

# 저영향개발(Low Impact Development) 기법 적용 지역 토양·지하수 환경 영향 평가 방법론 제안 연구

## Proposed Methodological Framework of Assessing LID (Low Impact Development) Impact on Soil-Groundwater Environmental Quality

김종모<sup>1)</sup> · 김성훈<sup>1)</sup> · 이윤규<sup>2)</sup> · 최한나<sup>2)</sup> · 박준홍<sup>†</sup>

Jongmo Kim · Seonghoon Kim · Yunkyoo Lee · Hanna Choi · Joonhong Park

Received: April 24<sup>th</sup>, 2014; Revised: May 8<sup>th</sup>, 2014; Accepted: June 11<sup>th</sup>, 2014

**ABSTRACT** : The goal of this work is to develop a framework of methods to entirely evaluate effects of LID (Low Impact Development) on soil-groundwater environmental quality as well as land-scape and ecological factors. For this study, we conducted an extensive literature review. As outcomes, soil-groundwater environmental quality is newly conceptualized as a comprehensive index reflecting (i) groundwater pollution sensitivity (hydrogeological factor), (ii) biochemical contamination, and (iii) biodegradability. The methods of classifying and indexing is shown by combining selection of the items to be measured for soil-groundwater environmental quality and integrating the resulted items comprehensively. In addition, from soil-groundwater environmental quality, land-scape and ecological factors in existing environmental impact assessment a method was developed an overall index which can evaluate effects to environment by using GIS (Geographic Information System) and AHP (Analytic Hierachy Process). For optimizing LID planning, designing and post-evaluation, LCIA (Life Cycle Impact Assessment) was regarded as an appropriate method.

**Keywords** : LID (Low Impact Development), Soil-groundwater environmental quality, Environmental impact assessment, LCIA (Life Cycle Impact Assessment)

**요 지** : 본 연구에서는 도시개발 시 저영향개발(Low Impact Development, LID) 기법을 적용하였을 때, 토양·지하수 환경과 생태 경관에 미치는 영향을 총체적으로 평가하는 방법의 framework 구축을 목적으로 문헌조사 연구를 수행하였다. 그 결과 토양·지하수 환경생태 건강성은 (i) 수리지질학적 지하수 오염 취약성, (ii) 생화학적 오염도와 (iii) 토양의 오염 정화능력의 여러 요소들에 의해서 측정되어 종합 및 평가되는 것이라는 개념을 설정하였고, 이들 각각의 요소에 미치는 영향 평가를 위한 측정 항목 선정과 각 요소의 측정치를 종합화해서 등급화 및 지표화하는 방법을 제시하였다. 또한 토양·지하수 환경 건강성과 기존의 환경 영향 평가에서 고려하는 생태 및 경관 요소를 GIS(Geographic Information System)와 AHP(Analytic Hierachy Process) 기반을 활용 및 접목하여 토양·지하수뿐만 아니라 생태 경관 등 LID의 자연환경에 미치는 영향을 총체적으로 평가하는 측정 항목 및 지표 산정과 그에 따른 활용 방법을 제시하였다. LID 기술의 계획 및 설계 단계에서 활용할 수 있는 최적화를 위해서 LCIA(Life Cycle Impact Assessment) 방법상의 framework로 활용하는 것을 본 연구에서는 제안하였다.

**주요어** : 저영향개발(LID), 토양·지하수 환경 건강도, 환경 영향 평가, LCIA(Life Cycle Impact Assessment)

## 1. 서 론

저영향개발(Low Impact Development, LID)은 도시화에 따른 불투수면 증가가 자연의 물순환 체계 및 수생태계 등에 미치는 영향을 최소화 하기 위한 토지 이용 계획 및 도시 개발 기법을 의미한다(Suh & Lee, 2013). LID 기법을 기반으로 신도시를 계획 및 건설하는 경우 불투수면 감소와 저류를 통해 빗물의 표면유출을 줄이고, 토양침투를 증가시켜 토양, 지하수 환경이 개선되는 동시에 오염저감 및 생태기능을 회복할 수 있게 된다(Ahiablame et al., 2012). 하지만

현재까지 대부분의 연구는 LID 기법이 토양·지하수 환경에 미치는 영향을 평가하는 연구보다는 수리학적 지식 기반의 저류, 침투, 여과, 증발산량 예측 모델링 등에 중심이 맞추어져 있다(환경부, 2013b). 또한 저류의 영향은 수량 기반으로 홍수에 대한 예방능력은 쉽게 지표화가 가능한 반면 토양과 지하수의 침투에 의한 영향에 대한 편익을 바로 이해하기가 쉽지 않다. 더불어 침투가 이루어졌다고 하더라도 그 영향에 대한 평가 지표 선정이 되어있지 않으므로 그 영향에 대한 평가가 이루어질 수 없다. 따라서 LID의 토양·지하수 및 수생태 영향을 최적화할 수 있는 환경정보공학적

1) Department of Civil and Environmental Engineering, Yonsei University

2) R&D Team, Research Institute of Technology, TAEYOUNG E&C

† Department of Civil and Environmental Engineering, Yonsei University (Corresponding Author : parkj@yonsei.ac.kr)

접근을 통해 침투와 같은 LID 시설의 계획 및 설계에 적용할 수 있는 새로운 기법개발이 가능할 것으로 판단되며, 이러한 LID 시설의 계획 및 설계 기법은 추후에 건설 분야에서 새로운 시장 창출에도 기여할 것으로 예상된다. 그러나 현재까지는 LID 시설에 의한 토양·지하수 및 수생태 영향을 평가하는 방법론의 구축이 미비하다.

토양과 지하수 환경의 건강성(Quality)에 영향을 미치는 요소로는 첫째, 수리지질학적 지하수 오염 취약성, 둘째, 토양 지하수 환경의 생화학적 오염도, 세 번째는 토양이 지니고 있는 오염정화능력으로 구분할 수 있다(Fig. 1).

맨 먼저 수리지질학적으로 지하수가 오염에 취약 혹은 민감한지에 대한 지표는 DRASTIC 모형이나 이에 파생된 방법으로 산정이 가능하다(Secunda et al., 1998). 두 번째 토양과 지하수의 오염 정도를 나타내는 지표로서 주로 화학적 측정항목들과 일부 생물학적 측정항목들이 있고, 이들의 측정치를 종합적으로 고려해서 오염도를 등급화하는 것이 일반적이다. 하지만 측정항목 및 등급화의 구체적인 사항에 대해서는 국가별로 차이가 있다. 보다 설득력 있는 토양·지하수 환경 오염도 지표를 위해서는 측정항목과 등급화하는 방법들에 대해서 국가별 비교·분석을 실시한 후 공통적인 사항을 도출하여 이를 측정항목으로 삼고 오염도의 등급화를 구분한다면 보다 합리적이고 설득력이 있을 것이다. 따라서 이에 대한 추가 연구가 필요하다. 토양·지하수 환경 건강성의 세 번째 요소인 오염정화능력의 지표화에 대해서는 아직 개념 정립 단계인 듯하다. 환경의 오염정화 능력은 오염물질에 따라서 그 결과가 다를 수 있지만, 일반적으로 토양 미생물의 다양성이 높은 경우에 보다 더 다양한 분해 능력을 지닐 가능성이 크므로 토양 미생물의 다양성이 토양·지하수 환경의 오염정화 능력을 지표화한다고 할 수 있다. 이 가설은 우리의 기존 논문에서 제시한 바 있다(Ki et al., 2007). 현실적인 측면에서 토양 미생물 다양성의 측정은 비용을 수반하므로 가급적이면 최소 혹은 적정의 측정만으로 토양 미생물 다양성 지도화가 가능하다면 이러한 방법은 매우 유용할 것이다.

토양·지하수의 오염분해능력에 대한 지표 선정을 위해서 본 연구에서는 미생물 다양성과 오염물질 분해속도간의 상관성을 좀 더 지지할 수 있는 문헌적 근거 제시를 시도하고,

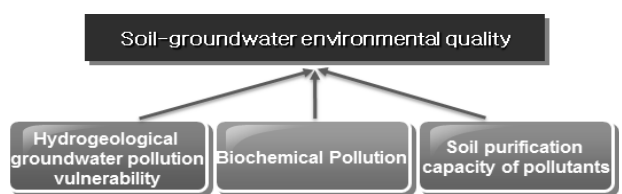


Fig. 1. Factors influencing soil-groundwater environmental quality

기존의 자료들과 최소의 측정된 다양성 결과를 이용해서 미지의 토양 미생물 다양성을 산정하여 지도화하는 방법에 대해서 제시하는 것이 필요하다. 토양·지하수 환경 건강성을 결정하는 세 가지 요소의 측정항목과 각각의 등급화 혹은 지표화가 가능하더라도, 이들 요소들을 종합해서 토양·지하수 환경 건강성을 총체적으로 지표화하는 방법에 대한 연구가 필요하다. 또한 토양·지하수 환경 건강성의 종합 지표를 산정할 수 있더라도, 기존의 환경영향평가에서는 토양·지하수 건강성에 대한 항목이 포함되어 있지 않으므로, 토양·지하수 환경 건강성과 환경영향평가에 활용되는 기존의 자연생태 수치등급과 접목하는 방안제시가 필요하다. 또한 이를 통해서 획득된 총체적 자연적 영향 평가 지표를 이용해서 LID 시설의 위치와 규모를 설계하는 방법에 대한 Framework 제시가 필요하다. 기존에 친환경도로연구의 사례에서 이와 유사한 경우에 대한 연구결과가 보고된 바가 있으나, 친환경도로는 선형적으로 환경영향을 최소화하는 접근인 반면 본 연구에서 대상으로 하는 단지 내 LID 설계는 면적 최적화 접근이므로 차이가 있다.

따라서 본 연구에서는 토양 및 지하수 환경의 영향을 고려한 LID 설계기법 개발을 궁극적 목적으로 하고, 이를 위해서 첫째, 토양 및 지하수 환경의 건강성 평가를 위한 측정항목과 지표 선정, 둘째, 자연생태 수치등급과 토양·지하수 건강성 등급의 접목 방안 제시, 셋째, LID에 의해서 토양·지하수 환경 및 생태경관을 총체적으로 고려해서 LID 설계를 할 수 있는 방법상의 Framework 제시를 구체적인 연구 목표로 본 과제를 수행하였다.

## 2. 토양·지하수 건강성 평가를 위한 측정항목 선정 및 지표 선정

### 2.1 토양 환경 오염도 측정 항목에 대한 국내·외 연구 동향

LID 기법이 토양·지하수 건강성에 미치는 영향을 평가하는 방법의 수립을 위하여 국내·외 토양 및 지하수 환경 평가 측정 인자 동향을 조사하였다. 토양 환경 평가 인자의 동향을 분석하기 위하여 미국 농무부(The United States Department of Agriculture) 산하 자연자원보전청(Natural Resources Conservation Service)에서 제공하는 정보를 활용하였으며, 캐나다의 경우 온타리오주 농림부(Canadian Soil Information Service)에서 제공하는 토양 환경 평가 인자를 참고하였다. 유럽연합(EU)의 경우, 유럽연합에서 설립한 Global Soil Partnership (GSP)의 자료를 활용하였다. 호주, 스코틀랜드에서는 각각

Table 1(a). Physical indicators for soil environmental assessment

Parameter	Korea	USA	Canada	Europe	Australia	Scotland
Aggregate					0	0
Aggregate size		0				
Aggregate stability		0				0
Available water holding capacity		0				0
Bulk density		0	0			0
Clay content	0					0
Depth of soil	0		0			0
Slaking		0				
Drainage	0					
Gravel of content of topsoil	0					
Hydraulic conductivity			0			
Infiltration		0	0		0	
Porosity		0	0			
Profile depth		0				
Root depth			0	0		
Saturated			0			
Slope	0			0		
Soil erosion	0			0	0	
Soil protective cover			0			
Soil sensitivity				0		
Soil structure			0		0	
Stability						0
Texture	0			0	0	0
Volumetric water content						0
Water repellence					0	
Soil crusts		0				
Waterlogging					0	

Table 1(b). Chemical indicators for soil environmental assessment

Parameter	Korea	USA	Canada	Europe	Australia	Scotland
Available phosphoric acid	0					
Available silicate acid	0				0	
Boron						0
Acidity	0			0		
Cation exchange capacity	0	0	0			
Clay content	0					
Composition and parent material of the soil					0	
Electrical conductivity	0	0	0	0		
Element adsorption to clay surfaces and organic matter					0	
Exchangeable cation	0					
Extractable macronutrients		0				
Heavy metal	0					
K, Ca, Mg	0					0
Nitrogen balance				0		
Organic C and N		0				
Organic matter	0					
pH	0	0	0	0	0	0
Phosphorous						0
Plant available N, P, K			0			
Potassium	0				0	0
Potentially toxic elements						0
Soil nitrate		0				
Soil salinity	0				0	
Sum of exchange bases					0	
Total nitrogen and carbon to nitrogen ratio						0

의 환경 부처에서 제공하는 토양 환경 평가 인자를 활용하였다. 마지막으로 한국의 경우, 토양환경보존법에 의거한 21가지 토양 내 오염물질 검사를 수행하고 있으며 토양의 물리·화학적 분석 결과를 환경부에서 운영하는 토양환경정보시스템에서 공개하고 있다. 한국의 경우 외국의 경우와 달리 생물학적 인자는 따로 선정하고 있지 않으며 화학적 인자, 그중에서도 특히 오염물질에 대한 분석이 주를 이루고 있다. 국내 및 해외 6개국의 토양 환경 평가 측정 인자 분석결과를 토대로 국제 공통 인자 및 국제 공통 인자에 한국 측정 인자를 더한 최대 측정 인자를 선정하였다. 물리적·화학적·생물학적 인자를 대상으로 측정 중인 모든 항목에 대하여 리스트를 작성하여 3개국 이상에서 공통으로 측정 중인 인자를 선정하였다. 하지만 생물학적 인자의 경우 한국에서는 현재 따로 측정 중인 인자가 존재하지 않기 때문에 2개국 이상 공통으로 측정 중인 인자를 국제 공통 인자로

선정하였다. 한국 포함 6개국의 측정 인자는 Table 1(a), (b), (c)과 같다.

위와 같이 총 27개의 인자 중 3개국(생물학적 인자의 경우 2개국) 이상에서 공통으로 측정 중인 항목은 16종으로서 Table 2와 같다. 국제 공통 측정 인자 항목만을 측정할 경우 한국의 토양 환경 평가 인자를 모두 반영하지 못하기 때문에 국내의 기준에 적합하지 못한 경우가 발생할 수 있다. 따라서 국제 공통 항목에 포함되지 않는 한국 측정 인자를 포함한 총 23종의 항목을 국제 공통 + 한국 측정 인자로 최종 선정하였다.

## 2.2 지하수 환경 오염도 측정 항목에 대한 국내·외 연구 동향

지하수의 환경 평가 측정 인자 동향 분석을 위하여 미국 환경보호청(US EPA)에서 제공하는 지하수 수질 측정 항목

Table 1(c). Microbial indicators for soil environmental assessment

Parameter	Korea	USA	Canada	Europe	Australia	Scotland
Bacteria					O	
Bacterial growth rates				O		
C:N ration of organic matter					O	
CO <sub>2</sub> production				O		
Earthworms		O			O	O
Fatty acid profiles		O				
Fungi					O	
Insects					O	
Microarthropods					O	
Microbial biomass		O	O	O	O	O
Microbial biomass C and N			O	O		
Microbial communities		O				
Microbial diversity			O	O		
Microbial quotients			O			
Nematodes					O	
Particulate organic matter		O				
Potential C mineralization				O		
Potential N mineralization		O		O		
Respiration		O	O	O		
Soil enzymes		O		O		
Soil organic matter			O			
Soil total C and N			O			
Total organic carbon		O				

Table 2. International common indicators (soil)

International common indicators (23)	Physical indicator (9)	Bulk density / Depth of soil / Infiltration / Soil erosion / Texture <i>Topography</i> / <i>Drainage</i> / <i>Slope</i> / Rock volume
	Chemical indicators (7)	Potassium / Electrical conductivity / Cation exchange capacity pH / <i>Salinity</i> / <i>Organic matter</i> / <i>Acidity</i>
	Microbial indicators (7)	Potential N mineralization / Soil enzymes / Earthworms / Respiration Microbial biomass C, N / Microbial biomass / Microbial diversity

을 참고하였으며, 유럽의 경우 지하수 수질 기준 및 측정 인자가 유럽연합(EU) 가입 국가별로 차이가 존재하지만, 유럽 환경청(European Environment Agency)에서 선정한 6개 수질 주요 항목을 참고하였다. 뉴질랜드의 경우, 뉴질랜드 환경부에서 제공하는 6개의 주요 인자를 참고하였으며, 그 외에도 호주, 남아프리카공화국, 캐나다 브리티쉬 콜롬비아의 환경 관련 부처에서 사용 중인 지하수 수질 인자가 분석에 사용되

었다. 한국의 경우 환경부 산하 국립환경과학원에서 지하수 수질 모니터링 항목들을 고려하였다(<https://sgis.nier.go.kr>). 국내의 경우 해외와 비교하여 비교적 적은 19개 항목에 대하여 지하수 수질 모니터링을 수행하고 있는 것을 알 수 있다. 또한 해외 사례와 달리 지하수 수질 항목에 오염물질의 농도에 관한 인자가 포함되어 있다. 한국을 포함한 7개국에서 지하수 환경 평가를 위하여 측정 중인 모든 항목에 대한

Table 3. Indicators for groundwater assessment

Parameter	Korea	U.S.A.	Europe	New Zealand	Australia	Republic of South Africa	Canada
Alkalinity			O		O		
As	O				O		
Benzene	O						
Ca <sup>2+</sup>					O	O	O
Cd	O						
Cl <sup>-</sup>	O	O	O	O	O	O	O
CN	O						
Cr <sup>6+</sup>	O						
DO		O					O
Electrical conductivity		O	O	O			O
Ethyl-benzene	O						
Fe <sup>2+</sup>				O	O		O
Hg	O	O			O		
K <sup>+</sup>					O	O	
Mg <sup>2+</sup>					O	O	O
Mn				O		O	O
Na <sup>+</sup>					O		
NH <sub>4</sub> -N				O	O		
NO <sub>3</sub> -N	O	O	O	O	O		O
Organic phosphorous	O						
Pb	O				O		
PCE	O						
Pesticides			O				
pH	O		O		O		O
Phenols	O						
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>					O	O	O
TCA	O						
TCE	O						
TDS		O			O		O
Toluene	O						
Total coliform bacteria	O	O			O		
Xylene	O						

Table 4. International common indicators (groundwater)

International common indicators (20)	Cl <sup>-</sup>	Electrical conductivity	NO <sub>3</sub> -N	pH	<i>As</i>
	<i>Benzene</i>	<i>Cd</i>	<i>CN</i>	<i>Cr<sup>6+</sup></i>	<i>Ethyl-benzene</i>
	<i>Hg</i>	<i>Organic phosphorous</i>	<i>Pb</i>	<i>PCE</i>	<i>Phenols</i>
	<i>TCA</i>	<i>TCE</i>	<i>Toluene</i>	<i>Total coliform bacteria</i>	<i>Xylene</i>

리스트는 Table 3과 같다.

국내·외에서 지하수 수질 분석에 사용 중인 인자는 총 32종으로, 이 중 4개국 이상 공통으로 분석 중인 4개의 항목을 주요 인자로 판단하여 ‘국제 공통 측정 인자로’로 분류하였다. 또한 한국 지하수 수질 기준을 충족하기 위하여 ‘국제 공통 + 한국 측정 인자’를 최대 분석 대상 인자로 분류하였다. 국제 공통 측정 인자에 포함되지 않는 한국 측정 인자(밀줄)를 포함한 전체 측정 인자는 Table 4와 같다.

### 2.3 국내·외 토양·지하수 환경 평가 지표 현황 분석

한국의 경우 토양환경보존법에 의거하여 21가지 토양 오염물질 검사 결과에 따라 1지역(지목이 전·답·과수원·목장·용지·광천지·대·학교용지·구거·양어장·공원·사적지·묘지인 지역과 어린이 놀이시설 부지), 2지역(지목이 임야·염전·대·창고용지·하천·유지·수도용지·체육용지·유원지·종교용지 및 잡종지인 지역), 3지역(지목이 공장용지·주차장·주유소용지·도로·철도용·제방·잡종지인 지역과 규정한 국방·군사시설 부지)으로 토양의 용도를 구분하고, 지역별 우려 기준을 설정하고 있다(환경부, 2011). 검사되는 오염물질 항목과 그 기준은 Table 5와 같다.

또한 한국은 ‘토양환경보존법’에 의거하여 오염된 토양 및 지하수를 대상으로 위해성 평가를 실시하여 오염도를 수

치화한 후 정화 공정에 활용하는 ‘위해성 평가를 활용한 환경 평가’를 수행하고 있다(환경부, 2009). 하지만 해당 평가 기법의 경우 국내 토양환경보존법에 명시된 오염물질인 벤젠, 톨루엔, 에틸벤젠, 자일렌, 카드뮴, 구리, 비소, 수은, 6가 크롬, 아연, 니켈에 대해서만 위해성 평가 대상으로 지정되어 있기 때문에 앞서 선정된 국제 공통 측정 인자 중 토양환경보존법에 명시되어 있지 않은 인자에 대한 위해도 계산식 관련 변수를 확보하지 않았으며 인간위해목표치(target health risk limits)의 기준인 발암성과 비발암성의 개별적인 위해계수(HQ, Hazard Quotient)와 그 합인 위해지수(HI, Hazard Index)의 기준이 국내에선 기준이 설정되지 않으므로 미국 환경청 지침에 맞춰서 위해성을 판단하는 상황이다(Jeon et al., 2009).

토양 환경을 평가하기 위하여 세계 각국에서는 토양의

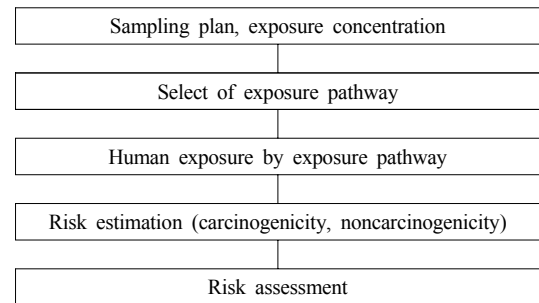


Fig. 2. Soil contamination risk assessment procedures

Table 5. Soil environmental standard indicators and quality classification (Korea)

Contaminant	Anxiety level			Emergency Level		
	area 1	area 2	area 3	area 1	area 2	area 3
Cd	4	10	60	12	30	180
Cu	150	500	2,000	450	1,500	6,000
As	25	50	200	75	150	600
Pb	200	400	700	600	1,200	2,100
Cr6+	5	15	40	15	45	120
Zn	300	600	2,000	900	1,800	5,000
Ni	100	200	500	300	600	1,500
F	400	400	800	800	800	2,000
Organic phosphorous	10	10	30	-	-	-
PCBs	1	4	12	3	12	36
CN	2	2	120	5	5	300
Phenol	4	4	20	10	10	50
Benzene	1	1	30	3	3	9
Toluene	20	20	60	60	60	180
Ethylbenzene	50	50	340	150	150	1,020
Xylene	15	15	45	45	45	135
TPH	500	800	2,000	2,000	2,400	6,000
TCE	8	8	40	24	24	120
PCE	4	4	25	12	12	75
Benzo[a]pyrene	0.7	2	7	2	6	21

Table 6. Groundwater quality standards (Korea)

Measurement items		Residential water (mg/L)	Agricultural water (mg/L)	Industrial water (mg/L)
Contaminant	pH	5.8 - 8.5	6.0 - 8.5	5.0 - 9.0
	Total coliforms	5,000 ≥ (group/100 ml)	.	.
	NO <sub>3</sub> -N	20 ≥	20 ≥	40 ≥
	Cl	250 ≥	250 ≥	500 ≥
Specific contaminant	Cd	0.01 ≥	0.01 ≥	0.02 ≥
	As	0.05 ≥	0.05 ≥	0.1 ≥
	CN	0.01 ≥	0.01 ≥	0.2 ≥
	Hg	0.001 ≥	0.001 ≥	0.001 ≥
	Organic phosphorous	0.0005 ≥	0.0005 ≥	0.0005 ≥
	Phenol	0.005 ≥	0.005 ≥	0.01 ≥
	Pb	0.1 ≥	0.1 ≥	0.2 ≥
	Cl <sup>6+</sup>	0.05 ≥	0.05 ≥	0.1 ≥
	TCE	0.03 ≥	0.03 ≥	0.06 ≥
	PCE	0.01 ≥	0.01 ≥	0.02 ≥
	1,1,1-TCA	0.15 ≥	0.3 ≥	0.5 ≥
	Benzene	0.015 ≥	.	.
	Toluene	1 ≥	.	.
	Ethylbenzene	0.45 ≥	.	.
	Xylene	0.75 ≥	.	.

기능 및 그에 따른 주요 인자를 선정하여 물리적·화학적·생물학적 접근을 하고 있는 반면, 한국의 경우 토양 내 오염물질의 농도만을 기준으로 토양 환경을 평가하고 있다. 해외의 사례를 보면 토양 환경은 오염물질뿐만 아니라 토양의 다양한 인자를 분석해야 한다는 것을 확인할 수 있다. 따라서 해외의 사례를 참고하여 국내 실정에 맞는 토양 환경 지표를 새롭게 제안할 필요성이 있다.

지하수의 경우 국내에서는 환경 평가에 사용할 수 있는 두 가지 방법이 제안되어 있다. 첫 번째 방법으로는 총 19종의 지하수 수질 분석 인자의 환경 내 농도를 분석하여 지하수 사용 목적(생활용수, 농·어업용수, 공업용수)을 구분하는 방법이다(환경부, 2013a). 현행 지하수법에 따르면 상기 항목 중 한 가지라도 기준을 초과할 경우 ‘부적합’ 판정을 받게 되어 해당 지하수는 사용할 수 없게 된다(Table 6).

한국 지하수법에 제안되어 있는 측정 인자만을 이용한 지하수 환경 평가 지표는 앞서 살펴본 바와 같이 국제적으로 상용되고 있는 평가 인자가 모두 포함되지 못하였기 때문에 국제적으로 인정받을 수 있는 지하수 환경 평가 지표 도출을 위해서 수정되어야 할 필요성이 있다(환경부, 2007). 한편 미국의 경우 음용수와 지표수 수질 기준은 연방정부 차원에서 설정 및 관리하고 있으나 지하수 수질 기준은 주 정부에서 각 주의 특성에 따라 정하고 있다(국립환경연구원, 2000). 한국환경정책평가연구원에서는 한국의 수질 기준과 비슷한 방식으로 수질 기준을 선정하는 주로 미국 일

Table 7. Groundwater quality standards (Illinois)

Measurement items		Water quality standard (mg/L)	
		Class I	Class II
Inorganic chemistry substances	As	0.05	0.2
	Ba	2	2
	Cd	0.005	0.05
	Cl <sup>-</sup>	200	200
	Total Cr	0.1	1
	Co	1	1
	Cu	0.65	0.65
	CN	0.2	0.6
.	.	.	.
Organic chemistry substances	Benzene	0.005	0.025
	EDC	0.005	0.025
	VDC	0.0007	0.035
	Ethylbenzene	0.7	1
	Phenol	0.1	0.1
.	.	.	.
Radioactive substances	Ra-226	20	-
	Ra-228	20	-
	Tritium	20	-
	Sr-90	8	-

(Illinois Environmental Protection Agency, 2002)

리노이주를 선정하였으며 Table 7과 같다.

미국 일리노이주의 지하수 수질 지표는 한국의 경우와 마찬가지로 사용 목적에 따라 수질 기준이 상이하게 적용되

고 있었다. 사용 목적은 ‘Class I ; 음용 지하수’, ‘Class II ; 비음용 지하수’로 구분되어 있었으며 사용 목적에 따라 수질 기준에 포함되는 인자의 종류가 다른 것을 확인할 수 있었다. 일리노이주의 지하수 수질 지표가 한국의 지하수 수질 지표와 다른 점은 한국의 수질 기준 항목을 포함하여 총 88개의 인자에 대하여 분석이 수행되고 있다는 점이다. 그리고 유럽의 경우 유럽 환경청에서 총 24개국, 6개 지하수 수질 주요 인자의 측정값을 취합하여 지하수 수질 등급화를 수행하고 있으며 이를 지하수 수질 지표로 사용하고 있다. 유럽의 지하수 수질 평가 지표는 한국 및 미국의 경우와 달리 지하수의 사용 목적에 따른 분류가 아닌 실제 지하수의 수질에 따라 ‘Class 1’, ‘Class 2’, ‘Class 3’, ‘Class 4’, ‘Class 5’와 같이 총 5단계로 분류되어 있다(Scheidleder et al., 1999).

한국, 미국의 경우와 유럽의 지하수 평가 지표는 조금의 차이가 있다. 지하수 수질 주요 인자의 측정값을 취합하여 총 3등급으로 지하수 수질 등급을 분류하는 한국, 미국(2등급)과 달리 유럽의 경우는 지하수 수질에 따라 총 5등급으로 세분화하여 분류하지만 그 인자들의 수가 6가지에 한정되어 있어 신뢰성이 떨어지는 단점이 있다. 그래서 본 연구

진은 등급을 환경 평가를 위한 측정 인자와 해외 사례를 접목하여 국내 실정에 맞는 지하수 환경 평가 기법의 마련이 필요하다고 판단하였으며, 해외 사례와 마찬가지로 자연환경 내 최소 검출치를 지표 분류의 최소값, 측정 인자의 인체 최대 허용치를 최대값으로 선정하는 등의 기준치 설정이 시급하다고 판단하였다.

### 3. 토양·지하수 오염정화능력 분석을 위한 측정항목 및 지표 선정

#### 3.1 토양·지하수 오염정화능력의 지표화에 대한 국내·외 문헌조사

국내·외 토양 오염정화능 분석 기법 연구 동향 분석 결과, 생물학적 정화 공법의 적용이 활발한 선진국의 경우와 달리 한국의 경우 생물학적 정화 공법의 적용 비율이 낮은 관계로 오염정화능 분석 기법 연구가 외국에 비해 비교적 미미한 것을 확인하였다(Lee et al., 2001). 영국의 경우 지하수 흐름에 따른 오염물질의 농도 변화와 그에 대한 물질 수지식을 통해 현장 내 오염물질의 분해를 관찰하고 있었

Table 8. Concentration thresholds and classes used in the assessment of the groundwater quality data (Europe)

Parameter	Class 1	Class 2	Class 3	Class 4	Class 5
Nitrate (mg/L)	≤ 10	> 10, ≤ 25	> 25, ≤ 50	> 50	
Pesticides (μg/L)	≤ 0.1	> 0.1			
Chloride (mg/L)	≤ 25	> 25, ≤ 50	> 50, ≤ 100	> 100, ≤ 250	> 250
pH-value	≤ 5.5	> 5.5, ≤ 6.5	> 6.5, ≤ 7.5	> 7.5, ≤ 8.5	> 8.5
El.Conductivity (μs/cm)	≤ 200	> 200, ≤ 500	> 500, ≤ 1,000	> 1000, ≤ 2,000	> 2,000
Alkalinity (mval/L)	≤ 1	> 1, ≤ 4	> 4		

Table 9. Remediation of contaminated soil analysis

Country	Analysis items	Place
Korea	• Changes of pollutant concentration in soil-groundwater	Field
	• Biochemical characteristic in groundwater (DO, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Fe <sup>2+</sup> )	
	• Soil gas concentration (O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , VOCs)	
UK	• Changes of pollutant concentration by groundwater flow	Field
	• Analysis of breakdown product and pollutant concentration using Mass Balance Equation	Laboratory
	• Analysis of microbial community structure	
USA	• Changes of pollutant concentration	Field
	• Physico-chemistry characteristic in soil-groundwater (DO, nitrate, dissolved manganese, ferrous iron, sulfate, methane, alkalinity, ORP, pH, temperature, conductivity)	Laboratory
	• Analysis of microbial community structure	
	• Analysis of contaminant plume	Field
	• Changes of pollutant concentration by well	
	• Biochemical characteristic in soil (DO, Fe <sup>3+</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , alkalinity, ORP, pH, Cl <sub>2</sub> , temperature, conductivity)	
	• Breakdown product concentration change	Laboratory
• Analysis of microbial community structure		
• Gene analysis of specific pollutants decomposition		
	• Isotope	



으며 이에 따른 토착 미생물 군집 구조 분석을 통해 미생물의 오염정화능을 분석하였다(이민호 등, 2002). 또한 생물학적 정화 공법이 가장 활발히 적용되고 있는 미국의 경우도 현장에서 오염물질의 농도 변화와 그에 따른 토양·지하수의 이화학적 특성 변화를 관찰하고 있었으며 이에 따른 토착 미생물 군집 구조 분석을 통해 토착 미생물의 오염물질 분해능을 평가하고 있었다(Wisconsin Department of Natural Resources, 2014; New Jersey Department of Environmental Protection, 2012). 최근 연구에서는 특정 오염물질 분해 유전자 및 동위원소를 이용한 실험실 규모 분해 관찰을 통해 실제 미생물의 오염물질 분해능을 평가하고 있었다. 토양 오염정화능력 평가를 위한 측정분석 항목의 경우에도 국내·외 공통으로 분석하는 1) 시간에 따른 현장 내 오염물질의 농도 변화, 2) 최종전자수용체 농도 변화 항목을 국제 공통 인자를 선정하였다. 또한 현장 실험이 여의치 않은 경우에 대하여 실험실 조건의 1) 토착 미생물 군집 분석, 2) 특정 오염물질 분해 유전자 분석을 공통 항목으로 선정하였다.

### 3.2 토양미생물 다양성의 오염정화능력 지표화

상기 해외사례 분석결과와 마찬가지로 많은 항목에 대한 측정은 오염정화능력 진단에 정확한 결과를 제공하지만 높은 비용이 수반된다. 최근 우리 연구진의 연구결과에 따르면(Johnson et al., 2014), 미생물 다양성이 높으면 다양한 유해물질 분해능이 존재하므로 오염정화능력과 미생물 다양성은 상관성이 높다고 보고 있다. 기존의 연구결과에 따르면 미생물 다양성과 분해속도의 상관성은 오염물질의 산화-환원 반응에서 높은 경향을 보이고, 오염물질의 가수분해 반응에서는 낮은 상관성을 보인다. 대부분 오염물질들의 분해는 산화-환원 반응에 의해서 제거된다는 점을 고려한다면(Rittmann & McCarty, 2001) 기존 우리 연구의 제안 즉 미생물 다양성을 토양 미생물의 오염정화능력의 지표로 보는 것은 적절해 보인다. 현실적으로 토양미생물의 다양성을 오염정화의 지표로 사용할 경우, 그 측정은 16S rRNA 유전자 기반으로서 T-RFLP(Terminal-Restriction Fragment Length

Polymorphism)을 이용하는 것이 경제적이다(Winding et al., 2005). 측정된 T-RFLP의 결과를 Shannon Index를 산정해서 이를 미생물 다양성 지표로 사용한다(Nielson & Winding, 2002). 해당 지역의 모든 토양의 미생물 다양성 측정은 현실적으로 불가하므로, 일정량의 시료의 다양성은 측정하고 가용한 토양의 속성과의 상관성을 이용해서 미측정 지역의 다양성을 산정하는 방법을 사용할 것을 권장한다. 이를 위해서 본 연구진에서 과거 친환경도로노선 선정을 위하여 토양 환경-생태수치지도 제작방법을 활용할 것을 제안한다. 구체적으로 첫째, 국가정보망에서 확보할 수 있는 토양환경변수들과 측정된 토양미생물의 다양성을 학습시켜서 상관관계를 도출한다. 이때 토양 미생물 다양성은 4등급으로 지표화하는 것을 권장한다(Ki, 2008). 둘째, 도출된 다양성-환경변수 상관성을 이용해서 미측정 된 지역의 국가정보 가용한 환경변수를 입력해서 다양성을 산정한다. 셋째, 그 결과를 Arch GIS를 이용해서 수치지도화 한다. Fig. 3에 예시가 제시되어 있다.

### 3.3 토양 오염 분해속도

토양 미생물 다양성이 오염정화능력에 대한 좋은 지표 이기는 하지만 여전히 간접지표라는 한계성이 있다. 반면 오염물질의 분해속도가 직접적인 지표가 되므로 이 방법의 정형화 또한 필요하다. 대상 토양을 채취해서 분해속도 분석의 신뢰성과 재현성이 높은 실험실 규모의 마이크로코즘 방법이 적절하다. 최소 3회 반복 실험을 권장하고, 분해속도는 초기 관찰치를 활용해서 미생물증식이 심하게 발생하지 않는 시점에서 관찰이 이루어지도록 한다. 보다 더 정확한 분해능을 파악하기 위해서 대상 분해 미생물의 정량적 측정분석도 필요하다. 오염정화능력 평가를 위하여 현장 내 전체 미생물 중 오염물질 분해 미생물의 비율을 지표로 활용하기로 하였다. 미생물의 정량적 분석을 위하여 환경 내 관심 있는 유전자(16S rRNA)의 농도를 분석할 수 있는 Quantitative-PCR 기법을 활용하였다(Stroo et al., 2012). 예를 들어 토양·지하수의 대표적인 오염물질인 PCE와 TCE의 완전무독화는 분해세균이 Dehalococcoides수에 따른다. 완전 탈염소화 진단 지침을 살펴보면 gene copies 1L당  $10^3$  이하는 탈염소화반응이 불가하며,  $10^4$ - $10^6$ 의 조건에서는 탈염소화 반응 가능하고,  $10^7$  이상에서는 높은 탈염소화율과 완전 탈염소화를 예상할 수 있다(Van der Zaan et al., 2010; Lebrón et al., 2011; Lu et al., 2009). 따라서 PCE/TCE의 완전탈염소화는 해당 토양 내 Dehalococcoides의 copy 수에 따라서 1등급(완전 탈염소화 혹은 고효율 탈염소화), 2등급(중간단계의 탈염소화), 3등급(탈염소화 불가)으로 등

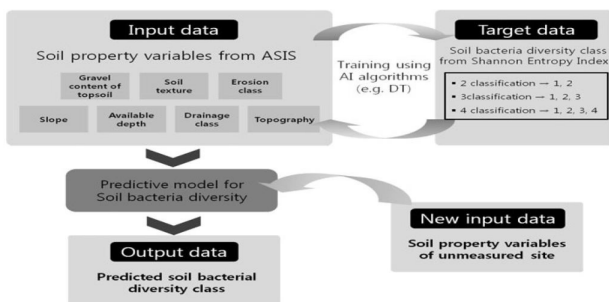


Fig. 3. Mapping of soil ecological quality

급화될 수 있다. 또 다른 대표적인 토양오염물질인 유류오염의 경우도 oxygenase 유전자 포함하는 미생물 개체의 수가 탈염소화의 경우와 유사하게 적용해서 진단에 활용될 수 있다.

### 3.4 토양 오염정화능 지표화

토양생태 요소에 미치는 두 가지 인자, 자체 오염정화능력과 토양미생물다양성의 영향을 통합하는 지표화를 위해서 본 연구에서는 자체 오염정화능력을 3등급화(고효율 정화[1등급], 중효율 정화[2등급], 저효율 정화[3등급])하고, 토양미생물 다양성을 4등급화 하였고, 종합 등급은 두 세부 등급의 합으로 하는 것을 본 연구에서 제안한다. 이에 대한 근거는 일반적으로 미생물의 다양성이 높을수록 분해속도가 증가하는 경향에 따른 것이다(Johnson et al., 2014). 하지만 이에 대한 실험적인 검증은 별도로 수행될 필요가 있다.

## 4. 토양·지하수 및 생태경관 환경영향평가 방법론 제시

### 4.1 토양·지하수 환경 건강성 총체적인 지표

총체적인 토양·지하수 환경 건강성은 1) 수리지질학적 요소

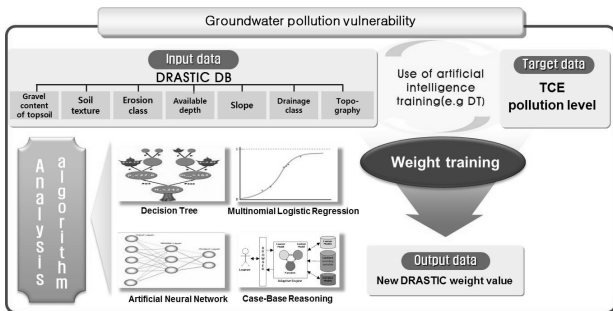


Fig. 4. Scheme of rule induction and prediction of groundwater pollution vulnerability using artificial intelligence

인 지하수오염취약성, 2) 생화학적 오염도, 3) 토양 오염정화능력의 종합적인 지표화가 우선 선행되어야 한다. 그래서 지하수오염취약성은 7가지 수리지질학적 변수들과(DRASTIC) 측정된 지하수 오염 민감도간의 상관관계를 이용해서 본 연구진에서 개발된 정보공학적 기법을 활용하는 것을 제안한다(Fig. 4).

생화학적 오염도의 경우 토양과 지하수간의 비중에 대해서는 전문가들의 자문을 수렴하는 AHP(Analytical Hierarchy Process) 방법을 활용하여 그 종합적인 내용의 지표화가 적절하다(Vaidya & Kumar, 2006). 토양생태학적 등급은 정화능력 등급과 다양성 등급의 합으로 종합 지표화한다. 이를 위해서는 상기 3가지 요소간의 가중치를 선정해야 한다. 그 다음 단계는 토양생태 건강성의 종합적 지표와 동식물생태 중심적인 현재의 자연환경수치지도의 자료를 접목해서 토양생태 건강성과 생태 건강도(자연환경수치)의 등급을 종합 지표로 사용한다(Ki et al., 2007). 이를 위해서 토양·지하수 건강성의 총체적인 등급지표와 자연환경수치지도의 등급간의 가중치를 AHP로 결정하고, 그 합을 이용해서 총체적인 지표를 산정한다(Fig. 5). 이렇게 산정된 총체적 지표 값을 지도화하면 LID의 환경영향 평가에 유용하게 활용될 것이다.

### 4.2 LID 적용에 따른 토양·지하수 환경 건강성과 자연환경에 미치는 총체적 영향 평가를 위한 Framework

상기에 구축된 방법으로 산정된 총체적 토양·지하수-생태경관 종합 지표 값을 이용해서 LID가 환경에 미치는 영향을 평가하는 방법상의 framework 구축이 필요하다. 문헌조사 결과, Eco-LCA(Life Cycle Assessment)평가기법과 LCIA(Life Cycle Impact Assessment) 평가기법이 대표적인 후보 평가 기법 도출되었으므로, 이 두 접근방법을 비교·분석해 보았다. Eco-LCA는 생태계의 물질 흐름과 인간 사회의 물질 흐름의 연계를 종합적으로 고려하는 접근방식을 사용하므로

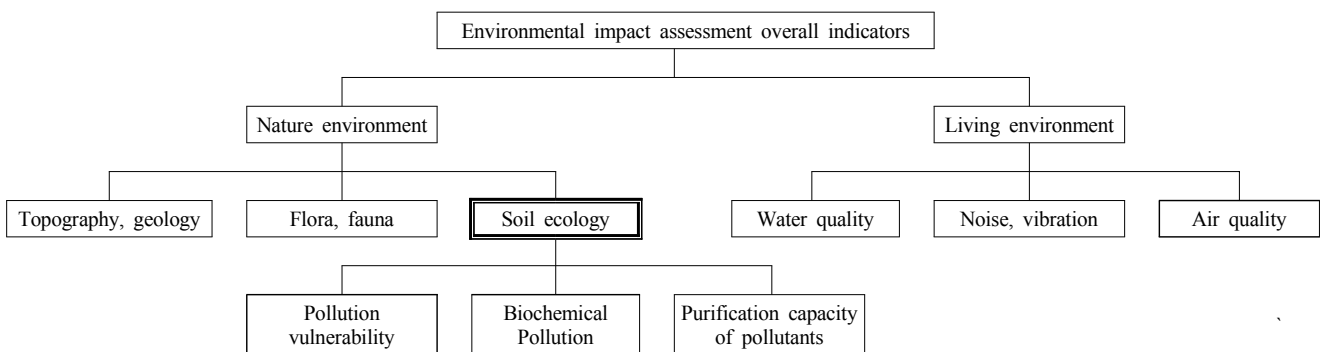


Fig. 5. Hierarchy of indicators for assessing environmental impact

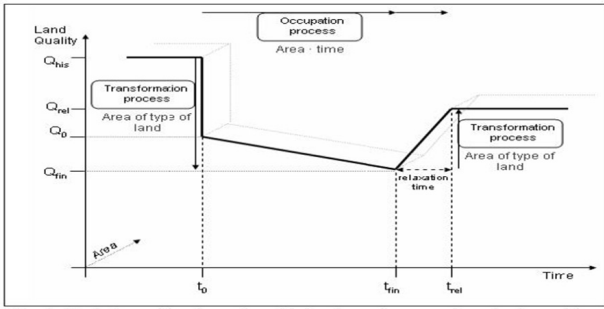


Fig. 6. Evolution of land quality with land use interventions (Canals et al., 2007)

논리적이고 현실을 반영하는 장점이 있다(Zhang et al., 2010). 하지만 복잡한 연계를 설명하는 변수들에 대한 산정이 어려우므로 본 연구의 취지와 다소 부합하지 않다. LCIA의 경우 LCA 단계가 선행된 뒤 총체적인 impact 자체만을 고려하므로 논리의 정교함이 부족하지만, 본 연구에서 제시하는 종합적 환경영향 지표를 사용하는데 적절한 방법으로 판단된다. LCA 기반의 impact 분석을 통해서 impact가 최소화되도록 LID를 설계하는 접근도 가능함을 본 연구를 통해서 파악되었다. 친환경도로 노선 선정을 위해서 본 연구진이 개발한 기술(Park et al., 2008)을 LID를 적용하는 단계개발에도 적용이 가능할 것으로 보인다. LID의 정의상의 이유로, 개발 전 대비 개발 후의 자연환경영향을 최소화한다는 것이 현재의 LID 목표로 인식되어오고 있다. 하지만 Fig. 7과 같이 개발 후에 악화된 자연환경영향이 상당한 시간 이후에 처음 상태의 70~80 %로 복원이 될 것이다.

하지만 애당초 해당 지역의 토양·지하수 환경 건강성이 낮은 지역에서는 LID와 함께하는 개발 사업이 오히려 토양·지하수 환경 건강성의 확보에 기여할 수도 있다. 따라서 현재 대다수의 LID의 'negative impact의 최소화'의 소극적 개념에서 벗어나서 'positive impact의 최대화'라는 적극적인 LID 설계 기법의 개발이 추후에 필요하다. 본 연구에서는 새롭고 적극적인 positive LID 기술 개발을 위해서 토양·지하수 뿐만 아니라 생태경관 등 자연환경에 미치는 영향을 평가하는 측정항목 및 지표의 선정과 이를 이용한 평가 방법의 framework를 제시하였다는 점에서 그 의미가 크다고 할 수 있다.

## 5. 결 론

본 연구에서는 신도시 건설 및 개발에 있어 Low Impact Development(LID) 기법을 적용하였을 때, 토양·지하수 및 수생태 환경의 개선과 오염정화능력 회복 등의 영향을 총체적으로 평가하는 분석기법이 확립되어 있지 않아 그에 대한 framework의 구축을 목적으로 문헌조사 연구를 수행하였다.

먼저 토양·지하수 건강성 평가를 위한 측정항목 선정을 위하여, 국내·외 토양 및 지하수의 환경 오염도 측정 연구 동향과 환경 평가 지표 현황 분석을 통해 여러 나라에서 공통적으로 측정하는 인자와 한국 측정 인자를 합한 새로운 측정 인자를 제시하였다(Table 2, 4).

두 번째로 토양·지하수 오염정화능력 분석을 위한 측정항목 및 지표를 선정을 국내·외 문헌조사를 통해 제시하였다. 토양미생물의 다양성을 오염정화의 지표로 사용할 경우, 16S rRNA 유전자 기반으로 토양환경-생태수치지도와 접목하여 측정한다. 하지만 토양미생물의 다양성이 오염정화능력에 대한 좋은 지표이지만 여전히 간접지표라는 한계성이 있기 때문에 직접적인 지표가 될 수 있는 오염물질의 분해속도를 이용한 정정화도 필요하다. 분해속도 실험의 경우 신뢰성과 재현성이 높은 실험실 규모의 마이크로코즘의 방법을 통해서 최소 3회 반복 실험을 권장하며, 분해속도는 초기 관찰치를 활용해서 미생물증식이 심하게 발생하지 않는 시점에서 관찰이 이루어지도록 한다. 추가로 더욱더 정확한 분해능력을 파악하기 위해 q-PCR을 통한 현장 내 전체 미생물 중 오염물질을 분해하는 미생물의 비율을 지표로 활용하기로 하였다. 이렇게 토양생태 요소에 미치는 오염정화능력과 토양미생물 다양성의 두 가지 인자를 통합하여 지표화를 위하여 오염정화능력은 3등급화, 토양미생물 다양성은 4등급화하여 두 세부 등급의 합으로 하는 것을 본 연구에서 제안하였다.

마지막으로 토양·지하수 및 생태경관 환경영향평가 방법론을 제시하였다. 토양·지하수 환경 건강성은 1) 수리지질학적 요소인 지하수오염취약성, 2) 생화학적 오염도, 3) 토양 오염정화능력의 종합적인 지표화가 우선 선행되어야 한다. 지하수오염취약성의 경우 수리지질학적 변수들(DRASTIC)과 측정된 지하수 오염 민감도의 상관관계를 이용해 정보공학적 기법을 활용하는 것을 제안하였다. 생화학적 오염도의 경우 앞서 제안된 방법을 이용하며 토양과 지하수간의 비중에 대해서는 AHP를 활용하여 전문가들의 의견을 수렴하여 지표화가 적절하며, 생태학적 등급은 오염정화능력과 토양미생물 다양성의 합으로 종합 지표화하며, 여러 요소간의 가중치를 선정해야 한다. 이를 통해 동식물생태중심적인 현재의 자연환경수치지도의 자료를 접목해서 환경영향평가 총체적 지표를 산정하여 지도화한다면, 신도시 건설을 비롯한 여러 개발에 있어서의 LID 기법이 토양·지하수 건강성 및 환경영향 평가에 유용하게 활용될 것이다.

## 감사의 글

본 연구는 국토해양부 건설기술혁신사업의 연구비지원(12기술혁신CO3)에 의해 수행되었습니다.

## References

1. 국립환경연구원 (2000), 정책 결정자를 위한 수질관련 기준 비교분석, pp. 1~184.
2. 이민호, 박종겸, 윤정기, 노회정, 김문수, 김혁 (2002), 오염토양·지하수의 자연저감관측기법 적용 외국 사례집, 11-1480083-00146-01, 국립환경연구원, pp. 1~224.
3. 환경부 (2007), 지하수 수질기준 개선을 위한 선행방안 연구, pp. 1~138.
4. 환경부 (2009), 토양오염 위해성평가지침, pp. 1~49.
5. 환경부 (2011), 토양오염우려기준, pp. 1~2.
6. 환경부 (2013a), 지하수법령법, pp. 1~320.
7. 환경부 (2013b), 환경영향평가시 저영향개발(LID)기법 적용 매뉴얼, pp. 1~27.
8. Ahlblade, L. M., Engel, B. A. and Chaubey I. (2012), Effectiveness of low impact development practices: literature review and suggestions for future research, *Water, Air, & Soil Pollution*, Vol. 223. No. 7, pp. 4253~4273.
9. Canals, L. M., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Knuchel, R. F., Gaillard, G., Michelsen, O., Muller-Wenk, R. and Rydgren, B. (2007), Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 12, No. 1, pp. 5~15.
10. Illinois Environmental Protection Agency (2002), Part 620, Subpart D: Groundwater quality standards.
11. Jeon, H. T., Hamm, S. Y., Cheong, J. Y., Ryu, S. M. and Jang, S. (2009), Risk assessment of groundwater and soil in Sasang industrial area in Busan metropolitan city, *The Journal of Engineering Geology*, Vol. 19, No. 3, pp. 295~306 (in Korean).
12. Johnson, D. R., Lee, T. K., Park, D. H., Fenner, K. and Helbling, D. E. (2014), The functional and taxonomic richness of wastewater treatment plant microbial communities are associated with each other and with ambient nitrogen and carbon availability, *Environmental Microbiology*, doi:10.1111/1462-2920.12429.
13. Ki, D. W. (2008), Development of methods for classifying and mapping soil ecological quality using a decision tree algorithm, Master's thesis, pp. 30~35 (in Korean).
14. Ki, D. W., Park, J. H., Heo, J. and Oh, K. J. (2007), Estimating soil ecological quality and its potential applications for sustainable construction, *Korean Society of Civil Engineers Conference*, pp. 1485~1488 (in Korean).
15. Lebrón, C. A., Petrovskis, E., Löffler, F. and Henn, K. (2011), Final report: application of nucleic acidbased tools for monitoring-monitored natural attenuation (MNA), biostimulation and bioaugmentation at chlorinated solvent sites. ESTCP project ER-200518, pp. 1~21.
16. Lee, M. H., Lee, K. C., Yun, J. K., Noh, H. J., Kim, M. S., Kim, H., Lee, S. Y. and Jan, J. S. (2001), A study of degradation in petroleum hydrocarbon polluted site by enhancing natural attenuation (III), *NIER No. 2001-30-622*, pp. 1~80 (in Korean).
17. Lu, X., Wilson, J. T. and Kampbell, D. H. (2009), Comparison of an assay for Dehalococcoides DNA and a microcosm study in prediction reductive dechlorination of chlorinated ethenes in the field, *Environmental Pollution*, Vol. 157, No. 3, pp. 809~815.
18. New Jersey Department of Environmental Protection (2012), Monitored natural attenuation technical guidance, *Site Remediation Program*, pp. 1~46.
19. Nielson, M. N. and Winding, A. (2002), Microorganism as indicators of soil health, *NERI Technical Report No. 338*, Ministry of the Environment, National Environmental Research Institute, Denmark, pp. 21~45.
20. Park, J. H., Ki, D. W., Lee, J. J., Park, T. K. and Kim, H. R. (2008), Method for estimation soil ecological quality from existing soil environmental data, Korea, 10-0866909.
21. Rittmann, B. E. and MaCarty, P. L. (2001), *Environmental biotechnology: principles and applications*, McGraw-Hill, Singapore, pp. 42~43.
22. Scheidleder, A., Grath, J., Winkler, G., Stärk, U., Koreimann, C., Gmeiner, C., Nixon, S., Casillas, J., Leonard, J. and Elvira, M. (1999), Groundwater quality and quantity in Europe, *European Environment Agency*, Copenhagen, pp. 47~52.
23. Secunda, S., Collin, M. L. and Melloul, A. J. (1998), Groundwater vulnerability assessment using a composite model combining DRASTIC with extensive agricultural land use in Israel's Sharon region, *Journal of Environmental Management*, Vol. 54, No. 1, pp. 39~57.
24. Stroo, H. F., Leeson, A. and Ward, C. H. (2012), *Bioaugmentation for groundwater remediation*, Springer, New York, pp. 171~197.
25. Suh, J. H. and Lee, I. K. (2013), The water circulation improvement of apartment complex by applying LID technologies - focused on the application of infiltration facilities-, *Journal of the Korean Institute of Landscape Architecture*, Vol. 41, No. 5, pp. 68~77 (in Korean).
26. Vaidya, O. and Kumar, S. (2006), Analytic hierarchy process: an overview of applications, *European Journal of Operational Research*, Vol. 169, No. 1, pp. 1~29.
27. Van der Zaan, B., Hannes, F., Hoekstra, N., Rijnaarts, H., De Vos, W. M., Smidt, H. and Gerritse, J. (2010), Correlation of Dehalococcoides 16S rRNA and chloroethene reductive dehalogenase genes to different geochemical conditions in chloroethene-contaminated groundwater, *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 76, No. 3, pp. 843~850.
28. Winding, A., Jund-Rinke, K. and Rutgers, M. (2005), The use of microorganism in ecological soil classification and assessment concepts, *Environmental Technology*, Vol. 26, No. 2, pp. 230~248.
29. Wisconsin Department of Natural Resources (2014), *Guidance on natural attenuation for petroleum releases*, pp. 1~19.
30. Zhang, Y., Baral, A. and Bakshi, B. R. (2010), Accounting for ecosystem services in life cycle assessment, part II: toward an ecologically based LCA, *Environmental Science & Technology*, Vol. 44, No. 7, pp. 2624~2631.