - k_{oxi}[Cr(+3)][Mn(+6)] \quad \text{---------(식20)}$$

-Kred·[Fe] : /hr, 수체에서 6가크롬의 환원속도
-Koxi·[Mn] : /hr, 수체에서 3가크롬의 산화속도

4) 식생 (net biomass)

식생에 의한 중금속 이동량은 토지이용형태에 따라 고려해야 하는 기작이 다르다. 숲에서는 대기에서 침적되는 물질이 수목의 표면에 흡착분율과(LeafUptake, 식21) 낙엽으로 식물에서 토양으로 이동하는 분율을(식22) 함께 고려해야 하며 침엽수와 활엽수별 면적을 구분해서 산정하였다. 숲과 저식생 토양의 중금속이 식생으로 이동하는 growth uptake를 산정하기 위해서는 두가지 방법을 사용할 수 있다(De Vries, 2004). 첫 번째 방법은 식생의 생장률을 식생 내 중금속 함량에 곱하여 growth uptake를 산정하는 것이고(식23) 두 번째 방법은 토양내 용존상 중금속 함량에 비례하여 식물의 증산작용에 의해 이동하는 분율을 산정하는 것이다(식24). 식생내 중금속 함량은 뿌리, 줄기, 잎과 같이 부분마다 중금속 함량이 매우 다르며(국립환경과학원, 2013a), 침적된 분율까지 식물내 중금속 농도로 과측정될 가능성이 있기 때문에 연구에는 두 번째 방법을 사용하였다.

식생 내 중금속 기작은 UN/ECE에서 중금속의 환경기준 협의를 위해 작성된 가이드 라인을 기준으로 세웠다(De Vries, 2004; 하연정, 2008).

LeafUptake = Ffu · Dtotal · area ----------(식21)

Litterfall = FrMlf · Dtotal · area ----------(식22)

BioUptake1 = Fru · $CR_{Plant/Soil}$ · Csoil · Fgr · area -------(식23)

BioUptake2 = Fru · Et · Mss ----------(식24)

-Ffu: 총 대기중 중금속 침적량과 잎의 침적량간의 비율, unitless

-Dtotal: 침적률, g/hr/km^2

-area: 토양면적, km^2

-Fru: root uptake factor, unitless

-$CR_{Plant/Soil}$: 식물/토양 내의 중금속 농도 비율, unitless

-Csoil: 가용성 중금속 flux, mg/kg

-Fgr: growth flux, kg/km^2/hr)

-FrMlf: 낙엽중 중금속 침적량과 총 침적량간의 비율, unitless

-Et: 증산률(transpiration rate), m/yr

-Mss: 용존상 중금속농도, mg/m

5) 강우유출(RunOff)

토양에서 수체로 중금속이 유입되는 기작은 강우 시 토양유실로 인한 이동과 강우가 지표를 흐르는 직접유출로 인한 중금속 유출량, 그리고 토양을 투과하여 용출되는 기저유출 세 종류의 기작을 각각 고려하였다(식25). 먼저 토양유실량은 범토양유실공식(USLE)과 유달률 산정식을 사용하여 유역의 토양 유달량을 추정했다(4.2절 참고). 이때 유실된 토양에서 수계로 이동량은 계절별 변량이 크기 때문에 월별 강우량을 다르게 고려하였다. 모형에서 분리한 포항시의 토양격자는 각 하천의 집수면적을 기준으로 나누었기 때문에, 각 토양 구획 면적에 총 강우량 중 직접유출량의 비율만큼 하천으로 유입된다고 가정하였다. paved soil에서는 전량이 배수되며, 바다와 접하고 있으며 하천이 없는 토양구획인 2, 5, 8

구획은 유출량이 바다로 간다고 두었다[그림3-3]. 하천의 유입(inflow)과 유출(outflow)방향은 물환경정보시스템 하천 네트워크공간자료(Korean Reach File, KRF)에 구축되어 있는 하천흐름을 나타내는 선형자료(line data)를 참고하였다.

RunOff(total) = Dep·A1 + SL + WRun·A2 + BaseRun ------(식25)

-Dep : 침적flux, g/hr/km^2

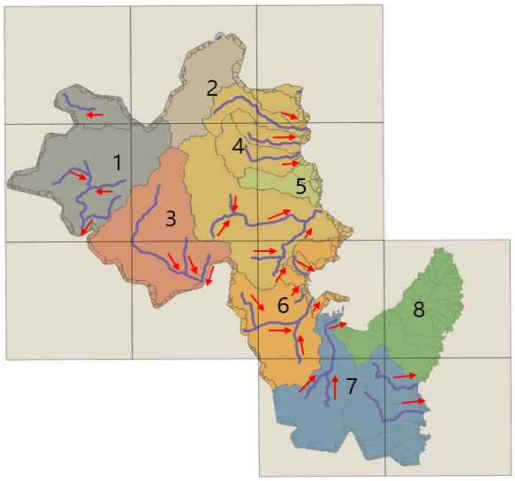
-A1 : 하천면적, km^2

-A2 : 집수면적 내 저식생, 숲 지역 면적, km^2

-SL: 총 유실토양 내 중금속량, g/hr

-WRun: 강우시 지표유출 flux, g/hr/km^2

-BaseRun: 총 기저유출량, g/hr



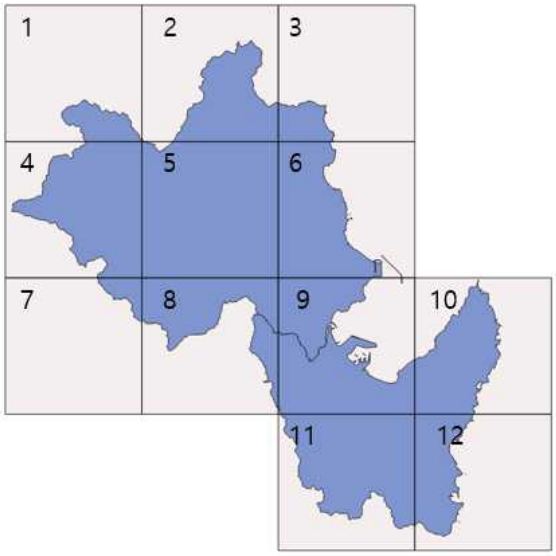
[그림3-3] 토양 8구획 및 하천 흐름방향

제 4 절 모형의 입력변수

4.1. 매체별 면적산정

1) 대기

대기에서는 중금속의 이동이 지역의 모양과 상관없이 자유롭기 때문에 대기격자는 방향성이 고려되지 않는 정사각형이다. 대기격자의 길이는 포항시에서 바람이 단위시간당 이동하는 거리보다 긴 15km로 설정하여 중금속이 배출되는 단위시간 내에 물질이 격자를 넘어가지 못하도록 하였다[그림3-4]



[그림3-4] 포항 대기 격자분류

2) 토양 및 수체

포항시 토양면적 분류는 표면을 따라 흐르는 빗물이 표고에 따라 하천으로 유입되는 집수면적을 기준으로 구분하였다. 집수면적을 계산하기 위해 국가공간정보포털의 수치표고모델(Digital Eleveation Model, DEM)

자료를 받아서 QGIS의 fill sinks(wang&liu)의 tool로 포항시를 8구획으로 분류하였다.

하천은 토양 1, 3, 4, 6, 7 격자에 존재한다. 포항시 하천면적은 KRF 자료의 하천길이와 한국하천일람 자료를 참고한(부록-표7) 해당 하천들의 하폭의 곱으로 산정하였다[표3-2].

[표3-2] 포항시 구획별 면적(km^2)

구역	paved	low vegetation	forest	river
soil1	3.022	22.84	164.18	1.374
soil2	1.164	7.51	67.54	-
soil3	6.623	48.51	113.53	2.795
soil4	14.94	99.80	169.46	3.414
soil5	1.806	10.16	19.18	-
soil6	44.17	37.90	61.46	2.508
soil7	17.73	47.22	137.21	1.964
soil8	10.97	36.14	74.32	-

4.2. 토양 유달량 산정

대기에서 토양으로 침적된 중금속은 강우 시 수체로 이동한다. 강우 시 토양유실량을 USLE식(Wischmeier and and Smith, 1978)으로부터 산정했다(식26).

범용토양유실공식(Universal Soil Loss Equation, USLE)

A = R*K*LS*C*P ----------(식26)

-A[ton/ha/yr]: 토양유실 추정치

-R[MJ*mm/ha/yr/hr]: 강우 침식능 인자 (Rainfall erosivity facor, factor)

-K[unitless]: 토양침식성 인자(Soil erodibility factor; K factor)

-LS[unitless]: 지형인자(Slope and slope steepness factor;

LS factor)

-C[unitless]: 지표피복인자(Crop and cover management factor; C factor)

-P[unitless]: 보전관리인자(Conservation practice factor; P factor)

R인자는 포항측정소에서 1999~2015년간의 관측값으로 산정한 값을 채택하였고(한국환경산업기술원, 2018a), 산정식은 다음과 같다(식27).

R= E · Ur ----------(식27)

E[MJ/ha]: 강우사상별 운동에너지

Ur[mm/hr]: 30분 최대 강우강도

K인자를 산정하기 위하여 해당 지역의 입도분포, 유기물함량이 고려되어야 하기 때문에 포항지역이 포함되는 임하댐의 K인자의 중앙값을 채택하였다(한국환경산업기술원, 2018a). C인자는 토지피복별로 값이 다르기 때문에(부록-표2) 각 토양 구획별 paved, LV, Forest 비율을 고려하여 C인자를 산정하였다[표3-3].

[표3-3] 토양 구획별로 산정한 C인자

구역	paved비율	LV비율	Forest비율	Cfactor
soil1	0.0159	0.1202	0.8639	0.0640
soil2	0.0153	0.0985	0.8862	0.0616
soil3	0.0393	0.2876	0.6731	0.0836
soil4	0.0526	0.3511	0.5963	0.0913
soil5	0.0580	0.3261	0.6159	0.0888
soil6	0.3078	0.2641	0.4282	0.0944
soil7	0.0877	0.2336	0.6787	0.0801
soil8	0.0903	0.2976	0.6121	0.0873

P인자는 표토의 [침식 현황 조사에 관한 고시 별표 1]에 의하면 농업 지역의 논, 밭의 처리방법 별로 값이 다르기 때문에(부록-표3) 각 토양 구획별로 LV 내의 논과 밭의 면적을 고려하여 P인자를 산정하였다[표 3-4].

[표3-4] 토양 구획별로 산정한 P인자

	논, 밭 ratio			P인자	포항시 경사도 (중앙값)
격자	논	밭	나머지		
soil1	3292715	15800339	189338268	0.9770	18
soil2	1368454	5411187	75582993	0.9776	21
soil3	23785960	15153055	166695526	0.8710	15
soil4	69996913	20464736	278445204	0.7494	10
soil5	7897522	1902608	30405686	0.7464	8
soil6	14544863	8238037	138718386	0.8759	6
soil7	23790241	15921603	199710425	0.8633	10
soil8	16453141	15355751	119158673	0.8269	8

LS인자는 엄기철 등(2010)에서 전국을 기준으로 산정한 경사도별 값을 기준으로(부록 표4) 포항시의 LS인자를 산정하였다[표3-5].

[표3-5] 토양구획별로 산정한 LS인자

격자	포항시 경사도 (중앙값)	S값	LS값
soil1	18	22	1.507
soil2	21	22	1.507
soil3	15	22	1.507
soil4	10	11	0.718
soil5	8	11	0.718
soil6	6	4	0.243
soil7	10	11	0.718
soil8	8	11	0.718

포항시의 USLE인자를 산정하여 최종적으로 구한 토양유실량 A[ton/ha/yr]는 구획 평균 11.40이다. USLE식으로 산정한 유실토양이 유역의 유출구까지 도달하는 양을 구하기 위해서는 유역의 유달률(sediment delivery ratio, SDR)을 고려해야 한다. 유달률은 최종 출구의 유실토양량(S, ton/yr)을 유역의 총 유실토양량(T, ton/yr)으로 나눈 값으로, 지형적 특성에 따라 강우량이 동일해도 유달량이 달라진다(이서로 등, 2018). 유달률 산정식으로 한가지 인자를 고려하는 식과(식28; Boyce, 1975) 3가지 인자를 고려하는 식(식29; Williams and Berndt, 1977)으로 산정한 포항시의 격자평균 유달률은 각각 0.32, 0.18이었다. 형산강 하천내의 유사량 실측값과 각각의 유달률로 산출한 유달량을 비교하였을 때, 3가지 인자를 함께 고려하는 산정식(식29)이 더 신뢰성이 있기 때문에 해당 식으로 최종 유실 토양량을 산정했다. 최종 산정값은 평균 196.5[ton/km^2/year]로 한국환경산업기술원(2018a)에서 산정한 임하댐 지역의 토양유실량인 2701보다 작고, 실측값인 형산강 하구의 연간 비유사량 38.6(부산지방국토관리청, 2013)보다 높은 수치를 보인다[표3-6].

$SDR = S/T = 0.5656*area^{-0.11}$ ----------(식28)

$SDR = 1.366*10^{-11}*area^{-0.0998}*Slope^{0.3629}*CN^{5.444}$----------(식29)

-Cn: Curve Number

-area: 면적

-Slope: 경사도

[표3-6] 격자별 최종 유실토양량

격자	토양유달량(ton/km^2/year)
soil1	300.6
soil3	331.4
soil4	121.5
soil6	102.0
soil7	127.1

4.3. 기상자료

포항시 대기 입력자료는 기상청과 수자원종합관리시스템의 자료를 참고하였다. 2011~2019년간 포항시의 풍향은 남서풍이 제일 우세하였고, 평균풍속은 2.53m/s이며 강우강도는 연간 1025.5mm이며 8, 9월이 가장 우세하다. 포항시 수체 입력자료는 환경부의 수문조사연보의 전국 관측소별 유량측정 성과표에서 포항지역이 포함된 하천인 길안A와 금호A의 평균 수면폭 14.38, 유속은 0.24m/s, 단면적 5.61m^2이다[표3-7].

[표3-7] 모형에 구축한 기상자료

입력변수	의미	값	출처
FruF	tree root uptake factor	0.5	W. de Vries, D. J. Bakker(1996),
FruL	crop root uptake factor	0.7	
Fru	root uptake factor	Forest: 0.5, LV:0.75	
Fgr	biomass growth flux, kg/m2/yr	Forest: 0.4, LV:1	
Et	증발산량에서 증산량의 비율	300/350	
wind_speed	2011-19년간 월평균 풍속, km/hr	monthly value	기상청, 포항관측소(138)
wind_direction	최빈도 대기 바람 풍향, 라디안	monthly value	
Ur	강우강도, km/hr	monthly value	WAMIS, 포항시
Suspended	부유물질, mg/l	monthly value	
Hwater	수면폭, m	monthly value	전국 관측소별 유량측정 성과표
Qlo	평균유속, m/s	monthly value	
Awater_flow	단면적, m2	monthly value	
DS	토양밀도, kg/m3	2650	국립환경과학원, 2019
Direct	직접유출률, mm/yr	monthly value	최윤호 등, 2014
baseV	기저유출, mm/yr	monthly value	
	국내 총 연 증발산량, mm/yr	564.55	박윤경 등, 2014
evpt	기준 증발산량, mm/yr	monthly value	문장원, 2018
ph_soil	토양의 Ph	6.41	환경부, 2018
ph_water	수체 ph	7.9	Kosis, 2019

ss	부유물질, mg/l	16.7	WAMIS, 포항시 무명교, 2013-2017
disFe	용해성 철, mg/l	0.224	
disMn	용해성 망간, mg/l	0.180	

4.4. 물질특성 자료

Ni, Cr의 물리화학적 성질과 관련된 자료를 구축하였다[표3-8].

Ni, Cr 습식침적의 scavenging ratio(W)는 빗물내 농도(C, μg/kg)와 대기중 농도(K, μg/m3)로 표현되며, 국가별 변량이 크기 때문에(국립환경과학원, 2019) 국내실측 대기 및 빗물 농도값으로부터 산정하였다. 건식침적속도는 중금속의 대기오염도가 포항시와 1 order 이내로 비슷한 수준인 조건의 실측값으로부터 선정하였다.

[표3-8] 모형에 구축한 Ni, Cr의 물성자료

입력값	물성자료	Cr	Ni	출처
Ffu	총침적량과 낙엽침적량 비율	침엽수:0.85, 활엽수: 0.92	침엽수: 0.69, 활엽수: 0.74	W. de Vries, D. J. Bakker(1996),
FrMlfC	낙엽 내 중금속 flux와 총 침적 flux간의 비율	침엽수:0.51, 활엽수: 0.35	침엽수: 0.48; 활엽수: 0.35	
C	빗물농도, μg/kg	0.5	0.975	정구복, 2007
K	대기농도, μg/m3	0.00452	0.00722	환경부, 2002-2003
U	건식침적속도, cm/sec	1.057	1.736	skata.M, 2008
Kd	토양수-토양 분배계수, L/kg	ph based regression		EPA, 2002
redox	국내 토양의 크롬 산화환원능, mmol/kg	0.47	-	Chon, C.M. et al, 2007
Udmetal	건식침적속도 km/hr	0.0381	0.0625	Sakata, M(2008)
Q	scavenging ratio,[-]	135042	110619	this study
KoxiMn	수체내 환원속도, /hr	0.0108	-	LIN, C.J., 2001
KredFe	수체내 산화속도, /hr	0.0049	-	
$K^{1}red$	토양내 환원속도, /hr	0.0134		KOZUH, N et al, 2000

제 4 장 중금속 다매체 동태 모형 평가

제 1 절 모형의 신뢰성 평가

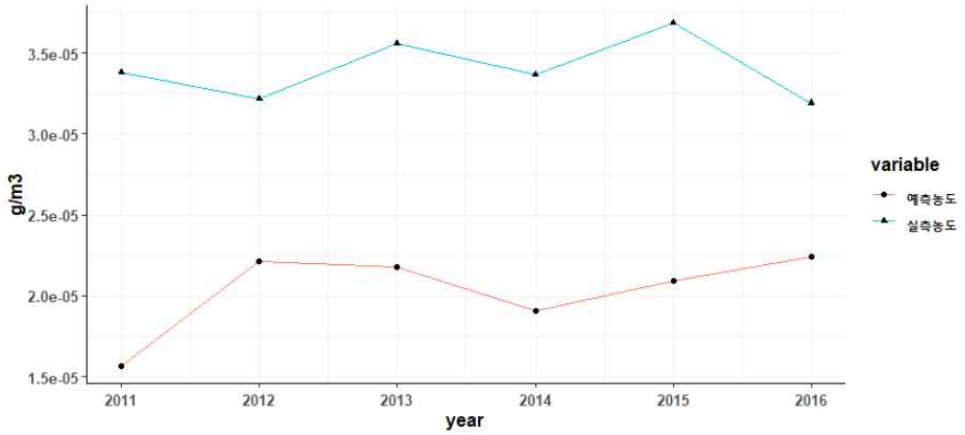
구축한 모형으로 Ni, Cr의 예측값을 평가하기 전에 대기모듈의 신뢰성을 평가하였다. 대기는 모형의 배출원이 존재하는 매체이며, 다른 매체간의 물질의 이동이 이루어지는 중심매체이다. 따라서 다매체 모형의 예측력을 평가하기 위해서는 그에 앞서 대기매체의 신뢰성을 확보하는 것이 중요하다.

신뢰성을 평가하기 위해 농도자료와 배출량 자료가 과거부터 현재까지 잘 정리되어 있는 NO_2의 대기중 모형값과 관측값을 비교하였다. 질소산화물은 배출량이 산업, 비산업, 농업, 기타면오염원 등 13가지 항목하에 구체적으로 정리되어 있는 물질이다. 또한 기존에도 다매체 모형의 신뢰성을 평가하기 위해서 이산화질소를 대상물질로 채택하였다(변수한, 2008; 김희석, 2016). 그러나 중금속모형에서는 이산화질소의 화학적 반응을 모두 고려할 수 없기 때문에 그로인한 불확실성이 존재한다.

NOX는 배출시 대기중에서 모두 NO_2로 변환된다고 전제하였는데 이는 NO_2의 영향을 평가하는 보수적인 접근법으로 권장된다(NSW Environment Protection Authority, 2015). 포항시에서 NOX의 2011-2016년 평균 배출 flux는 0.0354[g/m^2/yr]이다(airemiss.nier.go.kr).

대기 중 NO_2의 건식침적속도는 0.29 cm/sec를 사용하였다(국립환경과학원, 2014a). 강수시 NO_2의 전국 총괄 세정기여율은 15.7%이고(임득용, 2012), 포항의 1981 - 2010년 년 평균 강수계속시간은 824.4 hr이다. 따라서 1년 중 강우기간동안 대기농도의 세정율 15.7%를 적용하였다.

최종적으로 포항시 9번 격자에 위치한 대기 내 NO_2 관측값과 모형값을 비교한 결과 모형값이 2011-16년 평균(geometric mean) 1.68배 저평가 된다[그림4-1]. 다매체모형의 예측력은 일반적으로 2 order 이내수준이면 양호한 수준으로 평가되므로 중금속 다매체 모형에서 대기매체의 신뢰성을 확보했다고 볼 수 있다(Hoffman and Hammonds, 1994; 한국환경산업기술원, 2018b).



[그림4-1] 포항시 9번 대기격자의 NO_2 관측값과 모형값(2011-16년)

제 2 절 중금속 배출량 추정

2.1 중금속의 배출원

Cr(크롬)은 산화상태에 따라 Cr^{+3} 과 Cr^{+6} 으로 나뉜다. Cr^{+3}은 자연발생비율이 높으며 독성이 낮은 반면, Cr^{+6}은 plating, 염료 제조, chromium을 사용하는 공정 등에서 인위적으로 생성되는 독성이 강한 물질이다(EPA, 2000). 국내 산업단지에서 총 크롬 중 Cr^{+6} 농도 비율은 계절 평균 0.7~2.4%를 차지한다(강병욱 등, 2009). 포항시는 제철, 철강 산업단지가 위치한 지역이기 때문에 모형에서는 보수적인 평가를 위하여 대기 중 Cr^{+6}의 농도 비율을 2.4%로 가정하였다.

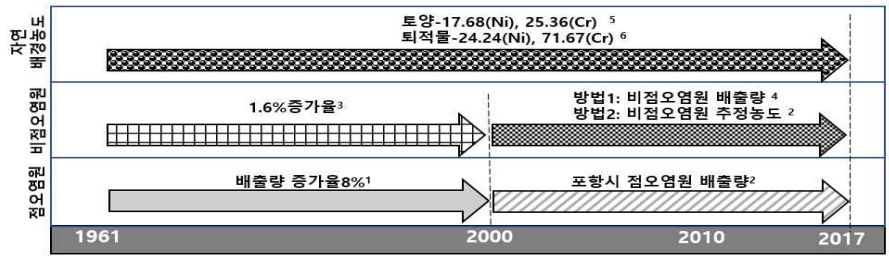
Ni(니켈)은 합금하여 동전, 보석, 스테인리스 철 등을 만드는데 사용된다. Ni compounds는 electroplating, 건전지 생산 등에 사용되며 소각, 제련, 정제 공정에서 대기로 배출된다(EPA, 2005). Ni, Cr은 주로 인위적 활동에 의해 대기로 배출되기 때문에(AEA Technology, 2013; 국립환경과학원, 2013) 모형에서 오염물질은 대기에서 배출되며, 건식, 습식 침적을 통해 다른 매체로 이동하도록 설정하였다.

대기오염물질의 배출원은 크게 지각과 생물등에서 배출되는 자연적 배출원과 인위적 배출원이 있으며, 인위적 배출원은 화력발전소, 대형배

출시설과 같은 점배출원(Point source)과 일반 주택과 같은 지역배출원(Area source), 자동차, 비행기등 이동하면서 배출하는 이동배출원(Mobile source) 으로 분류할 수 있다(한국환경산업기술원, 2015). 이번 연구에서는 점오염원과 비점오염원(지역배출원, 이동배출원)으로 구분하여 오염원별 배출량을 추정하였고, 최종적으로는 종합한 배출량을 모형에 입력하였다.

Ni, Cr의 국내 배출량은 화학물질 배출량조사제도(PRTR)에 의해 보고되고 있다. 그러나 모든 배출원의 배출량을 산정하지 않고 일정 사업장 수준의 점배출원과 추정 비점오염 배출원에 대해서 조사하기 때문에 PRTR배출량은 실제 배출량보다 저평가 되었을 것이다. 또한 점오염원의 배출량은 사업장에서 매년 보고되고 있지만 비점오염원의 배출량은 4년마다 보고서의 형태로 공개되고 있으며 시군구가 아닌 행정구역 단위까지만 값이 제시되어 있다. 따라서 비점오염원의 배출량 추정하기 위한 두가지의 방법을 사용하였고, 각 방법별 모형 결과를 비교하였다.

중금속이 인위적 소스로부터 환경으로 배출될 때, 대기에서의 일반적인 체류시간은 7-14일이다(EPA 2000, 2005). 따라서 과거년도의 대기 배출량은 현재의 대기농도에 영향을 미치지 못한다. 그러나 토양과 저토매체에서는 중금속의 이동성이 작아서 과거 배출량이 매체 내에 축적되어 현재의 오염도에 영향을 미치기 때문에 과거부터 현재까지의 포항시의 중금속 배출량을 추정하였다[그림4-2].



[그림4-2] 과거년도 Cr 배출량 산정기준, 1) Ha, Y.J., Lee, D.S(2008) 2) PRTR 화학물질 배출량, 3) 통계청,「장래인구추계」, 4) 환경부, 2018 5) 국립환경연구원(2004) 6) 과학기술부(2003)

2.2 자연배경농도 추정

Ni, Cr은 지각내에 미량원소로 존재하기 때문에 토양, 퇴적물에 자연적으로 함유되어 있는 중금속의 농도를 추정해야한다. Ni을 함유하는 광물은 니콜라이트, 게르스도르파이트, 펜틀란다이트, 등이 있고 각섬석, 운모, 석류석, 황철석 등에도 함유된다. Cr을 함유하는 광물은 크롬철석, 크로코아이트가 있고 휘석, 감석석, 운모에 풍부하게 함유되어 있다(과학기술부, 2003). 그러나 Cr^{+6}이 화합물로 존재하는 광석인 홍연광은 국내에는 분포하지 않는 것으로 조사되고 있으며 토양 내 Cr^{+6}은 인위적 토양오염을 배출원으로 본다(국립환경과학원. 2013b; 김록영 등, 2010).

대기에서 배출되는 오염물질이 축적되기 전의 초기농도(initial concentration)는 인위적인 간섭이 없는 전국 산림토양과 계곡의 시료로 측정한 국내 자연배경농도를 참고하였다. 자연적으로 존재하는 중금속은 난용성을 띄는 침전태와 광물형태인 분율이 크기 때문에 전함량이 이동성을 띄는 것이 아니다(Bert-Jan Groenenberg, 2011; 김록영 등 2011).

토양의 전함량 자연배경농도는 Ni, Cr 각각 17.68, 25.36 mg/kg이며(국립환경연구원, 2004), 퇴적물의 자연배경농도는 Ni, Cr 각각 24.24, 71.67mg/kg이다(과학기술부, 2003). 그리고 자연배경농도 전함량 중 가용성 분율은 Ni, Cr 각각 1.5%, 0.35% 수준이다(국립환경연구원, 2004). 6가 크롬은 모든 토양 및 퇴적물 시료에서 검출한계농도 미만으로 측정되었기 때문에 초기농도를 0으로 두었다.

2.3 점오염원 배출량 추정

포항시의 주요 중금속 점오염원은 대기 9번 격자에 위치한 포항 국가산업단지이다. 국내 산업활동이 활발히 시작된 시기는 1960년도이지만 산업단지의 오염물질 배출량은 2001년부터 PRTR에 기록되어 있다. 또한 대상업종과 규모에 따른 대상 사업장이 주기적으로 개정되고 있기 때문에 년도별로 조사된 배출량의 변동성이 크다. 따라서 2001~2017년 포항시 산업단지의 배출량에서 Ni, Cr의 최대 배출량과 최소 배출량을 각각 산정하여 모형 평가에 반영하였다. 이때 년간 배출량이 0인 년도는

제외하고 배출량을 선정하였다[부록, 표6]. 수체 배출량을 확인한 결과 포항시 공단배수에서 Cr+6, Cr은 매년 검출한계 미만으로 측정되고 있기 때문에 대기배출만 고려하였다(www.wamis.go.kr).

과거년도의 오염물질 배출량은 1961~1989년도 연평균 경제성장률 8%를 기준으로 산업활동으로 인한 중금속 배출량이 매년 8%씩 증가한다고 두고 2000년의 중금속 배출량이 2000년 초반의 배출량(2001~2010 평균 배출량, g/hr)의 값을 갖도록 역산하였다(변수한, 2008; Ha, Y.J., Lee, D.S, 2008).

2.4 비점오염원 배출량 추정

비점오염원의 배출량을 추정하기 위해서는 두가지 시나리오를 세워서 그 결과를 비교하였다. 첫 번째로는 비점오염원의 배출원 별 배출량을 합산하여 입력하는 방법이다. 비점오염원의 배출량을 추정하기 위해 PRTR 정보시스템의 2002, 2006, 2010, 2014년도 비점오염원 조사보고서를 참고하였다. 두번째 방법은 대상물질이 배출되는 주요 점배출원이 존재하지 않으면서도 포항시와 유사한 지역배출원, 이동배출원의 특성을 갖는 지역의 대기농도를 비점오염원으로 인한 오염도로 선택하는 방법이다. 과거년도의 비점오염원 배출량은 1961부터 2000년도 연평균 인구증가율 1.6%를 기준으로 2001년도에는 비점오염원 추정방법1, 2 각각의 입력값이 되도록 역산하였다.

1) 방법1: 비점오염원 배출량 추정

비점오염원의 화학물질 배출량조사는 2002년부터 4년 간격으로 배출량을 보고하고 있는데 2002, 06, 10, 14년도에 각각 조사한 배출원의 종류가 9개, 15개, 18개, 18개로 증가했기 때문에 추정한 배출량의 범위도 Ni, Cr 각각 0.015-0.814, 0.010-0.104 (최소-최대, ton/year)로 배출량의 변동이 크다. 따라서 모형에는 보고된 대기 배출량의 최소, 최대값을 flux로[g/hr/km^2] 변환하여 입력값으로 12개 대기격자에 동일하게 분배하였다.

2) 방법2: 비점오염원 농도 추정

강원도 춘천시는 중소도시로 중대규모의 인위적 배출원이 존재하지 않고 대기오염물질 배출량이 타 지역에 비해 낮은 수준이다(국립환경과학원, 2018). 그러나 2015-18년 춘천시의 1일 평균주행거리는 37.4(km/대)이고, 포항시는 38.5(km/대)이기 때문에 두지역의 자동차로 인한 Cr, Ni 배출량이 비슷한 수준이라고 할 수 있다(한국교통안전공단, 2015-18). 또한 인구 1인당 주거+상업지역 면적 현황을 보면, 춘천시는 89.92(m^2/인당)이고, 포항시는 100.06(m^2/인당)으로 두 지역의 지역 배출원으로 인한 중금속 배출량이 비슷한 수준이라고 할 수 있다(한국토지주택공사, 2015-18). 춘천시의 대기중금속측정망 지점인 신북읍, 은하수로의 2006-18년 평균농도를 보면 Ni은 0.00235μg/m^3이고, Cr은 0.00197μg/m^3이다(환경부 대기환경연간보고서, 2018). 따라서 모형에는 모든 격자에서 추정한 배경농도를 갖도록 설정하였다(변수한, 2007).

제 3 절 환경동태기작 및 입력자료 평가

3.1 중금속의 입력자료의 민감도 분석

모형에 입력한 변수의 변량이 예측결과에 미치는 영향을 확인하고자 12개의 매개변수를 선정하여 민감도분석을 실시하였다. Cr은 종분화를 고려하지 않는 Ni보다 프로세스가 복잡하기 때문에 Cr을 대표물질로 두고 매겨변수를 일정한 비율로 변량을 주며 민감도 분석을 실시하였다..

모형에 입력한 기본값을 중심으로 ±50%의 상한과 하한의 범위에서 민감도 계수를 산정하였다(식 30). 이때 민감도 계수가 50%이상이면 매개변수의 영향이 크다고 볼 수 있다.

$$\text{민감도계수}(\%) = \frac{|\text{상한값결과} - \text{하한값결과}|}{\text{기본값결과}} \times 100 \quad \text{----------(식30)}$$

[표4-1] 모형의 매개변수 별 민감도 분석결과, Cr(+6)

Cr^{+6} 민감도계수(Sensetivity Coefficient, %)					
입력변수	Air	Forest soil	LV soil	paved soil	Water
Wind speed	0.73	0.08	0.07	0.09	0.06
rain intensity	0.00	52.76	56.80	39.34	55.35
water flow velocity	0.00	0.00	0.00	0.00	131.79
water height	0.00	0.00	0.00	0.00	0.65
soil density	0.00	20.24	19.39	23.63	19.97
rain direct flow	0.00	9.79	6.76	20.71	70.70
rain base flow	0.00	0.00	0.00	0.00	98.53
dry deposition velocity	0.40	49.47	49.48	49.45	73.71
wet deposition velocity	0.32	14.50	14.50	14.50	29.86
pH	0.00	78.58	83.76	58.79	135.86
deposition ratio of total and literfall	0.00	80.50	0.06	0.08	60.14
soil reduction velocity	0.00	0.00	0.00	0.00	0.8

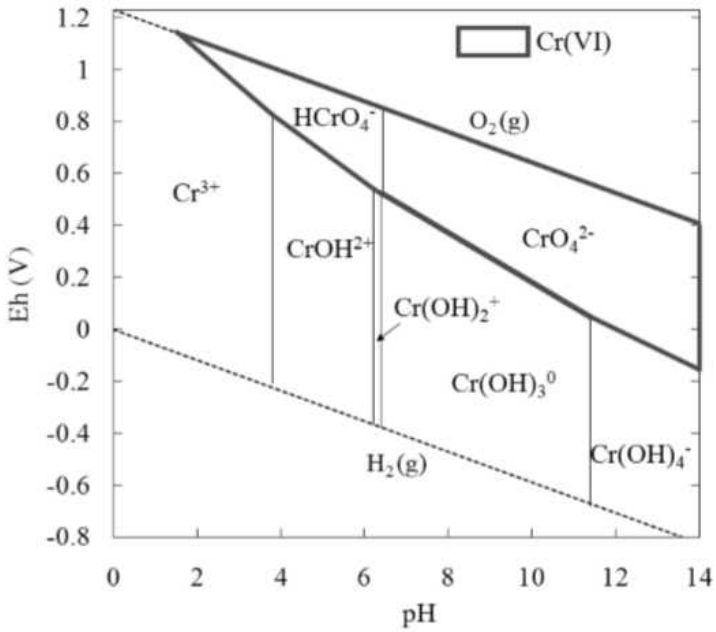
[표4-2] 모형의 매개변수 별 민감도 분서석결과, Cr(+3)

Cr+3 민감도계수(Sensetivity Coefficient, %)					
입력변수	Air	Forest soil	LV soil	paved soil	Water
Wind speed	0.73	0.05	0.08	0.08	0.22
rain intensity	0.00	0.02	0.01	0.00	1.29
water flow velocity	0.00	0.00	0.00	0.00	131.29
water height	0.00	0.00	0.00	0.00	0.88
soil density	0.00	1.83	16.83	16.83	30.39
rain direct flow	0.00	0.01	0.01	0.01	1.30
rain base flow	0.00	0.00	0.00	0.00	1.32
dry deposition velocity	0.40	17.68	25.07	25.07	49.11
wet deposition velocity	0.32	0.04	0.07	0.07	29.93
pH	0.00	33.76	45.60	35.72	6641.5
deposition ratio of total and literfall	0.00	28.94	0.15	0.15	41.27
soil reduction velocity	0.00	0.00	0.00	0.00	0.8

지질학적 매개 변수 중에서는 토양의 pH가 토양 및 수체의 오염도에 미치는 영향이 제일 크다. pH는 Cr의 용존상과 흡착상 분율을 결정하는 주요 인자로, 특히 Cr+3은 일반적 토양 pH 범위에서 solid에 흡착되어 고정상으로 존재하지만 pH가 낮아지면 용존상 분율이 급격하게 증가 하기 때문에[그림4-3] 수체에 미치는 영향이 특히 큰 것으로 보인다.

기상학적으로는 강우강도(rain intensity)가 토양 및 수체에 미치는 영향이 제일 크다. 특히 포장토양보다는 산림 및 저식생 토양에서의 영향이 크며 Cr^{+6}의 민감도 계수가 큰 이유는 Cr^{+6}은 일반적으로 용존상으로 존재하며 이동성이 크기 때문이다.

물질의 물리 화학적 특성으로는 건식침적속도(dry deposition velocity)의 영향이 제일 크며 Cr^{+6} 이 Cr^{+3} 보다 민감도 계수가 큰 이유는 Cr^{+3}는 자연배경농도로 존재하지만 Cr^{+6}은 인위적 배출이 주 배출원이기 때문이다. 대기매체에서는 매개변수의 민감도가 대체적으로 크지 않았다.



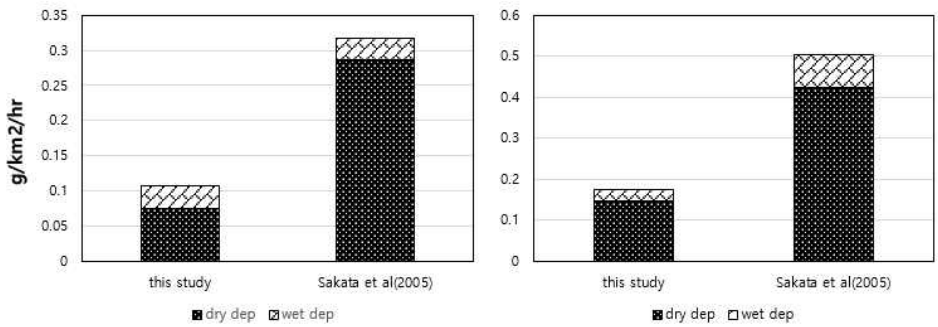
[그림4-3] Eh-pH stability diagram(김록영 등, 2010)

3.2 환경동태기작 별 이동량 분석

중금속의 이동기작에 따른 단위시간당 이동량(flux)를 분석해보았다[표4-3]. Cr에서 건식침적(dry deposition)은 습식침적(wet deposition)보다 flux가 2.4배 크고, Ni은 4.8배 크다. 일본에서 침적량을 산정한 문헌에서도 건식 침적이 습식침적보다 높다고 한 것과 일관성을 보이나 전체적인 침적량은 상대적으로 작다[그림4-4].

[표4-3] 이동기작에 따른 2011~2017년 평균 flux, g/km2/hr

process	2011~2017년 평균flux, g/km2/hr		
	Cr(+6)	Cr(+3)	Ni
dry deposition	1.81E-03	7.35E-02	1.46E-01
wet deposition	7.50E-04	3.05E-02	3.02E-02
soil loss	1.35E-05	1.54E-03	3.04E-03
leaching	1.54E-03	3.07E-05	1.43E-03
direct flow	2.61E-11	1.06E-09	1.05E-09
biomass uptake	6.99E-04	1.48E-05	7.43E-04
base flow	7.27E-04	1.45E-05	6.80E-04
leaf deposition - litterfall	1.18E-03	4.80E-02	4.79E-02
총 하천유입	7.39E-04	1.54E-03	3.72E-03



[그림4-4] Cr(왼쪽그림), Ni(오른쪽그림)의 습식침적 및 건식침적 flux 비교

토양에서 하천으로 유입되는 기작은 강우시 토양유실(soil loss), 지표유출(direct flow), 기저유출(base flow)이 있는데 총 하천으로 유입되는 flux는 총 크롬은 0.00228g/km^2/hr, 니켈은 0.00647g/km^2/hr이다. Cr^{+3}은 토양유실>기저유출>지표유출 순으로 flux가 크지만, Ni, Cr^{+6}은 기저유출>토양유실>지표유출 순으로 flux가 크다. 이는 Cr^{+3}이 포항의 토양에서 흡착된 상태로 존재하기 때문에 토양내 용존상의 농도가 매우 작기 때문이다.

토양에서 식생으로의 이동량은(biomass uptake) Cr, Ni모두 크지 않지만 숲토양에서 잎으로의 침적기작과 낙엽이 토양으로 이동하는 기작(lead deposition-litterfall)을 종합하여 고려하였을 때 잎으로의 침착분율이 크다. 이는 국내 소나무 시료의 중금속 함량과 토양농도, 대기 농도의 상관성을 분석한 결과 토양보다는 대기 중의 중금속 농도와 유의한 상관성이 있다고 한 연구와 일치한다(국립환경과학원, 2013a)

제 4 절 모형의 농도 예측평가

4.1. 대기오염도 예측결과

포항시의 대기 중 중금속 오염도는 모형에서 대기 9번 격자에 위치한 장흥동, 장량동, 대송면, 3공단에서 매년 측정되고 있다. 2001-2017년간 포항시의 니켈 실측농도는 6.13(1.31~26.4) 이고(geometric mean, min~max, ng/m3), 크롬은 5.38(1.46~19.99)의 값을 갖는다.

모형의 대기 예측농도와 실측농도를 비교하기 위해 1) 점오염원만 고려한 경우, 2) 점오염원과 비점오염원 방법1을 고려한 경우, 3) 점오염원과 비점오염원 방법2를 고려한 경우 3가지 시나리오별 모형 예측값을 비교하였다[표4-1]. 점오염원만을 고려한 경우 2010~2017년 평균 실측농도보다 73~416배 저평가 되고, 점오염원과 비점오염원 방법1을 함께 고려하면 63~382배 저평가 되고, 점오염원과 비점오염원 방법2를 고려하면 2.65~2.74배 저평가된다. 모형 대기매체의 신뢰성을 확보했음에도 예측값

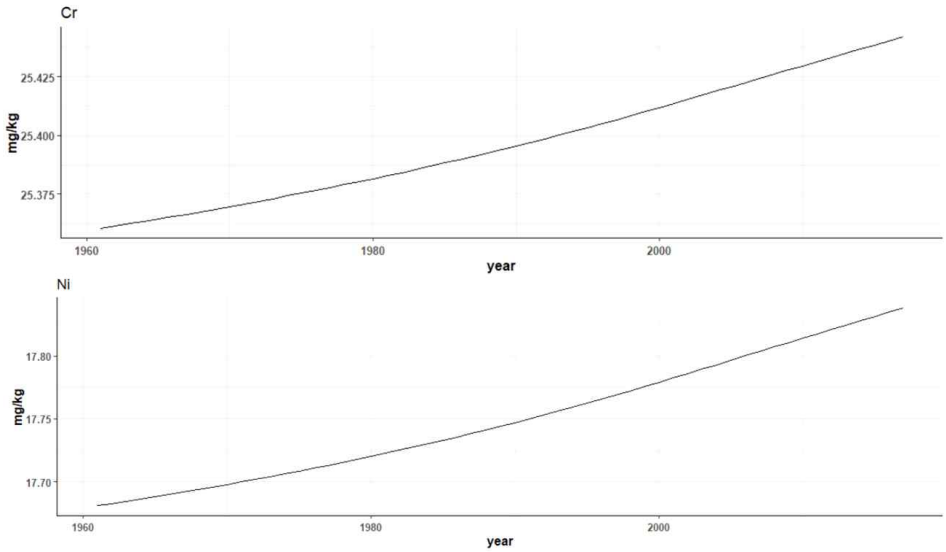
이 저평가 되는 이유는 PRTR의 점오염원, 비점오염원 배출량이 실제 배출량보다 과소평과 되기 때문으로 판단된다. 점오염원인 산단배출량의 경우 특정 업종의 사업장 중에서도 제조, 사용량이 연간 1톤이상 사용할 경우에만 중금속 배출량을 보고하며(환경부, 2014), 연소 시 배출되는 양은 고려되지 않은 측정값이기 때문이다(국립환경과학원, 2007). 비점오염원의 경우는 배출량을 매년 보고받지 못하기 때문에 추정값을 제시하고 있으며, 비점오염원의 특성상 배출량을 추정할 때 고려하지 못하는 배출원이 많기 때문에 더 불확실성이 클 것으로 생각된다. 모형에는 점오염원과 비점오염원 방법2를 고려한 시나리오를 배출량 입력값으로 사용하였다. 그 결과 2001~2017년간 연평균 실측농도보다는 평균 2.6배 저평가되지만 실측값의 최소~최대 범위 내에 니켈과 크롬의 예측농도가 포함됨을 확인할 수 있었다[표4-4].

[표4-4] 2001~2017년간 포항시 예측농도 및 실측대기농도(ng/m3), geometric mean (min~max)

물질	예측농도(ng/m3)	실측농도(ng/m3)
Cr	1.96~2.02	5.38(1.46~19.99)
Ni	2.32~2.34	6.13(1.31~26.35)

4.2. 토양오염도 예측결과

바람에 의해 제거되는 대기매체와는 달리 토양에서는 크롬과 니켈의 이동성이 작아 매년 축적된다. 따라서 현재년도의 토양의 중금속 오염도를 예측하기 위해서 산업활동이 본격적으로 시작된 시기인 1961년부터 중금속의 오염도를 산정하였다[그림4-5].

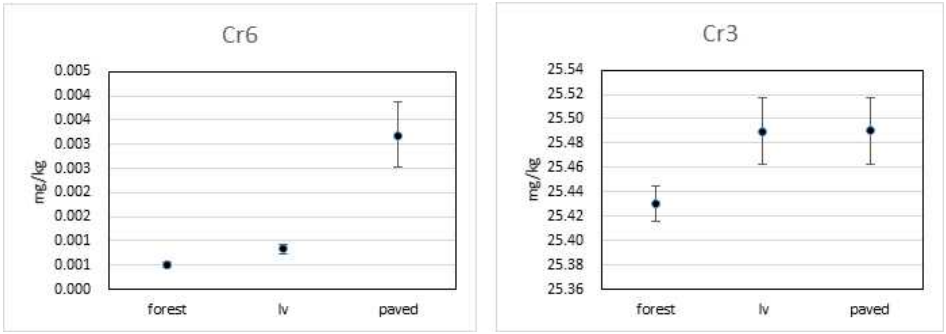


[그림4-5] 1961년~2017년간 토양의 Cr, Ni 예측농도, mg/kg

모형예측결과 2001~2017년간 평균적인 총 크롬 농도는 25.47mg/kg으로 안동의 Grantic soil의 평균 농도인 20mg/kg보다는 높으나, 전국의 여러 토양의 평균 측정 농도인 40mg/kg보다는 작다(김록영 등 2010).

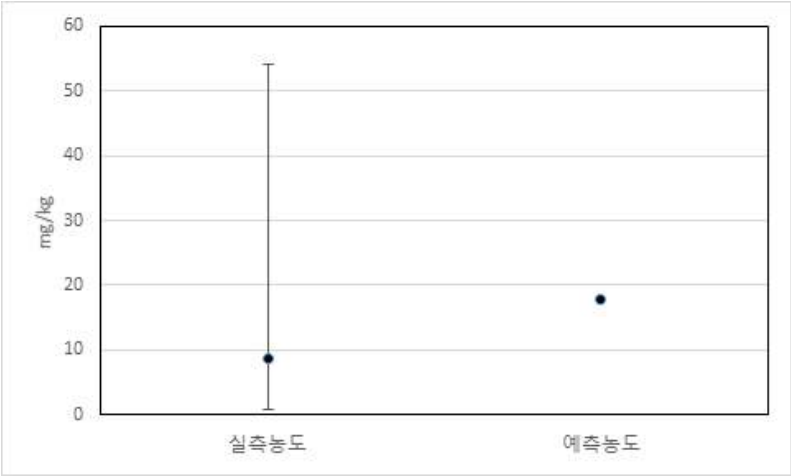
6가크롬은 0.0015mg/kg으로 총크롬의 0.01% 함량을 차지한다. 포항시 국가토양측정망의 6가크롬 실측값은 2010년 공정시험기준을 용출법에서 전함량법으로 바꾸기 전과 이후 동일하게 불검출됨으로 포항시의 6가크롬은 용출법 측정방법 검출한계인 0.01mg/kg 이하로 존재한다고 할 수 있다(국립환경과학원, 2008; 환경부, 2017). 따라서 총크롬과 6가크롬 모두 모형의 예측값은 모니터링 농도의 경향과 일치한다고 볼 수 있다.

토지용도별로 보면 크롬은 산림토양이 포장토양, 저식생 토양보다 농도가 낮다[그림4-6]. 이는 국내에서 시설재배지, 과수원토양, 고속도로와 공단인근 농경지 등이 산림토양의 농도보다 높다는 토지이용별로 크롬 분포현황을 조사한 결과와 일관성을 갖는다(김록영, 2010)



[그림4-6] 숲(forest), 저식생(low vegetation), 포장(paved) 토양의 오염도, mg/kg

모형예측결과 2001~2017년간 평균적인 니켈 농도는 17.86mg/kg이다. 니켈은 포항지역에서 2013. 2015, 2017년도에 토양측정망 오염도 조사를 실시하였다(환경부, 2013, 15, 17). 실측농도는 평균 8.8(0.9~54)mg/kg로 예측농도가 실측농도의 범위안에 있음을 확인하였다[그림4-7].



[그림4-7] 토양에서 Ni의 실측농도 및 예측농도, mg/kg

4.3. 수체오염도 예측결과

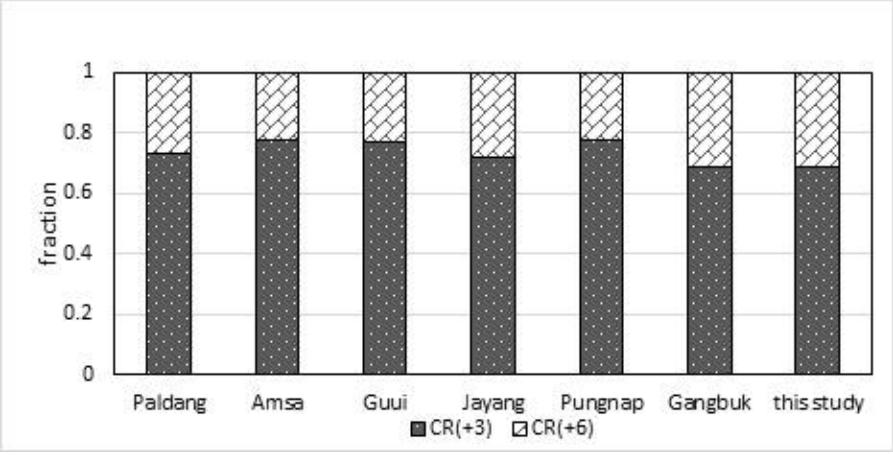
수체에서 오염물질은 부유물질과 용존상으로 존재한다. 2001~2017년 평균 수체의 크롬농도는 $4.81*10^{-5}$(mg/l), 이며 6가 크롬은 31% 분율을 차지한다. 그러나 용존상 농도를 보면 6가 크롬은 총 크롬에서 74%의 분율을 차지하는데, 이는 3가 크롬은 1.6%만이 용존상으로 존재하지만 6가 크롬은 74%가 용존상으로 존재하기 때문이다. 니켈은 평균 $1.5*10^{-4}$(mg/l)이 존재하며, 용존상의 분율은 40.4%인 것으로 예측되었다.

포항시에서 매년 측정하고 있는 중금속은 Cr^{+6}, Cr, Pb, Cu, Cd, As, Zn, Hg 등이 있으며 니켈은 측정되지 않고 있다. 그리고 총 크롬과 6가 크롬은 매년 불검출되고 있다. 따라서 국내의 여러 지역의 측정값과 모형값을 비교하였다[표4-5]. 니켈과 크롬 모두 국내 실측값과 비슷한 수준이거나, 저평가되고 있음을 확인할 수 있었는데 이는 하천으로의 배출원이 존재하기 때문이다. 실제로 시화호의 니켈 실측값은 산단하천이 도심 및 농업하천보다 용존상 농도가 30배 차이가 나는 것을 보아 산단폐수가 니켈의 주요 배출원으로 생각된다[표4-5].

[표4-5] 국내 하천의 Ni, Cr 측정값 및 모형 예측값

Compounds	dissolved	particulate	Area(year)	Ref.
	mg/l	mg/l		
Nickel	0.00069	0.00017	부산 건기시(2015-16)	정혜령 등, 2019
	0.001411	0.002553	부산 우기시(2015-16)	
	0.0024	0.0009	시화호 urban	정혜령 등, 2017
	0.0044	0.0011	시화호 Rural	
	0.1007	0.0097	시화호 Industrial	
	0.0112		영산강(2005-06)	Kang, J,H et al, 2009
	0.0000604	0.0000892	예측값	this study
Chromium	0.000077	0.000484	부산건기시(2015-16)	정혜령 등,2019
	0.000192	0.009558	부산우기시(2015-16)	
	0.0012		영산강(2005-06)	Kang, J,H et al, 2009
	0.0000115	0.0000365	예측값	this study

수체에서 2001-2017년도의 평균 6가크롬과 3가크롬의 농도는 각각 $3.31*10^{-5}$(mg/l), $1.50*10^{-5}$(mg/l)으로 6가크롬은 총 크롬의 31% 분율을 차지하며 정관조 et al(2005)에서 측정한 국내 하천 내 크롬 실측값의 분배 비율과 유사하다[그림4-8].



[그림4-8] 수체 내 총 크롬 중 Cr(+6), Cr(+3)의 기여율 비교, ratio

제 5 절 결론 및 고찰

이번 연구는 포항시를 대상으로 대기, 토양, 수체에서 크롬과 니켈의 오염도를 예측가능한 모형을 구축하였다. 모형의 기본 구조는 ECORAME (김윤관, 2005)를 참고하여 매체별로 시,공간적 변화를 예측가능한 다구획, 비정상 상태 모형이다. 모형의 대기 모듈은 라그랑지 모형을 기초로 하며 시간이 지나면서 바람이동장을 따라 대기격자 크기가 증가하며 확산함에 따라 다른 격자와 겹치는 비율을 합하여 유입 오염물질 농도를 계산하는 모형이기 때문에 모든 격자내에서 확산 속도나 풍속이 동일하게 표현되었다(김윤관, 2005). 그러나 격자의 규모를 확대하는 것이나 축소하는 것이 용이하기 때문에 향후 입력변수의 공간적 해상도에 따른 예측값의 변화를 평가하는 것이 가능하다. 유럽의 오염물질 평

가 프로그램인 EMEP(Euro pean Monitoring and Evaluation Programme)의 중금속 평가 모델인 MSCE-HM model도 또한 50 by 50km^{2}의 격자내에서의 다매체를 평가하지만 national-scale의 적용을 위해서 해상도를 10 by 10이나 5 by 5km^{2}로도 평가모형을 구축하였다(en.msceast.org/).

모형은 침적, 이류, 확산, 유출 등 매체내, 매체간 이동은 물질의 특성을 고려하였으며, 크롬은 6가크롬과 3가크롬간 산화, 환원기작을 적용하였다. 그 결과 6가크롬은 용존상 농도의 변화가 거의 없지만 3가 크롬의 용존상 농도만 보면, 토양에서는 평균 1.6배, 수체에서는 1.1배 증가하였다. 이는 3가크롬은 대부분 흡착상으로 존재하여 용존상 분율이 적어서 산화량이 적지만 6가크롬은 대부분 용존상으로 존재하여 환원량이 크기 때문으로 볼 수 있다. 따라서 연구 결과 산화환원 기작은 3가 크롬의 이동성에 큰 영향을 준다는 것을 확인하였다.

모형의 구축과정에서 중금속의 배출량을 추정하기 위해서 비점오염원과 점오염원을 구분하여 배출량을 추정하였다. 이때 점오염원은 국가배출량 자료를 사용하였으나, 비점오염원은 4년에 한번 산정되고 있으며 추정한 배출량이 과소평가 되고 있기 때문에 두가지 시나리오를 비교하였다. 첫 번째 방법은 비점오염원의 배출원 별 배출량을 합산하여 입력하는 방법이고, 두 번째 방법은 대상물질이 배출되는 주요 점배출원이 존재하지 않으면서도 포항시와 유사한 지역배출원, 이동배출원의 특성을 갖는 지역의 대기농도를 비점오염원으로 인한 오염도로 선택하는 방법이다. 이때 중금속 배출량의 불확실성을 파악하고, 모형자체의 신뢰성을 확보하기 위해 모형의 대기모듈을 사용하여 과거년도부터의 배출량 및 오염도가 잘 적립되어 있는 물질인 이산화질소의 오염도를 예측하였다. 그러나 중금속모형에서는 이산화질소의 화학적 반응을 모두 고려할 수 없기 때문에 그로 인한 불확실성이 존재한다. 따라서 현재 모형에서 다매체 모형의 일반적 범위내로 신뢰성을 확보하였지만 향후 다른 물질을 활용하여 추가 연구가 필요하다.

모형결과 대기에서 니켈과 크롬은 2001~2017년간 연평균 실측농도보

다는 평균 2.6배 저평가 되지만 실측값의 최소~최대 범위 내에 예측농도가 포함되었다. 토양에서는 니켈은 포항시의 평균적인 오염도보다 약 2배 높지만 예측농도가 실측농도 범위 내에 포함된다. 크롬은 국내에서 시설재배지, 과수원토양, 고속도로와 공단인근 농경지 등이 산림토양의 농도보다 높다는 토지이용별로 크롬 분포현황을 조사한 결과와 일관성을 갖는다. 수체에서는 니켈과 크롬 모두 국내 실측값과 비슷한 수준이거나, 저평가되고 있음을 확인할 수 있었는데 이는 하천으로의 배출원이 존재하기 때문이라 생각된다. 또한 수체의 오염도는 시간이 지날수록 증가하였다. 이는 토양에서는 물질의 이동성이 작기 때문에 토양 구획 내에 중금속이 축적되면서 오염도가 높아졌고, 이로 인해 수체의 오염도 또한 시간이 지날수록 증가하였기 때문이다.

이번 연구에서 구축한 모형은 포항시를 대상으로 구축한 다매체 중금속 모형이지만 입력자료들을 변형시키면 다른 지역을 대상으로도 평가가 용이하다. 모형의 구조도 가변적인 체계이기 때문에 공간 규모나 환경특성이 변할 경우 용이하게 수정할 수 있는 구조이다. 그러나 다른 특수한 환경조건의 지역에 중금속 모형을 사용하게 될 경우에는 분배계수 산정식 등을 수정해야 할 필요가 있다.

참 고 문 헌

Banks, M.K., 2006, Schwab, A.P., Henderson, C(2006), Leaching and reduction of chromium in soil as affected by soil organic content and plants, Chemosphere, Vol. 62, pp 255 - 264

Bhavsar, Diamond, M. L., S.P, Gandhi, N. Nilsen, J.(2004), Dynamic coupled metal TRANsport-SPECiation model: Application to assess a zinc contaminated lake. Environ. Toxicol. Chem. Vol 23, pp 2410-2420

Bhavsar, S.P, Gandhi, N., Diamond, M. L.(2008), Extension of coupled multispecies metal transport and speciation model to soil, Chemosphere, Vol. 70, pp 914 - 924

Colin Harvey, Don Mackay, and Eva Webster(2007), Can the unit world model concept be applied to hazard assessment of both orgainic chemicals and metal ions?, Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 26, pp. 2129 - 2142

Chon, C.M., Kim, G.J., Lee H.G., Kim, T.H.(2007), Influence of extractable soil manganese on oxidation capacity of different soils in Korea, Environ Geol, Vol. 55, p763 - 773

Chon, C.M., Ahn, J.S., Kim, Y.K., Park, K.H.(2008), Evaluation of soil redox capacity using chromium oxidation-reduction reactions in volcanic ash soils in jeju Island, J. Miner. Soc. Korea, Vol. 21, p161-175

W. de Vries, D.J. Bakker(1996), Manual for calculating critical loads of heavy metals for soils and surface waters, DLO Winand Staring Centre.R eport 114. 173 pp

De Vries(2004), Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury, Alterra Report, report, no. 1104

Gandhi, N(2011), Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 30,

No. 9, pp. 2157 - 2166,

Gifford, F. A., and S. R. Hanna(1967), A simple model to calculate the SO2-concentrations in urban reigons, Atmospheric Environment, 10(7), 564

Groenenberg, J.E(2011), Evaluation of models for metal partitioning and speciation in soils and their use in risk assessment, Thesis, Wageningen University, 218 pp

Ha, Y.J., Lee, D.S(2008), Development and Assessment of a Dynamic Fateand Transport Model for Lead in Multi-media Environment, Environ. Eng. Res. Vol. 14, No. 1, pp. 53-60

Hi Doo Cho(1999), The absorption and purification of air pollutants and heavy metals by selected trees in kwangju, Jour. Korean For. Soc. 88(4), pp510-522

Hoffman, F.O., Hammonds, J.S.(1994), Propagation of uncertainty in risk assessment: The need to distinguish between uncertainty due to lack of knowledge and uncertainty due to variability, Risk Analysis, Vol. 14, No. 5. 707-712.

Lin, J.C.(2001), The chemical transformations of chromium in natural waters-A model study, Water, Air, and Soil Pollution 139: 137 - 158

Mackay, D., Webster, E.M.(2003), Towards Consistent Evaluation of the Persistence of Organic, Inorganic and Metallic Substances, Human and Ecological Risk Assessment, Vol. 9, pp1445-1474

N, KOZUH, J. STUPAR, B, GORENC, 2000, Reduction and Oxidation Processes of Chromium in Soils, Environ. Sci. Technol. Vol. 34, 112-119

J.-P. Hettelingh, J. Slootweg, M. Posch, S. Dutchak, I. Ilyin(2002), Preliminary modelling and mapping of critical loads for cadmium and lead in Europe, RIVM report, no. 259101011

Kang, J. H., Lee, Y. S., Ki, S. J., Lee, Y. G., Cha, S. M., Cho, K. H.,

Kim, J. H.(2009), Characteristics of wet and dry weather heavy metal discharges in the Yeongsan Watershed, Korea, Science of the Total Environment, 2009, Vol.407(11), pp.3482-3493

Z. Jia, Y. Huilin, B. Samuel, W. Minghai, C. Honghan(2019), Mechanism and modeling of hexavalent chromium interaction with a typical black soil

Vincent, K., Passant, N.(2013), Assessment of Heavy Metal Concentrations in the United Kingdom, AEA Technology

Routledge(2018), Methods of Environmental and Social Impact Assessment 4th edition, Taylor & Fracis

R. Świetlik(2002), Kinetic Study of Redox Processes of Chromium in Natural River Water, Polish Journal of Environmental Studies Vol. 11, No. 4, 441-447

Sauve, S., Hendershot, W., Allen, H(2002), Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils: Dependence on pH, Total Metal Burden, and Organic Matter, ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY, Vol. 34

Seul Lee et al(2017), Determination of Bioconcentration Factor of Heavy Metal, Korean J. Soil Sci. Fert. Vol.50, No.2, pp.106-114

Teng Xu, Feng Nan, Xiaofeng Jiang, Yuling Tang, Yunhang Zeng, Wenhua Zhang, Bi Shi(2020), Effect of soil pH on the transport, fractionation, and oxidation of chromium (III), Ecotoxicology and Environmental Safety, Vol.195

U.S. EPA(1999), UNDERSTANDING VARIATION IN PARTITION COEFFICIENT, Kd, VALUES

U.S. EPA(2000), TOXICOLOGICAL PROFILE FOR Chromium

U.S. EPA(2002), SUPPLEMENTAL GUIDANCE FOR DEVELOPING SOIL SCREENING LEVELS FOR SUPERFUND SITES

U.S. EPA(2005), TOXICOLOGICAL PROFILE FOR NICKEL

Wischmeier and and Smith(1978), Predicting rainfall erosion losses; A guide to conservation planning, Science and education administration united states department of agriculture in cooperation with purdue agricultural experiment station

IRIS, US EPA, https://www.epa.gov/iris

강병욱, 한진석, 이민도, 이학성, 김종호, 손은성, 백성옥(2009), 산업단지 대기 중 6가 크롬 농도 특성에 관한 연구, Journal of Korean Society for Atmospheric Environmentl. Vol. 25, No. 3, p 179~187

강병욱, 김민지, 백경민, 서영교, 이학성, 김종호, 한진석, 백성옥(2018), 국내 주요 산업단지 대기 중 중금속농도 분포에 관한 연구. Journal of Korean Society for Atmospheric Environmentl. Vol.34, No. 2, 269-280

권혜지, 김용구(2016), Journal of the Korean Data & Information Science Society, Vol.27(3), 577 - 586,

김록영, 성좌경, 이주영, 김석철, 장병춘, 김원일, 옥용식(2010), 우리나라 토양의 크롬 분포특성에 관한 고찰, Korean J. Soil Sci. Fert. Vol. 43, No. 3, 296-303

김록영, 정구복, 성좌경, 이주영, 장병춘, 윤홍배, 이예진, 송요성, 김원일, 이종식, 하상건(2011), 토양오염공정시험기준 6가크롬 분석의 이해와 결과 해석, Korean J. Soil Sci. Fert. Vol. 44, No. 5, p727-733

김윤관(2005), "유해물질의 수서 생태위해성 평가를 위한 유역기반 다매체기반모형(ECORAME)의 개발 및 활용", 서울대학교 대학원 학위논문(박사)

김종수, 홍순모, 김명숙, 김요용, 신은상(2014), 통계분석을 이용한 경기도 대기중 미세먼지 및 중금속 분포 특성, 한국 대기환경학회지, Vol.30(3), 281-290

김희석(2016), 다매체동태모형 최적화를 위한 농도 관측자료의 선택이 예측의 불확실성에 미치는 영향, 서울대학교 대학원 학위논문(박사)

변수한(2008), 서울시 환경에서의 6가 크롬 다매체 거동 모형 개발과 평

가, 서울대학교 대학원 학위논문(석사)
박윤경, 조선주, 박무종, 김상단(2014), 식생영향을 고려한 연 증발산량 산정모형 개발 및 적용, J. Korean Soc. Hazard Mitig, Vol. 14, p363~372
임득용, 이태정, 김동술(2012), 장기간 대기오염 및 기상측정 자료(2000~2009)를 이용한 PM10과 NO의 강수세정 기여율과 바람분산 기여율의 정량적 추정연구, 한국대기환경학회지(국문) 28(3), p325-347
윤정기, 김동호, 김태승, 박종겸, 정일록, 김종하, 김혁(2009), 우리나라 토양의 중금속 자연배경농도 평가, 한국 지하수환경학회지, Vol.14, pp32-39
이서로, 박상덕, 신승숙, 김기성, 김종건, 임경재(2018), 국내 미계측 유역의 유사유출량 예측을 위한 군집별 유사전달율 산정식 도출 및 평가, Journal of Korean Society on Water Environment, Vol..34, No.5, pp.537-547
정관조, 김덕찬, 박현(2005), 한강수계에서의 크롬(3,6)종(species) 분포 및 분석방법 정립, 대한환경공학회지, Vol.27, p590-598
정혜령, 김경태, 김은수, 이승용, 나공태(2017), 시화호 유역 하천수 일반수질 및 중금속의 변화 및 유출 특성 연구, Korean Soc. Mar. Environ. Energy Vol. 20, No. 2, 76-83
정혜령, 이지현, 최진영, 김경태, 김은수, 선철인, 박준건, 나공태(2019), 부산 특별관리해역 내 수영만 유역 하천수와 강우유출수에서의 용존 및 입자상 중금속 연구, J. Korean Soc. Mar. Environ. Energy, Vol.22, No.4, p203-214
최윤호, 박윤식, 류지철, 이동준, 김용석, 최중대, 임경재(2014), 수계별 주요 유량 지점에 대한 강수량과 기저유출 기여도 분석, Journal of Korean Society on water Environment, Vol. 30, No. 4, p441-451
과학기술부(2003), 전국 지구화학적 재해 평가기준도 작성
국립환경연구원, 2004, 토양오염기준 평가 및 확리에 관한 연구(1)
국립환경과학원(2007), 환경오염물질의 통합진단 평가 연구 (Ⅰ)

국립환경과학원(2008), 토양오염공정시험기준 개선을 위한 연구
국립환경과학원(2009), 우선관리대상물질 토양오염조사
국립환경과학원(2013a), 침엽수 시료의 중금속 함량에 향을 미치는 지화학적 특성 및 입자상 성분 연구
국립환경과학원(2013b), 토양오염물질의 화학종별 거동 특성 평가기법 연구
국립환경과학원(2014a), Regional Scale 건습성 침적 연구(I)
국립환경과학원(2014b), 화평법 대비 화학물질 안전성평가 핵심기술 개발 최종보고서
국립환경과학원(2018), 미세먼지 오염 우심지역 고농도 원인 분석 연구 : 강원도 지역을 대상으로
부산지방국토관리청(2013), 형산강 하천기본계획 보고서
전철민, 안주성, 김구영, 박기화(2008), 크롬산화환원반응을 이용한 제주도 화산회토양 내 토양산화환원능 평가
차승주, 이주경, 권선주, 박진희(2018), 토양 유기물과 망간에 의한 크롬의 산화환원 전이 평가, 한국토양비료학회 춘계학술 발표회
한국지질자원연구원(2016), 지질환경 오염물질 공간분포 특성평가 및 생지화학적 거동제어 기술 개발
한국환경산업기술원((2015,) Konetic report; 주요 대기오염물질의 분류 및 공정특성 동향
한국환경산업기술원(2018a), 한국형표토침식예측모델개발 최종보고서
한국환경산업기술원(2018b), 「화학물질의 등록 및 평가 등에 관한 법률」내 화학물질 위해성평가를 위한 환경노출 예측기법 개발 최종보고서
현병근, 이덕배(2015), FAO의 세계토양정보 구축과 대응, 국립농업과학원
환경부(2002, 2003, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018). 대기환경 월간/연간보고서
환경부(2014), 화학물질 배출량조사 안내

환경부(2013, 2015, 2017), 토양오염 실태조사
환경부(2017), 2017년 토양측정망 결과요약
국토환경정보센터, (http://www.neins.go.kr/gis/mnu01/doc03a.asp)
물환경정보시스템,
(http://water.nier.go.kr/front/waterInfo/watershed01.jsp)
PRTR 정보시스템, (https://icis.me.go.kr/prtr/prtrInfo/unitySearch.do)
Kosis-수질오염실태보고: 하천수의 수질현황-낙동강권역, 금강권역, 영산강, 섬진강권역, 한강권역, accessed [2019.09],
통계청,「장래인구추계」,
http://kosis.kr/statHtml/statHtml.do?orgId=101&tblId=DT_1BPA002&conn_path=I3
한국계량측정협회(2016), 정밀측정기술교육 부교재 [압력분야]
한국교통안전공단(2015, 2016, 2017, 2018),「자동차주행거리통계」,
(http://kosis.kr/statHtml/statHtml.do?orgId=426&tblId=DT_426001_N004&conn_path=I3)
한국토지주택공사(2015, 2016, 2017, 2018), 「도시계획현황」
(http://kosis.kr/statHtml/statHtml.do?orgId=315&tblId=TX_315_2009_H1013&conn_path=I3)

부록

[표1] 국내 중금속 측정망 모니터링 현황

대상		대상물질
국내 측정망 자료	퇴적물	Pb, Zn, Cu, Cr, Ni, As, Cd, Hg, Li, Al(%)
	대기	Pb, Cd. Cr. Cu. Mn. Fe, Ni
	토양	Cd. Cu. As. Hg. Pb, Cr+6, Zn, Ni
	하천	Pb. Sb, As, Cr+6, Cd, Hg, CN
	산단하천	Pb, Sb, As, Cr+6, Cd, Hg, CN, Cu, Zn, Cr, Ni, Ba, Se, Fe, Mn(soluble)
	호소	Pb, Sb, As, Cr+6, Cd, Hg. CN
	농업용수	Pb, Sb, As, Cr+6, Cd, Hg, CN, Cu
국내 배출량 자료		Pb, Hg, Ni, As, Be, Cd, Cr, Al, Sb, Ba, B, Co, Cu, Mn, Se, Sn, V, Zn, Ag

[표2] 토지피복별 C인자

토지피복	c factor	출처
Urban	0.1	Shin KJ (1999)
Forest	0.05	환경부, 2012
LV(low vegetation)	0.16	
논	0.1	
밭	0.3	
초지	0.15	
과수원	0.09	

[표3] 토지이용별 P인자

토지 이용	경사도	보전관리인자 값(P)	출처
나지		1	환경부, 2012
논	경사도 < 2%	0.12	
	경사도 2 ~ 7%	0.1	
	경사도 7 ~ 15%	0.12	
	경사도 15 ~ 30%	0.16	
	경사도 > 30%	0.18	
밭	경사도 < 2%	0.6	
	경사도 2 ~ 7%	0.5	
	경사도 7 ~ 15%	0.6	
	경사도 15 ~ 30%	0.9	
	경사도 > 30%	1	
초지		1	
산림		1	
과수원		1	

[표4] 경사도별 LS인자

경사도(%)	S값	경사별 LS값
0~2	1	0.055
2~7	4	0.243
7~15	11	0.718
15~30	22	1.507
30~60	45	3.24
60~100	80	5.996
전국		1.96

[표5] pH에 따른 토양 내 Ni, Cr+6, Cr+3의 Kd 값(L/kg), EPA, 2002

ph	Cr3	Cr6	Ni
4.9	1200	31	16
5	1900	31	18
5.1	3000	30	20
5.2	4900	29	22
5.3	8100	28	24
5.4	13000	27	26
5.5	21000	27	28
5.6	35000	26	30
5.7	55000	25	32
5.8	87000	25	34
5.9	130000	24	36
6	200000	23	38
6.1	300000	23	40
6.2	420000	22	42
6.3	580000	22	45
6.4	770000	21	47
6.5	990000	20	50
6.6	1200000	20	54
6.7	1500000	19	58
6.8	1800000	19	65
6.9	2100000	18	74
7	2500000	18	88
7.1	2800000	17	110
7.2	3100000	17	140
7.3	3400000	16	180
7.4	3700000	16	250
7.5	3900000	16	350
7.6	4100000	15	490
7.7	4200000	15	700
7.8	4300000	14	990
7.9	4300000	14	1400
8	4300000	14	1900

[표6] 포항시 산업단지 중금속 배출량, https://icis.me.go.kr/prtr/

배출년도	배출량(kg/yr)	
	Cr	Ni
2001년	484	
2002년	1421	
2003년	1216	
2004년	1163	58
2005년	1285	109
2006년	1495	244
2007년	1709	420
2008년	2765	235
2009년	1456	137
2010년	1095	32
2011년	1,062	205
2012년	1,749	250
2013년	1569	125
2014년	1404	303
2015년	1467	666
2016년	1783	691
2017년	2105	423
2001-2010년	1303	131
2000-2017년	1403	206

[표7] 구획 별 포함되는 하천 종류 및 면적

구역		soil1					soil3			soil4					
본류		낙동강	낙동강	낙동강	낙동강	낙동강	형산강	형산강	형산강	광천	청하천	서정리천	곡강천	곡강천	곡강천
제1지류		반변천	금호강	금호강	금호강	금호강	기계천	기계천	기계천					초곡천	초곡천
제 2지류		길안천	자호천	자호천	자호천	자호천	_	화대천	내단천						학림천
제 3지류		눌인천		현내천	가사천	정자천									
제 4지류		병보천													
하폭 (상, 중,하류)	min	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.06	0.01	0.01	0.02	0.01	0.05	0.05	0.01	0.01
	max	0.05	0.15	0.03	0.06	0.02	0.2	0.06	0.05	0.09	0.06	0.1	0.1	0.05	0.05
하천 길이(km)		4.948	10.035	5.8	4.937	6.99	19.321	5.091	3.514	14.4	7.367	8.448	15.565	14.903	3.883
하천면적 입력값		0.1484	0.8028	0.145	0.173	0.1049	2.51	0.178	0.105	0.791	0.258	0.634	1.1674	0.4471	0.1165
총 하천면적		1.3739					2.7953			3.4136					

구역		soil7				soil8			
본류		형산강	형산강	형산강	여남천	장기천	대화천	냉천	냉천
제1지류			칠성천	자명천				신광천	_
제 2지류									_
제 3지류			_	_					
제 4지류									
하폭(상, 중, 하류)	min	0.2	0.03	0.005	0.02	0.01	0.01	0.02	0.04
	max		0.05	0.03	0.03	0.08	0.05	0.06	0.12
하천 길이(km)		10.173	7.27	5.58	3.394	9.919	8.682	5.04	13.201
하천면적 입력값		2.0346	0.2908	0.09765	0.08485	0.446355	0.26046	0.2016	1.05608
총하천면적		2.5079				1.9645			

Abstract

Development and evaluation of a multi- compartment & multi-media model for chromium and nickel in the Pohang city area

Seung-hye Baek

Department of Environmental Planning
The Graduate School of Environmental Studies
Seoul National University

Heavy metal circulates and accumulates in the biosphere with little degradation when released to the environment during manufacture and use of products. They can cause cancer and genetic mutations when exposed to low concentrations for long periods of time. In particular, the heavy metal pollution in the industrial complex area is high, so it is necessary to continuously evaluate the environmental impact of heavy metals in the industrial area in Korea.

The movement mechanism among heavy metal environments varies depending on the geographic and climatic characteristics of the

region. In air media, the faster the wind speed, the greater the amount of air flows per hour, and the larger the annual rainfall, the greater the amount deposited from the atmosphere to the soil.In addition, heavy metals exist as dissolved and adsorbed phases in the soil and water bodies. It is highly mobile and moves more actively according to environmental mechanisms such as rainfall outflow and elution. Therefore, in areas with high environmental risks, studies that take into account the geographical and climatic characteristics of the area are needed.

In this study, a heavy metal multi-media dynamic model was constructed and evaluated for Pohang City, where large-scale industrial complex facilities are located. This study has significance as a case model considering concretely the weather and geographic characteristics of heavy metals in areas with high environmental risk. In addition, two types of target metals were selected and evaluated: nickel, which has a simple speciation, and chromium, which has a complex speciation, to determine the necessity of a heavy metal model considering speciation according to the characteristics of heavy metals.

As a result of the study, a multi-compartment abnormal model was constructed to predict the temporal and spatial changes in nickel and chromium. In addition, the environmental pollution level due to the discharge of nickel and chromium from pollutants in Pohang was presented for each environmental medium, and compared and evaluated with the monitoring values in Pohang.

keywords : Multi-media dynamic model, nickel, chromium, environmental model, prediction
Student Number : 2018-23271