

시설재배 상추에 대한 전과정평가 (LCA) 방법론 적용

유종희* · 김계훈

서울시립대학교 환경원예학과

Application of LCA Methodology on Lettuce Cropping Systems in Protected Cultivation

Jong-Hee Ryu* and Kye-Hoon Kim

Department of Environmental Horticulture, The University of Seoul, Seoul 130-743, Korea

The adoption of carbon foot print system is being activated mostly in the developed countries as one of the long-term response towards tightened up regulations and standards on carbon emission in the agricultural sector. The Korean Ministry of Environment excluded the primary agricultural products from the carbon foot print system due to lack of LCI (life cycle inventory) database in agriculture. Therefore, the research on and establishment of LCI database in the agriculture for adoption of carbon foot print system is urgent. Development of LCA (life cycle assessment) methodology for application of LCA to agricultural environment in Korea is also very important. Application of LCA methodology to agricultural environment in Korea is an early stage. Therefore, this study was carried out to find out the effect of lettuce cultivation on agricultural environment by establishing LCA methodology. Data collection of agricultural input and output for establishing LCI was carried out by collecting statistical data and documents on income from agro and livestock products prepared by RDA. LCA methodology for agriculture was reviewed by investigating LCA methodology and LCA applications of foreign countries. Results based on 1 kg of lettuce production showed that inputs including N, P, organic fertilizers, compound fertilizers and crop protectants were the main sources of major emission factor during lettuce cropping process. The amount of inputs considering the amount of active ingredients was required to estimate the actual quantity of the inputs used. Major emissions due to agricultural activities were N₂O (emission to air) and NO₃⁻/PO₄⁻ (emission to water) from fertilizers, organic compounds from pesticides and air pollutants from fossil fuel combustion in using agricultural machines. The softwares for LCIA (life cycle impact assessment) and LCA used in Korea are 'PASS' and 'TOTAL' which have been developed by the Ministry of Knowledge Economy and the Ministry of Environment. However, the models used for the softwares are the ones developed in foreign countries. In the future, development of models and optimization of factors for characterization, normalization and weighting suitable to Korean agricultural environment need to be done for more precise LCA analysis in the agricultural area.

Key words: LCA, LCIA, Lettuce, Protected cultivation

서 언

전과정평가 (LCA, Life Cycle Assessment)는 제품의 생산과정에 투입되는 자원 소모와 환경에 부하되는 물질들과 관련된 모든 환경영향을 평가하기 위한 방법론이다. 전과정평가의 장점은 다양하고 복잡한 환경에 대한 잠재적인 영향과 원인을 비교적 선명하게 구분지어 주므로 정책결정이나 합리적 판단을 용이하게 해주는 것이

다 (Hanegraaf et al., 1998). 전과정평가는 도입 초기에는 산업 생산 부문에 대한 환경영향을 평가하기 위한 기법으로 발전하였고, LCA의 농업적 적용은 겨울 밀 등 단작 생산체계, 화학비료의 생산, 잡초 방제에 대한 전과정평가 수행을 통해서 시작되었다 (Haas et al., 2001). 2000년대 이후 유기농 대 관행농 우유 생산에 대한 전과정 평가 수행 등과 같이 서로 다른 농업 작부 체계에 대한 환경영향의 비교 등으로 농업분야의 전과정평가 적용 범위가 넓어지고 있다 (de Boer, 2003).

농업에 대한 전과정평가 적용은 인간에 의한 임의적

접수 : 2010. 9. 30 수리 : 2010. 10. 18

*연락처 : Phone: +82312900230

E-mail: id-natural@hanmail.net

조절 및 정확한 통제가 불가능한 자연의 공정이 포함되어 수행되는 독특한 측면이 고려되어야 한다. 농업생산에서 산업공정과 더불어 자연공정이 포함되는 생산체계 모델의 규정은 전과정평가의 정확도를 결정짓는 중요한 요소 중 하나이다 (Blengini and Busto, 2009). 그러므로 LCA를 농업분야에 적용할 때, 작물생산체계에 대한 작물재배과정과 함께 투입원료 (무기물, 화석연료 등)의 생산 및 농기계, 종자, 작물보호제, 비료 등과 관련된 모든 환경영향들을 고려하여야 한다.

일상추는 서늘한 기후에서 잘 자라는 호냉성 채소로서 봄과 가을에 재배되는 것이 일반적인 작형이나, 육류 소비의 증가와 함께 시설재배 상추생산이 보편화되면서 씬이나 샐러드용으로 상추의 연중소비가 이루어지고 있다. 2008년 기준 상추의 총 재배면적은 4,574 ha였고, 총 생산량은 138,098 ton이었다. 이 중 노지재배면적은 1,062 ha, 생산량은 23,757 ton이었고, 시설재배 상추의 경우 재배면적 3,512 ha, 생산량 114,341 ton으로 전체생산의 약 80%를 차지하였고, 상추재배면적은 과채류를 제외한 시설채소 중 가장 큰 규모를 차지하였다 (농촌진흥청, 2008). 2008년 기준 시설상추 (치마상추) 10a 당 조수입은 6,827,677 원으로 전년 대비 3.1% 증가하였고, 경영비는 2,791,755 원, 소득은 4,035,922 원으로 생산량은 4,164 kg 10a⁻¹ 이었다 (농림수산식품부, 2009).

상추는 다른 작목에 비해 잎이 연하고 저장성이 약하기 때문에 장거리 수송 등으로 인한 부패, 변질 등의 우려로 주요 생산지는 경기 (광주, 하남, 남양주, 양평), 대전, 광주 등 소비지 도시 근교에서 주로 재배 출하하고 있다. 2006년 지역별 생산량 비중은 경기도가 전체 생산량의 47.5%를 점유하였고, 충남 10.4%, 전북 9.8% 이었다 (국립농산물품질관리원, 2006).

기후변화협약과 탄소배출권문제 등 환경에 관한 관심과 규제 등이 국제적 주요 관심 사항이 되고 있는 상황에서 농업생산에 대한 환경영향평가의 필요성이 대두되고 있다. 현재 우리나라는 농업관련 전과정평가에 관한 국가 인벤토리를 구축 중이며, 작물별 전과정평가에 대한 연구가 시작되고 있다.

이에 본 논문에서는 ISO 국제규격에 근거한 전과정평가 도구를 농업환경평가에 적용한 해외 연구 사례들을 고찰하고, 국내 농업환경에서의 전과정평가 적용을 위한 전과정평가 방법론을 시설재배 상추생산체계를 대상으로 개발하고, 상추 생산에 대한 인벤토리 목록분석과 환경영향평가를 위하여 고려되어야 할 분석항목들에 대해 조사하였다.

목적 및 범위 설정 (Goal and Scope Definition)

본 연구에서는 ISO 14040 (2006)에 준하여 목적 및 범위설정 (Goal and Scope Definition), 전과정 목록분석 (Life Cycle Inventory, LCI), 전과정 영향평가 (Life Cycle Impact Assessment, LCIA), 전과정 해석 (Interpretation)의 4단계로 구성된 상추체계에 대한 LCA 방법론을 구축하였다.

전과정평가 첫 번째 단계인 목적 및 범위에서는 연구를 수행하는 목적과 대상 청중 및 연구 적용 분야에 대해서 정의하고, 연구의 목적에 따라 대상제품 및 시스템의 기능을 정량화시킨 기능단위를 정의하고 시스템 경계를 설정한다. 이에 연구의 목적을 시설상추재배에 대한 LCI 구축 및 환경성 평가로 정의하고, 기능단위를 식품 및 식품제조 원료로 사용되는 상추 1 kg 생산으로 규정하였다. 기능단위는 관련된 인벤토리 데이터의 기준 단위를 제공하며, 주로 대상제품의 질량을 기초로 정의되지만, 연구의 목적 및 영향범주에 따라 경지 면적, 경제적 가치 등으로 정의될 수 있고, 이를 통해 대상제품 및 생산체계에 관련된 모든 투입 및 배출물의 정량적 기준이 설정된다 (Cederberg and Mattsson, 2000).

작물생산의 농업활동과 연관된 일련의 생산공정 및 투입 산출물들을 규정하면, 연구 범위는 Fig. 1에서와 같이 비료생산공정과 농약관련 생산공정 및 전기, 화석연료 등의 에너지 생산공정 등의 산업공정과 그 상위 흐름인 무기자원의 채취 공정과 작물생산공정 등이 설정될 수 있다. 여기서 농업생산체계에서는 전형적으로 인회암, 칼리, 석회암, 토지 사용 등 무기자원소모와 화석연료, 전기, 농약 등이 투입된다. 또한 NH₃, SO₂, N₂O 등의 무기대기오염물질과 지표수로 배출되는 N, P와 주로 농약 등의 식물보호제에서 발생하는 유기화학물질과 비료에 함유되어 있는 중금속과 특히 인산비료에 포함된 Cd의 축적 및 퇴비 등의 유기물질투입에 의한 중금속 물질의 토양으로의 배출가능성 등이 존재한다 (Brentrup et al., 2004).

이와 같이 시설상추생산의 시스템경계를 상추생산공정 뿐 아니라 상추생산에 투입되는 원료물질의 채취 및 생산공정까지를 포함하는 'cradle to gate'를 원칙으로 규정하였다. 즉 상추시스템의 범위는 원료물질인 종자 투입부터 최종생산물인 상추 1 kg이 수확되는 과정에 투입되는 화석연료, 전기 등 에너지와 농약, 비료, 농기계, 농자재 등 보조물질의 채취에서 생산공정과 투입 단계 등의 규명과 이로 인해 발생하는 온난화 가스와의 같은 대기배출물, 중금속, 양분, 폐기물 등의 토양배출

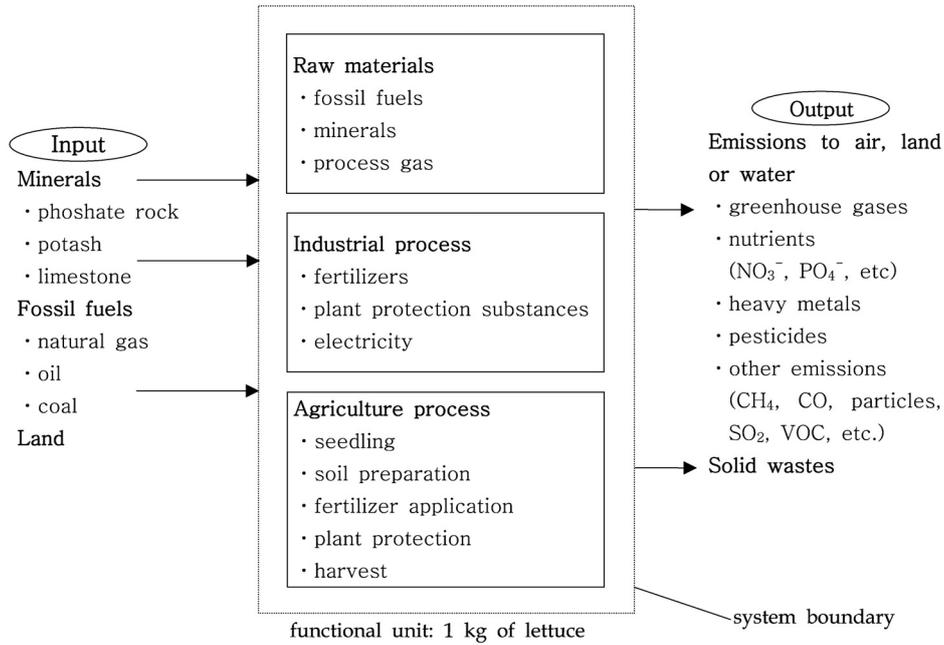


Fig. 1. System boundary(cradle-to-gate), relevant in-and output, and functional unit of lettuce production system (Brentrup et al., 2004).

물, 질산염이나 인산염과 같은 수계배출물 등으로 규정하였다 (Fig. 1).

전과정 목록분석 (Life Cycle Inventory)

전과정 목록분석은 목적 및 범위설정단계에서 규정된 시스템 경계를 기준으로 투입되고 배출되는 모든 물질들을 정의된 기능단위에 맞추어 정량화한 목록을 구성한다. 목록분석을 위해서 생산 단위 공정을 설정하고 공정흐름에 따른 입출력 데이터의 수집, 계산, 검증이 요구되므로 상추 생산 공정과 데이터 수집 등 관련 항목들에 대하여 조사하였다 (Fig. 2). 각 공정별 배출량 산정을 위하여 투입물 즉, 연료 및 전기 등의 에너지 사용량, 시비와 농약의 종류 및 사용량의 조사가 필요하다. 전과정 목록분석을 위한 입출력 데이터 수집은 실측조사, 관련통계와 같은 문헌조사와 설문 조사 등을 통해서 이루어진다.

시설 상추재배에서 종자의 파종은 육묘재배 후 정식 형태가 일반적이므로 Fig. 2와 같이 육묘, 토양정비, 정식 및 재배, 수확의 4단계로 시설상추 생산체계를 정의하였다. 파종량은 상추생산체계의 원료물질로 기본흐름의 투입 요소이다. 파종량 산정은 파종시기, 지역, 작부형태에 따라 차이가 있으나, 농진청 표준재배지침에 따르면 200공 플러그 육묘의 경우 파종량은 04~06 dL 10a⁻¹이며, 2008년 농축산물소득자료집 (농촌진흥청, 2009)의 시설상추 (치마)의 파종량 1.9 dL 10a⁻¹, 종묘

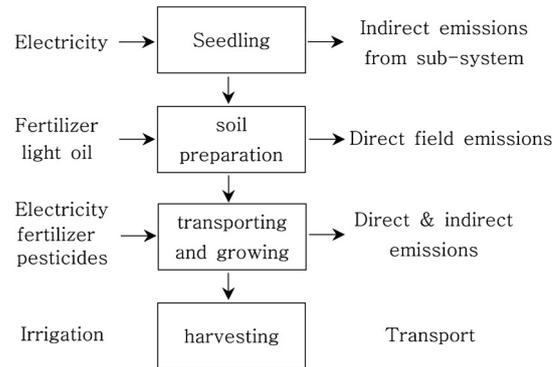


Fig. 2. The life cycle of lettuce production system.

12,061.3 주 10a⁻¹로 실제 농가 투입량은 추천량에 비하여 훨씬 높은 투입량을 나타내었다. 기능단위가 1 kg의 질량기준이나 원료물질인 종자와 종묘의 경우 환산과정에서 불확실성이 크므로 통용되고 있는 L의 부피단위의 사용이 고려되었다.

시비량은 토양정비의 밑거름과 정식 및 재배단계의 웃거름 투입요소이다. 시비량은 재배토양의 이화학적, 노지재배와 시설재배 등의 재배환경, 유기농과 관행농 등의 재배형태에 따라 시비 종류와 투입량 산정에 차이가 있다. 시설재배를 기준으로 했을 때, 표준시비량은 질소 밑거름으로 7.0 kg 10a⁻¹, 웃거름으로 총 3회 4.5 kg 10a⁻¹, 퇴비는 밑거름 1,500 kg 10a⁻¹, 인산 시비는 밑거름 3.0 kg 10a⁻¹이다. 농축산물소득자료집에서 수집된 실제 농가 투입량은 질소 8.7 kg 10a⁻¹, 요소 4.0 kg 10a⁻¹, 유기질비료 2,966.4 kg 10a⁻¹, 인산 4.7 kg 10a⁻¹, 복

비 39.3 kg 10a⁻¹였다 (농촌진흥청, 2008). 여기서 각 비료의 유효성분량을 고려한 실제 투입량 산정절차가 필요하다. 질소와 퇴비 사용은 농업의 N₂O로 인한 지구 온난화영향과 NO₃⁻로 인한 부영양화영향 물질의 직접발생원이므로 산출량과 배출량 평가가 중요하다. 현재 우리나라 고유 배출계수가 구축 되어있지 않으므로 N₂O 배출량을 산정할 때, 지역별 고유 수집자료로 도출된 국가별 배출량과 축적량 변화 계수를 적용하는 정밀하고 높은 수준의 IPCC tier 2는 적용할 수 없고, 전 세계 온난기후대에 적용 가능한 IPCC tier 1의 기본 배출계수와 국가별 활동 자료 (사용량)를 사용할 수 있다 (환경부, 2008). 또한 상추생산의 상위공정흐름에 속하는 비료 생산 공정에 대한 LCI가 구축되지 않았으므로 swiss ecoinvent D/B 등 해외 인벤토리 데이터베이스를 대입해야 한다.

살균·살충제, 제초제 등 식물방제제는 정식 및 재배 공정의 투입요소이다. 농약 투입량은 농약안전사용량을 기준으로 산정하되, 실제 투입량은 농약 종류에 따른 계통별 유효성분량이 고려되어야 한다. 농축산물소득자료에 따르면 2008년 기준 10a당 투입량은 살충제 액제 77.0 mL, 분제 21.9 g, 입제 0.4 kg, 수화제 56.1 g, 살균제 유제 25.1 mL, 분제 20 g, 입제 0.2 kg 수화제 114.4 g, 제초제 (유제) 93.9 mL이었다 (농촌진흥청, 2009). 또한 농약사용으로 인한 잔류 농약 등 환경 부하배출물의 경우 배출량 산정뿐 아니라, 전과정 영향평가 (LCIA)를 위한 생태 독성 평가도 수행되어야 한다. 그러나 전과정평가에서 농약배출물 규정 및 배출량 산정과 독성평가 방법의 선택에 관한 국내 연구가 거의 이루어지지 않은 실정이므로 이를 위한 방법론에 대한 연구가 요구된다. 또한 농약생산 공정에 대한 국내 인벤토리 D/B의 부재로 cradle-to-gate 분석을 위하여 해외 인벤토리 D/B로 상위흐름을 연결하여야 할 것이다.

에너지 투입요소는 농가에서 사용하는 농기계 및 시설의 사용 등에 따라서 모든 생산 공정마다 투입될 수도 있다. 그러므로 작목별, 작부형태별, 계절별로 사용되는 농기계의 종류, 동력원, 연료사용량 등에 대한 자료가 필요하다. 농진청에서 발표한 시설채소의 작업별 기계화율은 2004년 기준 경운·정지작업 (승용형) 57.5%, 방제 (보행형) 53.1%, 제초 (보행형) 12.7%이었다. 농기계용 연료는 경유와 휘발유를 사용하고, 관수용 양수기 사용 등에 전기 에너지가 투입된다.

시설 상추재배에 사용되는 기타농자재는 육묘공정의 투입요소인 육묘용 플러그판 및 상토, 수확공정에 투입되는 포장상자 (4 kg), 비료포대와 농약제 용기 등이 있다. 이들 농자재의 경우 재질에 따른 제품의 수명, 재활용 여부, 폐기방법이 구분되고, 필요에 따라 할당이 수행

되어 투입량이 재계산 될 수 있다.

농업에서 전과정평가는 자연공정이 포함되므로 토양을 무기물 및 유기물을 포함하는 살아있는 역동적 유기체로 인식하며, 농업토양은 소비되는 투입요소인 동시에 생태환경에 긍정적인 혜택을 주는 기능을 가지고 있다. 그러므로 인벤토리 시스템경계의 정의에서 토지를 투입요소로 정의하거나 혹은 일반 산업공정에서처럼 토지를 소비되는 것이 아닌 시설구조로 인식하여 평가대상에서 제외할 수도 있다. 토양을 투입요소로 간주했을 때 평가되는 환경영향요소는 토양의 지속가능한 생산성, 종 다양성, 토양 침식, 인간 및 생태에 대한 영향 등이다 (Cowell and Clift, 2000). 배출량과 환경영향평가의 산정은 토양 특성상 지역적 특수성이 고려된 신중한 배출계수 적용이 요구된다. 이 때문에 현재 토양배출에 대한 환경평가는 객관적이고 정량적인 평가에 대한 기준이 모호하고 이를 위한 인벤토리 데이터 구축이 매우 미흡한 실정이다. 그러므로 농업 토지사용에 대한 시스템범위 정의와 환경성 평가에 대한 연구가 필요할 것으로 판단되었다.

전과정 영향평가 (Life Cycle Impact Assessment)

전과정 영향평가는 목록분석 결과데이터의 잠재적 환경영향을 평가하는 것을 목적으로, 전과정 목록결과를 보다 선명하게 해석하는 단계이다. 또한 이는 목록분석에서 규명된 환경부하물질의 환경영향 특성을 분석하여 범주를 분류하고, 목록결과에 지표값 (특성화값, 정규화값, 가중화값 등)을 대입하여 지표결과로 전환하고 그 가치를 평가는 기술적인 과정이다.

전과정 영향평가에서는 경계를 통과하여 시스템으로 투입된 에너지와 환경부하 데이터를 식별할 수 있는 환경문제에 관한 형태로 해석하고, 이에 대하여 기술할 때 각각의 수치가 갖는 의미나 상호관련성을 명확히 할 필요가 있다. 그러나 데이터의 측정 또는 산정은 가능해도 환경영향의 인과관계를 명확하게 하는 것은 쉽지 않다. 더욱이 배출된 물질은 단독이 아닌 복합적으로 작용하여 환경에 대한 복잡한 영향을 주므로 그것들이 얼마만큼 사람의 건강이나 생태계에 영향을 주는가를 연관 짓는 것은 매우 어렵다 (한국환경정책·평가연구원, 2000).

전과정 영향평가를 위한 방법론들은 아직 개발단계이나, 명확히 설명될 수 있는 과학적인 방법론의 여러 모델들을 적용하여 정립되며, 그 중 몇 가지가 평가의 일부부분으로 사용되고 있다 (EC, JCR, 2010b). 각국은 환경목표와 자국의 생태계 환경에 맞는 LCIA 방법론을

Table 1. List of LCIA methodologies.

| Methodology | Country of origin | Developed by |
|----------------------|-------------------|---|
| CML2002 | Netherlands | CML (Instite of Environmental Science, an institute at Leiden University) |
| Eco-indicator 99 | Netherlands | PRé (PRé consultants) |
| EDIP97-EDIP2003 | Denmark | DTU (Technical University of Denmark) |
| EPS2000 | Sweden | IVL (Swedish Environmental Research Institute) |
| Impact 2002+ | Switzerland | EPFL (Ecole Polytechnique Fédéral de Lausanne) |
| LIME | Japan | AIST (National Instite of Advanced Industrial Science and Technology) |
| LUCAS | Canada | CIRAIG (Interuniversity Research Centre for the Life Cycle of Products, Processes and Services) |
| ReCiPe | Netherlands | RUN+PRé+CML+RIVM (RIVM. National Institute for Public Health and the Environment) |
| Swiss Ecoscarcity 07 | Switzerland | E2+ESU-services (ESU-service Ltd.) |
| TRACI | USA | US EPA (US Environmental Protection Agency) |
| MEEuP | Netherlands | VhK (VhK Research & Development) |

Source: ILCD (International Reference Life Cycle Data System) handbook (EC, JRC, 2010b).

개발하고 있다. 네덜란드는 국가기관 및 산업계, 대학의 전문연구기관 등, 다양한 연구기관에서 가장 활발하게 방법론에 대한 개발이 이루어지고 있고, 유럽은 주로 대학의 연구기관을 주축으로 LCIA 방법론에 대한 연구가 이루어지고 있다. 일본과 미국의 경우 정부 주관기관을 중심으로 LCIA 방법론 및 LCA에 대한 연구를 수행하고 있다. 우리나라 지식경제부와 환경부에서 개발한 ‘PASS’와 ‘TOTAL’ 프로그램에서 적용하고 있는 전과정영향평가 방법은 주로 네덜란드 CML 방법을 중심으로, EuP (유럽공동규제사항), IPCC, UNEP 등 각 기관에서 정의된 영향평가방법을 선택하는데, 영향범주의 경우 임의 선택이 가능하도록 되어있다 (Table 1).

전과정 영향평가는 분류화 (classification), 특성화 (characterization), 정규화 (normalization), 가중화 (weighting)의 순서로 구성되어 있다. 여기서 분류화 및 특성화 단계는 전과정평가에 관한 ISO 14040 의무규정에 속하나, 정규화(일반화)와 가중화 평가는 선택사항으로 (Brentrup et al., 2001), 정규화와 가중화에 대한 방법론에 대한 연구와 국제적 합의작업이 이루어지고 있다.

분류화 단계는 전과정 목록분석에서 구축된 인벤토리 데이터를 영향범주에 배정하는 단계로서, 영향범주로 불리는 선택된 환경이슈와 지표값을 사용하여 목록결과를 단순화한다. 환경영향범주의 결정은 전과정평가 수행의 목적에 부합하면서 환경적 당면문제와의 관련성과 중요도를 보다 충분하게 이해할 수 있도록 목록분석 결과를 평가하는 것이다. 지표값은 각 범주의 자원사용 혹은 총배출량을 반영하여 잠재적 환경영향을 나타낸다. 대부분 LCA 연구들의 영향범주는 과거의 연구들에서 선택된다.

그러나 기존의 영향범주들이 LCA 연구의 목적과 범위를 충족할 수 없는 경우 새로운 영향범주가 선택될 수 있다 (Table 2). 여기서 토지사용 (land use)과 자원결핍은 비교적 근래 도입된 환경영향범주이며 특히 토지사용은 농업활동에 직접영향을 받는 범주이나 현재 우리나라 LCIA 프로그램에는 포함되어 있지 않다. 또한 부영양화의 경우 수계와 육상의 영향을 구분하여 평가 모델을 사용하고 있다. CML 2002 (네덜란드)의 경우 생태독성영향을 민물, 해수, 육상(토지)으로 세분화하여 평가하였다. 일본 LIME 방법론에서는 토지사용 범주를 토지전환과 토지사용으로 구분하였고, 자원소모도 에너지(화석연료), 무기자원, 생물자원으로 세분화하여 평가한다. 미국의 TRACI 방법론에서는 인간독성을 발암, 비발암, 오염물질로 영향범주를 세분하였다. 단위는 각 환경범주와 관련된 환경부하물질 중 기준물질로 정해진 대표물질로 표시하며, 환경범주내 관련물질들의 환경부하에 대한 기여도는 기준물질에 대한 상응값으로 계산된다. 이것은 다음 단계인 특성화에서 설명된다.

영향범주, 범주지표, 특성화 모델은 국제적으로 공인되어야 한다. 그러므로 각 영향범주에 적용되는 특성화 모델은 기작을 규명할 수 있거나 혹은 반복적인 실증적 관찰을 통해 산출된 과학적이고 기술적으로 유효한 값이어야 한다. 전과정 영향평가에 사용할 영향범주를 선택할 때, 선택된 영향범주들은 분석 대상 시스템과 관련된 모든 환경이슈들을 포함할 수 있는 포괄적인 개념으로 이루어져야 한다 (EC JRC, 2010a).

LCIA 수행에서 실제 환경영향을 평가하려면 각 영향범주로 목록화된 인벤토리를 하나의 환경부하 단위로

Table 2. List of impact categories (environmental effects) in LCIA.

| Impact category | Unit | LCIA methodology |
|---|---|--|
| Depletion of abiotic resources | kg OE (crude oil-eq.), m ³ (natural gas), kg (mierals) | |
| Land use | NDI (naturalness degradation indicator) | |
| Climate change (global warming) | kg CO ₂ -eq. | |
| Stratospheric ozone depletion | kg CFC11-eq. | |
| Human toxicity | DALY (human toxicity), | SETAC-Europe Working Group on LCIA (WIA-2) [†] |
| Ecotoxicity | kg 1,4-DCB-eq. (ecotoxicity) | |
| Photo-oxidant formation ('summer smog') | kg ethylene-eq. | |
| Acidification | kg SO ₂ -eq. | |
| Nutrition (eutrophication) | kg NO _x -eq. (terrestrial), kg PO ₄ ³⁻ -eq. (aquatic) | |
| Non renewable resources | | |
| · without energy content | kg | |
| · with energy content | MJ | |
| Renewable resources | | |
| · without energy content | kg | |
| · with energy content | MJ | |
| Electricity consumption | kWh | |
| Global warming potential (greenhouse gases) | kg CO ₂ -eq. | EPD (Environmental product eclaration), SEMC (Swedish Environmental Managment Council) |
| Ozone depletion potential | kg R11-eq. | |
| Acidification potential | mol H ⁺ / g max | |
| Eutrophication (oxygen depletion) | g O ₂ / g max | |
| Photochemical ozone creation potential | kg Ethene-Eq. | |
| Hazardous waste | kg | |
| Non-hazardous waste | kg | |
| Abiotic resources depletion | kg | |
| Global warming potential | kg CO ₂ -eq. | MKE |
| Ozone depletion potential | kg CFC-eq. | |

Source: [†] Brentrup et al., 2001, [‡] ILCD handbook (EC, JRC, 2010b).

통합하는 것이 필요하다. 특성화단계는 이를 위하여 각 영향범주의 특징에 맞는 영향정량화 인자 (특성화 계수)를 산정한 후 (Maeng et al., 1999), 각 환경범주로 분류된 인벤토리 데이터들의 부하량 (배출량 혹은 사용량)에 특성화 계수를 곱하여 환경부하에 대한 잠재적 기여도를 특징짓는다. 이것은 식 (1)로 나타낼 수 있다.

$$\text{Impact category indicator}_i = \sum_j (E_j \text{ or } R_j) \times CF_{i,j} \quad (1)$$

여기서, 영향범주지표(특성화 값, impact category indicator_i) = 기능단위 당 영향범주에 대한 지표값 *i*; E_j 또는 R_j (emission or release) = 기능단위 당 배출량 *j* 혹은 자원소모량 *j*; CF_{i,j} (characterization factor) = 배출량 *j* 혹은 자원소모량 *j*의 영향범주 *i*에 대한 기여도를 나타내는 특성화계수이다 (Brentrup et al., 2004). 특성화 계수는 각각의 단일배출물의 특정 환경효과에 대한

잠재적인 기여도를 수치화한 값이다. 예를 들면, Fig. 3에서 NH₃의 산성화와 부영양화에 대한 기여도는 산성화 특성화값을 나타내는 기준물질(단위) PO₄에 대하여 0.13배의 상응값을 가지며 0.13 PO₄-eq., 부영양화는 기준물질 SO₂에 대하여 1.88배의 상응값 1.88 SO₂-eq.로 표시될 수 있고 이것을 특성화 계수라 한다. 여기서 특성화 계수가 높으면 환경효과에 대한 잠재적인 기여도가 높다는 것을 의미한다 (Brentrup et al., 2003).

특성화를 수행할 때 영향범주에 따라 전세계 범용 특성화 계수가 적용될 경우와 지역 혹은 시간적 특성을 고려한 지역한정 특성화 계수모델을 선택할 경우가 있는데, 이것은 영향범주의 환경효과가 미치는 지역적 경계에 따라 구분될 수 있다 (Shin, 2008). 일반적으로 지구온난화 영향범주의 경우, 지구온난화 유발물질의 영향은 대기 체류 시간에 따라 영향을 받지만 지역적 차이는 크지 않으므로, 유발물질의 체류시간 (보통 100년

Table 2. List of impact categories (environmental effects) in LCIA (continued.)

| Impact category | Unit | LCIA methodology |
|--|--|--|
| Acidification potential | kg SO ₂ -eq. | MKE (Ministry of Knowledge Economy, Republic of Korea) |
| Eutrophication potential | kg PO ₄ ³⁻ -eq. | |
| Photochemical ozone creation potential | kg C ₂ H ₄ -eq. | |
| Human toxicity | kg 1,4 DCB-eq. | |
| Aquatic ecotoxicity potential | kg 1,4 DCB-eq. | |
| Marine aquatic ecotoxicity potential | kg 1,4 DCB-eq. | |
| Terrestrial ecotoxicity potential | kg 1,4 DCB-eq. | |
| Climate change | kg CO ₂ -eq. | |
| Stratospheric ozone depletion | kg CFC11-eq. | |
| Human toxicity | kg 1,4DCB-eq. | |
| Photo oxidant formation | kg ethylene-eq. | |
| Acidification | kg SO ₂ -eq. | |
| Eutrophication | kg PO ₄ ³⁻ -eq. | |
| Ecotoxicity | | |
| -freshwater aquatic | kg 1,4DCB-eq. | |
| -marine aquatic | kg 1,4DCB-eq. | |
| -terrestrial | kg 1,4DCB-eq. | |
| Impacts of land use | | |
| -land competition | m ² . yr | |
| Resource consumption | kg antimony eq. | |
| Urban air pollution | | LIME [‡] (AIST, Japan) |
| Indoor air pollution | | |
| Global warming | kg CO ₂ -eq. | |
| Ozone layer depletion | kg CFC11-eq. | |
| Human toxicity | kg benzene-eq. | |
| Photochemical ozone | kg ethylene-eq. | |
| Acidification | kg SO ₂ -eq. | |
| eutrophication (aquatic) | kg PO ₄ ³⁻ -eq. | |
| Ecotoxicity | kg benzene-eq. | |
| Land use | m ² . yr (occupation), m ² (transformation) | |
| Resource consumption | | |
| -Fossil fuels (energy) | MJ (energy), | |
| -Mineral resources | 1/resource reserve (mineral) | |
| -Biotic resources | 1/resource reserve (mineral) | |
| Waste | | TRACI [‡] (US EPA, USA) |
| Niose | | |
| Climate change | CO ₂ -eq. | |
| Ozone depletion | CFC11-eq. | |
| Human toxicity | | |
| -cancer | benzene-eq (cancer), toluene-eq (noncancer), | |
| -noncancer | | |
| -criteria pollutants | DALYs (Caltox model) | |
| smog formation | g NO _x -eq./m | |
| Acidification | H+moles-eq. | |
| eutrophication (aquatic) | N-eq. | |
| Ecotoxicity | 2,4-dichlorophenoxyacetic acid | |
| fossil feul use | | |

Source: [†] Brentrup et al., 2001, [‡] ILCD handbook (EC, JRC, 2010b).

기준)을 정하고, 전세계 범용의 특성화계수 (온난화지수)를 적용하여 지구온난화 영향범주의 특성화값을 구한다. 무생물자원 영향범주는 자원고갈이나 국내매장량과 종류가 매우 한정되어 있고, 전 세계 자원의 종류와

매장량 등의 편차가 매우 심하여 환경영향을 평가할 때 어느 한 지역을 기준으로 평가하면 편중된 값이 적용될 수 있다. 그러므로 세계 범용값을 사용하는 것이 적합하다고 판단된다. 그러나 독성영향, 부영양화, 산성화 영

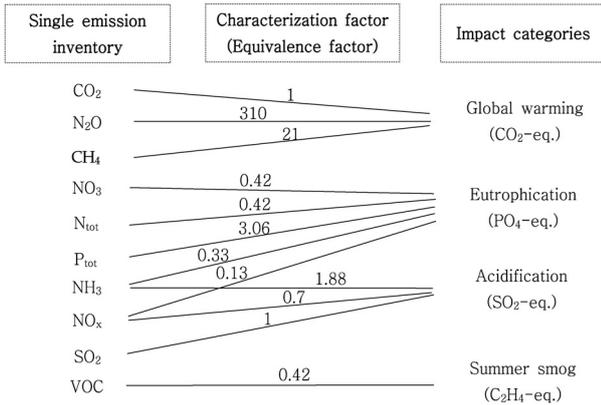


Fig. 3. Aggregation (classification and characterization) of emissions by the Eco-indicator 95 method (Brentrup et al., 2001).

Table 3. Scale on environmental effect of impact categories.

| Environmental effect | Impact category |
|----------------------|--|
| Global | - Resource depletion |
| | - Global warming |
| | - Ozone depletion |
| Continental/Regional | - Human toxicity |
| | - Ecotoxicity |
| | - Acid-oxidant Formulation |
| | - Eutrophication |
| Local | - Odour |
| | - Noise |
| | - Occupational health |
| | - Solid waste(Municipal & Hazardous waste) |
| | - Dispersion of heat |

Source: Shin, 2008.

항범주들은 지역 환경조건에 따라 환경효과의 차이가 크고 이들의 영향이 미치는 범위가 지역적인 한계가 있으므로 인벤토리 데이터수집과 특성화 모델을 적용할 때 대상지역에서 도출된 한정된 특성화 계수를 사용해야 한다. 그러나 현재 우리나라에서 사용되는 특성화계수와 특성화 방법은 주로 유럽대륙이나 네덜란드를 기준으로 한 모델이 적용되고 있다 (Table 3). 그러므로 좀더 정교한 평가를 위하여 국내 농업환경을 기준으로 하는 특성화 계수의 개발이 필요하다. 다음 단계인 정규화 값의 적용에도 이와 같은 환경효과와 지리적 경계의 개념이 요구된다.

정규화는 각 특성화된 영향범주 값의 상대적 중요성 혹은 지표결과의 규모에 대하여 보다 깊이 있는 해석을 얻기 위하여 수행한다. 즉, 각기 다른 단위값을 갖는 영향범주 값을 일정 지역 및 시간간의 총 환경부하량, 인구수, GNP 등의 공동단위로 나누어 단위를 없게 만들어 환경에 대한 영향범주간 상대적 기여도 (순위)를 평가한다.

정규화값을 구할 때, 환경부하량을 기준값으로 나누어 영향범주들의 기여도를 평가하려면, 기준지역(평가지역)의 환경부하량에 대한 자료가 필요하다. 유럽의 경우 매년 유럽지역 및 각 국가별 총환경부하량을 발표하여 전과정평가에 이용하고 있다. 그러나 국내의 경우에는 환경부 등 몇몇 기관에서 일부 오염물질에 대해서만 오염물질 배출량을 발표하고 있으므로, 국내 발생 총 환경부하량을 구할 수 없다 (Chung et al., 1997). 그러므로 보다 정확한 정규화값 (기준값)을 대입하려면 부영양화, 산성화, 생태독성과 같은 지역적 환경특성(지리적 경계)가 결과값에 큰 영향을 주는 영향범주들은, 특성화 계수의 산정에서와 같이 정규화 계수를 구할 때도 국내의 수집자료를 사용하여야 한다. 그러나 현재 국내자료가 부족하므로 기존 국외 정규화값에 대한 민감도 분석을 수행하여 사용하는 방법이 현실적으로 가능할 것으로 판단된다.

가중화는 특성화 결과 혹은 정규화 결과에 순위 (중요도)를 부여하는 과정으로, 분석된 지표결과(목록분석 결과 혹은 특성화값)를 기준이 되는 가중치로 나누어 지표결과에 대한 상대값을 만든다. 즉, 각 영향범주에 특정 가중화계수를 곱하여 영향범주들에 상대적 중요도를 반영시킨다. 여기서 가중치는 과학적 전문 견해뿐 아니라 정치적 견해 등 다른 가치에 대한 평가도 포함될 수 있다 (EC JRC, 2010 a). 가중화 방법은 여러 가지가 있다. 그 중 Delphi-like 방법은 정량적인 방법으로 환경영향에 관한 의견을 전문가 그룹에게 자문을 구하고, 자문을 받은 전문가들은 영향범주간의 상대적인 중요도를 평가하여 임의의 수치 (1-10 또는 1-100)로 제시한다. 수치가 클수록 환경에 대한 영향이 크다 (Noh et al., 1997). 또한 교토환경선언 (UN-FCCC, 1998)과 같은 권위있는 환경목표 수준을 기준으로 특정시간이나 지역에 대한 환경부하 정도를 비교하는 '목표까지의 거리 (distance-to-target)' 원칙을 적용하는 가중화 방법이 있다. 여기서 기준가치로 설정된 교토환경선언의 경우 환경문제에 대한 사회적, 경제적, 과학적 관점과 정책적 제안의 성격을 갖는 가치기준이다 (Brentrup et al., 2004). 이처럼 가중화 단계는 가치선택의 문제로 평가자의 가치판단이 큰 영향을 주므로 자연과학을 근거로 한 평가로 보기 힘들다.

전과정 영향평가는 LCA 소프트웨어로 수행하기 때문에 영향평가단계별(분류화, 특성화, 정규화, 가중화)로 영향평가 모델을 임의적으로 선택하거나, 방법론의 구성을 임의적 구축하기에 구조적으로 한계가 많다.

해석 (Interpretation)

해석은 목록분석이나 영향평가 혹은 양쪽 모두의 결

과를 좀더 쉽게 이해할 수 있도록 도출된 결과로부터 중요한 환경 이슈를 식별, 분석, 보고하고 결론과 한계, 권고안 등을 작성하는 전과정평가의 마지막 단계이다. 도출된 결과들의 투명성과 신뢰성 재고를 위하여 완전성 검사, 일관성 검사, 민감도 검사 등이 제안된다.

완전성 검사 (Completeness check)는 목록분석과 영향평가단계에서 도출된 정보가 정해진 목적과 범위에 포함되어 환경이슈가 도출되었는가를 점검하고 판단한다. 만약 특정 데이터가 제외되었거나 불완전하면, 연구 목적 및 범위에 부합여부에 따라 재평가 여부를 파악해야 한다.

일관성 검사 (Consistency check)는 전과정평가에 사용된 방법, 절차, 데이터 처리가 일관성 있게 수행되었는지를 점검하는 과정이다. 지역적 또는 시간적 구분의 일관성 및 할당원칙과 시스템경계의 일관성, 가중치부여의 일관성, 가치판단 체계와 부합여부 등을 점검한다.

민감도 검사 (Sensitivity check)는 다른 단계 (목록 분석 및 영향평가)에서 수행되었던 민감도분석과 불확실성 분석의 결과를 검토하여 투입된 데이터 값을 바꿀 경우 결과에 미치는 정도를 평가한다 (한국환경정책·평가연구원, 2000). 연구목적 및 범위 단계에서 수행되는 민감도 분석은 목적 및 범위 선택의 적정성과 한계를 검토하고, 전과정 목록분석 단계에 사용된 원자료의 통계적 불확실성 때문에 발생하는 편차와 인벤토리 목록 결과 값의 정확성 등을 검토한다. 이 때 몬테카를로 시뮬레이션 (Monte Carlo simulation)의 불확실성 계산 모델링이나, 시나리오 분석 방법을 수행하여 사용가능한 변수와 데이터의 변이 범위를 추측할 수 있다. 전과정 영향평가 단계의 민감도 분석은 해석과 결론에 기초가 되는 영향평가 결과의 정확도를 검토하기 위하여 수행된다. 여기서는 영향범주들에 적용되는 부하물질들의 환경영향 경로 모델을 반영하는 특성화 계수들의 변이범위나 특성화계수 계산에 적용된 물질 데이터 등을 검토한다. 검토방법은 사용 가능한 다른 LCIA 방법을 적용한 시나리오 분석으로 민감도를 분석하는 것이다 (EC JRC, 2010a).

이 밖에 데이터 품질평가 (Data quality assessment) 및 불확실성 분석이 추가로 고려될 수 있다. 데이터 품질 평가에서는 수집된 데이터의 전반적인 사항을 검토하는데, 주로 정성적인 기법이 사용되며 데이터 품질 지수 (Data quality indicator; DQI)가 많이 사용되고 있다. 불확실성 분석의 종류는 데이터 불확실성이 결과에 미치는 영향을 정량화하기 위하여 수학적 변수를 추정하는 전통 통계기법 (Classical statistics)과 몬테카를로 시뮬레이션 (Monte Carlo simulation)이나 라틴 하이퍼큐브 시뮬레이션 (Latin Hypercube simulation)

등의 확률론적 모델링 기법 (Stochastic modeling), 그리고 비전통적 통계기법 (Non-traditional methods) 등이 있다 (Ahn, 2005).

선명하고 명확한 전과정평가의 결과 도출을 위하여 다양한 민감도 및 불확실성 분석 기법이 제안되고 있으나, 실제 LCA 수행 중 불확실성 분석은 적극적으로 활용되고 있지 않다. 우리나라와 해외학술지 및 보고서에 발표된 30개의 LCA 수행결과 중 약 53%는 불확실성 분석을 수행하지 않았으며, 주로 데이터 품질분석에 대한 수행이 주를 이루고, 민감도분석이나 확률적 모델링 분석은 매우 제한적으로 수행되었다 (Ahn, 2005).

제한사항 및 개선점

일부 LCA 평가항목들에 대한 기반 조성이 국내에서도 진행되고 있으나, 이용 가능한 자료의 구축이 농업분야에서는 많이 미흡한 실정이다. 농업분야에 적용하는 전과정평가 방법론을 구축할 때 제기되는 문제점과 개선점을 살펴보았다. 앞으로 시스템경계와 범위에서 제외된 수송과 작물잔사에 대한 추가 연구가 필요하다고 판단되었다. 수송은 농작업 중 농기계의 이동거리와 포장까지의 이동거리, 수확 후 수매시설까지의 각 지역별 이동거리 등의 체계적인 운송거리의 분석과 모델의 개발이 필요하다. 상추생산의 경우 작물의 잔사물이 거의 존재하지 않으므로 평가범위에 제외되었으나, 작물잔사의 이용이 많은 농작물의 경우 잔물잔사의 투입과 할당에 대한 연구가 필요할 것으로 판단되었다.

LCI DB의 경우 국가 공식 통계자료를 사용하여 구축되어야 하는데, 이를 위해서는 농자재 및 농약과 비료, 농기계 등 농업분야 관련 국가 LCI 자료 구축이 필요하며, 현재 농진청에서 농업분야 LCI 구축작업이 진행 중이다. 그러므로 현 시점에서는 국내자료를 대체할 수 있는 국외자료 사용과 이에 대한 민감도 분석이 대안으로 제시되고 있다.

현재 전과정 영향평가를 수행하는 LCA 소프트웨어는 국내에 개발된 것이 있으나, 환경영향을 평가하는 모델과 방법론들은 기존 해외의 모델과 방법론들이 적용되고 있다. 따라서 배출계수나 특성화, 정규화 값의 국내 값 산정이 필요하며, 농업환경에 있어 주요인자인 비료 및 농약에 대한 LCI/DB 구축 및 환경영향평가와 이를 위한 국내 비료 및 농약 등의 거동 모델링 및 방법론 개발이 요구된다. 이와 더불어 국내 농업 시스템을 반영한 기타 농자재, 농기계 및 농업 기반시설에 대한 LCI D/B 구축과 환경영향평가 역시 수행되어야 할 것이다.

상추생산 및 기타 작물생산체계에서는 부산물이나 중

간물질의 생성이 거의 없으나, 작물잔사 등의 재투입이 이루어질 경우 폐기물과 투입물간의 할당작업이 고려되어야 한다. 특히 농업의 전과정평가에서는 자연공정이 포함되어 질량보존의 법칙이 성립되지 않으므로 투입물과 산출물간의 물질수지를 맞출 수 있는 농업여건에 알맞는 할당적용 방법이 논의되어야 할 것으로 판단되었다.

요 약

기후변화협약과 탄소배출권문제 등 환경에 관한 관심과 규제 등이 국제적 주요 관심 사항이 되고 있는 상황에서 농업생산에 대한 환경영향평가의 필요성이 대두되고 있다. 현재 우리나라는 환경부에서 시행하는 탄소성적표지제도 도입에서 농업분야의 LCI (Life Cycle Inventory) database 부재를 이유로 1차 농산물을 대상에서 제외하고 있다. 따라서 농산물 탄소성적표지제도 도입을 위한 농업분야 LCI database에 대한 연구와 구축이 시급한 실정이다. 따라서 본 연구는 농업생산체계에 대한 LCA 적용을 위하여 시설상추를 대상으로 LCI 구축과 LICA 수행을 위한 방법론을 고찰하였다.

LCA의 방법론은 ISO 14040 규격에 의거하여 연구 목적 및 범위, LCI분석(전과정 목록분석), LCIA(전과정 영향평가), 해석의 단계로 구성되었다. 연구 목적은 시설상추재배체계에 대한 LCA 방법론 적용이며, 기능단위는 상추 1 kg 생산으로 하였다. LCI 구축을 위한 영농 투입물과 산출물에 대한 데이터 수집은 농진청의 농축산물 소득자료를 중심으로 관련 통계, 문헌자료를 통하여 수집하였다. LCI 구축을 위한 자료 수집결과 상추를 재배할 때 투입되는 물질 중 유기질 비료와 무기질 비료의 사용과, 식물보호제의 투입이 주요배출인자로 분석되었다. 농업활동으로 배출되는 주요 환경부하물질은 비료가 사용된 토양으로부터 대기로 발생하는 N_2O 와 수계로 배출되는 NO_3^- , PO_4^- 과 농약잔류물질로부터 발생하는 유기화합물질, 농기계에 쓰이는 화석연료 연소에 의한 대기오염물질 등 이었다. LCIA는 해외의 LCA 방법론과 LCA 적용사례를 조사하여 농업분야 LCIA 방법론에 대하여 고찰하였다. LCIA는 분류화, 특성화, 정규화(일반화), 가중화의 4단계로 이루어지며, 이 중 분류화와 특성화는 의무절차이고, 정규화와 가중화는 선택사항이다. 해석단계는 LCI 분석결과와 LCIA 결과에 대하여 검증하고, 결과로부터 도출된 환경적 문제점과 개선안 등을 제시한다. LCA 수행에 사용하는 국내 소프트웨어는 지경부와 환경부에서 개발하여 보급하고 있는 'PASS'와 'TOTAL'이다. 그러나 국내 프로그램에 적용되고 있는 환경영향평가 모델은 국외에서 개발한 기존모델들이다. 그러므로

보다 정확한 농업분야 LCA 분석이 가능하도록 추후 국내 농업환경에 적합한 영향평가 모델 및 특성화, 일반화, 가중화 계수의 선정 등이 이루어져야 할 것이다.

인 용 문 헌

- 국립농산물품질관리원. 2006. 주요작물 지역별 재배동향. p.44.
- 농림수산식품부. 2009. 2008 시설채소 온실현황 및 채소류 생산실적. p.7-9.
- 농촌진흥청. 2008. 2007 농축산물소득자료집, 농업경영연구보고 제 123호. p.23.
- 농촌진흥청. 2009. 2008 농축산물소득자료집, 농업경영연구보고 제123호. p.113.
- 한국환경정책·평가연구원. 2000. 화학산업체의 청정생산 실행기법 및 활성화 방안 연구. 연구보고서 KEI/2000. p.146, 152-153.
- 환경부 환경관리공단. 2008. 국가 온실가스 인벤토리 작성을 위한 2006 IPCC 가이드라인 제4권. p.1, 15.
- Ahn, S.J. 2005. Stochastic analysis for uncertainty of life cycle assessment with Monte-Carlo simulation. master's thesis, University of Ajou, Korea. p.7-9, 29-30.
- Blengini G.A. and M. Busto. 2009. The Life Cycle of rice: LCA of alternative agri-food chain management system in Vercelli (Italy). Journal of Environmental Management. 90:1512-1522.
- Brentrup F., J. Kusters, H. Kuhlmann, and J. Lammel. 2001. Application of the life cycle assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilizers, European journal of agronomy. 14:221-233.
- Brentrup F., J. Kusters, J. Lammel, P. Barraclough, and H. Kuhlmann. 2003. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology. II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. Europ. J. Agronomy 20:265-279.
- Brentrup, F., J. Kusters, H. Kuhlmann, and J. Lammel. 2004. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. Europe. J. Agronomy. 20: 247-264.
- Cederberg, C. and B. Mattsson. 2000. Life cycle assessment of milk production - a comparison of conventional and organic farming. Journal of Cleaner Production. 8(1):49, 60.
- Chung Y.H., S.D. Kim, J.H. Moon, and K.M. Lee. 1997. Determination of the Korean Normalization Scores for the life cycle assessment. J. of Korea society of environmental engineers. 19:269-279.

- Cowell, S.J. and R. Clift. 2000. A methodology for assessing soil quantity and quality in life cycle assessment. *Journal of cleaner production*. 8:321-331.
- de Boer, I.J.M. 2003. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livestock Production Science*. 80:69-77.
- EC, JRC (European Commission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability). 2010a. ILCD (International Reference Life Cycle Data System) handbook, General guide for Life Cycle Assessment-Detailed guidance. p.109-114, 295-197.
- EC, JRC (European Commission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability). 2010b. ILCD Handbook: Analysis of existing environmental impact methodologies for use life cycle assessment. p.11, 73-94.
- Haas, G., F. Wetterich, and U. Köpke. 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83:43-53.
- Hanegraaf, M.C., E.E. Biewinga, and G. van der Bul. 1998. Assessing the ecological and economic sustainability of energy crops. *Biomass and Bioenergy*. 15:345-355.
- Maeng, S.J., S.H. Yoon, and D.H. Lee. 1999. A consideration on the development of the impact assessment methodology in LCA. *Korean J. of LCA* 1:27-32.
- Noh, J.S., K.M. Lee, and S.D. Kim. 1997. Methodology for the key issue identification in life cycle assessment. *J of KSSEE*. 19:1233-1244.
- Shin, S.M. 2008. Life cycle assessment and improvement of green-roof considering materials for maintenance. master's thesis, KAIST, Korea. p.40-41.