기본연구 2000-03

수산부문의 지속가능성 지표개발에 관한 연구

2000. 11

표희동, 장학봉

KMI 한국해양수산개발원
KOREA MARITIME INSTITUTE

목 차

표 목 차

그 림 목 차

〈요 약〉

1. 최근 국제기구들을 중심으로 지속가능한 개발(sustainable development)을 측정하고 평가할 수 있는 지표(Indicators) 개발에 대한 논의가 활발하다. 지표는 의사소통의 수단이 되며, 관리의 투명성과 효율성을 제고시키고 책임의식을 제고시키는 기능을 수행할 뿐만 아니라 일종의 관리수단 역할을 한다. 1990년대 중반 이후 OECD, UN, FAO 등 국제기구들은 환경, 자원분야 등에서 새로운 패러다임으로 등장한 '지속가능한 개발' 개념의 실천적 관리수단의 하나로 이를 측정하고 평가할 수 있는 지표를 개발하기 위해 노력을 집중하고 있다.

2. 본 연구는 제1부의 '영문보고서'에서와 달리 국내 독자들의 지속가능한 개발에 대한 전반적인 이해를 돕기 위해 지속가능한 개발에 대한 개념과 국내외적인 동향을 자세하게 소개하였다. 그리고 FAO와 OECD 등에서 지금까지 개발해 온 수산부문의 지속가능성 지표의 틀과 구체적 항목들을 체계적으로 검토함으로써 본 연구의 방향과 범위를 설정하는 기준으로 삼았다. 또한, 우리나라의 수산업통계의 지속가능성 지표로의 활용잠재성과 문제점 등을 파악하고, 대표적 지속가능성 지표라고 할 수 있는 최대지속가능어획량(Maximum Sustainable Yield : MSY), 경제적 최대생산량(Maximum Economic Yield : MEY), 자유어업 균형량(Open Access Equilibrium: OAE) 및 동태적 MEY에 대한 다양한 생경제모델의 이론적 틀과 도출과정을 소개하였고, 이 모델들을 이용하여 우리나라의 연근해 어종 중 6개 어종 (멸치, 오징어, 정어리, 전갱이, 고등어 및 삼치)의 지속가능성 지표를 추정하였다. 이와 같은 생경제모델을 이용한 실증분석은 지속가능성 지표개발뿐만 아니라 다가오는 총허용어획량(Total Allowable Catch : TAC) 제도의 도입에 대비한 비용효과적(cost-effective) 접근방법으로 활용할 수 있을 것으로 기대된다.

3. 지속가능한 개발 (또는 지속적 발전) 개념이 태동한 것은 1970년대라고 할 수 있으나 본격화되기 시작한 것은 1992년 브라질의 리우환경

회의 이후라고 할 수 있으며, 이제는 환경, 농림, 어업 등 많은 분야에서 새로운 패러다임으로 자리잡고 있다. 지속가능한 개발 개념은 여러 가지로 정의되고 있으나 가장 보편적으로 인용되고 있는 것은 1987년 세계환경개발기구의 보고서, 일명「Brundtland 보고서」에 나타난 정의일 것이다. 이 보고서에서는 '지속가능한 개발'을 '미래 세대의 욕구를 훼손하지 않으면서 현 세대의 욕구를 충족시킬 수 있는 개발'로 정의하고 있다. 지속가능한 개발의 중심적 개념은 미래 세대에 대한 고려와 생산중심이 아닌 복지중심의 개발에 있다고 할 수 있다.

4. 수산부문의 지속가능한 개발지표에 대한 논의는 OECD와 FAO 그리고 UN을 중심으로 진행되고 있는데, 아직 세계적으로도 시작단계에 있다고 할 수 있다. OECD와 FAO 등은 전문가 집단을 활용하여 개발한 기본 틀을 제시하고 있으며 이에 대한 각 국의 의견을 수집중에 있다.

5. 지표는 두 개 이상의 변수(또는 통계, 값)간의 관계에 의해 구성되므로 좋은 지표가 개발되기 위해서는 그 기반이 되는 통계나 자료가 잘 작성되어 있어야 한다. 아무리 좋은 지표가 개발되더라도 지표를 구성하는 단위가 되는 통계나 자료가 생산, 작성되지 않으면 지표의 실효성이 사라지게 된다. 즉 통계나 자료는 지표산업의 인프라에 해당되는 것이다.

6. 따라서 본 연구는 먼저 이러한 세계적인 추세 속에서 우리나라 수산업 부문에서 어떠한 지표가 개발되고 있는지, 지표산업의 인프라에 해당되는 수산부문 통계와 자료는 양적으로 질적으로 어떠한 위치에 있는지, 현재의 지표는 FAO 등이 추진하고 있는 지속가능한 개발 지표에 어느 정도 근접되어 있는지를 살펴봄으로써 앞으로 우리나라 수산부문이 지속적 개발이라는 대명제를 지표를 통하여 평가할 수 있는 여건을 갖추고 있는가를 살펴보았다. 효율적인 지표는 지속적 개발과 같은 정책목표를 달성하는 데 필요한 의미있는 정보를 전달해야 하며, 비용이 많이 들지 않고 사용이 간편할수록, 그리고 지표의 통합이 용이할수록 좋은 지표가 된다.

7. 수산부문의 지속가능한 개발은 OECD와 FAO 등에 의해서 주도되고 있다. 지속가능한 개발 개념에 대한 개념이 아직 통합되어 있지 못하고 따라서 실천적 방안이 다르기 때문에 접근하는 틀도 다르다. 현재

지속가능한 개발 지표에 대한 틀(framework)은 몇 가지로 제시되고 있는데, 각각 장단점을 지니고 있어 아직 대표적인 틀이 정립되어 있지 못한 상태이다. 어떠한 틀을 적용하느냐 하는 것은 지표개발의 목적, 통계자료의 존재 여부, 개발비용 등에 의해서 좌우될 것이다.

8. OECD는 PSR(Pressure-State-Response)이라는 틀을 사용하고 있다. 이것은 인간의 환경에 대한 압박(pressure)이 환경의 상태(state of the environment)를 변화시켜 사회가 환경정책, 일반경제정책 또는 부문정책을 통하여 반응(societal response)하게 되며, 그리하여 이러한 반응이 인간활동에 의한 압박에 대해서 피드백 고리를 형성한다는 원리이다. UN에서는 DSR (Driving Force - State - Response) 틀을 사용하고 있다. 여기에서 Driving Force는 지속적인 개발에 영향을 미치는 인간의 활동(activities)이나 과정(processes) 또는 방식(pattern)을 의미하며, State는 지속가능한 개발의 상태, 그리고 Response는 지속가능한 개발의 변화에 대한 정책대안 및 기타 반응을 의미한다.

9. FAO는 UN-DPCSD의 것을 기본 틀로 수용하면서, 지속가능한 개발 개념을 보다 일반적인 개념으로 정의하고 있다. 특히 수산부문에서 FAO는 수산업의 지속적 개발을 위해 SDRC(Sustainable Development Reference System)를 제안하고 있다. FAO의 기본 틀은 지속가능한 개발의 성과와 진전을 측정하는 데에 일차적 목적을 두고 생태적, 사회적, 경제적 그리고 제도적 목표(기준치)들을 포함하는 광범위한 지표들을 포함하고 있는데, 이는 지속가능발전 달성을 위한 전략을 검토하는 유인도 제공할 수 있도록 고안되어 있다. FAO의 기준 틀은 기존의 지표와 통계작성방법이 그대로 이용될 수 있고 개별국가들이 가장 쉽게 이해하고 적용할 수 있는 장점을 지니지만 통합된 지표나 지수개발이 어렵다는 단점을 지니고 있다. FAO는 일반적으로 수산업에 있어서 지속가능성 지표로 생태, 경제, 사회 및 관리의 네 가지 차원에서 판단기준과 그에 의거한 지표들을 체계화하는 작업을 수행하고 있다.

10. 우리나라 수산부문에서는 불과 몇 종류의 지표만 작성되고 있다. 우리나라의 어업지표산업은 초기단계에 있다고 할 수 있다. 우리나라의 어업통계 및 지표산업의 문제를 정리하면 다음과 같다. 첫째, 수산업

의 경제적, 사회적 부문에서 충분한 통계가 수집됨에도 불구하고, 지표를 만들려는 노력이 거의 없었다. 예를 들어, 동물성단백질에 대한 수산물단백질의 기여도는 국민의 건강과 영양학적인 측면에서 어업의 중요성을 반영할 수 있다. 둘째, 생물학적, 생태적 자료와 통계가 매우 빈약한 상태에 있다. 이들 자료 및 통계는 어업에서 지속적 발전을 파악할 수 있는 지표를 개발하는 데 매우 중요하다. 특히, 서식지에 대한 어구의 영향, 생물다양성(종), 어획된 지역에서의 어업압력 등과 같은 생태적 자료는 만들어지지 않고 있다. 셋째, 통계기관의 지정에 관련한 문제이다. 우리나라 수산부문의 지정통계기관은 수산부문 내부에서는 단지 해양수산부와 수산업협동조합뿐이며 이들도 공식적인 통계를 작성하는 데 있어서 극히 제한된 역할만을 수행하고 있을 뿐이다. 어업은 그 활동 대부분이 연속적으로 이루어지므로 아주 특별한 전문지식을 필요로 한다. 더군다나 지속적인 발전의 개념은 어업의 생물적, 생태적 특성과 깊게 연관되어 있어서 더욱 더 특별한 전문지식이 요구된다. 따라서, 많은 생태적 자료와 정보를 얻기 위해서는 국립수산진흥원을 포함한 어업과 관련있는 기관들이 통계법에 규정된 통계작성기관으로 지정될 필요가 있다. 넷째, 현재의 지표들은 사전적(ex ante)이라기 보다는 사후적(ex post)이다. 즉 현재의 지표들은 무엇이 일어났는가는 알려주고 있지만, 앞으로 어떻게 될 것인가는 알려주지 못한다. 즉 우리에게 미래를 말해주지 않는다. 지속적 개발은 미래지향적인 개념이기 때문에 현재의 지표들은 이러한 관점에서 한계를 지닌다. 이 문제는 우리나라에 해당되는 문제일 뿐만 아니라 향후 수산부문의 지속적 발전 지표를 개발하려는 국제사회 전체가 안고 있는 과제라고 할 수 있다. 마지막으로, 현재의 지표들 중 상당수가 지속적 발전을 측정할 수 있는 지표들이 아니라 단지 지속적 발전 지표의 투입자료(input data)로서 유용한 것이 많다.

11. 우리나라의 대표적인 지속가능성 경제지표를 개발하기 위해 6개 어종(단일어종의 어업에 해당하는 오징어와 멸치, TAC제도의 도입을 위해 선정평가된 전갱이, 정어리, 고등어 및 삼치)에 대한 MSY, MEY, OAE 및 동태적 MEY가 추정되었다. 생경제모델의 보다 체계적인 이해를 돕기 위하여 로지스틱 성장함수모델인 Schaefer, Schnute 및

Walters and Hilborn모델과 지수성장함수모델인 Fox 와 CYP모델의 수학적 도출과정을 자세히 언급하였다. 이와 같은 모델 중에서 평가하고자 하는 어종들에 대한 적합한 모델을 선택하기 위하여 6개 어종에 대한 30년 정도의 어획노력량과 어획량자료를 이용하였다.

12. 균형모델의 가장 보편적인 형태인 잉여생산모델은 주어진 어획노력수준에서 장기적인 지속가능한 생산량을 제시한다. 잉여생산모델은 자원량의 성장함수의 가정에 따라 다르게 형성되는데, 잉여생산모델의 근간이 되는 어자원량의 성장모델은 Schaefer(1954, 1957)에 의해 개발된 전통적인 로지스틱 성장모델(logistic growth model)과 Fox(1970)에 의해 개발된 지수성장모델(exponential growth model)로 구분된다. 본문의 〈그림 6-2〉에서 보는 바와 같이 로지스틱 모델은 환경처리능력(environmental carrying capacity: k)의 절반수준($k/2$)에서 자원량의 최대성장이 이루어진다. $k/2$에서 자원량의 최대성장을 나타내는 포물곡선의 로지스틱 모델과 달리 지수성장모델은 Gompertz 성장함수에 기반을 둔 것으로서, 로지스틱 곡선보다 더 낮은 수준의 바이오매스(biomass)에서 최대성장을 나타낸다. 여기서 자원량의 최대성장은 어업의 MSY와 같기 때문에 자원량의 감소없이 어획될 수 있는 최대수준이다. 따라서 어획노력과 어획량의 지속가능한 수준 사이의 관계, 즉 MSY는 이 자원량의 성장모델로부터 도출될 수 있다.

1) 로지스틱 성장모델: $G_y = rB_y(1 - B_y/k)$

2) 지수성장모델: $G = rB\ln(k/B)$

(여기서, G_y : 성장률, B_y : 바이오매스, r : 본질적 성장률, k : 환경처리능력)

13. 기본적인 어획량과 어획노력량 자료가 주어지면 단위어획노력당 어획량(CPUE)과 이에 대한 노력량수준은 추정될 수 있다. 본 연구에서 이용된 로지스틱 성장모델(Schaefer model, Schnute model 및 Walters and Hilborn model)과 지수성장모델(Fox model과 Clarke, Yoshimoto and Pooley(이하 CYP이라 함) model)은 다음과 같다.

1) Schaefer model: $\frac{\overline{U_{t+1}} - \overline{U_{t-1}}}{2\overline{U_t}} = r - \frac{r}{qk}\overline{U_t} - q\overline{E}$

2) Schnute model:

$$\ln\left[\frac{\overline{U_{n+1}}}{\overline{U_n}}\right] = r - \frac{r}{qk}\left[\frac{\overline{U_t} + \overline{U_{t+1}}}{2}\right] - q\left[\frac{\overline{E_t} + \overline{E_{t+1}}}{2}\right]$$

3)Walters and Hilborn model: $\frac{\overline{U_{y+1}}}{\overline{U_t}} - 1 = r - \frac{r}{qk}\overline{U_t} - qE_t$

4) Fox model: $\frac{\overline{U_{t+1}} - \overline{U_{t-1}}}{2\overline{U_t}} = r\ln(qk) - r\ln(\overline{U_t}) - q\overline{E_t}$

5) CYP model:

$$\ln(\overline{U_{t+1}}) = \frac{2r}{2+r}\ln(qk) + \frac{2-r}{2+r}\ln(\overline{U_t}) - \frac{q}{2+r}(\overline{E_t} + \overline{E_{t+1}})$$

여기서, U_t = t**년도의** CPUE, q = **어획가능계수**

14. **잉여생산모델의 개발에서의 암시적 가정은 미래의 부의 가치는 현재의 부의 가치와 같다는 가치의 시간적 흐름을 고려하지 않은 것이다. 마찬가지로, 어획량에 대한 최적의 장기적인 수준은 할인율에 의해 영향을 받을 수 있다. 이와 같이 할인율을 고려하면서 장기적 지대를 극대화하는 균형생산량을 동태적** MEY (DMEY)**라고 일컫는다**(Pascoe, 1997). DMEY**는** MEY**보다 더 높은 어획노력수준과 더 낮은 자원량밀도수준을 나타낸다. 그러나 어획수준은 자원량밀도수준에 따라** MEY **보다 더 높을 수도 있고, 더 낮을 수도 있다.**

1) **로지스틱함수에 의한** DMEY**의 최적 바이오매스크기** (B^*):

$$B^* = \frac{k}{4}\left[1 + \frac{v}{pqk} - \frac{\delta}{r}\right] + \sqrt{\left[1 + \frac{v}{pqk} - \frac{\delta}{r}\right]^2 + \frac{8v\delta}{rpqk}}$$

2) **지수함수에 의한** DMEY**의 최적 바이오매스크기** (B*):

$$\ln\left(\frac{k}{B^*}\right) = \left(1 + \frac{\delta}{r}\right)\left(1 - \frac{v/pq}{B^*}\right)$$

(**여기서**, δ = **할인율**, v= **단위노력당 한계비용**)

이와 같이 최적 스톡수준이 주어지면, 이 바이오매스 수준에서의 어획

노력수준, 어획량 및 지대이윤수준은 도출될 수 있다. 한편, 지수성장 모델에 따른 DMEY에서의 바이오매스를 결정하는 방정식은 지수모델의 MEY를 도출하는 방법과 같이 Excel의 목표값 찾기모델을 이용하거나 반복적 절차에 따라 추정하는 것이 필요하다.

15. 어가와 어업비용은 MSY를 제외한 MEY, OAE 및 동태적 MEY를 추정하는 데 있어서 주요한 자료이다. 본 연구의 실증분석에서는 인플레이션을 조정한 평균불변어가와 비용자료(1994년 1999년)를 이용하였다. MEY, OAE 및 동태적 MEY를 추정할 때 이용되는 단위당 비용은 어획노력당 한계비용(marginal cost of effort), $v = total\ cost/effort$이어야 한다. 그런데, 어획노력당 한계비용자료를 구하기란 쉬운 일이 아니다. 실제 통계자료에서 쉽게 구할 수 있는 자료는 단위어획량당 비용, $w = total\ cost/catch = total\ cost/(CPUE \times effort)$이다. 따라서 본 연구에서는 편의상 단위어획당 비용(w)을 이용한 단위노력당 한계비용, $v = w \times CPUE = wqB$을 적용한다.

16. 놀랍게도 CYP모델을 제외한 다른 모델들은 적합성과 신뢰도와 같은 통계적 기준을 만족하지 못하였다. 그 이유는 최근의 생경제분석 연구결과에서 자주 지적되는 바와 같이 CYP모델을 제외한 다른 모델들의 결함에 비해 CYP모델의 함수형태(functional form)는 이런 점을 보완한 최근의 모델이기 때문이다. 대체로 CYP모형은 적합성이 우수하고 6개 어종의 추정식은 모두 통계적으로 10%이내의 수준에서 유의성을 갖고 있었다. 그러나 1년생으로 본질적 성장률이 높은 오징어에 대한 CYP모델은 MSY, MEY, OAE, 동태적 MEY를 적절하게 설명하지 못하였다. 그 주된 이유는 오징어의 빠른 성장특성과 달리 본질적 성장률이 0.0716으로서 아주 낮게 나타났기 때문이다. 따라서 본 연구에서는 오징어의 본질적 성장률을 '1'로 하는 수정된 모델을 개발하였다. 이렇게 재구성된 모델을 이용한 지속가능성 지표들은 의미 있는 결과를 나타냈다. 실적자료 보완의 어려움으로 인하여 편의상 이 모델의 본질적 성장률을 '1'로 고정할 경우 오징어잡이 근해채낚기의 CYP모델은 다음과 같이 재구성될 수 있다.

$$\ln(\overline{U_t}) = \frac{2}{3}\ln(qk) - \frac{q}{3}(\overline{E_t} + \overline{E_{t+1}})$$

17. CYP모델의 추정된 방정식과 통계결과는 본문 〈표 6-3〉에 요약되어 있고, 추정식에 의한 CPUE와 실적자료를 비교할 때 〈그림 6-7〉 에 나타난 바와 같이 유사한 추이를 발견할 수 있다. 〈표 6-3〉 은 CYP모델에 의해 추정된 MSY의 적합성을 파악하기 위해서 참고적으로 장창익 외 (2000)에 의해 추정된 생물학적 모델 (ABC)의 MSY 및 실적자료의 평균 어획노력량과 어획량이 추가되었다. CYP 모델과 ABC모델의 MSY를 비교한 결과, 정어리를 제외한 전갱이, 고등어 및 삼치에 대한 두 모델의 결과치는 서로 유사함을 나타냈다. 구체적으로, CYP에 의한 전갱이, 고등어 및 삼치의 MSY는 각각 6,581톤, 164,586톤 및 11,608톤으로 추정되었고, 어획량의 평균 실적치는 각각 13,207톤, 121,775톤 및 15,744톤이고, ABC모델에 의한 어획량 추정치는 각각 5,000 13,000톤, 132,000 197,000톤 및 10,000 18,000톤으로서, 지속가능한 생산량을 위한 판단기준으로 이용될 수 있다. 다만, 정어리의 경우 CYP모델에 의해 추정된 MSY(129,000톤)가 ABC모델의 것(20,000 40,000톤) 보다 3~6.5배 정도 많다. 그러나 비록 정어리의 최근 어획실적이 10,000 44,000톤 사이로 급격하게 하락하고 있지만, CYP모델에 의한 추정치는 1983년 1990년의 정어리의 연간어획량실적(130,000 190,000톤)과는 비교가능함을 알 수 있다. 여기서 유의할 점은 정어리, 전갱이, 고등어 및 삼치 등의 어업은 대형선망어업 등 다양한 어업방법에 의해 어획될 뿐만 아니라, 하나의 어업방법 중에서도 다수어종이 어획되고 있다는 것이다. 따라서 보다 정교하고 지속가능한 생산량을 추정하기 위해서는 보다 복잡한 모델로 확대되어야 할 것이다.

18. 대부분의 CYP모델은 통계적 적합성과 유의성을 갖고 있지만, 이 모델 또한 상당히 파라미터에 민감한 것처럼 보인다. 이는 보다 안정된 모델이 개발되고 자료가 신중히 처리되어야 함을 의미한다. 특히 복수어업 (multispecies fisheries), 포식자와 먹이의 연쇄관계, 어류의 연령구조와 사망률과 같은 생물학적이고 기술적인 상호작용이 계산에 포함되어야 한다. 더욱이 가격과 비용, 기술적 변화와 어업투입의 적합한 함수와 같은 경제적 요소와 어획노력을 동시에 고려하는 것이 보다 바람직할 것이다.

19. 세계적으로 수산자원의 고갈이 진행됨에 따라 수산자원의 지속가능한 개발이 세계적인 과제가 되고 있으며, 나아가 OECD, UN, FAO 등 국제기관들은 각 연안국들이 어업의 지속가능한 개발을 위한 노력과 그 진행상황을 관찰하고 평가하며 나아가 장래를 예측하기 위한 지표의 개발에 관심을 기울이고 있어 이제 이에 대한 논의가 앞으로 활발히 진행될 것이다. 그러나 세계적으로도 지속적 발전의 실천적 개념이 통합되지 못한 상태에 있고 세계적인 수산부문의 구제기구들도 지속가능한 지표를 개발하기 위한 모델이 서로 상이한 실정에 있다. 그러나 이러한 과제는 가까운 장래에 해결될 수 있으리라 기대되며 문제는 지표개발의 인프라라 할 수 있는 자료와 통계가 양적으로나 질적으로 구축되어 있느냐 하는 점이다.

20. 수산업의 지속적 개발을 측정하기 위해서는 사회적 지표, 경제적 지표, 생태적 지표 및 제도적 측면에서의 지표가 구성되어야 하는데, 우리나라의 경우 사회적 지표 및 경제적 지표를 생산할 수 잇는 통계적 기반은 상당한 수준에 있는 것으로 나타났다. 그러나 생태적 지표의 구성요소로 투입될 수 있는 생태적 자료의 생산이 매우 취약한 상태에 있는 것으로 나타났다. 이를 보완하기 위해서는 현재 추진중에 있는 TAC제도가 더욱 본격적으로 도입되어야 할 것이며, 무엇보다 이들 자료를 생산하는 기관을 통계법에 의한 지정통계기관으로 지정하여 자료의 공신력과 규칙적이고 주기적인 생산이 이루어지도록 추진되어야 할 것이다. 또한 FAO, OECD 등 국제기구를 중심으로 추진되고 있는 지표개발에 대비하기 위해서는 우리나라의 실정과 여건에 적합한 지표를 개발하기 위한 연구가 본격적으로 이루어져야 할 것이다. 이러한 노력은 수산선진국으로서의 위상과 역할을 감당해야 하는 국제사회에서의 책임감 차원에서뿐만 아니라 우리나라의 지속가능한 수산업의 발전을 위해서도 시급히 서둘러야 할 것이다.

21. 끝으로, 본 연구는 방대한 양의 어업자료가 어떻게 보다 더 조직적으로 지속가능성 지표개발에 사용될 수 있고, 되어야 하는지를 분석하였다. 현재 우리나라는 OECD 회원국으로서의 국제적 노력에 동참하는 시작단계에 있다. 따라서 어업의 지속가능성 지표를 위한 체계적인 지침서를 개발하기 위해 앞으로 TAC제도를 포함한 폭넓은 연구가

이루어져야 할 것이다.

제 1장 서 론

전 세계가 1990년대 초까지 이용한 경제정책의 지표는 국민총생산(Gross National Products: GNP) 또는 국내총생산지표(Gross Domestic Products: GDP)이라고 할 수 있는데, GNP 또는 GDP는 주로 생산측면만을 중심으로 작성한 경제지표이다. 그러나 1992년 브라질의 리우정상회담에서는 환경보전과 경제발전을 동시에 고려한 지속가능한 개발 (Sustainable Development)의 개념을 본격적으로 논의하게 되었다.

한편 1987년 세계환경개발기구 (World Commission on Environment and Development : WECD)의 보고서에서는 지속가능한 개발을 '미래 세대의 욕구충족 능력을 훼손하지 않으면서 현 세대의 욕구를 충족시키는 개발'이라고 정의하였으며, 1988년 FAO에서는 이러한 지속가능한 개발의 정의를 보다 구체적으로 '현재와 미래 세대들의 지속되는 인간욕구 만족의 달성을 위한 제도상의 변화와 기술적인 지향, 그리고 기초천연자원의 보존과 관리'로 정의함으로써 환경적 · 기술적 · 경제적 · 사회적인 차원의 통합적 상호연계성에 초점을 맞추고 있다.

지속가능한 발전이 대두된 근본적인 이유는 생산중심의 정책보다는 후생이나 복지중심의 지표를 작성함으로써 보다 효율적인 정책을 수행하는데 있다. 또한 국민들의 환경에 대한 의식에도 변화가 나타나고 있다. 즉 일정 수준의 국민소득을 획득한 이후에는 소득의 증대에 따른 복지에 많은 관심을 두고 있는 것이 실증 분석[1]으로 입증되고 있다.

물론 1990년대 이전에도 복지지표의 개발에 관한 연구는 있었다. 1972년 Nordhaus와 Tobin(1972)은 경제후생지표(Measure of Economic Welfare: MEW)[2]를 소개하였으며, Zolotus는 1950 1977년 동안의 자료를 이용하여 미국의 경제복지부문 (Economic Aspects of Welfare : EAM)의 지표를 계산하였는데, 자연자원의 고갈과 환경오염방지를 위한 사적 비용을 고려한 최

1) 세계은행의 1992년 보고서, Krugman and Kruger(1995)의 연구 보고서는 대략 국민소득 8000불에서 10,000불 이후의 국가에서 이같은 현상이 있음을 입증했다.
2) Nordhaus와 Tobin의 경제후생지표는 1929 1965를 대상으로 한 소비중심의 경제지표이다.

초의 경제 지표이다. Zolotus의 연구는 Nordhaus와 Tobin의 연구와 상당히 유사하지만 공공의 건강과 교육비용을 포함하고 있다는 점에서 다르다.

한편 1989년에 Eisner는 가계서비스, 학생의 학교시간에 대한 기회비용 등을 포함한 총소득 회계시스템(Total Income System of Accounts)이라는 개념을 도입하였다. 흥미로운 것은 국방비용은 국민복지에 무관하다고 하여 GNP의 계산에서 제외해야 한다고 주장한 점이다.

1989년에 작성된 Daly와 Cobb의 지속적 경제복지지표는 Gini 계수와 유사한 개념이며, 그 연구결과에 의하면 미래에 대한 투자의 부족, 자연자원의 감소, 소득 불평등의 악화 등이 경제후생악화의 원인이 되었다고 주장하고 있다. Repetto (1989)는 자연자원의 고갈을 반영한 경제지표를 만들었으며, Daly and Cobb (1992)은 지속적 경제복지지표 (Index of Sustainable Economic Welfare: ISEW)라는 개념을 도입하여 환경오염비용을 포함한 교통혼잡비용, 건강과 교육을 위한 비용을 산출한 바 있다.

이러한 실증적 시도에도 불구하고 GDP/GNP는 아직도 전 세계적으로 가장 많이 사용되고 있다. 그러나 지금까지 쓰이는 GDP/GNP는 환경오염이나 자원의 남용으로 인한 사회·경제적 손실을 반영치 못함으로써 복지수준의 하락을 파악할 수 없는 취약점이 있다. 이 외에도 기존의 GDP/GNP는 시장에서 거래되지 않는 예컨대 가사활동이나 비경제적 가치를 반영하고 있지 못하며, 인적자원 등을 그 계산에서 제외시키고 있는 취약점이 있다. 이와 같은 GDP/GNP의 문제점을 해결하기 위한 방안으로 대두되고 있는 것이 'Green GDP' 개념이다. 즉 'Green GDP'는 환경악화나 자연자원의 변동을 비용으로 환산한 개념으로서 환경을 고려한 경제지표이다.

1990년대 들어서, 세계은행과 UN의 UNEP 및 UN 통계국은 기존 국민소득의 틀을 유지하면서 환경비용을 포함하는 통합환경-경제계정(System of Integrated Environmental and Economic Account : SEEA)을 마련하여 각국에서 채택하도록 권유하고 있다. 우리나라 한국환경기술개발원(1995)에서 최초로 작성한 「Green GDP」도 통합환경-경제계정을 이용하여 국민소득을 추정한 것인데, 이 방법에서는 환경계정을 고려하여 기존의 국민계정을 재편하여 자연자원 스톡(Stock) 및 비시장(non-market) 서비스와 환경피해를 경제적 가치로 환산하여 계산하였다.[3)]

---

3) 천연자원의 고갈에 대한 가치측정방법에는 다음과 같은 것이 있다. El Serafy는 Keyens의 사용자 비용과 비슷한 개념으로서 현재가치와 아주 유사한 개

일본의 경우 1973년에 순국민복지(Net National Welfare) 개념을 도입한 바 있으며, 비록 실용화 단계로 발전하지는 못하였지만 1995년에 일본 SEEA의 시산결과를 발표하였다. 한편 게이오 대학의 Kimio Uno교수도 삶의 질(Measure of Quality of Life : MQL)을 측정하는 지표를 개발하였는데 생활방식의 변화와 같은 사회적인 변수도 포함시키고 있으며 산업연관분석, 국민계정체계(System of National Accounts : SNA) 등과의 연계를 고려한 경제-환경의 의존관계를 분석할 수 있도록 하였다. 프랑스는 기존의 국민소득계정을 개편하여 자연자원과 환경통계를 체계적으로 정리한 물리적 단위 중심의 세습자연자원 계정(National Patrimony Accounts)을 만들고 있다. 그러나 계산방법의 복잡성, 방대한 자료의 필요, 계산기간의 장기화, 적정모델의 부재로 계속 보완중이다.

UN 이외에 OECD에서도 지표에 관한 논의는 활발하다. 1998년 OECD 장관회의에서는 지속가능한 발전지표(Sustainable Development Indicators) 개발을 OECD 국가들의 최우선과제로 선정하여 각 분야별 지속가능발전 지표개발에 착수하였다. 또한 1999년 수산분과위원회에서는 2000 2002년의 실무프로그램 일환으로 수산부문의 지속가능성 지표개발을 수행하도록 결정하였으며, 제1차 프로그램으로 2000년 말까지 수산부문의 사회적·경제적 지표를 개발하여 보고토록 하고 있다.[4] 수산업에서 논의하고 있는 지속개발의 개념은 유엔해양법협약(UNCLOS, 1982), 1995년 유엔협약(1995 United Nations Implementing Agreement on Straddling and Highly Migratory Stocks), 그리고 FAO(1995)의 책임어업 등에서 논의하는 것과 유사한 맥락으로서 지속적 개발의 목적을 수산물 어획 및 수산물 가공활동의 지속성 확보, 수산자원의 장기적 생명력(viability) 확보, 수산인력의 복지증진 및 건강한 해양생태계의 유지 및 보전에 두고 있다.

국제기구들을 중심으로 세부환경목표, 특히 정량적 목표치를 포함하는 규정제정이 확대되면서 새로운 환경지표에 대한 수요가 증가하고 있다. 예를 들면 유엔 지속개발위원회(UNCSD)는 「의제 21」(Agenda 21)에 기초

념이다. 캐나다의 Hartwick는 Hotelling의 rent 개념을 이용하여 천연자원의 고갈에 따른 사회적 비용을 추정하였으며, Repetto는 순현재가치(Net Price Method) 방법으로 추정하였다.

4) OECD 수산부문의 지속가능성 지표개발은 1994 1996년의 '지속가능한 어업의 방향'과 1997 1999년의 '책임어업으로의 전환'에 이은 사업임.

한 국가 이행보고서에 통계자료와 지표를 제시하도록 요구하고 있으며, 생물다양성협약의 교토의정서에 따라 당사국은 온실가스 배출량에 대한 규정을 이행하기 위해 계측작업을 진행중이다. 이처럼 새로운 환경지표는 정책결정 및 이행과정에서 천연자원과 환경을 적절히 반영하기 위한 수단으로 활발히 개발되어 오고 있다. 기존의 국민소득계정이 가지고 있는 문제점을 보완하기 위해서 거론되고 있는 Green GDP는 선진국을 중심으로 도입을 추진하고 있으며, 이러한 추세는 계속되리라 본다. 우리나라 정부도 Green GNP의 도입을 적극 추진하고 있으며, 이에 따라 앞으로 Green GDP에 대한 논의는 활발하게 진행될 것으로 보인다. 물론 Green GDP 추정에는 많은 점이 보완되어야 하나 가장 먼저 시행되어야할 것은 환경통계의 작성이라고 본다. 통계청은 환경통계 정비 및 개발에 대한 장단기 추진계획을 수립하여 시행하고 있으며 환경부도 환경정보시스템에 대한 연구를 시작하고 있다.

실용적인 면에서 UN이 주장하고 있는 방법은 기존의 국민계정체계를 이용하기 때문에 쉽게 Green GDP를 산출할 수 있으며, 환경오염의 발생이 생산과 밀접한 관계에 있다는 점을 고려할 때 생산측면과 환경을 연계시킨다는 장점이 있다. 그러나 스톡개념인 국부통계조사와 플로우개념인 국민소득통계를 연결시키는 국민대차대조표의 작성을 통해서 실물자산(physical capital)을 포함한 광범위한 국부의 자산을 작성하여야 한다. 또한 비시장적 환경서비스의 가치를 측정할 수 있는 환경가치 기법의 지속적인 연구와 개발도 필수적이다. 그러나 이러한 지표개발은 해외 사례에서도 보여 주듯이 농업과 임업, 광업분야 등 타 분야에서는 UN의 물리적 자원계정이 존재하거나 OECD에서 개발한 SPC(State-Pressure-Current)의 지표가 상당히 진행되고 있는 반면에, 수산자원분야에 대한 자원계정이나 지표개발은 초보적인 단계에 있다.

최근 OECD는 지속가능한 개발에 대한 3개년(2000년 2002년) 사업의 일환으로서 OECD 회원국들로 하여금 각 부문별 지속가능성 지표를 개발하도록 요구하였다. OECD의 수산분과위원회에서도 1999년 수산분야의 실무프로그램의 일환으로 수산부문의 지속가능성 지표개발을 수행하도록 결정하였다. 그 첫 번째 단계로서 OECD 회원국들은 2000년 말까지 각국의 실정에 적합한 수산부문의 사회적·경제적 지표를 개발하여 보고토록 되어 있다.

본 연구는 영문판[5]에서와 달리 국내 독자들의 전반적인 이해를 돕기 위해서 지속가능한 개발에 대한 광범위한 개념과 국제적인 동향을 심도있게 소개하고, FAO와 OECD 등에서 지금까지 개발해 온 수산부문의 지속가능성 지표에 대하여 구체적으로 살펴본다. 또한 우리나라의 수산업통계의 지속가능성 지표로의 활용가능성 및 현황 등을 파악하고, 앞으로 개발해야 할 대표적 지속가능성 지표의 이론적 기본틀이 될 수 있는 다양한 생경제모델(bioeconomic model)을 자세하게 언급한다. 아울러 이 모델들을 이용하여 우리나라의 연근해 어종 중 6개 어종(멸치, 오징어, 정어리, 전갱이, 고등어 및 삼치)에 대한 MSY, MEY, OAE 및 동태적 MEY 등을 추정한다. 이와 같은 생경제모델을 이용한 실증분석은 지속가능성 지표개발뿐만 아니라 다가오는 총허용어획량(Total Allowable Catch : TAC)제도의 도입에 대비한 비용효과적인(cost-effective) 접근방법으로 활용될 수 있을 것이다.

5) 영문판에서는 우리나라 수산부문의 지속가능성에 대한 경제·사회지표를 개발하고, OECD에 이를 보고하는 것에 초점을 두었다. 따라서 지속가능성 지표의 전반적인 개념과 국제적인 동향분석보다 우리나라 수산업의 지속가능성 지표의 현황과 잠재성 및 대표적인 지속가능성 지표인 최대 지속가능 어획량(Maximum Sustainable Yield : MSY), 경제적 최대어획량(Maximum Economic yield : MEY) 및 자유진입균형량(Open Access Equilibrium : OAE) 등을 개발하는 데 역점을 두었다.

제 2 장 지속가능한 개발의 정의와 정책방향

1990년대 전반에 걸쳐 사회가 추구해야 할 가치기준으로 지속가능한 개발을 우선으로 꼽는다. 대부분의 산업화(혹은 산업화 과정) 국가가 환경부문에 있어서 비지속가능한 징후를 인식하게 되었고, 특히 1992년도 브라질의 리오에서 개최된 유엔환경개발회의(UNCED) 이후 이 개념은 모든 국가의 환경정책에서의 기저개념으로 받아들여지고 있다.

그러나 지속가능한 개발의 판단기준, 즉 지속가능성과 관련된 계획 및 관리행위를 가이드하기 위한 기준을 무엇으로 삼을 것인가에 대해서는 국제적으로 동의를 얻지 못한 상태이다(Meppen and Grill, 1998).

현실적으로 지속가능한 개발의 실현방법과 이에 따른 분석연구 결과가 무수히 쏟아지고 있고 각 연구마다 지속가능성 판단기준이 다른데, 어떤 것을 기준으로 삼는 것이 바람직할 것인지는 해결해야 할 시대적 과제이다.

1. 지속가능한 개발의 정의

지속가능한 개발은 일찍이 '최대지속가능어획량(MSY)'에서 시작되었으나(Crutchfield and Pontecorvo, 1969), 1980년대에 들어서면서 자연 및 자연자원 보전을 위한 세계연맹(IUCN)의 보고서「Our Conservation Strategy(1980)」, 세계환경개발위원회(WCED)의 보고서「Our Common Future(1987)」 등이 출판되면서 이 개념이 보편적으로 사용되고 있다.

지속가능한 개발에 대한 정의는 세계환경발전위원회보고서(WCED, 1987)의 정의, "미래 세대의 필요충족 능력을 해치지 않으면서 현 세대의 필요를 충족시킬 수 있는 발전"이 국제적으로 보편화되었다. 이 정의에 따르면 어느 사회든지 '세대간 공평성'과 '세대내 공평성'의 문제를 모두 충족시켜야 지속가능한 개발목표에 도달할 수 있게 된다.

UN의 환경과 개발에 관한 리우선언(1992)의「의제21」에서는 지속가능

한 개발을 "현재 및 미래세대의 발전적 필요와 환경적 필요가 동등하게 충족되는 것"으로 채택하였다.

한편, 환경경제학자나 생태경제학자들의 지배적인 견해[6]는 자본이론에 기초하여 시간경과에 따른 자본의 가치유지(capital maintenance)로 정의한다.

여기서의 자본에는 자연자본(환경이 제공하는 기능, 상품 및 서비스), 인공자본, 인적 자본 및 제도적 자본(윤리 혹은 도덕적 자본 혹은 문화자본을 포함)을 포함하는데, 생태경제학자는 자연자본 및 기타 자본이 서로 대체가능하지 않다고 보는 반면에, 환경경제학자는 자본의 대체가능성을 인정하고 있어 이들이 지속가능성을 평가하는 기준이 서로 다르다(Turner et al., 1997; Bartelmus, 1999b).

이와 같이 상이하게 제시되고 평가되는 각종 지속가능한 개발의 정의에 따라 실제 이들이 제시한 지속가능성의 지표들을 서로 비교하기는 매우 어렵다[7](Bartelmus, 1999b).

경제학자 Pearce는 지속가능한 개발을 위한 조건으로 기회(opportunities), 수용력(capacities), 가능성(capabilities)을 들며, 지속가능한 개발은 변화의 특정 경로라기보다는 변화를 가능하게 하는(enabling) 개념으로 파악한다 (Pearce et al., 1998a).

Bartelmus는 지속가능한 개발에 대한 정의는 개념적 논쟁으로 풀 수 없는 문제이며 경제활동의 장기 지속가능성에 대한 실증적 해답이라 봄으로써 정의보다는 실천적 과제임을 강조한다 (Bartelmus, 1999a). 한편 국제적으로도 지속가능한 개발에 대한 보편적인 정의에는 동의하면서도 어떤 가치를 지속가능한 개발의 기준으로 삼는가에 따라 제시하는 모델은 매우 다르다.

그러므로 지속가능한 개발의 가치기준으로 어떠한 것을 선택할 것인지는 지표설정에 있어 매우 중요한 과제이다.

---

6) 많은 생태학자들은 환경을 자본의 일부로 간주하는 것을 반대한다.

7) 미국의 경우 1970년 이래 GDP는 50% 상승한 반면, GPI(Genuine Progress Indicator)는 45% 하락한 것으로 추정되었다(Cobb, Halstead and Rowe, 1995). 자연은 연간 33조달러의 서비스를 제공하는 가치를 갖는다(Costanza et al., 1997)는 연구결과가 있는가 하면, 다른 연구결과는 비슷한 자연의 가치(35조달러)를 자연의 자본스톡으로 정의하고 있다(World Bank, 1997). 스위스는 연간 자본 GDP(실 구매력 당사자)로는 4위인데 UNEP의 Human Development Index로는 16위이며, '오염조정 GDP'(Rodenburg, Tunstall and van Bolhuis, 1995)로는 31위로 더 낮다(Bartelmus, 1999b).

2. 지속가능성의 기준

일반적으로 지속가능성의 기준은 약한 지속가능성(weak sustainability)과 강한 지속가능성(strong sustainablity)으로 구분하고 있다. 간략하게 지속가능성에 관한 상반된 두 입장을 설명하면 다음 <표 2-1>과 같다 (Pearce and Atkinson, 1998a).

〈표 2-1〉 약한 지속가능성과 강한 지속가능성

지속가능성 형태	요 건
약한 지속가능성	$dK/dt \geq 0$, where $K=K_M+K_H+K_N+K_S$
강한 지속가능성	$dK/dt \geq 0$, and $dKN/dt \geq 0$
	$dK/dt \geq 0$, and $dKs/dt \geq 0$

자료 : Pearce et al., 1998

주 : K_M: 인간이 만든 물적자본, K_H: 인적자본, K_N: 자연자본, K_S: 사회자본
여기서, K_N을 환경경제학자는 인간이 사용하는 스톡(stock)으로 보고, 생태경제학자는 인간의 사용유무와 상관없이 건강한 생태계(healthy ecosystem)의 자연자본으로 본다.

먼저 약한 지속가능성은 인간중심주의(anthropocentric)[8]를 기준으로 하는데, 모든 형태의 자본은 서로 대체가능하므로 자연자본도 기타 인공자본과 대체가능하다고 본다.[9] 암묵적인 자본 대체가능성 가정은 시간경과에 따른 경제활동과 환경영향의 분리(decoupling)가 가능하므로 경제활동에 따른 환경영향은 기술진보와 혁신으로 조정가능할 것이라고 본다. 즉 GNP단위당 사용되는 자원량이 줄어들고 기술진보로 경제활동에 따른 환경영향이 줄어들게 될 것이므로, 자연자본인 환경을 굳이 기타 자본과 따로 취급할 필요가 없다. 장래 경제성장과정이 자원부족으로 인해 제약받는 일은 없을 것이다. 약한 지속가능성을 기준으로 하는 측은 공리주의 입장을 취하며 지속가능한 개발을 이루려면 현존하는 것에 못지 않은 '총 자본'을 미래 세대에게 물려주면 된다고 본다. 이는 대부분의 주류 경제학자들이 주장하는 논리이다.

---

8) 인간중심주의에서는 개별 소비자나 시장에 대한 제약을 인정하지 않는다. 자유방임적 시장원리를 지지하며, 기술력은 환경제약의 문제를 극복할 수 있다고 본다.

9) 약한 지속가능성은 'Hartwick Rule'(Hartwick, 1978)에 의거 현재 세대의 자연자본스톡에 의한 지대(rent)는 미래 세대의 재생산 가능한 자본으로 재투자되어야 한다는 것이다(Turner, 1999).

강한 지속가능성을 기준으로 삼는 측의 극단적인 입장으로 생태중심주의(non-anthropocentric)[10]가 있다. 이들은 첫째, 자연자본의 일부 요소들을 기타 다른 자본과 대체가능하지 않다고 보고 이러한 자연자본의 손실을 피하기 위해 환경기준과 규제가 필요하다고 본다.[11] 이미 환경자본은 성장의 '한계(limits)'에 있거나 머지 않아 한계에 이를 것이라고 믿는다. 둘째, 생태시스템의 작동에 불확실성이 있으므로 동 시스템의 기능이 바뀔 가능성이 있다. 생태계 복원력의 한계(thresholds)와 생태계 작동의 불연속성(discontinuities)으로 인하여 언젠가 생태계 복원력의 한계를 넘는 대규모의 파괴가 발생할 지도 모른다. 왜냐 하면 인류는 인간의 필요(needs)보다 욕구(wants)를 대상으로 삼는 경향이 있기 때문이다. 그러므로 공리주의적 윤리에 만족하지 않고 인간이 아닌 자연의 권리와 이익을 인식하는 평등에 기반을 둔 법칙으로 대체하거나 제약하기를 원한다(Turner et al., 1994; Pearce and Atkinson, 1998a; Turner, 1999).

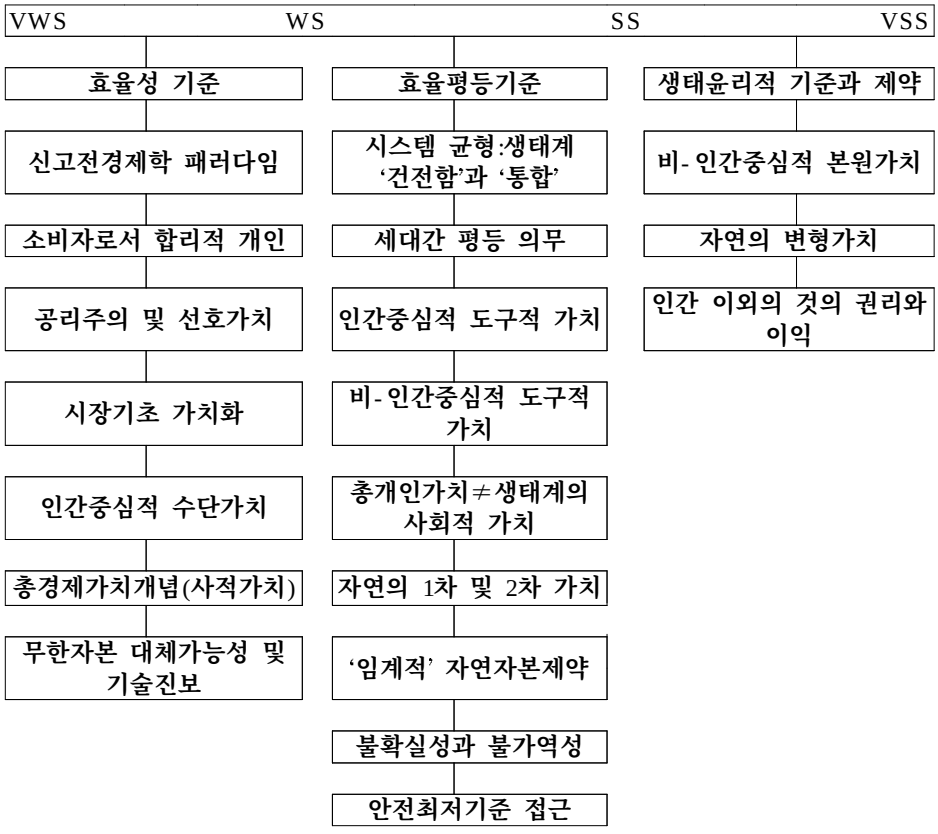
한편, 환경경제학자가 약한 지속가능성을 취함에 비해 생태경제학자는 강한 지속가능성을 취한다. 생태학이 자연시스템을 중요시하는 쪽에 치우친 반면, 생태경제학은 자연재해를 피하고 자연이 인간에게 제공하는 서비스를 파악하기 위해 자연계의 복합성에 관심을 둔다. 약한 지속가능성 입장에 가까운 환경경제학자는 자연이 인간에게 서비스를 제공하는 부분만을 자연자본으로 보는데 반해(Pearce et al., 1998a), 생태경제학자들은 인간이 사용하지 않는 건전한 생태계(healthy ecosystem) 그 자체를 포함하여 자연자본으로 본다. 이 점이 구체적인 분석방법에서는 큰 차이로 나타난다. 그렇지만 환경경제학자와 생태경제학자를 뚜렷한 기준에 따라 구별

10) 생태중심주의에서는 경제시스템을 가능한 한 빨리 환경에 대한 영향을 최소화하는 시스템으로 전환시켜야 한다고 본다. 경제활동의 절대적 수준으로의 감축, 경제활동의 축소, 인구감소 등 규모의 축소가 필요하다는 것이다.

11) 예컨대 오존층과 같이 인간의 생존에 필수적인 생명유지기능과 같은 생태계 및 기능은 다른 것과 대체할 수 없다고 보는 것이다. 뿐만 아니라 경관, 공간 및 자연자체와 같은 생태계 자산은 인간의 생존 자체에 필수적인 것이 아니더라도 인간 복지에는 필수적이다. 이러한 임계자본은 다른 것으로 대체할 수 있는 자산이 아니므로 자산 및 그 자산이 제공하는 서비스를 보호할 필요가 있다. 따라서 생태경제학에서는 경제활동이 생명지원체계인 생태계에 미치는 영향, 즉 토양, 수질, 대기 및 기후 등에 대한 충격만 아니라, 단기적으로 특정지역에 있어서의 특정문제 그리고 장기적으로는 지구의 모든 지역에 이르기까지 여러 문제를 동시에 고려하는 것이 필요하다고 본다.

하기는 힘들다. 각 학자에 따라 생태경제학적 입장에 치우친 측과 환경경제학적 입장에 치우친 측, 그리고 양측의 입장을 적당히 취사선택하는 측 등 학자들마다 취하고 있는 입장은 매우 다양하다. 그만큼 지속가능한 개발이 무엇인지 정의하기란 매우 어렵다는 것을 알 수 있다. 이상에서 살펴본 각 지속가능성의 기준 및 입장을 <그림 2-1>과 같이 요약할 수 있다 (Turner, 1999, p.19).

〈그림 2-1〉 지속가능성의 스팩트럼



범례 : VWS: very weak sustainability (매우 약한 지속가능성), WS: weak sustainability (약한 지속가능성), SS: strong sustainability (강한 지속가능성), VSS: very strong sustainability (매우 강한 지속가능성)

자료 : R. K. Turner(1999)

3. 지속가능성 지표

1) 지속가능성 지표의 정의와 기준

지표란 변수, 대표치의 전달, 복잡한 현상의 지수로서 그 변화는 생태계, 자원 또는 부문의 구성요소들의 변화를 반영하는 것이다. 지속가능한 지표의 필요성은 크게 다음의 세 가지로 나타낼 수 있다.

i) 실시간에 준하는 최신 정보시스템의 보다 정확하고 정밀한 수단의 개발
ii) 경영을 위해 비교가능한 객관적이고 효과적인 수단의 개발
iii) 통합된 환경적, 생물학적, 경제적, 사회적 지표의 부재

흔히 지표의 목적은 자연자원의 관리에 있어서 의사소통, 투명성, 효율성 및 책임을 제고하는 것이다. 또한 지표는 분석대상의 자원 및 활동 그리고 실태를 파악하여 설명하고 그 분석대상의 지속적 개발목적에 대한 동향을 평가하는 수단이 된다. 그러므로 지표는 지속적 발전과 환경정책목표를 달성하는 데 필요한 의미 있는 정보를 전달해야 하며 저렴한 비용으로 쉽게 사용할 수 있어야 한다. 또한 정보이용의 최적화를 이루어 여러 가지 복잡성과 규모 등을 취급할 수 있어야 한다. 이 외에 지표는 통합이 용이해야 하며 이해관계자들간 의사소통이 가능한 정보를 제공해야 하고 의사결정과정의 개선에 직접 기여할 수 있어야 효율적인 지표라 할 수 있다.

지속가능한 개발의 지표기준은 우선 지표가 수용성과 효율성을 위해 분석대상에 영향을 미치는 여러 요소들과 서로 상관관계를 맺고 있어야 하며, 명확하게 생태계의 중요성과 가치를 반영하여야 한다. 또한 지표는 자료와 평가과정에서 불확실성을 고려해야 하며, 관리평가에 따른 명백한 관리목적과 제약조건을 고려하여야 한다. 이러한 지표의 구체적인 기준은 다음과 같다.

(1) 지표의 연관성, 범위, 시기, 정확도와 정밀도

의사결정을 하기 위한 정보의 주요한 요소들은 지표의 의미, 범위, 시기, 정확도와 정밀도이다. 지속가능성 지표는 지속가능성의 문제를 직접적으로 표현하여야 하며, 지표의 범위는 지속가능하게 사용되는 자원과

관계가 있는 사회의 매개 변수들뿐만 아니라 상품과 시스템으로부터 얻게 되는 서비스를 포함하여야 한다. 또한 지표는 공평해야 하며, 실제적으로 지표의 경향이 지표가 나타내고 있는 증감량의 변화를 반영해야 한다.

(2) 지표의 합의성

정부는 정부와 사용그룹들 사이에서 지표에 대한 구성원들간의 일치를 도출해야 한다. 이는 개발되는 지표가 구성원들간의 합의에 의한 대표성을 갖게 되어야 함을 뜻한다. 이를 위해 지속가능성 지표는 '이용할 수 있는 가장 과학적인 정보'에 의거해야 하며, 접근이 용이하고 증명할 수 있는 객관적인 정보가 뒷받침되어야 한다.

(3) 미래예측 가능성

지속가능성 지표는 UNCED(Principle 15)에 의해 필요에 따라 해당 산업을 전망하여 산업의 발전방향을 제시해야 한다. 즉 명확하고 객관적인 자료를 통해 미래의 불확실성을 제거하여 미래예측을 보다 용이하게 해야 한다.

(4) 구체성

지표는 적용되는 대상에 따라 각각의 특성을 잘 표현해야 하는데, 이는 다른 형태의 자원을 위한 다른 지표의 사용에 의해 나타낼 수 있을 뿐만 아니라 지표변화의 경계를 나타내는 다른 기준을 통해서도 나타낼 수 있어야 한다. 또한 지표는 지방의 사회경제적인 상태와 전통들을 고려해야 한다.

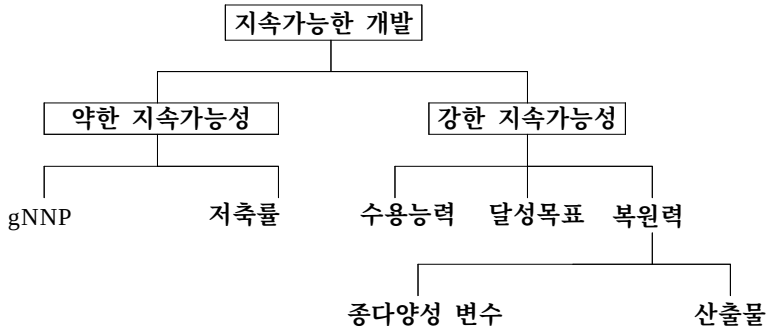
(5) 관리목적과 다른 요소와의 연계 가능성

지표는 해당 대상목표의 한계와 대상목표의 성능을 감시하는 관리목적을 가지고 있어야 하며 지표개발의 여러 가지 주변요소들과의 연계성을 가지고 있어야 한다. 이러한 목적과 기준을 갖춘 지속가능성 지표는 지표의 조사가능성에 의해 선택되어져야 하지만, 현재 대두되고 있는 다른 잠재적인 기준들과 일치된 표준관계 안에서 선택되고 실행되어야 한다.

이러한 지표의 성격과 형태를 선택하기 위해서는 우선 '약한 지속가능성'과 '강한지속가능성'의 개념이 구분되어야 한다. 이렇게 상이한 기준,

즉 지속가능한 개발에 대해 약한 지속가능성 입장을 취하느냐 아니면 강한 지속가능성 입장을 취하느냐에 따라 제시하는 지속가능한 개발의 기준으로 삼는 지표(indicator)는 다를 수밖에 없을 것이다. Pearce 등(1996)은 아래 <그림 2-2>에서 볼 수 있듯이 약한 지속가능성을 추구하는 측에서는 녹색국민순생산(gNNP)과 저축률(Saving rules)을 지표로 삼고, 강한 지속가능성을 추구하는 측에서는 수용능력(carrying capacity), 복원력(resilience) 및 달성목표(distance to goals)를 지표로 삼는다.

〈그림 2-2〉 지속가능성 패러다임(제안지표)



자료: Pearce, *et al*., 1996

주로 경제학자들이 약한 지속가능성을 추구하고 생태학자들은 강한 지속가능성을 추구함에 따라, 경제학자들은 환경서비스의 손실 혹은 감소분을 화폐가치화하여 외부성을 내부화하는 지표를 선호한다. 이에 반하여 생태학자들은 환경의 상품화 및 가격매김을 거부하여 환경의 가치가 화폐로 표현될 수 없다고 보는 경향이 짙다. 그리하여 그들은 대신 지속가능한 개발의 기준으로 물적 지표, 수용능력, 물질흐름(material throughput) 등을 선호한다(Bartelmus, 1999b).

2) 약한 지속가능성에서의 지표

약한 지속가능성 개념에 기초한 지표의 좋은 예는 녹색국민계정(Green National Accounts)을 들 수 있다. 녹색GNP 추계작업은 GNP와 같은 경제지표가 환경자원의 감소 및 질저하(depletion and degradation)를 고려하지

못하기 때문에 잘못된 개발결정(development decisions)을 유도할 것이라는 것, 그리고 같은 맥락에서 환경가치를 포함시키지 않는 비용편익분석은 잘못된 투자결정을 초래할 것이라는 것에 대한 주의를 환기시키고 있다. 환경경제학자가 추구하는 경제성장의 거시지표인 녹색GNP 추계방법 중 가장 널리 보급된 것으로는 UN이 개발한 위성계정(satellite accounts) 접근방식이 있는데, 이 방법은 독일, 오스트리아, 네델란드, 프랑스 등에서 시도되어 왔다. UN 통계국은 1993년도에 환경보조계정지침으로 통합환경경제계정체계(System of Integrated Environmental and Economic Accounting, SEEA)를 발표하였는데, SEEA의 주요 목적은 다음과 같다.

i) 환경측면을 고려한 기존 국민계정의 재편
ii) 자연자원스톡 및 환경의 비시장서비스의 경제적 평가
iii) 경제활동에 기인한 환경피해의 경제적 평가
iv) 물리적 자원계정과 화폐계정의 연결
v) 환경요인이 감안된 거시경제지표 제시

SEEA는 다음과 같이 환경요인을 국민계정에 감안할 것을 제안하고 있다. 첫째, 경제적 자연자본과 그 변화의 시장가치화, 둘째, 환경적 감가상각 유지비용, 셋째, 감가상각 결과 환경손실의 임의가치화가 그것이다. 동 SEEA에서는 본원적 자연자본은 시장가격으로 평가하지 않고 물적 단위로만 기록하며, 경제자본이 아닌 모든 자연자본의 사용에 대해서는 시장가격평가를 배제하지 않는다.

자연자본 사용의 가치산정방식으로는 유지·보수비용방식(maintenance cost)과 임의가치평가방식(contingency valuations)이 있다. 유지보수비용방식은 자연자본이 고갈되거나 악화되기 이전의 상태로 복구되는 데 필요한 비용을 가치평가의 기준으로 삼는다. 이러한 지출은 그 비용을 후생차원에서 공제하기 위해 SEEA에서는 별도로 처리 기록한다. 환경악화가 레크리에이션, 경관 등에 미치는 악영향이나 보건 후생손실을 직접적으로 추정하기 위한 조건부 가격방식은 지불의사원칙(WTP)에 기초한다. 즉 자연자본이 본래 갖고 있는 존재가치는 고려대상이 아니다. 그럼에도 불구하고 이와 같은 환경계정작업은 UN의 전문가들 사이에서도 논란이 많으며 아직 많은 발전과 객관화의 여지가 남아있다.

3) 강한 지속가능성에서의 지표

생태경제학에서는 생태계의 존재가치도 경제적 가치에 포함시켜야 한다고 본다. 생태경제학자들은 강한 지속가능성 지표를 제안한다. 생태계의 수용가능성과 복원력(carrying capacity and resilience)의 보다 상세한 지표가 생태경제학에서 제시되고 있다.

첫째, 수용능력 지표는 생물학에서 기원한다. 주어진 영역에는 특정 종의 주어진 개체수(population)가 살 수 있다. 이러한 제한된 수용능력이 최대 지속가능성 수준이다. 이 때 개체수의 수준만이 아니라 경제활동의 수준도 고려해야 한다. 나아가 경제적 산물의 구성요소는 매우 다양하다. 그러므로 지구적 수용능력을 추정하여 지속가능한 개체수를 지표로 삼도록 한다. 지속가능한 개발을 달성하기 위해서는 환경오염이 환경의 수용능력을 초과해서는 안된다. Arrow *et al*.(1995)은 수용능력은 고정되거나 정태적인 것이 아니므로, 수용능력으로 지속가능한 최대개체수(maximum sustainable population : MSP = Annual resource yield/Minimum per capita requirement)를 주장한다. MSP는 재생가능한 자원스톡을 채취함으로써 늘어날 수 있지만 이것을 지속가능한 것이라고 보기는 힘들다. 반면 '생산량'은 재생가능한 자원의 경우 기술변화로 증가할 수 있고 감가상각 측면은 비재생가능한 자원의 경우 기술로 평가될 수 있다. 그러므로 어떤 유일한 의미있는 지표로 개념을 끄집어내기 어렵다.

둘째, 생태적 복원력, 즉 시스템내 변화인 스트레스와 쇼크를 흡수하고 지속하는 능력의 지표이다. 스트레스는 작고 예측가능하지만 커다란 누적효과를 가져올 수 있다. 쇼크는 크고 예측 불가능한, 가령 급작스런 한파와 같은 것이다. 스트레스와 쇼크를 조절할 수 없다면 그 시스템은 지속가능하지 못하다고 본다. 실제 인류가 이와 같은 생태계 복원력에 의존하고 있다는 증거로 인류를 위협하는 새로운 많은 증거를 들 수 있다. 예컨대, 범지구적 기후변화, 생물다양성의 손실 및 새로운 전염병의 창궐이 그것이다. Common and Perrings(1992) 그리고 Arrow *et al*.(1995)은 생물다양성 지표가 생태계 복원력의 투입에 기초를 둔 유용한 지표가 될 수 있다고 제안한다.[12] 그런데 생물다양성의 조사기법, 즉 지속가능성에로의

12) 생태학 논문은 그런 많은 척도를 제안하고 있는데(C.J. Krebs, ecology, 1985) 종과 서식처의 다양성에 관한 유용한 정보를 요약한 자료로는 *World Conservation*

복원력 지도를 어떻게 그릴 것인지는 분명치 못하다. 뿐만 아니라 이들 지표를 이용하여 지속가능성 정도를 평가할 어떤 분명한 기준선(baseline)이 없다. 또 이용가능한 데이터라 할지라도 한 시점에 제약된 경우가 많고 의미있는 해석이 불명확한 경우가 종종 있다. 더군다나 지속가능성이란 다양성의 변화를 보는 것이지 다양성의 양을 측정하는 것이 아니기 때문에 동 지표로 지속가능성의 정도를 평가하기란 힘들다[13](Pearce et al,1996). 이와 같이 생물다양성 지표는 지속가능성의 정도를 평가하는 데 있어서 한계를 드러내고 있다.

4) 국제기구간 지속가능한 지표의 차이

이러한 입장차이는 주요 국제기구가 제시하고 있는 지속가능한 개발의 지표에서도 드러나고 있다. 이들 기구의 평가나 보고서가 사회, 경제 및 환경문제에 주는 가중치는 큰 차이를 보이고 있다(<그림 2-3> 참조). 인류의 사회경제시스템과 생태계 시스템간의 상호작용을 중시하는 UNEP GEO, IUCN 등의 기구에서는 생태계와 사람이 갖는 시스템 양자를 동등히 고려할 것을 제안한다(<그림 2-3>에서 SYSTEM). 반면 경제, 사회 및 환경이라는 3요소를 기준으로 삼는 World Bank와 같은 기구에서는 가중치의 1/3을 생태계에, 나머지 2/3는 경제사회적 측면에 둔다(<그림 2-3>에서 SPHERES). 「의제 21」을 보고한 지속가능한 개발에 관한 UN위원회에서는 경제적 측면에 1/4, 사회제도적 측면에 2/4, 환경측면에 1/4의 가중치를 둔다(<그림 2-3>에서 CSD). IMF와 같은 경제중심의 사고를 하는 기구에서는 생태적 측면을 전혀 고려하지 않는다(<그림 2-3>에서 IMF).

---

*Monitoring Centre 1992, Global Biodiversity: Status of the Earth's Living Resource(*London : Chaman and Hall)가 있다.

13) 그래서 기후변화 문제를 해결할 목적으로, 대부분 대학에 적을 둔 자연 및 사회과학자들로 구성된 IPCC(Intergovernmental Panel on Climate Change)같은 기관을 두어 기후변화의 문제를 명확히하고 기준을 찾으려 노력하며 이들은 정부기관에 우선한다(Levin et al., 1998, p.233).

〈그림 2-3〉 주요국제기구의 지속가능한 지표

OECD	기후변화	부영양화	유해물 오염	생물다양성 경관	수자원	수산자원
일반지표	오존층 감소	산성화	도시환경	폐기물	산림자원	지력감퇴
SYSTEM						
사람들				생태계		
SPHERES						
경제		사회		환경		
CSD						
경제적 관점		사회적 관점		제도적 관점	환경적 관점	
IMF						
실질부문	외부부문	재정부문		재무부문	사회-인구부문	

자료 : Prescott-Allen (1999)

이와 같이 지속가능한 개발의 기준이 다르고 그 국제적 기준이 합의에 도달치 못한 원인은 생태계의 복합성에 있다. 복잡다단한 생태계를 인간이 어떻게 이해하고 있는지에 따라 관리방법을 달리하기 때문이다. 결국 생태계에 대한 인식과 정보의 차이는 생태계의 관리정책 기준의 차이로 이어짐을 알 수 있다.

4. 지속가능한 개발의 모델

여러 가지 가치기준에 준거한 지속가능한 개발에 대한 모델 중 대표적인 모델을 살펴보면 다음과 같이 세 가지 부류로 구분할 수 있다(Faucheux, 1996).

첫째는 신고전학파 모델(neoclassical models)이다. 이 모델은 환경경제학에서 주로 택하고 있는 것으로 환경과 자원경제학의 주된 모델이다. 이 모델 내에서도 지속가능한 개발에 대한 평가기준이 조금씩 다르다. 평가기준이 되는 지속가능성의 개념을 약한 지속가능성과 강한 지속가능성으로 구분한다.

둘째는 진화모델(evolutionary models, 혹은 생태모델)이다. 이러한 모델은 주로 자연과학자들에 의해 제시되고 있으며, 신고전경제학의 모델이 물리생태적 작용 및 진화를 이해하는 틀을 제공하지 못하므로 지속가능한 경제로의 전환을 위한 적절한 틀이 될 수 없다고 비판한다. 이 모델은

자연세계의 원초적인 특성은 대체불가능하다고 본다. 이 모델은 지구자원 고갈과 기후변화 등에 대한 논의에서 주로 제시되고 있다. 과거의 국지적 환경문제를 지구적 환경문제화하는 데 기여한 바 있다.

셋째는 생태경제학 모델(ecological economic model)이다. 이는 생태학과 경제학간 학제적 통합을 추구하는 사람들이 제시하는 모델이다. 이 모델은 신고전학파 경제학적 모델과 생태학적 모델을 통합함으로써 새로운 생태와 경제의 연계를 통한 환경문제의 해석방법을 추구한다. 이 모델은 생태계가 내포하고 있는 가치에 대한 판단기준은 신고전학파 경제학 모델과 유사하나, 생태계가 왜 그러한 가치를 갖는지 그리고 그렇게 가치를 판단하는 것이 바람직한지에 대한 충분한 증거를 자연과학에서 찾는다. 그 중 화폐가치로 평가가능한 것과 그렇지 아니한 것에 대한 기준을 설정하고, 평가된 가치의 크기가 그 생태계를 둘러싼 다른 환경에 따라 달라진다고 본다.

5. 지속가능한 개발 : 지속가능성에서부터 실현가능성까지

위에서 개괄적으로 살펴본 바와 같이 생태계를 보는 입장에 따라 지속가능한 개발의 기준이 다르고 이로 인하여 제시하는 지표도 다르다는 것을 확인할 수 있었다. 지속가능한 개발을 달성하기 위해 설정한 각 모델에 따라 지속가능한 개발의 척도가 되는 환경지표도 다를 것이다. 경제정책상 관리전략 및 정책수단 또한 다를 것이다(<표 2-2>참조).

그렇다면 어떠한 입장이 현재 지구적 상황에서 지속가능한 개발로 나아가는 방법을 제대로 제시하고 있으며, 어떤 입장을 취하는 것이 가장 현명한지 검토해 보기로 한다. 인류의 행동이 생태계를 지속가능케 하는지 여부를 판단하는 경로는 다음 <그림 2-5>와 같이 현재 지구 생태계의 현주소와 상태(state)가 어떠하며, 인간의 행위는 이에 어떠한 영향(press)을 미치는지, 그리고 그 영향에 대한 대응방법(response)으로 시도된 여러 가지 정책이 과연 생태계를 지속가능한 방향으로 유도하고 있는지, 만일 지속가능한 방향으로 유도하지 못한다면 어떠한 방법을 택하는 것이 좋은지 등을 OECD의 압박-상태-반응경로(P-S-R)를 통해 판단할 수 있을 것이다.

〈표 2-2〉 지속가능성의 실행방안

지속가능성	관리전략 (프로젝트, 정책 또는 행동과정)	정책수단 (가장 선호하는 수단)		
		오염방지, 폐기물관리	원료 정책	보존 및 쾌적성 관리
아주 약한 지속가능성	전통적 비용-편익수법 : 효율적 가격책정을 통한 시장 및 간섭실패의 시정 ; 잠재적 파레토 기준 ; 소비자 주권 ; 무한대체	예 : 오염세, 보조금 배제, 재산권 부여		
약한 지속가능성	수정적 비용-편익 수법 ; 화폐가치 평가법의 확대적용 ; 실질보상, 새도우 프로젝트 등 ; 시스템적 수법, '약한' 최소 안전기준	예 ; 오염세, 배출권, 예치금반환, 환경기준		
강한 지속가능성	고정 기준 수법 ; 예방 원칙, 자연자본의 1차 및 2차 가치; 일정 자연자본의 법칙; 이중적 자기 계획, 사회선호도 가치; '강한' 최소안전기준	예 ; 환경기준 ; 보존 지구 설정 ; 공정기술에 근거한 배출기준 ; 배출권 ; 소비세 ; 보험 보증		
아주 강한 지속가능성	비용-편익 분석법의 포기 또는 극히 제한적인 비용-효과 분석법의 적용; 생명윤리			

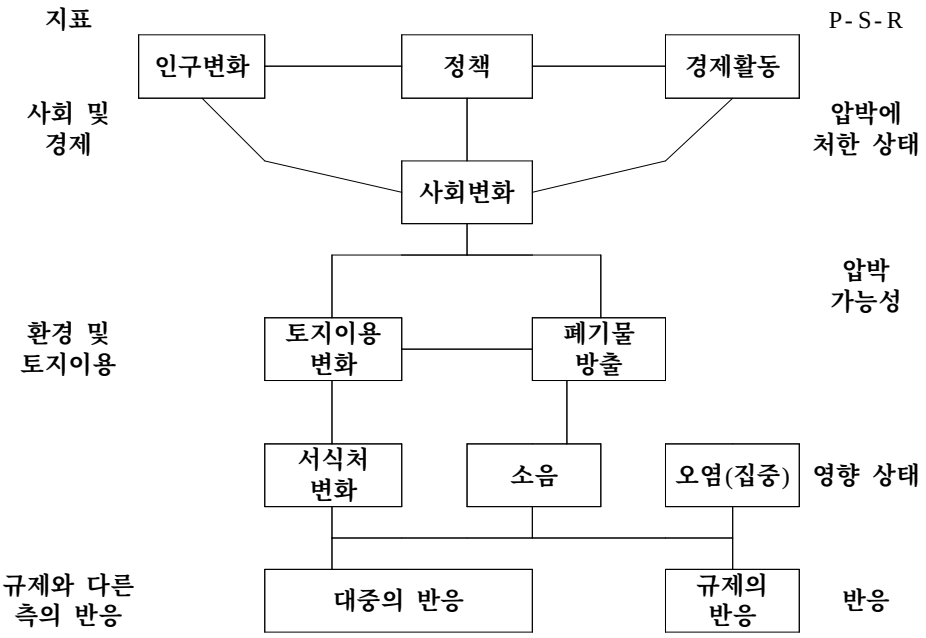
자료 : Turner(1993)

〈그림 2-4〉 정책결정을 위한 정보의 분석적 구조

압 박	환경상태	사회경제적 영향	정책적 반응
환경문제의 원천은 무엇인가?	환경변화의 지표로는 어떤 것이 이용가능한가? 압박과 영향은 어떻게 연결되나?	영향에 관한 어떤 지표가 있는가?	정책에 어떠한 효과가 있나?
예; 인구성장, 보조금과 가격제한, 보호	예; OECD 환경상태보고서	예; 건강, GNP 손실, 사회적 비용, EIA	예; 정책분석, 비용-편익분석, 비용-효과분석

자료 : Atkinson *et al*. (1997)

〈그림 2-5〉 환경지표의 기초모델



자료 : Atkinson *et. al*. (1997)

이러한 지표를 통하여 제공되는 정책결정에 필요한 정보는 <그림 2-4>와 같다.

위 경로를 통해 추적한 조사연구 결과에 근거하여 다음 <표 2-3>에 요약한 바와 같은 비지속가능한 징후에 대한 정보를 취할 수 있다. 현재 인간 활동에 대해 제시되는 지속가능한 개발을 향한 기준 중 어느 것이 가장 설득력이 있는지도 동 정보를 기준으로 하여 판단가능할 것이다.

〈표 2-3〉 생태계에 있어서의 비지속가능성 징후

문 제	원 인 자
오염	
온난화 효과/ 기후변화(지구적)	방출(CO_2, N_2O, CH_4, CFCs(and HFCs), O_3(낮은 수준), 벌목
오존층 엷어짐(지구적)	CFCs 방출
산성화(계속적)	SO_2, NO_x, NH_3, O_3(낮은 수준)
독성물질 오염(계속적)	중금속, 탄화수소, 농업화학물질, 소음, eutrophiers radiation, organo-chlorides, 일산화탄소
재생가능자원 감소	
생물종의 감소	토양이용 변화(예: 개발, 벌목), 인구 증가, 비지속가능한 수확(예: 과잉방목, 과잉어획, 밀렵), 기후변화(가능성), 오존층 파괴(미래)
벌목(지구적, 지역적)	토양이용 변화, 오염물 증가, 비이용가능한 수확 (예: 활엽수), 기후변화(미래 가능성)
물 고갈(지역, 국가적)	비지속가능한 사용, 기후변화(미래 가능성)
재생불가능자원 감소	
다양한 자원 고갈 (지구적, 국가적)	화석연료, 광물
기타 환경 문제들	
과잉(국가적)	폐기물 배출, 교통

자료 : Ekins(1994) p.28

자연과학자들은 인류가 지구생태계에 미치는 영향(예컨대 다음 표에서 제시된 오염문제, 재생가능자원의 감소문제, 비재생자원 감소문제 및 과잉 폐기물 배출 등과 같은 영향)에 의한 생태계의 변화는 비연속적이며 불확실하다고 한다. 즉 현대 과학지식만으로는 인간이 생태계에 미치는 영향이 어떠한 결과를 초래할지에 대해 예측하기 힘들다는 것이다. 그 예로 1991년 미국에서 지구와 똑같은 조건의 생태계(생물권2)를 조성하여 운영한 실험이 1년반만에 실패한 것을 들 수 있다.[14]

14) 1991년 10월 26일 애리조나주 아래쪽에 있는 sun desert에서 8명의 남자와 여자가 기자들의 후레쉬 세례를 받으면서 커다란 유리로 봉한 건물 안으로 들어가 문을 닫았다. 그 건물은 3.5에이커밖에 안되는 생물권2라고 불리는 작은 세계였다. 그 생물권2는 지구의 환경(지구를 생물권1이라고 대부분 일컫는다)을 재창출하려고 고안된 것이었다. 2억달러가 넘는 돈을 들여 건설한 생물권2는 자체 지속가능한 환경, 즉 우림, 해안, 늪지, 대초원, 사막 서식생물과 같은 것들을 완벽하게 갖춘 것을 자랑하였다. 8명의 생태열광자들(bionuts)은 2년 동안 그 안에서 생활할 계획이었다. 하지만 16개월만에 산소수준이 33%로 떨어지고 질산화물 수준도 160 배로 증가했다. 개미와 덩굴식물은 원래

이러한 사실에 근거하여 자연과학자들은 생태계를 지속가능하게 유지하는 방법을 산업화 이전의 전통적인 생활방식으로부터 찾으려는 움직임을 보이기에 이르렀다.

그렇다면 이와 같은 지속가능하지 못한 징후를 치유하기 위해 제시되고 있는 해결책들이 지속가능성의 실현에 얼마나 근접하고 있는지 보기로 하자. 우선 약한 지속가능성을 추구하는 전통 경제학에서는 기본 가정으로 모든 재화는 대체가능하다고 보고 있다. 그러나 위의 <표 2-3>에서 볼 수 있듯이 생태자원 중에는 대체 불가능한 것이 있으며, 대체 가능한 자원이라 할지라도 개발과 남획으로 인하여 고갈에 처한 경우라든지, 생태계의 비지속가능한 현상인 온난화·오존층 고갈·독성물질에 의한 오염 등은 다른 자원과의 대체에 의해 치유되기 힘들다는 점을 확인할 수 있다.

약한 지속가능성은 기본적인 분석틀에서 이러한 부분을 고려하고 있지 않아 부분적인 해결책밖에 제시할 수 없다. 기술진보로 이를 극복할 수 있다고는 하지만, 현재 생태학자들은 과학의 발견이 생태계의 일부분에 지나지 않는다고 경고하고 있음에 비추어 볼 때, 이러한 주장은 그리 설득력이 있다고 보기 힘들다. 따라서 약한 지속가능성을 취하는 입장은 지속가능한 개발의 기초인 세대간 형평성을 고려하기 어렵다고 하겠다.

다음으로 강한 지속가능성의 입장에서는 인간이 생태중심적 사고를 하면서 생태계와 공존한다는 가정을 둔다. 생물종과 기타 자연물은 인간이 그로부터 만족을 얻는지에 관계없이 존재하고 지속될 본원적인 권리를 갖는다. 인간과 마찬가지로 다른 동물도 기쁨과 아픔을 경험할 수 있는 감각을 갖은 생물체이고 기본적으로 인간이 어떤 생물체에 아픔을 주는 것은 잘못된 것이라고 본다.[15] 따라서 생태계에 대한 기본적인 인간의 활동에 따른 압박조차도 허용하지 않고, 인구변화와 인간의 경제활동의 필요성 등에 대한 고려를 하지 않으므로, 인류가 처한 현 생태계의 근본적

그 안에 있던 식물들의 수를 능가하였다. 그리고 25마리의 척추동물 중 19마리와 모든 수분이 사멸했다. 그들이 생각했던 에덴동산은 오래 지속되지 못했다(Saltzman, 1997, p887).

15) 고대 인도인들은 한 걸음 더 나아간다. 인간이 대지를 소유하지 않고 대지가 인간을 소유한다. 대지는 만물의 혼이다. 대지의 파괴는 만물의 혼에 상처를 주는 것이다. 자연은 조상으로부터 물려받은 것이 아니라 자손으로부터 보관받은 것이다.

인 치유책을 제시하기에는 한계를 갖는다.

이렇게 볼 때 현재 및 미래 세대에 걸친 지속가능한 개발을 실현하기 위한 기준으로는 인간의 활동을 고려하여 생태계와 인간이 공생하는 활동수준을 어디까지로 하는 것이 바람직한 것인가에 대한 답을 찾는 것이 현실적이라 할 것이다. 우선 경제적 교환시스템의 외생변수(혹은 제약조건)로 생태계의 임계점 혹은 복원력의 한계(threshold) 등을 고려할 필요가 있을 것이다. 그 기준 및 한계로는 첫째, 삶의 표준(standards of living), 둘째, 자연자원 용량의 한계, 셋째, 오염 및 오염물 기준, 넷째, 생물생산시스템의 수용능력 한계, 다섯째, 소득, 부(자연자산 포함) 및 환경영향에 대한 분배적 기준, 마지막으로 기타 문화, 정치, 사회 및 민주적 기준 및 목표와 같은 사항을 들 수 있을 것이다. 즉 '발전'은 경제적 목표와 비경제적 목표 및 윤리를 동시에 고려하는 폭넓은 개념이어야 한다. 경제적 및 비경제적 기준과 목표를 분명하게 고려하는 '지속가능한 개발'의 정의는 장기간에 걸친 자연자원의 용량과 환경의 질, 그리고 사회적 평등기준을 유지하면서 인간의 욕구를 만족시키는 목표와 연결되는 발전 프로그램의 집합인 것이다(Batelmus, 1997, p.338).

이러한 인식하에 Arrow *et al*.(1996)은 지속가능한 개발의 조건을 다음과 같이 권고하고 있다. 첫째, 경제성장이 자동적으로 그 자체적으로 혹은 증진된 환경보호를 유도한다는 관념을 버릴 것, 둘째, 생태계의 복원력을 보호하기 위한 바른 유인을 제공하기 위한 제도를 둘 것, 셋째, 자원 이용자가 받아들일 만한 신호(signals)를 이용할 것, 넷째, 환경관리를 위한 예방적 접근(precautionary approach)을 이용하여 자원과 환경시스템 내 예측불가능성에 대비할 것이 그것이다.

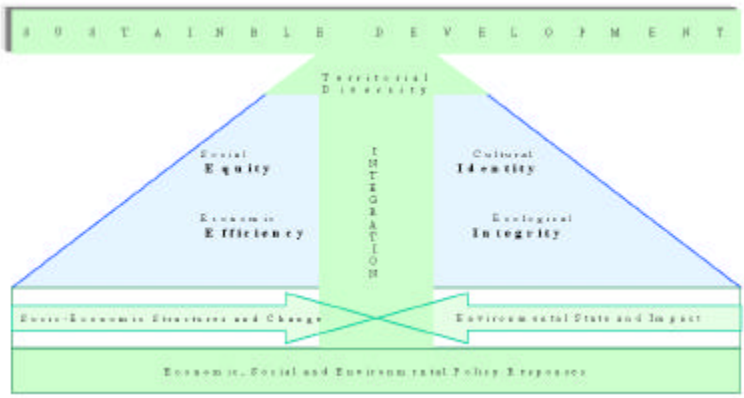
이러한 권고를 실현하기 위하여 Clark(1996)는 다음과 같은 정책을 실시할 것을 제시하고 있다. i) 인구성장 조절, ii) 생태계 개선, iii) GNP 개선, iv) 자연자본 투자, v) 자연 생태계 보호, vi) 사전적 오염자 부담 원칙, vii) 생태세 및 무역, viii) 생태교육이 그것이다.

제 3 장 지속가능한 지표의 국제적 동향

앞에서도 논의하였듯이 1992년 리우에서 개최된 세계환경정상회의 이후 UN은 산하에 '지속가능한 개발위원회(Commission on Sutainable Development)'를 설치하고 「의제 21」에서 권고하고 있는 '지속가능한 개발을 위한 지표'를 개발하기 위하여 1995년에 관련작업 프로그램(work program)을 채택하여 추진하고 있다. 지속가능한 개발의 실현방안을 구체화하는 여러 가지 정책방안 중 핵심이 되는 것은 지표의 설정이다. 지표는 현재 혹은 미래의 정책수준이 지속가능한 개발을 지향하고 있는지 여부를 체크하는 척도이기 때문이다. 이하에서는 국제적으로 1990년대에 거시적 수준에서 설정되기 시작한 경제적 기준과 비경제적 기준을 동시에 고려하는 지표의 기본 틀과 지표설정 기준을 살펴보기로 한다.

일반적으로 지속가능한 개발을 위해서는 경제 및 비경제적 부문, 즉 경제, 사회 및 환경적 측면에서의 통합적 접근이 필요하다. 다음 <그림 3-1>을 통해 확인할 수 있듯이 경제적 효율성, 사회적 평등성, 생태적 보전, 문화적 정체성의 측면에서의 통합이 그것이다.

〈그림 3-1〉 지속가능한 개발을 위한 통합관계



자료 : OECD, 1998.

그 중 경제적 효율성과 사회적 평등성 문제는 경제학자들간에 오랫동안 실제적인 측면과 잠재적인 측면으로 연구되어 온 부분이다. 반면 사회경제적 구조와 환경적인 측면은 최근에 체계적이고 분석적인 관심을 끌고 있다. 그런 관점에서 생태적 평등성 사안을 사회적 가치와 태도로 확장시킬 필요가 있는데, 이는 생태 그 자체보다는 문화적 인식과 전통에 보다 깊이 연계되어 있다. 지표설정에서 가장 중요한 환경적 목표와 기준은 동 지표가 직접적으로 자연과학적 사실에서 유래될 수 있는 것이 아니라, 경관 혹은 기타 쾌적함(amenities)과 같은 자연과 문화적 유산을 관리하고 유지하는 것과 관련있다는 사실이다. 따라서 지속가능한 개발의 지표는 이와 같은 통합적 관점에서 현실을 분석할 수 있는 틀을 기초로 하는 것이 바람직하다. 여기서는 부문별 지표인 수산업의 지속가능한 지표를 모색하기 이전에 우선 그간 각 국제기구에서 제시하고 있는 거시적 지표 기본 틀과 지표설정 기준을 검토해 보기로 한다(OECD, 1998).

1. OECD 지속가능 지표의 기본 틀

국제적인 논의에서 지배적인 역할을 하는 지표체계는 OECD가 제안한 압박-상태-반응 (pressure-state-response: PSR) 접근방식이다. PSR 틀은 인간이 환경에 대하여 압박(P, pressure)을 가하고, 이러한 압박이 환경의 질과 자연자원의 질, 즉 환경의 상태(S, the state of the environment)를 변화시켜, 사회가 이러한 변화에 환경정책, 일반경제정책 및 부문정책을 통하여 반응(R, the societal response)하게 되며, 이러한 반응이 인간활동에 의한 압박에 대한 피드백 고리를 형성한다는 인과적 관계에 기초를 두고 있다. 지표는 이러한 틀의 각 국면에서 개발될 수 있다.

이러한 접근방식은 유엔 통계국, 유럽 통계국 등 많은 국제기구에서 수정된 형태로 활용되고 있지만, 중대한 문제점을 내포하고 있다. 이 모델은 기존 데이터에 기초한 특정 시점의 환경압박과 환경상태에 초점을 둘 뿐만 아니라 선별적인 상태로부터 반응을 도출하기 때문에 단기적인 교정정책을 도출할 뿐 원인지향적인 접근의 전개를 어렵게 하고 있다. 다시 말하면, PSR은 정책적으로 사후관리(end-of-pipe)적 접근방법으로서 예방적 환경정책의 요건을 제대로 충족시키지 못한다.

OECD의 환경지표 검토 모형을 구체적으로 보면, 우선 OECD 프로그램 내용으로서 ① OECD 환경지표 핵심집합(core set) 구축, ② 부문별(예 : 수송, 에너지, 농업, 산림) 정책에 환경부문을 통합한 지표개발, ③ 환경회계와의 연계 등이 있다. OECD 환경지표 핵심집합 구성으로는 i) 모형과 용어의 규정, ii) 지표의 정의, iii) 지표의 측정, iv) 성과 검토시 지표의 사용 등이 있다. OECD 환경지표의 핵심집합과 환경성과의 분석을 위한 모형인 PSR 모형은 <그림 3-2> 및 <그림 3-3>과 같다.

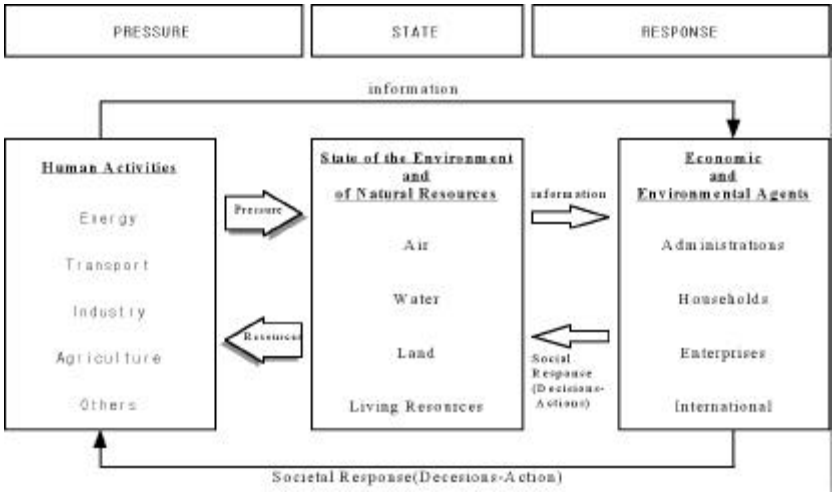
i) 압력(pressure) : 환경압력지표(indicators of environmental pressures)로 인간활동이 환경에 미치는 인간활동의 기술

ii) 상태(state) : 환경여건지표(indicators of environmental conditions)이며, 환경정책의 최종 목표임. 환경여건지표들은 환경여건(상태)과 시간이 경과함에 따른 개선(development) 정도를 파악하기 위하여 고안되었음. 환경에 대하여 압력을 가하려는 목적은 아님. 실제로 환경여건과 압력 사이의 구별은 모호하며, 환경여건의 측정은 어렵거나 비용이 많이 소요될 수 있음. 그러므로, 환경여건의 측정치는 종종 환경압력 측정치를 대체하여 사용하고 있음.

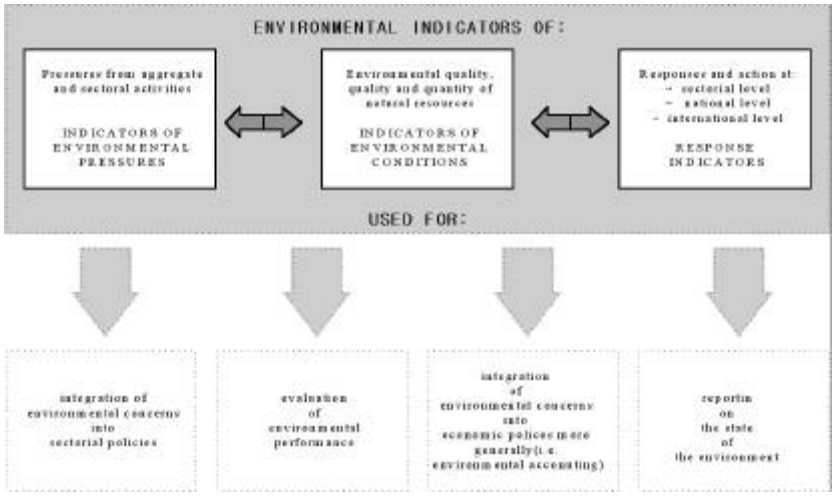
③ 반응(response) : 사회반응지표(indicators of societal response)임. 사회반응지표는 사회가 환경변화와 관심에 반응하는 정도를 측정한 것임. 사회적 반응은 다음과 같은 개인 및 집단적 조치를 나타내고 있음. 첫째, 인간 활동으로 유발된 환경에 대한 해를 완화하거나 방지하고, 둘째, 이미 부과되고 있는 환경피해를 멈추거나 전환(reverse)시키며, 셋째, 자연 및 천연자원을 보호하고 보존함. 환경압력 및 여건지표와 비교할 때 대부분의 사회반응지표의 역사는 짧고, 그리고 현재에도 개념상으로나 자료의 가용성 측면에서 개발상태에 있음.

OECD에서는 환경성과지표의 사용에 대한 원칙(고려사항)도 제정하고 있는데, 우선 지표는 평가를 위한 하나의 수단을 제공하는 것이므로 잘못된 해석을 피하기 위하여 정성적이고 과학적인 정보가 보충될 필요가 있다. 그러한 정보는 특히 평가의 기본이며 지표변화의 추진력(driving forces)을 설명하는 데 필요하다는 것이다. 둘째, 각 국의 생태적, 지리적, 사회적, 경제적, 구조적 특징을 고려하여 지표가 적절한 관점(context)에서 보고 및 해석되어야만 한다. 세 번째는 국가간 환경변수를 비교하기 위하여 표준화

〈그림 3-2〉 **Pressure (압력) - State (상태) - Response (반응) 모형**



〈그림 3-3〉 **환경지표의 특성과 사용**

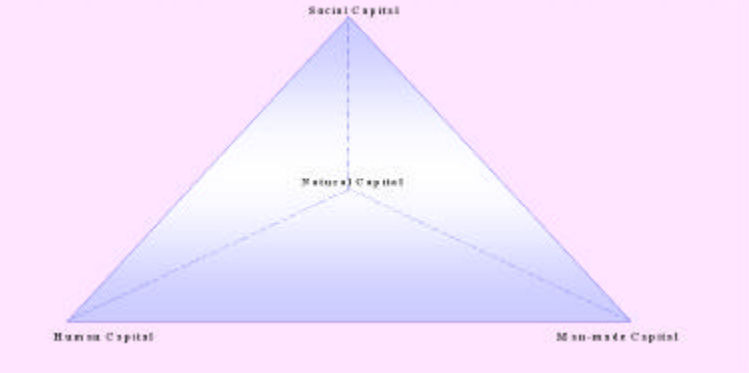


(standardization)**가 유일한 방법은 아니며**, **국가간 지표를 비교할 때 평가**(assessment)**는 선택된 국내총생산**, GDP/**인구**, **인구/토지영역**, **면적뿐만 아니라 국가별 정의**(national definition)**와 측정방법에 의해서 영향을 받을 수 있다**. **표준화가 국가간 비교를 쉽게 해주지만 국제적인 결의와 연계된 경우에는 절대치가 오히려 적절한 측정치일 수도 있다는 점을 지적하고 있다**.

2. 세계은행의 지속가능성 지표

세계은행(1995)이 발표한 바 있는 환경지표체계는 특별히 정책개발 응용에 목적을 둔 것으로 OECD의 PSR체계를 기본적으로 따르지만 세계은행은 지속가능성의 과정을 평가하기 위해 지속가능성 목표를 중시한다. 그런 까닭에 지표는 지속가능성 목표와 연계되며 성과지표(performance indicators)와 관련된다. 그리고 '국부'를 평가하여 비교하기 때문에 자본의 측면에서 지표를 설정한다. 즉 다음 <그림 3-4>를 통해 알 수 있듯이 사회적 자본, 인적 자본, 인공자본, 자연자본 식으로 지표를 개발한다. 이 때 가장 큰 취약점은 비경제적 자본을 어떻게 경제적 가치로 평가하는가 하는 문제이다. 이는 많은 문제점을 야기하고 오도할 가능성이 있기 때문이다.

〈그림 3-4〉 자본의 분류



3. UN-DPCSD[16]의 지속가능성 지표

UNCSD는 1997년말 지속가능한 개발을 위한 지표연구에 대한 1차 결과로 130여개의 지표를 제시하여 이들 지표의 사용을 촉진하고 실용가능성을 주요 국가를 대상으로 시험하고 있다. 이와 아울러 각 지표들의 적용방법론(methodology sheets)을 전 세계 국가들에게 제공함으로써 시험 프로그램

16) United Nations Department of Policy Co-ordination and Sustainable Development

의 효과적인 진행을 지원하고 있다. UN에서는 현재 작업 프로그램으로 2단계가 진행중인데 이해관계자 사이의 정보교환, 지역 및 국가수준의 훈련 및 구축능력 향상, 그리고 이 작업에 관심을 보여 온 국가에서 지표의 사용에 따른 환경성과의 개선을 감시하는 데 초점을 두고 있다. 피드백, 검사결과 및 분석작업이 진행됨에 따라 지표간 상호연계 방안, 총량지표의 정교화 등이 추가적인 연구에서 이루어질 것으로 예상되며, 환경지표의 개념적인 틀과 지표의 단순화 및 대표성에 대하여 심층적인 연구가 이루어질 것으로 예상된다.

UNCSD의 환경성과지표 모형으로 가장 흔히 인용되는 것이 '추진력-상태-반응(Driving Force-State-Response: DSR)'인데 각 항목을 구체적으로 설명하면 다음과 같다.

i) 추진력 : 지속적인 개발에 영향을 미치는 인간의 활동(activities), 과정(processes), 방식(pattern)
ii) 상 태 : 지속가능한 개발의 '상태'
iii) 반 응 : 지속가능한 개발의 변화에 대한 정책대안 및 기타 반응

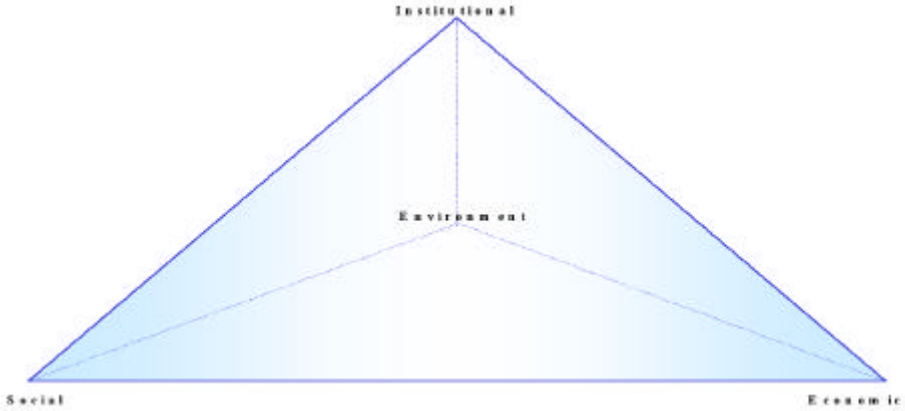
이 모델의 적용방법론(methodology sheets)의 목적은 자료의 수집과 분석을 쉽게 하기 위하여 국가단위의 사용자에게 각 지표의 ① 개념, ② 중대성, ③ 측정, ④ 자료원 등에 관한 정보를 충분히 알리는 데 있으며, UNCSD 지표의 예를 <표 3-1>에서 볼 수 있다.

UN-DPCSD에서도 자체 프로그램을 통해 지속가능발전 지표체계를 개발해왔다. 기본적으로 OECD의 PSR체계를 출발점으로 삼고 있지만, 다른 UN기구의 지원에 기초하여 지표 범위(scope)를 좀 더 확장시켜 비환경적 차원을 추가하고 있다. UN-DPCSD의 지표 기본 틀인 DSR은 지속가능성의 경제, 사회 및 제도적 측면을 환경적 측면과 동등하게 반영하고 있다 (<그림 3-5> 참조). 나아가 '원인, 징후, 해법'도식에 의한 이의 구조화도 시도하고 있다. 이런 방식은 압박을 저감하고 추진력을 전환하고 상태를 증진시키는 데 유효한 반응방식을 제시하지 못하고 있다. 제안된 정책조치가 반드시 추진력을 저지하도록 의도된 것은 아니고, 일부는 교정적인 조치들이며 많은 범주가 공란으로 남게 된다. 이러한 방식이 갖는 그 밖의 한계는 개발도상국 상황에 중점을 두기 때문에 많은 지표가 산업선진국에는 의미가 없다는 점이다.

〈표 3-1〉 UNCSD 지표의 일반적인 예

분류 \ 지표		Driving Force	State	Response
사회적	빈곤	· 실업	· 빈곤자 수(지수) · 빈곤지수 등	-
	인구와 지속 가능성	· 인구성장률 · 순이민 등	· 인구밀도	-
경제적	재정자원과 체계	· 순자원이전/ GNP · GNP 대비 ODA	· 부채/GNP	· 환경보호지출/GDP · 지속가능한개발을 위한 신규 혹은 추가 자금규모
	환경적으로 건전한 기술이전, 협력 및 능력 구축	· 자본재 수입 · 해외직접투자	· 환경적으로 건전한 자본재 수입비중	· 기술협력 승인 건수
환경적	토양자원의 계획과 관리에 대한 통합적 접근방법	· 토양의 사용변경	· 토양조건의 변화	· 지방의 천연자원 관리 분권화
	대기보호	· 지구온난화 가스 배출 · 황산물질 배출	· 도시지역의 오염물질 농도	· 대기중 오염감축을 위한 지출
제도적	의사결정정보	-	· 100명당 전화선 · 정보에 대한 접근성	· 국가 환경통계 프로그램
	지속가능한 개발을 위한 과학 수준	-	· 백만명당 과학자 및 엔지니어 수	· 백만명당 R&D분야에 종사하고 있는 과학자 및 엔지니어 수 · GDP 대비 R&D 지출

〈그림 3-5〉 UN-DPCSD의 지속가능성 지표의 통합체계



4. FAO[17]의 지속가능성 지표

FAO는 UN-DPCSD의 것을 기본 틀로 수용하면서, 지속가능한 개발 개념을 보다 일반적인 것으로 정의하고 있다. <그림 3-6>에서 볼 수 있듯이 지속가능한 개발을 환경, 환경내의 여러 자원, 사회경제적인 인류의 필요(needs), 기술 및 제도등 5개의 주요 요소로 구성된 것으로 본다(<그림 3-6>). 처음 두 요소는 보전해야만 하는 것으로 보는 반면에, 나머지는 일반적 관리과정을 통해 각각 충족, 통제, 확립되어야 하는 것으로 본다. 이와 같은 틀은 지속가능한 개발의 주요 두 관심사인 환경적인 복지(environmental well-being: E)과 인류복지(human well-being: H)에 역점을 두는 것이다.

FAO의 지속가능한 개발의 틀에 관한 정의는 모든 부문에 적용될 수 있는 폭넓은 것이기는 하지만, 특정한 목표점(targets), 기준(criteria) 및 지표(indicators)를 확인하기 위한 상세한 내역을 제시하지는 못하고 있다.

〈그림 3-6〉 도식적으로 표현한 FAO의 지속가능성 틀

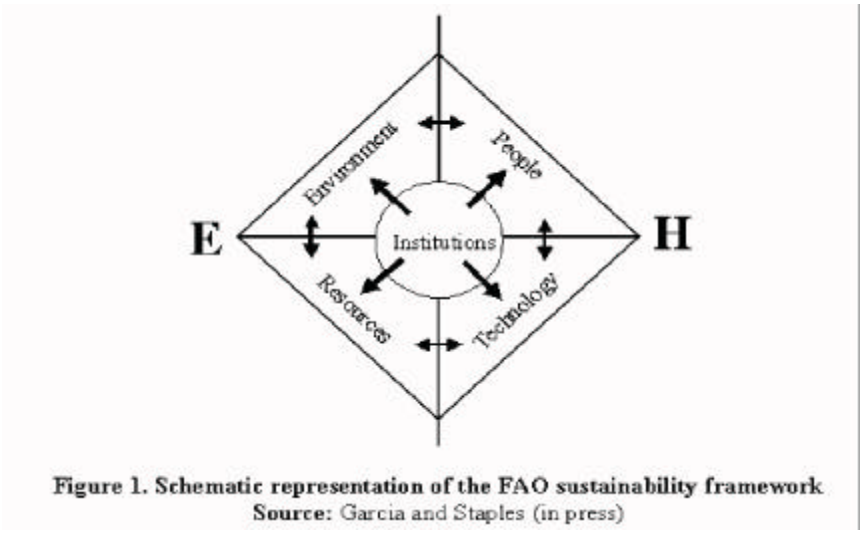


Figure 1. Schematic representation of the FAO sustainability framework
Source: Garcia and Staples (in press)

17) Food and Agriculture Organization of the United Nations

제 4 장 수산부문의 지속가능성 지표

1. 수산업의 특징

우리나라의 해양산업규모는 직간접효과를 포함하여 GNP 대비 7.06% 수준이다. 해양산업의 총 생산액은 약 6조원으로 GNP 대비 3.51%, 간접효과액은 약 6조 950억원으로 GNP의 3.55%를 점유하고 있다. 이 중 제조업과 관련한 해양부문이 3.14%, 운수, 창고 및 통신업과 관련한 해양부문이 2.05%, 수산업이 1.64%로, 이들 산업과 관련된 해양부문 비중이 총 6.83%에 이르고 있다. 해양산업부문의 고용 비중은 전 산업고용량의 2.47% 수준이고, 전 산업고용량 대비 각 세부산업별 고용 비중은 수산업이 1.16%, 제조업이 0.55%, 운수, 창고 및 통신업이 0.30%, 금융, 보험, 부동산 및 용역업이 0.29%를 차지하고 있다.

해양산업의 총 생산액 비중이 GNP 대비 3.51%인 점을 고려할 때 해양산업 고용인력의 노동생산성은 전 산업의 평균생산성을 상회하고 있다. 해양산업의 수출기여도는 수출 총액의 6.34% 수준으로 수산업 1,635백만달러, 조선업 6,593백만달러 등 우리나라 해양산업 수출액은 8,228백만달러이다. 그러나 우리나라 수출입 물동량의 99.7%가 해상을 통해 수송되고 있고, 수출입 물동량의 51.5%를 국적 해운선사가 수송하고 있는 점을 감안하면 해양산업의 실질적인 수출기여도는 훨씬 크다고 볼 수 있다. 산업연관효과는 전방연쇄효과가 적고 후방연쇄효과가 크게 나타나고 있어, 우리나라 해양산업은 전반적으로 개발초기단계에 있으며 향후 해양개발이 본격화될 경우 경제발전에 지대한 공헌을 할 것으로 전망된다.

수산자원의 가장 중요한 특징은 그것이 공유자원(common resource)라는 점이다. 공유자원은 자연 또는 인위적으로 만들어진 자원체계로서 그 양이 매우 크기 때문에 개별 경제주체들이 자원을 사용하여 수익을 얻는 행위를 통제하기가 매우 어려운 상태의 천연자원을 말한다. 즉 통제가 불가능하지는 않지만 성공적인 통제를 위해서는 매우 높은 관리비용이 수

반됨을 의미하는 것이다. 그러나 수산자원은 재생가능한 자원이어서 스스로 재생능력을 가지고 있으며 여러 경제주체에 의해 동시에 이용될 수 있다는 장점을 가지고 있다. 이렇듯 수산자원은 다른 자원에 비해 광범위하고 그 양도 다량 존재하고 있으며, 지속적인 보전을 통해 재생이 가능한 자원이다.

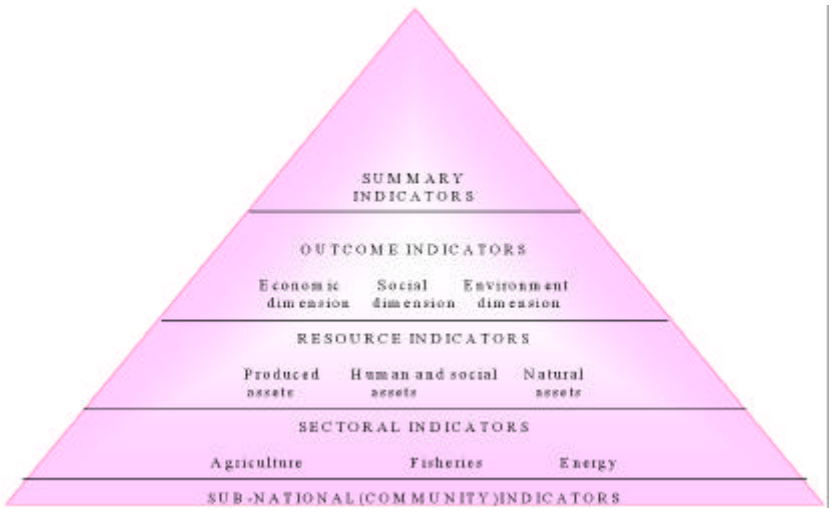
1970년대까지 수산물에 대한 수요가 증가함에 따라 많은 주요 어업국들은 수산업에 대한 투자를 확대하였으며, 그 결과 수산업은 식량산업분야에서 괄목할 만한 성장을 이룩하였다. 그러나 1980년대 들어서면서 이와 같은 투자증대는 결국 수산자원의 남획과 감퇴의 결과를 낳게 되어 수산업의 지속적 개발에 문제점으로 대두되었다. 수산업이 직면하고 있는 이러한 문제는 국지적 문제가 아닌 모든 연안국이 당면하고 있는 세계적인 공통문제로 인식되기 시작했다. 이러한 상황은 1991년 3월 제19차 FAO 수산위원회에서 새로운 개념의 책임있는 수산업에 관한 국제규범을 도입시키게 된 배경이 되었으며, 이에 따라 1992년 멕시코에서 FAO가 책임있는 수산업 이행에 관한 규범을 작성토록 촉구하는 칸쿤선언을 채택하였다. 또한 이 선언으로 인해 유엔환경개발회의의 「의제 21」에서는 책임있는 수산업이 중요한 관심분야로 받아 들여졌다. 이러한 과정을 통해 결국 1995년 FAO 총회에서 책임있는 수산업에 관한 규범이 채택되었다. 이는 곧 수산업의 지속가능한 개발에 관한 배경이 마련되었음을 의미하는 것이다.

그러나 최근의 일본 및 중국과의 어업협정 실패와 수산업의 중요성에 대한 인식부재로 인한 수산업의 위축은 수산자원과 수산업의 중요성을 상대적으로 증대시키고 있으며, 수산자원에 대한 효율적 관리의 필요성을 제고시키고 있다. 이렇듯 수산자원에 대한 지속가능개발과 수산자원에 대한 인식의 고조로 인해서 OECD에서는 지속가능발전 지표개발을 OECD 국가들의 최우선과제로 선정하여 각 분야별 지속가능발전 지표개발에 착수하였다. 이 연구는 수산자원의 효율적 관리와 지속가능한 수산업의 정량적 가치측정을 위한 지수가능성 지표의 구축방법을 OECD 방법론을 중심으로 고찰하고, 외국 사례를 통해서 지속가능지표의 방향을 제시하는 데 목적이 있다.

2. OECD의 지속가능발전 지표의 전반적인 추진방향

이상의 지표의 기본 틀에 대한 논의에서 공통적으로 지속가능한 개발은 경제, 사회 그리고 환경분야에서의 중장기적인 정책과 발전을 내용으로 하고 있음을 알 수 있다. 이러한 관점은 기후변화와 같이 환경을 위협하는 다수의 요인들의 규모를 평가하는 데 중요할 뿐만 아니라, 장기적인 인구구조의 변화가 연금과 보건체계의 재정적 지속성에 미칠 영향과 같은 사회적 분야에도 중요하다(OECD 1999b). 환경분야의 지표개발을 선도해 온 OECD의 경우 각기 특정한 정책적 요구에 부합하는 네 가지 범주의 지표들, 즉 부문지표(sectoral indicators), 자원지표, 산출지표, 요약지표들을 개발해 오고 있는데, 이들 지표들간의 관계는 다음의 <그림 4-1>과 같이 피라미드 형태로 정리할 수 있다. 물론 이들 지표가 적용되는 공간적 스케일은 각각 다른 것이다.

〈그림 4-1〉 상이한 정책문제에 대응하는 제지표의 피라미드



지표의 기본 틀은 기존의 데이터와 정보를 정리하는 데 중요한 역할을 한다. 기본 틀은 고려되는 정책 내지 분석대상의 문제에 따라 선택 결정되는 것이지만, 모든 경우에 있어서 상이한 분야(차원)간의 상호연관성과 대체성(trade off)의 분석을 가능케 하는 통일적 구조를 갖추어야 한다. 부

문지표로는 지금까지 OECD에 의해 교통, 에너지분야의 지표가 체계적으로 개발되었으며, 수산업 부문지표는 현재 개발중에 있다. 부문지표는 경제, 환경, 사회적인 관심사를 개별적인 산업부문 수준으로 통합하는 데 활용될 수 있을 것이다. 자원지표는 생산된, 자연적 그리고 사회적인 자산(자본)의 축적과 감소를 나타내 주는 것으로서, 현재의 행위와 생활패턴이 미래의 기회에 미칠 영향을 가늠해 주는 정보를 제공할 수 있다. 산출지표는 경제, 환경, 사회분야에서 현재 우리가 이루고 있는 발전의 방향과 질의 성격을 밝혀주는 역할을 할 수 있다. 요약지표는 다수 영역에서의 정보를 종합하고 선별하여 지속적 발전을 향한 현재의 발전경로에 관한 큰 그림을 제시하는 것을 목표로 하고 있다.

경제, 환경, 사회의 제반 조건에 관한 데이터들이 각 국의 지속가능한 개발의 진전을 측정하고 평가하는 데에 기초를 제공하지만, 우선적 목표는 한 국가내의 특정한 산업부문에 대한 경제적, 환경적 그리고 사회적 관심사를 통합할 수 있는 지표세트를 개발하는 것이다. 부문의 추세와 정책이 환경과 주민의 복지에 어떻게 영향을 미치는지를 파악할 수 있는 지표들을 개발하는 데에 대한 관심은 매우 높다. 지금까지 수송, 에너지, 농업부문과 같이 일국의 발전 지속성에 큰 영향을 미치고, 정부의 간섭이 중요한 부문 또는 활동에 초점을 맞춘 작업이 많이 이루어져 왔다. 그리고 이러한 부문지표들은 부문의 환경적, 사회적 중요성 추세, 부문이 환경과 사회에 미치는 긍정적, 부정적 영향, 그리고 이러한 상호작용의 경제적 측면과 정책적 측면을 보여준다.

3. 수산부문의 지속가능성 지표의 작성과 절차

강한 지속가능성 지표를 염두에 두고 지표를 작성할 때는, 기초자원, 기술적 변화, 제도상 변화 등을 반영할 수 있는 요건들을 포함해야 한다. 이를 좀 더 구체적으로 보면 i) 현 세대와 미래 세대를 위한 인간욕구의 충족, ii) 땅, 물, 식물과 동물 유전자원의 보존, iii) 환경의 미붕괴, iv) 적절한 과학의 사용, v) 경제적 실행가능한 개발, vi) 사회적 수용가능한 환경 등이다.

이러한 정의에 근거한 지표가 독립적이냐 또는 1개 이상의 변수를 통합하느냐 하는 것은 다음과 같은 절차를 통해서 파악할 수 있다.

i) 풍부하고 다양하며 회복력을 포함하고 있는 자원의 기능
ii) 원시적 조건에서 논의되는 환경
iii) 환경친화적인 수용능력의 기술
iv) 제도 (수산업 권리, 강제시스템)
v) 인간에게 주는 혜택 (식량, 고용, 수입)
vi) 발전의 경제학 (비용, 소득, 가격)
vii) 사회적 관계 (사회적 응집력, 관여, 추종) 등

OECD에서는 주로 PSR 분석 틀을 이용하여 지표들을 분류하는데 PSR 모형은 산업과 환경의 복잡한 상호연계를 능동적으로 반영하는 지표로 사용되는 대표적인 모형이다. 이러한 PSR 모형에 기초한 분석은 수산자원과 환경 사이의 관계를 밝히고 지속가능한 수산업을 추진하는 데 중요한 기초정보를 제공할 수 있다. 그러나 수산자원과 수산업은 환경압박을 흡수하는 능력을 갖추고 있기 때문에 환경상태의 변화를 압력으로 다 설명하지는 못할 것이다. 또한 환경의 질에 대한 판단은 사회문화적인 태도발전의 영향을 받기 때문에 특정한 환경상태의 변화에 대한 경제적 비용과 편익을 쉽게 계량화할 수 없다. 따라서 PSR모형은 지표들을 정확히 나누는 수단이라고 단정하기보다는 지표들을 제시하고 분석하는 기본 수단으로 인식하고 접근하는 것이 바람직하다(<표 4-1> 참조).

〈표 4-1〉 수산자원관련 PSR 작성

문 제 점	압력 또는 추진력	상 태	반 응
과다어업으로 인한 경제적 손실	과잉생산능력	바이오매스 〈 MSY 어획량 감소 과잉생산능력	제한 접근 감소노력 보조금 지급 압박
연안지역 서식지 감소	저인망 어업 대규모의 양식법	바다점유율 어린 생물 폐사율 맹그로브 점유율	지역보호 어획시즌 폐쇄 벌금 증대
해초 (Algal blooms))	오염	부영양화 해양사고의 빈도 해초의 생산성	양식법의 공급 - LBS의 관리통제

자료 : FAO (1999)

위의 모형에서 주의하여야 할 것은 지표를 고려할 때, 지표 사이에서 시스템의 응답시간뿐만 아니라 결합을 인식해야 한다는 것이다. 이러한

PSR 모형은 크게 5단계를 거쳐서 작성되는데 단계별로 보면 다음과 같다.

i) 1단계 : PSR의 범위지정(목적, 인간활동 및 이슈의 범위, 지리적 범위의 선정)
ii) 2단계 : 지표개발의 틀 개발(지속적 개발의 규모를 나타내는 구조, 예로 경제적, 사회적, 환경적 또는 제도적 지표 등 작성)
iii) 3단계 : 기준, 잠재적 지표, 판단기준 명시 (예 : MSY, MCY, MEY, LTAY 등)
iv) 4단계 : 지표와 판단기준을 묶는 집합 선정(기준 및 특정목표의 설정, 시스템의 개념적 모델 개발, 평가지표 및 잠재적 판단기준 결정, 지표의 실용성을 결정하는 요인 고려, 지표의 계산 및 지정에 사용된 방법의 기록 또는 문서화)
v) 5단계 : 통합 및 시각화(사용자의 이해가 용이해야 함. 다른 시스템과 비교 가능해야 함. 시각화란 복잡성과 정교함의 정도를 구체화하는 것임. 'kite diagram'(<그림 3-6>)을 사용하여 다차원을 표현할 수 있음)

PSR내에는 지표의 수준이나 변화 및 구조적 차이를 나타낼 수 있어야 하며, 개발 시스템의 상태는 지표의 수준, 변화 및 구조에 의해 더 포괄적으로 기술될 수 있어야 한다.

i) 수준의 지표 : 절대치의 값(어획량, 산란량, 고용, 이윤) 또는 비율(초기와 현재의 바이오매스의 차이, 수산업과 농업의 이윤의 차)들의 형태로 나타내게 되는 주요 시스템 변수의 공간적, 시간적인 발전을 반영하는 것
ii) 변화 지표 : 중요한 지표들의 방향과 변화율을 가리키는 것
(벡터지표, 목표의 지향 또는 목표로부터의 이탈속도와 움직임의 추세)
iii) 구조 지표 : 시스템의 기능적인 요소들을 참조하는 것으로, 특히 발전 또는 관리를 위해 유지된 목적과 제도와 메카니즘을 사용한 과정의 계획관리, 관리방법과 대책, 그리고 관리실현 등이 있다. 위의 세 가지 지표를 요약 정리한 것이 <표 4-2>이다.

〈표 4-2〉 지표 행렬

지 표	Presure(용량)	Status(바이오매스)	Response(관리)
수 준	C〉 Cmsy	B 〈Bmsy	감소계획노력
변 화	C의 연간 5% 증가	B의 연간 4% 감소	C의 5년간 연 5% 감소
구 조	어선군		어업권

자료 : FAO (1999)
주 : C - 어획량, B - 바이오매스

본 연구에서는 수자원과 수산자원의 지표를 동시에 작성하였는데 이는 수자원과 수산자원이 많은 면에서 상호관계를 가지고 있기 때문이다. 예컨대 내수면의 수질은 해수의 수질에도 상당한 영향을 미치게 되며 적조현상은 이러한 영향을 보여주는 대표적인 예이다. 그러므로 본 연구에서는 수질을 포함한 수자원의 지표를 작성하고 이를 수산자원과 연계할 수 있는 지표를 선정하여 우선 PSR을 작성하였다. 그 다음은 이러한 PSR의 기존체계를 중심으로 수자원과 수산자원의 지표를 작성하였다(<표 4-3> 및 <표 4-4> 참조).

〈표 4-3〉 수자원 관련 지표

	Pressures	States	Responses
주요지표	- 수산자원 - 물 사용량 - 내수에 배출되는 양 - 해양으로 배출되는 양	- 수산스톡변화 - 수자원 변화 - 수질	- 자원관리 및 복원 - 오염감시 및 통제 - 폐수 처리
지 표	- 지면과 지표수의 연도별 - 누수량 - 가정의 일인당 물소비 - 산업, 지방자치단체의 - 담수로의 방류량 - 해안의 기름유출 - 어종의 포획	- 땅, 카드뮴, 수은과 구충제들의 담수로의 집중 - 더러운 coilform의 담수로의 집중 - 담수의 산성화 - 담수의 BOD와 COD 수준 - 바다의 종류의 최대 지속 가능한 산출 - 해안에의 N과 P의 적재 - Algae index	- 폐수의 관리 - 총 처리량과 처리 형태(% of population served)

자료 : Bartelmus (1994)

〈표 4-4〉 수산자원 관련 지표

수산자원 관련 지표들		내 용
산출량 관련 지표	기준	Maximum Sustainable Yield (MSY), Maximum Constant Yield (MCY), Long-Term Average Yield (LTAY)
	지표	Catches, Catch value, Pelagic/Demersal ratio (P/D), Ratio Yield/MSY, MCY, LTAY
경제지표	기준	경제적 자립의 지속가능성, 총 자원의 잠재된 장기보전, 가치 극대화, 지대 극대화, 이윤의 극대화, 보조금 = 0
	지표	투자 : 이용가능한 천연자원 평가기준, 총 자연의 자산가치, 보조금 수준, 자산가치에서 보조금의 비율, 투자에서 융자비율, 최대 어획가치의 현재 비율, 최대 이익의 현재 비율, 예상되는 임대료 또는 임대료 극대의 추출비율, 가난, 부, 평균 나이
사회지표	기준	최대 지속가능한 고용, 최소한의 사회적 불안, 공정한(비교가능한) 수익들, 수용가능한 부의 배당, 선상의 안전과 식량안보
	지표	해안인구, 취업률, 산업간 이주와 출국관리, 나이, 대립의 빈도수와 정도, 비인가 색인, 수산업과 다른 수익들 사이의 비율, 인명과 선박의 손실률 (% loss per year), 물고기/caput의 유효성, 이윤
제도지표	기준	조사와 결정-지지 용량, 특정 법률, 효과적인 국민의 관심, 효과적인 관찰, 통제와 감시, 관리위원회의 설립, 부와 의사결정 메카니즘의 배당
	지표	조사 직원수와 예산, 정보시스템(예 : GIS, databases), 의사 결정과 관리실행의 과세조사 공헌도, 관리위원회에 의해 포함되는 어업, 참가도, 정보수집, 옵션분석, 의사결정, 시행, NGOs의 수와 역할, 대립의 지속과 제한
생태계 환경지표	기준	자원생물량 표준 Virgin biomass (BV), Minimum biological limit (MBAL), 0.3BV, BMSY, BMCY, 등
	지표	목적생물량과 목적 이외의 생물량의 종류, 명시기준의 제한 또는 중요 목표변수의 비율, (B/Bmsy, B/Bv 등), 저인망과 소리의 과학적인 설문조사들
생태학적 다양성	기준	종의 손실가능성 최소화, 유전 다양성 손실의 최소화
	지표	보호되고 있는 바다 구역의 수(PMA), 보호되고 있는 연안지역의 비율(완전 또는 부분적으로), 세포질 보존계획의 존재
멸종위기 서식지분포	기준	Seagrass beds, Mangroves, Mudflats, Coral reefs, 'Pristine'의 서식지
	지표	잉여지역과 '자연상태'의 또는 평가지역 사이의 비율, 살아 있고 죽었던 산호지역, 풀밀도, 종류 다양성 색인들, 모든 상태에서의 다른 색인들

〈표 4-4〉 수산자원 관련 지표(계속)

수산자원 관련 지표들		내 용
부존량 관련지표	기준	FMSY, FMCY, FLTAY, FMEY, F0.1, FOY (undetermined)
	지표	어획노력(f), 어획강도(f/unit area), 어획군 또는 어군(F), 현재와 목표 f 사이의 비율, f/fMSY, f/fLTAY 등
자원통계학적 구조	기준	Lc50, Lm50, , LF=0, tc50, tm50
	지표	수명 또는 나이 구성, 평균 수명 또는 나이, ratio of average length or age to length or age at first maturity(Lm50 and tm50), 자연상태의 평균길이 또는 나이에서 현재의 평균수명 비율(LF=0), 관계된 성비 (예 : marine mammals), 관계된 학계의 규모(예 : small pelagic resources), Fat index (예 : in small pelagic fish used for reduction).
기술지표	기준	환경친화적 기어, 가장 높은 가능성의 선택, 가장 낮은 가능성의 포기 비율 또는 zero-discard option, 최고로 이용이 가능하고 국지적으로 적당한 기술, 가장 낮은 오존파괴 가스 방사
	지표	Existence of Prior Consent (PC) or prior Authorization (PA) procedures, 수용가능한 기어목록, 선택성에 관해 언급하고 있는 기어규칙, 치어의 어획(by-catch of juveniles), 포기하는 것들(격자 시스템, 보호되고 있는 치어 지역들)
수질지표	기준	합의된 평가기준에서의 시간내에 상태 또는 'Pristine'상태, 국제환경 집회에 의해 확립된 종래의 표준, Codex Alimentarius 등
	지표	투명도(Secchi 가치), 위성 색 스캐너 지표, Algae index, 질소 구성요소들의 분리와 인과의 결합도, 다른 세계오염지표, 인구밀도(평균과 계절의 최고치), 절대가치 또는 절대비율, 해안지역의 기름방출량(Metric tons), 해안으로의 인과 질소 방출량 (Tons per year)

자료 : FAO (1999)

위의 <표 4-4>에서 작성한 수산자원 관련 지표는 부분별로 절대적인 대표치를 가지고 있지 않을 수 있다. 특히 지표의 선정이 있은 후에는 보고서의 형태로 보고를 해야하는데, 이런 경우 다음과 같은 점에 유의하면서 보고서를 작성해야 한다.

i) 정확하고 완전하며, 투명하고, 시기 적절한 보고서일 것
ii) '목표대비 실적'을 파악 할 수 있을 것
iii) 지표의 '질' 과 '유용성'을 평가할 수 있을 것
iv) 읽기 쉽고, 간단하고 쉬운 용어로, 사용자가 쉽게 이해할 수 있을 것

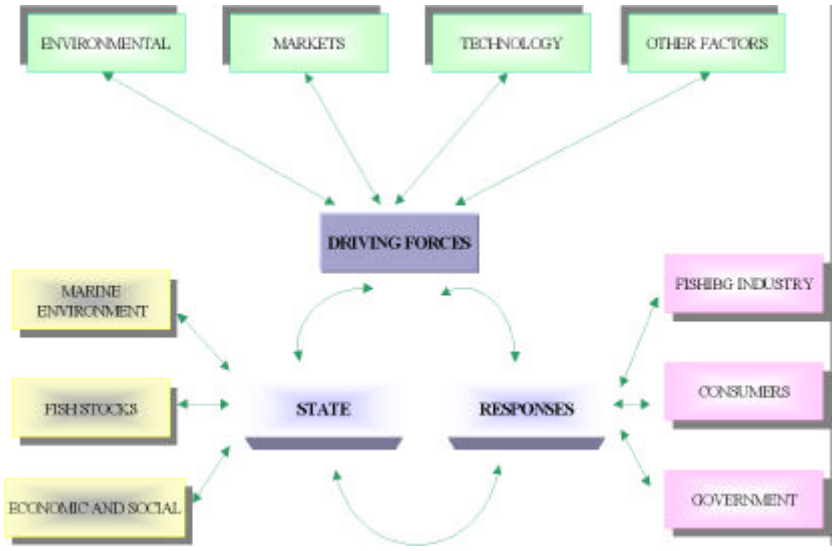
이러한 점을 염두에 두고 보고서를 작성하는 경우, 보고서의 내용에는 다음과 같은 사항이 포함되어야 한다.

i) 사용된 SDRS의 틀, 지표, 판단기준점 포함
ii) 지표는 계산하는 방법과 판단기준(reference point)에 대한 설명
iii) 지표의 신뢰 범위(confidence range)
iv) 해석과 분석
v) 목적과 연계되어 도출된 결론이 포함되어야 함

4. OECD PSR 틀에 의한 수산부문의 체계적 분석방법

보다 책임있고 지속가능한 어업은 전적으로 산업과 사회에 경제사회적인 편익을 증진시키게 될 것이다. 그러나 보다 책임있는 어업으로의 전환을 원래 단기적인 비용과 장기적으로 가능한 편익을 비교하는 어려운 과정이다. OECD 위원회에서는 이러한 배경하에 1996년에 지속가능하고 책임있는 어업으로의 전환을 위한 환경, 경제 및 사회적 관계의 연구에 착수키로 결정한 바 있다(<그림 4-2>). 동 연구의 목적은 비용과 편익의 정량적 평가 수행을 통하여 방법과 수단 분석을 촉발하는 것이다. 책임어업으로의 전환과 관련한 기법을 식별하고 비용과 이득을 평가해야 한다는 것이다.

〈그림 4-2〉 OECD의 PSR체계에 의한 수산업



OECD의 수산위원회는 4가지 측면, ⅰ) 전환비용과 이득 평가, ⅱ) 자원 지속가능성에 관한 정부 재정전환의 영향 조사, ⅲ) 전환의 사회적 영향을 식별, ⅳ) 전환을 촉진함에 있어 사후 생산량의 규칙 조사에서의 전환과정에 역점을 두기로 결정하였다. 현재 OECD는 수산업의 지속가능한 지표를 개발중에 있는데, FAO는 OECD의 PDR틀과 관련하여 지속가능한 발전지표를 <표 4-5>와 같이 예시하고 있어 우리나라 수산지표의 기본틀 마련에 참고할 만한 자료를 제공하고 있다.

〈표 4-5〉 수산업에 적용한 FAO의 개념과 PSR지표의 예

차 원	압 박	상 태	반 응
생태계 (자원과 환경)	- 총 어획량 - 총 어획량 영역 - 어획량/지속가능한 - 어획량 - %자원〉 목표 - 총 폐기물 방출	- B/목표B - F/목표F - E/목표E - % TR〉 목표 - % NTR〉 목표 - 생물다양성지표 - 공동체 구조 - 열대구조 - 주요서식처 영역	- TAC/지속가능한 어획 - % 감소된 스톡 - 육지기인 오염물의 저감 - 설정된 사용자 권리 - 설정된 사용자 이용료
사회적	- 어획노력량 - 선박수 - 어민의 증가율 - 실업률 - 이주율 - 사회 불안	- 어민의 수 - 빈곤선 이하 인구(%) - 소득 및 자산분배	- 실업보조 - 협회지원 - 자원배분결정
경제적	- 부문별 실업 - 보조금 - 초과어획능력 - 자원 임차 잠재력	- 수익성 - 임금과 봉급 - 부문별 고용	- 경제적 유인과 비유인 (즉, 보조금, 세금, 환매) 명령과 통제기법
제도/정부	- 고용정책 - 재산권 이용의 부재	- 관련 자원 % - 관리계획 갖는 % - 관리비용 복원 % - 유연성 비율 - 공동관리 자원 %	- 관련 자원 % - 직업 전환 프로그램 - 재훈련 프로그램 - 유연성 수행 수

참조 : B=바이오매스, F=어획사망률, E=이용률(exploitation rate), TR=목표자원 (target resources), NTR=비목표자원

자료 : FAO (1999)

5. 수산업부문 지속가능발전 지표 틀의 개발

수산업에는 오래 전부터 수천 개의 지표들이 존재하여 왔는데, 지속가능한 개발으로의 진전을 파악하기 위해서는 일련의 지표들의 개발, 구성조직, 이용체계가 필요하다. FAO는 이를 위해 지속가능한 판단제도(sustainable development reference system: SDRC)를 제안하고 있다. SDRC는 수산업부문의 지속가능성을 나타내는 체계로서 설정된 목표와 제약에 기초하는 판단기준점(reference points)과 관련지표들로 구성되어 있는데, 여기에는 이들 정보를 제시하고 시각화하는 수단도 제시해 주고 있다. SDRC는 지속가능한 개발의 성과와 진전을 측정하는 데에 일차적 목적을 두고 생태적, 사회적, 경제적, 그리고 제도적 목표 등 광범위한 지표들을 포함하고 있는데, 지속가능발전 달성을 위한 전략을 검토하는 유인도 제공할 수 있도록 고안되어 있다.

1) 지표설정의 기본 틀 선택

우선 FAO는 지표설정을 위한 기본 틀의 선택은 정책의 우선 순위를 반영하여 이루어 질 수 있으며, 이미 다른 목적을 위하여 사용되고 있는 틀을 지속가능한 수산업에 적용하는 것도 가능하다고 본다. 기본 틀의 채택은 단지 수산업의 지속가능한 개발의 넓은 범위를 실용적인 지표 선택에 적합한 수준으로 세분하는 첫 번째 단계이다. 앞에서 살펴본 기존의 지표기본 틀과 FAO가 제시하고 있는 틀을 대조하여 보면 다음의 <표 4-6>과 같다.

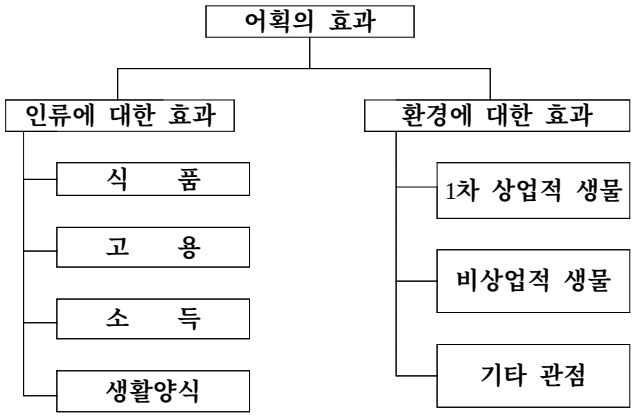
〈표 4-6〉 잠재적인 SDRS 틀에 제시된 제차원

틀	차 원	
지속가능한 개발의 일반적인 틀	인류 시스템	환경 시스템
FAO의 지속가능한 개발에 대한 정의	- 자원 - 제도 - 사람들	- 환경 - 기술
FAO의 책임어업 수행준칙	- 수산업 수행 - ICAM에로 통합 - 양식 개발	- 수산업 관리 - 수확후 실행과 무역 - 수산업 연구
OECD의 압박-상태-반응(PSR)	- 압박 - 반응	- 상태
UNCSD의 지속가능한 개발	- 환경적 - 사회적	- 경제적 - 제도적

지속가능한 개발의 일반적인 틀은 단순하게 인간과 환경차원으로 크게 나누고 있는데, FAO는 자체의 정의에 의거 다섯 개의 차원을 포함하는 틀을 제안하고, 책임어업수행준칙(Code of Conduct for Responsible Fisheries)의 실제적 수준의 차원 틀을 제시하고 있다.

압박-상태-반응(PSR) 틀은 지속가능한 개발을 프로세스와 관련한 구성요소로 분류하는 간편한 방법으로 종종 구조적인 틀과 결합되어 이용되고 있다. 이 틀은 인류의 행동에 따른 시스템의 압박, 시스템의 상태, 실제 혹은 바람직한 사회적 반응을 고려하고 있는데, 압박 내지 추진력의 지표화는 관리개입의 대상이 되기 때문에 중요하다. 실제에 있어서 기본적인 범위와 목표를 포함하고 있는 한, 어떤 틀이 채택되는가는 문제가 되지 않는다. 상이한 틀은 많은 경우 동일하거나 유사한 지표들을 선택케 할 것이지만, SDRS에 포함될 분류기준, 목표, 관련지표 및 기준점을 검토하는 상이한 방법을 제시해 줄 것이다. 구조적인 틀은 구성인자들을 계층적으로 세분시킬 수 있다. 예컨대, 수산업이 미치는 영향을 인간과 환경으로 구분하여 보고, 이를 다시 식품, 고용, 소득, 생활스타일과 일차적 상업적 어종, 비목표 어종, 기타 환경측면 등으로 세분하는 것이다. 많은 경우 다음 <그림 4-3>와 <표 4-7>에서와 같이 체계내에 포함되는 여러 규모를 고려하는 것도 필요하다.

〈그림 4-3〉 지속가능한 개발 틀의 계층적 하부구조



〈표 4-7〉 CSD 틀과 다양한 지리적 범위에 기초한 단순한 지표개발 틀

구 분		규 모 (수준)			
		지구적	지역적	국가적	국지적
차 원	경 제 적				
	사 회 적				
	생 태 적				
	제도/관리				

2) 판단기준, 목표관련 지표 및 기준점

시스템이 어떻게 작동하고, 구성요소들이 어떻게 상호작용하는가 하는 판단기준, 목표, 그리고 관련지표들은 생태적, 사회적, 경제적 등 고려되는 차원과 규모에 따라 다를 것이다. FAO의 SDRC의 목적 중 하나는 지속가능한 개발에 대한 여러 차원의 중첩된 관점을 통합하려는 것이다. 지표를 의미있게 이용하기 위해서는 그 진전을 지표와 기준점으로 측정할 수 있도록 목표를 설정하는 것이 필요하다. 이 때 목표에 따라 판단기준에 관련된 지표들이 달라질 수 있다.

모든 이해당사자들이 동의하는 목표들을 개발하고 제시하는 것은 지속적 발전의 성취를 위한 주요한 진전이다. SDRC체계는 이러한 목표들을 장기적 관점에서 제시하고 각 목표들간의 관련성과 대체성을 명시하는데 도움을 줄 수 있다. 일부 판단기준에 대한 목표들은 잘 정의될 수도 있으나 일부는 국제적 협약, 입법, 공중의 기대 등에 포함될 수 있으며, 그 밖의 지역공동체 발전촉진과 같이 명확히 규정하고 합의하는 것이 힘들 경우도 있다.

6. FAO의 수산부문 지속가능성 지표

FAO는 일반적으로 수산업에 있어서 지속가능성 지표로 생태, 경제, 사회 및 관리의 네 가지 차원에서 판단기준과 그에 의거한 지표들을 체계

화하는 작업을 수행하여 왔다. <표 4-8>은 이러한 체계를 개발하는데 전형적으로 필요한 항목을 체크리스트형태로 예시해 본 것이다. 여기서 제시하고 있는 판단기준은 규모와는 독립적으로 일반적인 적용이 가능하다.

〈표 4-8〉 지속적 발전의 주요차원에 대한 전형적인 판단기준

차 원	판 단 기 준
경제적	- 생산량 - 생산량의 가치 - GDP에 대한 수산물 기여도 - 수산물 수출가치(총 수출가치와 비교) - 어망 및 어획 기간시설 투자 - 세금과 보조금 - 고용 - 소득 - 수산업 지대(순이윤)
사회적	- 고용/참가 - 인구 - 읽고 쓰는 능력/교육 - 단백질/소비 - 소득 - 어업전통/문화 - 부채 - 의사결정에 성 분포
생태적	- 어획구조 - 목표종의 상대적 풍부성 - 이용률 - 비목표 종에 대한 어획용 선박 등의 간접효과 - 서식처에 대한 선박 등의 직접효과 - 생물다양성(종) - 주요 서식처의 영역과 질적 변화 - 어획압박 - 어획 대 비어획영역
관리(governance)	- 명령조직 - 재산권 - 투명성과 참가 - 관리능력

1) 생태적 판단기준(ecological criteria)

지속가능한 수산업의 생태적 기준으로는 우선 **어획구조**(catch structure)가 있다. 어획구조는 어류의 크기, 종 구성과 마리수, 종별 영양수준과 관련있다. 어획구조 변화는 수산업에 있어서 잠재적 비지속가능성의 주요 징표이다. 이 정보는 어부로부터 수집할 필요가 있고 세부적인 시간과 공간적 규모로 파악되어야 한다.

다음의 기준으로는 중요한 서식처와 그 질적 수준이다. 예컨대, 해조류, 망가로브, 해초대(algal beds) 등의 식물 서식처, 강하구, 산호초 등은 해양생태계의 기초 요소이다.

그리고 어획과 비어획영역에서의 **어획압박**(fishing pressure - fished vs unfished areas)도 하나의 판단기준이다. 어획가능한 영역내 모든 지역이 같은 압박을 받는 것은 아니다. 물리적으로 접근이 어려워 어획영역이 아닌 곳이 있는가 하면 물리적 요인 혹은 상업용 어류의 집단서식 등의 이유로 집중 어획되는 곳이 있다.

이와같이 어획이 일어나는 지역과 일어나지 않는 지역의 범위를 모니터링하는 것은 서식처와 종의 보호범위에 대한 유용한 대리변수이다. 이러한 대리변수를 계측하고 문서화하기 위해, 어획위치, 사용되는 선박 등의 형태 및 어획활동의 빈도와 같은 상세한 정보가 필요하다. 이러한 지표에 대한 데이터는 어부와 협동하여 얻을 수 있으며, 지도 혹은 GIS(지리정보체계)에 상응하는 형태로 기록될 수 있다.

2) 경제적 기준(economic criteria)

지속가능한 수산업의 경제적 기준으로는 우선 **수익성**(profitability)을 든다. 보조금이나 가격통제와 같은 주요 시장왜곡이 없을 시, 수익성은 가장 중요한 단일 경제기준이다. 일반적으로 수익성이 낮거나 음일 경우, 어획스톡이 경제적 측면에서 낭비적인 방법으로 남획되고 있으며, 어획능력과 노력이 경제적 및 생물학적 기준에서 모두 과도한 것임을 나타내는 것이다. 오직 예외적으로 수산물 가격은 낮은데 상대적으로 어획비용이 높은 불리한 조건이 결합되어 저수익을 낳을 수 있다. 대부분의 상업적 어류스톡은 현재의 어획기법을 사용하고 효과적인 어획경영을 할 경우

만족스런 투자수익을 가져올 수 있다. 이론상 완전 시장경제에서 이윤은 모든 투입과 산출이 정확하게 기회비용 또는 지불의사수준으로 가격이 결정되므로 자원렌트와 일치할 것이다.

다음의 경제적 기준으로 **어업권의 가치**(value of fishing entitlements)가 있다. 관리를 개별 양도가능한 쿼터(individual transferable quotas, ITQs)와 같은 양도가능한 권리를 통한 경우, 자원렌트는 어업권의 가치로 자본화된다. 이론상 어업권의 가치는 미래 이윤 혹은 렌트의 흐름을 할인한 값의 합계(즉 순현재가치)이다. 그러므로 투기성 거래가 없는 경우 쿼터권리의 시장가격 변화는 어획의 추정된 잠재적 이윤변화를 반영한다. 예컨대, 그러한 변화는 스톡감소결과 어가하락 혹은 어획비용 증가로 발생할 수 있다. 어업권의 차세대 소유자는 권리구매시 발생하는 자본비용으로 인하여 낮은 이윤이나 제로의 이윤을 얻을 가능성이 크다.

마지막 기준으로 **보조금**(subsidies)이 있다. 경제적인 낭비와 남획을 일으키는 가장 중요한 단일 요소로 연료나 선박, 어구구매와 같은 어획 투입부문에 대한 보조금 제공을 들 수 있다. 그러한 보조금의 크기는 수산업의 낮은 경제적 성과뿐만 아니라 효과적인 어획관리의 정책적 어려움을 나타내 줄 수 있다. 이러한 어려움은 대규모의 보조금 혜택을 받는 수산업에서 흔히 과잉생산능력을 지니고 있으며, 이에 따라 초과능력과 고용을 감소시킬 필요가 발생하는 데 관련된 것이다. 그러한 조정은 오직 환매, 한시적 재훈련 및 실업어민들을 위한 소득지원 같은 보상적 조치를 수반할 때에만 정치적으로 가능하다.

3) 사회적 기준(social criteria)

사회적 기준으로서는 우선 수산업 부문의 고용을 들 수 있다. 흔히 많은 나라에서 수산업부문의 작업이 제한된 훈련과 교육을 필요로 하기 때문에 고용의 마지막 기댈 곳(last resort)으로 간주하고 있다. 전형적으로 수산업에는 자체적으로 흡수유지할 수 있는 수준을 훨씬 넘는 많은 어민들이 존재하며, 높은 어획압박으로 이러한 과잉 어업노동력에 영향을 미치게 될 수 있다. 따라서 수산업내 총 임금노동자 혹은 피고용자의 변화는 어획조건과 어획에 생계를 의존하고 있는 지역주민에게 모두에 유용한 지표일 수 있다.

다음으로 단백질 소비를 들 수 있다. 개발도상국의 경우, 특히 연안지역사회에서 동물성 단백질 소비의 3분의 2 이상은 수산물로부터 취한다. 그러나 최근 수산물의 일인당 이용가능성은 어획감소와 해외소비를 위한 고부가가치 어획의 수출로 점점 많은 나라에서 감소추세에 있다. 생산하려는 수요가 증가함에 따라 지역적 소비를 희생하면서 보다 수익성 높은 시장을 위해 보다 많은 어획을 하는 비지속가능한 관행의 위험도 가중되고 있다. 일인당 수산물 소비 및 총 단백질 소비 중 수산물이 차지하는 비중의 변화는 연안지역사회의 생계에 수산물의 기여도와 밀접한 관계가 있어 중요한 판단기준이 되며, 어획에 있어 지속가능한 개발을 위한 지역사회 압박과 관련될 수 있다.

마지막으로, 전통과 문화도 주요 판단기준이다. 세대를 거쳐 구전되는 지역의 전통적 지혜는 개발도상국이든 산업 선진국이든 많은 나라에서 어획 관리에 중요한 측면이 될 수 있다. 이러한 전통은 어획에서 해야할 것과 해서는 안될 것을 지시하고 있고, 일부사회에서 타부로 남아 전래되기도 한다. 전통적인 관행의 상실은 어획관행의 실질적인 변화를 나타낼 수 있고, 전통적인 어획관리 시스템을 상실하였다는 징표일 수도 있다. 전래적인 어업관행의 존속에 관한 정보는 어민과 지역공동체 지도자들로부터 취할 수 있다.

4) 관리/제도적 기준(governance/institutional criteria)

관리 및 제도적 판단기준으로는 우선 관리역량(capacity to manage)을 들 수 있다. 수산업의 관리역량은 이용가능한 인적, 화폐적 자원뿐만 아니라 능력있는 제도들의 존재 여부에 좌우된다. 수산업 관리를 위해서는 필요한 정보수집, 관리지침의 개발과 합의, 시스템의 상태를 모니터링하면서 제규정을 시행하는 데 시간과 자원을 투자하는 것이 필요하다. 경제적으로 건전한 수산업은 관리비용을 감안하고 난 다음의 투자수익이 수용할 만한 수준이 되어야 한다. 그러나 많은 어업에서는 수익이 한계적이거나 마이너스 상태이기 때문에 관리비용이 장기적으론 이익이 될지 몰라도 당장에는 단기수익을 감당하기 어려울 정도로 감소시키는 추가적인 부담으로 여겨지고 있다.

수산업 관리는 또한 일련의 규제와 그것을 제정, 시행하는 체계를 포함

하는 적절한 제도적 기초를 필요로 한다. 관리제도와 계획은 전통적인 권력구조에 의존하는 과거의 생존어업과 달리 산업화된 수산업에서는 지속가능한 개발을 보장하기 위해 공식적인 관리계획을 필요로 하는데, 이를 위한 규제를 개발하여 시행하는 능력은 매우 제한적이다.

특정한 목적과 목표를 달성하기 위한 수산업의 관리는 수산업 종사가 허용된 어민들의 행위와 그들이 사용하는 어획장비를 관리하는 제반 규칙을 제정, 적용하는 것을 필요로 한다. 이러한 규칙들이 유효성을 지니기 위해서는 의사결정자들이 피드백을 제공받을 수 있는 방법과 함께 이를 준수하는가 여부를 평가하는 제도적 장치(compliance regime)가 준비되어 있어야 한다. 이러한 준수평가체제는 수산업을 지속가능하게 유지하기 위한 규칙이 실제로 어느 정도 적용되고 있는지를 평가한다. 이러한 준수도 평가체계의 존재와 유효성은 수산업 관리계획과 전통적 어업에서 관행의 검토를 통해 평가될 수 있다.

전적으로 하향식으로 관리되는 수산업은 높은 비지속가능성의 위험에 처해지는 추세가 증가하고 있다. 의사결정 과정에서의 이해당사자들의 참여부재는 어획에 이해가 걸린 어민이나 그 밖의 당사자들로 하여금 지속가능한 수산업을 유지하기 위해 설계된 규칙들을 무시하도록 만들고 있다. 의사결정 과정에서 투명성과 참여가 지속가능성을 보장하는 것은 아니지만, 투명성과 참여없이 수산업에서 지속가능성 달성은 기대될 수 없다. 투명성과 참여도는 어업 관리계획과 특히 의사결정 과정에 어부들의 유효한 참여를 허용하는 구조적, 기능적 요소들의 평가에 의해 측정할 수 있다.

5) 경제적 기준과 지표의 예

FAO는 이와 같은 각 차원의 판단기준들에 준한 여러 지표의 예를 제시하고 있는데, <표 4-9>는 경제적 판단기준에 준하여 설정한 지표들이다. 물론 이들 지표는 특정한 지역이나 상이한 여건에 따라 모두 적용가능한 것은 아니며, 지역적, 국가적 그리고 수산업의 우선순위와 정책에 따라 다른 지표들이 추가적으로 필요할 수 있을 것이다.

〈표 4-9〉 경제적 기준과 지표의 예

기 준	지표 예시	구 조	참조 사항
어획량	- 입하량 - 포획량	- 종별 : 연령그룹 - 영역별 - 수산업 세부문별	- MSY - 역사적 수준 - 정책목표 수준
어획수확능력	- GT(갑판있는 배) - 어선수(갑판없는 배) - 총 노력	- 선단별 - 수산업분야별 - 선박의 연령구조 - 어획 - 사망률/종별	- MSY의 능력 또는 노력 - 정책목표 수준
수확가치 (불변가격기준)	- 총 할인가치 (상륙가격)	- 종 그룹별 - 세부문과 어업별	- 선별된 역사적 수준
보조금	- 조세감면 - 보조금	- 세부문별 - 선단/어업별	- 역사적 수준 - 제로수준 - 목표수준
GDP에의 기여	- 수산업GDP/GDP	- 종 그룹별	- 역사적 수준
수출	- 수출/수확가치	- 종 그룹별 - 수산업부문별	- 역사적 수준
투자	- 시장가치 또는 대체가치 - 감가상각 - 선단 연령구성	- 선단별 - 어업별	- 역사적 수준
고용	- 총 고용	- 세부문별 - 선단/어업별	- 역사적 수준 - 현실적 정책목표
순수익	- 이윤+렌트 - 순수익/투자 - 권리의 가치	- 세부문별 - 어업별	- 역사적 수준 - MEY
노력 (주로 어업수준에서)	- 선박수, 어획시간 - 사용장비량 - 고용	- 어업부문별 - 물리적 또는 화폐적 크기	

제 5 장 우리나라 수산업의 지속가능성 지표의 현황

1.자료와 통계

지표는 자료와 통계로 구성된다. 따라서 자료의 존재여부와 자료획득의 비용은 지표와 지수분야에서 관건이 된다. 자료의 존재여부 및 질과 양은 국가나 수산업에 따라 크게 다른 실정이다. 특히 선진국과 개발도상국간의 자료와 통계의 존재여부의 불평등은 세계적 또는 지역적인 수준에서 지속적 발전과정을 평가하기 위한 지표개발에 있어서 큰 문제점이 될 것이다.

1) 공식(승인된) 통계자료

일반적으로 통계자료는 자료의 신뢰도와 수집의 주기성에 따라서 여러 가지 유형으로 나뉜다. 우리나라의 경우 통계자료는 공식통계자료와 비공식통계자료의 두 그룹으로 분류된다. 승인된 통계자료는 통계청(NSO)의 위원에 의해 승인되며 공식통계자료라 부른다.

우리나라 통계법[18](The Statistics Law)에 의하면 공식적인 통계는 '지정통계'와 '일반통계'로 구분된다. 지정통계는 통계법상의 통계작성기관이 작성하는 통계 중 통계청장이 지정하여 고시하는 통계를 말한다. 지정통계자료는 인구조사, 조사(측량)와 행정상의 기록에 의해 도출된 결과로부터 만들어진다. 지정통계자료는 정책수립을 위한 기초자료로서 매우 중요하며, 개인 그리고 법인 및 단체는 지정통계자료의 수집을 위해 필요한 통계적인 자료를 보고할 의무가 있다. 통계법에 의하면, 통계청은 통계작성기관에게 공식적인 통계자료를 수집, 발간 할 수 있도록 승인할 수 있는 권리가 있다.

---

18) 통계법은 통계에 관한 사항을 종합적으로 조정하고 통계의 체계를 정비함으로써 통계의 신뢰성과 통계제도 운용의 효율성을 확보함을 목적으로 한다.

한편, 일반통계는 통계작성기관이 작성하는 통계 중 지정통계 외의 통계를 의미하는데 여기에서 통계작성기관은 중앙행정기관, 지방정부 또는 지정된 비정부기관을 말한다. 현재 공식적인 통계는 124개 지정기관에 의해 399종의 공식통계가 작성되고 있는데, 이 중 213종(53.5%)은 중앙정부기관에 의해서, 84종(21.1%)은 지방정부기관에 의해서, 그리고 나머지 102종(25.6%)은 사적 단체에 의해서 만들어진다. 또 399종의 공식통계 중 지정통계는 78종이고 일반통계는 321종이다.

수산업에는 해양수산부와 수산업협동조합이 통계작성기관에 속하며, 그 외에 통계청과 다른 통계작성기관도 수산업의 통계자료를 수집한다. 수산부문에서는 지정통계와 일반통계를 합친 12종의 공식통계가 5개 통계작성기관에 의해 생산되고 있다(<표 5-1>참조).

해양수산부는 매년 수산물가공업생산고조사와 어선세력조사를 행하는데 이에 관한 통계는 「해양수산통계연보」를 통하여 발표되고 있다. 이러한 통계량은 해양수산부가 1996년 발족하기 이전 농림수산부 산하에 있었던 당시부터 발간되어 왔다. 「해양수산통계연보」는 어업가구와 가구원, 부문별 어업생산량 및 생산액, 천해양식어업, 어가경제, 수산가공품, 그리고 수산물의 수출실적에 관한 통계를 제공하며, 이 연보는 어가경제에 대한 주요 지표를 보여주고 있다.[19]

수산업협동조합은 매년 어업경영조사를 수행하여 그 결과를 「어업경영조사보고」에 수록하고 있다. 「어업경영조사보고」에는 어로수입과 지출, 자산과 부채, 그리고 해양수산부장관 허가어업과 정치망어업의 부가가치에 대한 정보와 자료를 포함한다. 또한 「어업경영조사보고」는 어선의 수익성 지표, 생산성 지표 및 안정성 지표를 포함하는 수산경제지표를 생산한다는 점에서 가치가 있다.

통계청은 수산부문의 공인된 통계자료의 주요 생산기관이다. 통계청은 우리나라에서 공인된 통계자료의 생산과 발간을 맡고있는 정부기관으로서 전반적인 분야의 사회적·경제적인 통계자료를 생산하고 있는데, 수산업분야에서는 「어가경제조사」, 「어업총조사」, 「어업생산통계조사」, 「어업기본통계조사」, 「농어업법인사업체통계조사」, 「소비자물가지수」 등이 통계청에 의해 작성되고 있다.

---

19) 「해양수산통계연보」는 또한 항구와 해상교통에 관한 통계도 제공한다.

「어가경제통계연보」는 어가경제상황에 대한 정보를 제공한다. 이것은 1978년 이래 매달 조사되고 있다.「어가경제통계연보」는 어가구성원, 어가자산, 어가부채, 국내어업 총생산, 어업조수입, 어업생산지출, 겸업수입과 지출에 관한 통계자료를 포함한다.

통계청은 또한 어업생산통계를 작성하고 있는데, 어업장비별, 지방별, 판매형태별 어업생산에 대한 통계와 수산물 수출입에 관한 통계자료를 1965년 이래 매달 발간하고 있다.

통계청은 1969년 이후 10년마다 어업조사를 행하고 그 결과를「어업총조사보고」로 발간한다.「어업총조사보고」는 어업을 세 분야, 즉 해면어업, 내수면어업, 수산관련시설로 구분하여 통계를 작성하고 있다. 조사의 목적은 한국수산업의 현황과 변동추세를 파악하여 수산정책 수립에 필요한 기초자료를 제공하고 국제상호간의 비교분석 자료로 활용케 하는데 있다. 이 보고서는 어업사업경영체, 어가의 수, 어가인구, 어업종사자 수, 어업경영에 관한 자료를 제공한다.

그리고 「어업기본통계조사보고서」는 1973년에 처음 작성되었는데, 어업총조사가 수행되지 않는 연도에 수행된다. 동 조사는 표본어가를 대상으로 조사하여 어가수, 어업인구 및 어업종사자에 대한 통계를 추정하고 있다.「농어업법인사업체통계조사」는 2000년도에 시작되었으며, 어업사업체경영과 어선의 현재 실태에 관한 통계를 수록할 것으로 기대된다.

통계청에 의해 조사되는「소비자물가조사」는 수산물 가격지수를 보여주고 있는데, 농업과 수산업 지수가 혼합되어 있는 점이 흠이다. 이 외에 생산자물가, 수산업 부가가치, 수산물단백질소비량에 대한 통계가 한국은행의「생산자 물가조사」,「국민계정조사」 및 보건복지부의「국민건강영양조사」를 통해 각각 조사되고 있다.

〈표 5-1〉 수산부문의 공식통계 현황

통계지정 기관	통 계 명	통계 종류	통 계 내 용	지정 년도	출 판 회 수
해양수산부	생산고조사	일반/ 전수	- 수산가공품(102종)의 생산량 및 금액, 가격 등	1971	해양수산통계연보 / 연간
	어선세력조사	일반/ 기록	- 톤급별, 선령별, 재질별 어선수	1978	상동
수산업 협동조합	어업경영조사	일반/ 표본	- 어로체의 경영상황, 어로체의 수입지출 사항 등 - 수익성, 안정성, 생산성 지표	1970	어업경영조사 / 연간
한국은행	생산자물가조사	지정/ 표본	- 949개 품목의 생산자 판매(공장도)가격조사	1966	월간물가지수/월간
	국민계정	지정/ 가공	- 국내 총생산과 지출, 국민처분가능소득 등	1976	국민계정 / 연간
보건복지부	국민건강영양조사	지정/ 표본	- 식품 섭취 빈도조사표 (12세 이상) : 음식 및 식품별섭취량, 음식 및 식품 구입 등	1973	국민건강영양조사 / 3년간
통계청	소비자물가지수	지정/ 표본	- 509개 품목의 가격 및 요금	1964	소비자물가지수 / 연간
	어가경제조사	지정/ 표본	- 일계부 : 가구원 현황, 어선, 양식장, 시설면적, 어획량, 어가수입 지출	1963	어가경제조사 / 연간
	어업총조사	지정/ 전수	- 해면 및 내수면어업, 어업가구수, 어업종사자, 소득, 어업시설	1969	어업총조사 / 10년간
	어업생산통계조사	지정	- 어획량, 어획고	1970	어업생산통계조사
	어업기본통계조사	지정	- 어업가구수, 어선수, 양식장	1971	어업기본통계조사 / 연간
	농어업법인사업체통계조사	지정/ 전수	- 수산업체, 어선수	2000	기록 / 연간

2) 비공식 자료

앞서 언급한 공식자료 외에 여러 가지 비공식 자료와 통계도 발간된다. 이러한 자료들은 대부분 자료 사용자의 편의와 기록을 위하여 공식적인 통계자료로부터 재생산되지만, 일부분은 현장조사에서 생산된 자료를 포

함한다. 수산부문에서 대부분의 비공식적인 통계자료는 해양수산부, 수산업협동조합, 국립수산진흥원 및 서울특별시농수산물공사에 의해 발간되고 있다(<표 5-2> 참조).

해양수산부는「수산물수출입통계연보」와「수산행정기본자료」를 발간하고 있다.「수산물수출입통계연보」는 수산물의 수출과 수입에 관련된 전반적인 정보를 포함하고, 국가 총수출과 수입 중 수산물이 차지하는 기여율에 대한 자료를 보여준다.「수산행정기본자료」는 수산업에 관련된 전반적인 자료 및 통계자료와 정보를 제공하고 있는데 크게 두 부문, 즉 기본통계와 수산행정통계로 나뉘어진다. 기본통계는 어가와 어가인구, 어가경제, 물가, 국제수지 및 무역뿐만 아니라 예산과 자금지수를 포함한다. 수산행정통계는 수산물 생산, 수산물 유통 및 가공, 어선세력, 어업기반시설을 포함한다. 또한 어업종사자와 어촌에 관련된 광범위한 자료, 수산자원의 조성과 관리, 적조, 수산자원보전지역 지정현황, 수산업 구조와 어업권 현황을 제공한다.

국립수산진흥원은 1921년에 해양수산부 산하에 설립된 정부연구기관으로, 어장과 인근해역의 어종별 어획자료를 포함하는 해어황정보와 생물통계자료를 생산한다. 생물통계자료는 인접지역의 포획어종별 어류의 크기구성을 보여준다.

수산업협동조합은「수협통계조사월보」,「수산물계통판매통계연보」,「수협업무통계」를 발간한다.「수협통계조사월보」는 조합별, 종류별 위탁판매, 계통별 계통판매지수, 종류별 수산물의 수출과 수입, 지역별, 어획형태별, 종류별 총생산에 관련된 기초자료를 매달 제공하고 있으며 또한 농업과 수산업의 생산자 물가지수를 제공한다.

수협은 또한「수산물계통판매통계연보」를 매년 발간하는데 지방별, 조합별, 어종별, 어업별 위탁판매에 관한 자료를 포함하고 있다. 또「수협업무통계」는 수산조합별 자료, 사회경제적 지표와 수산물 통계자료를 포함하고 있다.

서울특별시농수산물공사는 서울특별시농수산물시장에서 거래되는 종류별 수산생산물의 도매가격을 나타낸「농수산물가격월보」를 발간하고 있다.

〈표 5-2〉 비공식 수산통계 현황

수집기관	발간물	통 계
해양수산부	수산물수출입통계연보	- 품목별, 국가별 수산물 수출량 - 품목별, 국가별 수산물 수입량
	해양수산통계연보	- 어가의 수와 성 및 연령별 인구 - 어가경제(소득, 수입및 지출, 재산, 교육수준) - 어획량과 어획고 - 수출과 수입 - 천해양식
	수산행정기본자료	- 어가, 학력 및 성별 어업종사자수 - 어가경제(소득, 수입, 지출) - 업종별 어획량 - 세계수산자료 - 수출과 수입 - 어항 - 어선 - 어업권 - 적조
수산업 협동조합	수협통계조사월보	- 어종별, 지역별 업종별 어획량 - 어종별 수출및 수입량 - 생산자/소비자 가격지수
	수산물계통판매고통계연보	- 수협지부별, 연간, 월간, 지역별, 어종별, 수협의 계통판매
	수협업무통계	- 수협지부별, 연간, 어종별 수협의 계통판매 - 일본의 수산자료 - 어업권 - 어획량 - 어가경제 - 어업인구
서울특별시 농수산물공사	농수산물가격월보	- 항목별 도매가격 - 시장거래자료
국립수산진흥원	해어황정보	- 어황정보 - 인근해역의 어종별 어획경향
	생물통계자료	- 인접지역의 포획어종별 어류의 크기구성

3) 분야별 어업통계

어업통계는 경제, 사회, 생태의 3개 분야로 묶어질 수 있다. 어획량, 어획고, 어선의 톤수를 포함하는 어획용량, 어업의 GDP기여, 수출 및 수입액, 소

득, 수입, 지출, 자산과 부채 등을 포함한 어가경제통계, 어선과 어업기반시설에의 투자 등은 경제분야에 포함되고, 고용, 인구통계, 교육수준, 단백질소비, 소득(이는 경제분야에도 포함됨)에 대한 통계는 사회분야로 묶어진다. 경제통계에서 어획과 관련된 통계는 「어업생산조사보고」와 다른 보고서를 통해 수집된 수출과 수입 통계뿐만 아니라 어획용량, 어획량 및 어획고를 포함한다. 어항과 어업기반시설에 관한 통계는 어선조사와 어업가공품이 조사된다. 어가의 수입과 지출에 관한 통계는 「어가경제조사보고」를 통해 매년 조사된다. 어업의 GDP기여는 한국은행의 「국민계정(National account)」에 보고된 어업의 부가가치로부터 계산될 수 있다. 가격자료는 「수산물계통판매고통계연보」 및 「농수산물가격월보」에 나오지만 개선된 통계는 아니다. 이것들은 단지 위판장, 공판장, 도매상을 통한 어업생산물의 가격을 반영한다. 또한 위탁판매와 마케팅, 어업기반시설의 통계도 조사된다. 그러나 보조금자료는 쉽게 구해지지 않는다.

어업에 있어서의 사회통계로서 어가의 수, 어가인구, 어업종사자수, 어업종사자의 교육수준, 임금수준등은 「어가경제통계연보」와 「어업총조사보고」에 나와 있다. 우리나라의 「어업총조사보고」에 의하면 어가는 그 구성원이 어업생산의 어획이나 채집에 관련되거나 조사일로부터 1년내의 기간에 한 달 혹은 그 이상의 기간 동안 판매를 목적으로 양식을 한 종사자가 포함된 가구이다. 어업종사자는 15세 이상으로서 조사일로부터 1년내의 기간 동안 한 달이상 어업이나 양식업에 참여한 어가의 구성원으로 정의된다.

생태적 자료로서, 인공어초, 치어방류, 양식, 종묘생산을 포함한 자원에 관한 자료, 적조발생에 관한 자료, 어업자원보존을 위해 지정된 지역을 포함한 어업자원보존에 관한 자료가 「수산행정기본자료」에 나와 있다. 이러한 자료는 통계라기보다는 행정적 기록의 모음이다.

정부(제도적인)자료로서, 재산권과 면허어업에 대한 불법어업의 감독에 관한 자료, 그리고 그러한 제도적 방법이 실제로 어업의 지속적 발전을 유지하는 데 적용되는지를 평가하는 승인제도에 관한 자료가 있다.

요약하면, 대부분의 경제적, 그리고 사회적 자료와 어업통계는 아주 좋은 조건에서 수집되었고, 30년 정도의 긴 시간적 범위를 가진다. 따라서 전체적으로 어업시장과 경영의 경향을 분석하기 위하여 충분하다고 판단할 수 있다. 그러나 세금환불을 포함한 보조금자료는 개선된 통계로 보여지지 않는다. 생태적 자료는 열악한 조건에서 수집된다. 그 대부분은 종

종 국립수산진흥원을 포함한 어업관련 단체에 의해 만들어진다. 문제는 그 단체가 통계청(NSO)에 의해 지명된 통계작성기관이 아니라는 것이다. 따라서 생태적 통계의 신뢰도를 강화하기 위한 정책 고려사항으로 그러한 통계작성기관으로서의 단체지명이 포함될 필요가 있다.[20]

〈표 5-3〉 사회 경제통계와 그 출처

분야	통 계	공 식							비 공 식					
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
사회	어가 - 인구 - 수	○	◎	◎	◎						○	○		
	어업종사자 - 수(고용) - 교육수준	○	◎	◎							○	○		
	어업임금					◎					○			
	어가자산과 부채	○			◎						○	○		
	어가소득과 지출	○			◎						○	○		
	단백질소비							◎						
경제	어획량	○		◎	○	◎					○	○	○	
	어획고	○		◎	○						○	○		
	어업부가가치						◎				○			
	수출과 수입 - 양, 액	○		◎	○						○	○		
	어업 순수입 - 수입 - 지출	○			◎	◎			○		○	○		
	어선	◎									○	○		
	어업기반시설				◎						○	○		
	보조금(조세감면)													
	어업기업체		◎								○			
	예산과 금융										○			
	어민후계자										○			
	양식면적	◎									○			
	위탁판매									○		○		
	가격									○		○		○
	어업가공품 생산	◎									○			
	가공시설		◎								○			
	어항		◎								○			

주 : 1.해양수산통계연보 2.어업총조사보고 3.어업생산통계
4.어가경제통계연보 5.어업경영조사보고 6.국민계정
7.국민건강영양조사 8.수산물수출입통계연보 9.수산물계통판매고통계연보
10.수산행정기본자료 11.수협업무통계 12.수협통계조사월보
13.농수산물가격월보

1) ◎ : 1차 출처 2) ○ : 2차 출처

20) 이 점에 대한 보다 자세한 사항은 이 연구의 범위를 넘어서며, 우리는 이 문제가 관련된 연구에서 논의되기를 희망한다.

Ïx0x

〈표 5-4〉 생태적 정부통계와 그 출처

구 분	내 용	수산행정 기본자료	해양수산 통계연보	생물통계 자료	수협업무 통계
생태적	자원관리 - MSY의 결정			?	
	자원증진 - 인공어초 - 종묘생산 - Fishing Farm - 방류사업	 ○ ○ ○ -			
	적조	○			
	자원보호 - 수산자원보전지역면적 - 육성수면지정면적 - 어장환경정화사업(?)	○			
정부 (제도적)	어업지도 - 불법어업단속건수 - 어업지도선	○			
	어업권현황	○	○		○

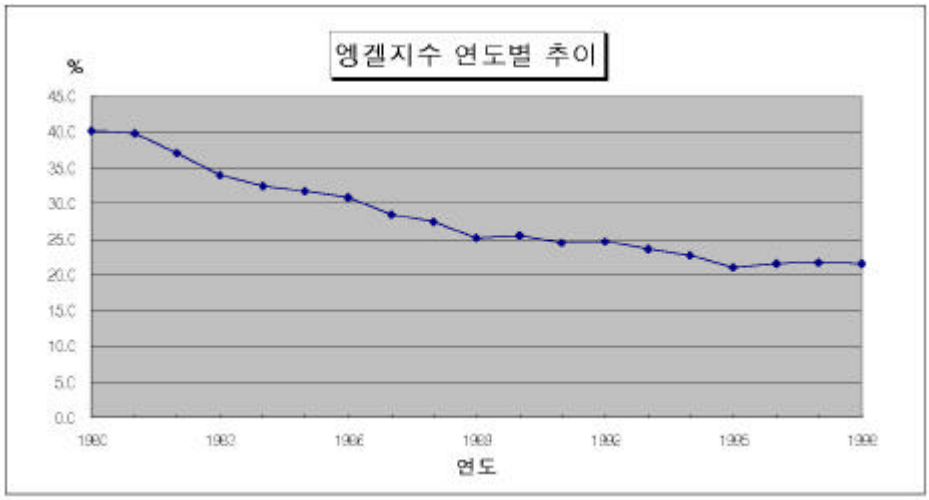
2. 수산부문 지표산업의 현황

지표는 둘 이상의 변수 또는 통계값의 상호관계에 의하여 만들어지며, 둘 이상의 지표가 결합되어 지수(indexes)가 작성된다. 우리나라의 수산부문 지표는 매우 빈약하다. 특히 공식적인 통계로 구성되는 지표는 더욱 빈약하다고 할 수 있다. 수산부문에서 작성되고 있는 지표로는 어업경영지표, 어업부문 엥겔지수, 가격지수 등에 불과하다. 어업경영지표는 수산업협동조합의 「어업경영조사보고」에 포함되어 있는데, 여기에는 해양수산부장관 허가어업인 14개의 근해어업 업종과 정치망어업을 대상으로 어업경영상태를 파악할 수 있는 수익성지표, 안정성지표, 생산성지표가 매년 작성되고 있다. 어업경영지표는 1962년부터 당시 수산청에 의하여 조사되어 오다가 1976년 이후 수산업협동조합에서 작성하고 있다.

엥겔지수는 총소득 중 음식물과 의복에 지출되는 소득의 비중을 나타내는 값으로, 이 값이 클수록 후진국적 소비행태를 의미한다. 어업부문의 엥겔지수는 「어가경제보고」에 나타나 있다. 이 지수의 값이 작을수록 후

생은 크다고 할 수 있으며 어업에 있어서 지속적 발전의 도입가능성이 높다고 할 수 있다. 어업의 지속적 발전은 실질소득이 낮은 어업에서는 사치일지도 모른다. <그림 5-1>은 한국 어가의 엥겔지수 경향을 보여준다. 이 지수는 해가 갈수록 낮아지는데, 이는 어가의 소득증가와 삶의 질 향상을 의미하는 사회, 문화활동의 소비증가를 나타낸다.「생산자물가지수」와「소비자물가지수」는 한국은행과 통계청에 의해 작성되고 있다. 이들 지수는 어업을 목표로 작성되는 것이 아니라 전체 물품의 물가지수 중에 어업이 한 요소로서 포함되어 있는 것이다

〈그림 5-1〉 우리나라 어가의 엥겔지수 연도별 추이



〈표 5-5〉 우리나라의 수산지표

지 표	지표의 내용	작 성 자	개시년도
어업경영지표	- 수익성 - 생산성 - 안정성	수산업협동조합	1962
엥겔 계수	- 엥겔계수	한국은행	
생산자물가지수	- 수산품을 포함하여 949개 상품에 대한 생산자 가격	통계청	1966
소비자물가지수	- 수산품을 포함하여 509개 상품에 대한 소비자 가격	통계청	1964

<표 5-6>과 <그림 5-2>는 경영지표의 예를 보여준다. 이는 우리나라 연안해역에서 활동하는 14개 면허어업의 수익성 경향을 나타낸다.

비공식지표 혹은 지수로서 어가 재정상태는「해양수산통계연보」에 보고되지만, 엄밀히 말해서 이것들은 단지 어가소득, 어업수취, 어업지출 등과 같은 어가경제에 대한 통계를 나타내므로 어가경제지표는 아니다.

또한, 어업가격지표는「농수산물가격월보」를 통해서 서울특별시농수산물공사에 의해 계산된다. 이는 서울특별시 농수산물시장에서 거래되는 수산물의 전체 가격을 포함한다. 그리고「수협업무통계」는 위탁판매품과 가격지수로 팔리는 종에 의해 어류가격을 산출한다. 그러나 이러한 지표들은 신뢰성과 주기성이 부족하다. 신뢰성의 문제는 종종 작성기관과 숙련된 인력에 의존하며, 주기성의 문제는 조사자금에 달려 있다.

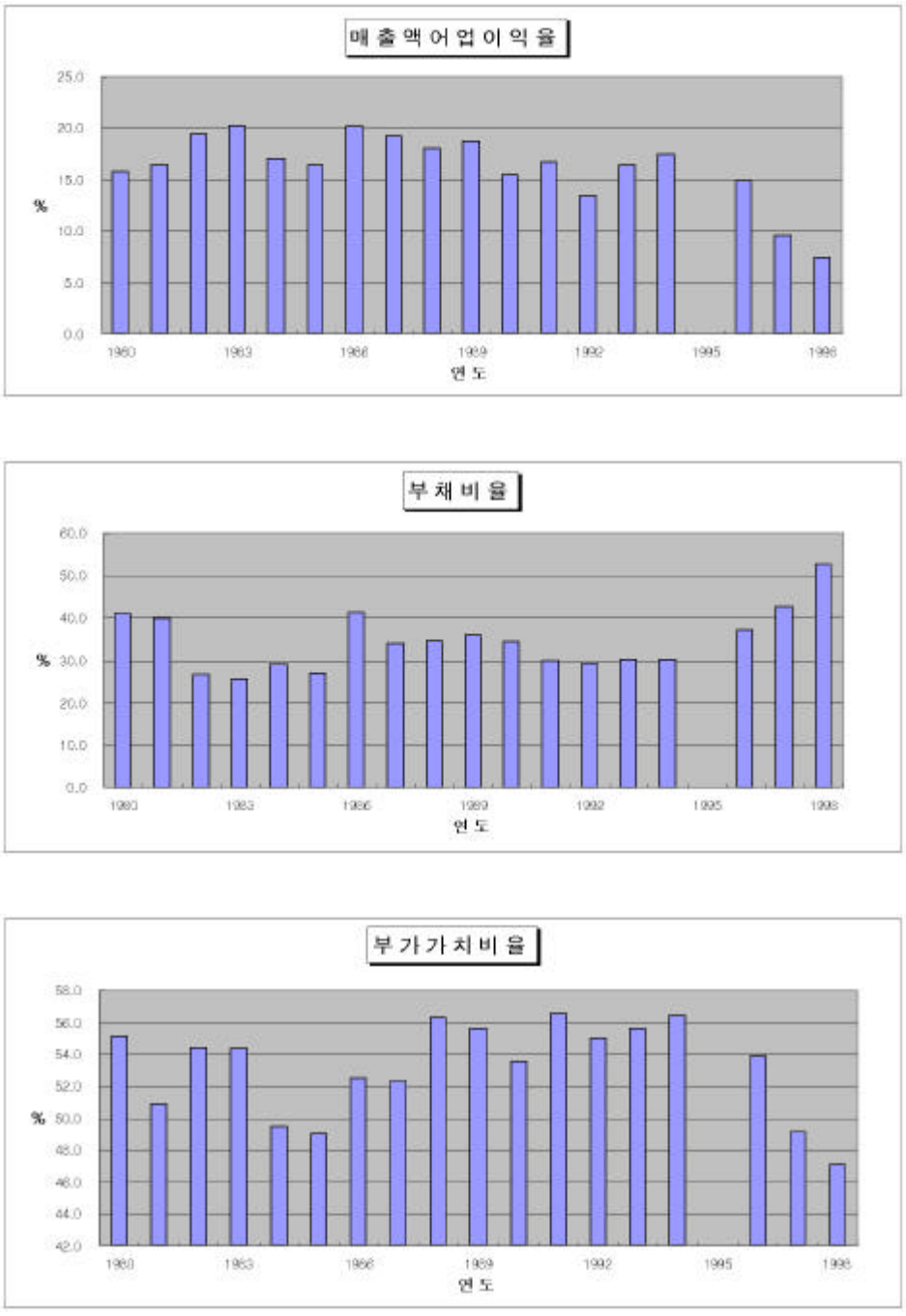
〈표 5-6〉 면허어업에서 경영지표의 경향

단위 : %

년도	주 요 지 표				
	매출액이익율	총자본회전율(회)	부채비율	자기자본비율	부가가치비율
1980	15.7	1.5	41.0	70.9	55.1
1981	16.4	1.5	39.9	71.5	50.9
1982	19.4	1.5	26.6	79.0	54.4
1983	20.2	1.6	25.5	80.0	54.3
1984	17.0	1.4	28.9	77.6	49.5
1985	16.4	1.3	26.9	78.8	49.0
1986	20.1	1.4	41.2	70.8	52.5
1987	19.2	1.2	33.8	74.7	52.3
1988	18.0	1.1	34.6	74.3	56.3
1989	18.7	1.2	35.8	73.6	55.6
1990	15.5	1.1	34.4	74.4	53.5
1991	16.7	1.1	29.8	77.1	56.5
1992	13.4	1.1	29.2	77.4	55.0
1993	16.4	1.2	30.2	76.8	55.6
1994	17.5	1.2	30.1	76.9	56.4
1995	15.3	1.1	35.2	74.0	55.7
1996	14.9	1.1	37.0	73.0	53.9
1997	9.5	1.1	42.7	70.1	49.1
1998	7.3	1.1	52.5	65.6	47.1

자료 : 수산업협동조합중앙회, 「어업경영조사보고」

〈그림 5-2〉 면허어업에서 주요경영지표의 경향



〈표 5-7〉 우리나라의 수산부문 비공신지표

지 표	구 성	작 성 기 관	비 고
가격지표	어업의 불변가격	수산업협동조합 서울특별시농수산물공사	
어업의 국가경제 기여	어업 GDP / 전체 GDP	한국은행 해양수산부	국민계정 수산행정기본자료
단백질소비	수산식품단백질섭취량/ 총동물성단백질섭취량		
MSY (생태적 허용가능어획량)	% of MSY 또는 OSY	국립수산징흥원	5개 어종
경영지표	수익성 생산성	수산업협동조합	어업경영조사보고
가격지수		수산업협동조합 서울특별시농수산물공사	

3. 수산지표의 잠재성

1) 평가

수산부문에서는 불과 몇 종류의 지표만 작성되고 있다. 우리나라의 어업지표산업은 초기단계에 있다고 할 수 있다. 앞에서 살펴 본 우리나라의 어업통계 및 지표산업의 문제를 정리하면 다음과 같다.

첫째, 수산업의 경제적, 사회적 부문에서 충분한 통계가 수집됨에도 불구하고 지표를 만들려는 노력이 거의 없었다. 비율지표는 단지 두 개의 통계를 비교함으로써 만들어질 수 있으며, 어업부문의 발전을 평가하는데 중요한 역할을 한다. 예를 들어 동물성단백질에 대한 수산물 단백질의 기여도는 국민의 건강과 영양학적인 측면에서 어업의 중요성을 반영할 수 있다. 물가지수가 반영된 불변가격지표는 용이하게 작성될 수 있으면서 또한 좋은 지표가 된다. 예를 들어 (명목상의) 어업생산액을 디플레이터로 나누면 물가지수로 조정된 어업생산액이 산출되는데, 이것은 불변가격의 지표로서 간단히 작성될 수 있으면서도 국가경제에서 어업이 어느 정도 주요한가를 보여주는 훌륭한 지표가 될 수 있는 것이다.

둘째, 생물학적, 생태적 자료와 통계가 매우 빈약한 상태에 있다. 이들

자료 및 통계는 어업에서 지속적 발전을 파악할 수 있는 지표를 개발하는 데 매우 중요하다. 특히 서식지에 대한 어구의 영향, 생물다양성(종), 어획된 지역에서의 어업압력 등과 같은 생태적 자료는 만들어지지 않고 있으며 관측가능한 미래에도 만들어지지 않을 것으로 보인다. 생물학적 자료의 전형적인 예는 최대 지속적 생산량이다. MSY 또는 그의 변형인 최대 경제적 생산량 (MEY)은 자원의 상황이 바람직한지 아닌지를 알려주는 어업지표, 즉 판단기준(point of reference)으로 역할을 할 것이다. MSY는 자원의 지속가능성을 손상시키지 않고 최대로 어획할 수 있는 어획량으로서 실제적으로 어획할 수 있는 양에 기초하기 때문에 폭넓게 채택될 수 있다.[21] MSY 또는 MSY의 변형인 MEY와 OAY(최적 지속가능생산량)는 총허용어획량(TAC) 제도를 이행하기 위한 중요한 요소로 제공된다.

다음으로 어업의 지속가능한 발전을 위해 실제로 중요한 TAC에 대한 제도로서, 우리나라는 1996년 수산업법 개정을 통해서 이 제도를 도입하였다. 이는 어업관리(<표 5-8>)의 세계적 경향, 특히 유엔해양법의 요구에 부응하기 위한 것이었다. 수산업법은 1996년 12월 개정을 통해 TAC제도의 적용을 규정하였고 수산자원보호령은 TAC제도에 대한 세부사항을 규정하고 있다. 우리나라는 현재 본격적인 TAC제도를 적용하기 위한 준비단계에 있는데 2001년부터 TAC제도가 본격화 될 것이다. 고등어, 정어리, 전갱이, 삼치, 붉은 대게 등 다섯 어종이 TAC 적용을 위한 표본어종으로 선정되었으며 국립수산진흥원이 생물학적으로 가능한 어획량(Allowable Biological Catch: ABC)을 평가하고 있다(장창익,2000). <표 5-9>의 ABC는 TAC결정을 위한 판단기준이 될 수 있는 자원스톡을 평가하기 위한 생물학적 모델이다. 만약 준비단계가 성공적으로 입증된다면 더 많은 종이 TAC체제로 될 것이다.

<표 5-10>는 한국에서 TAC 목표어종의 결정에 대한 순위를 보여준다. 이것은 국립수산진흥원과 장창익에 의해 경제적 중요성, 자원스톡의 상태, 감독과 시행, 정보의 유용성을 고려하여 사정되었다. 한국에서는 40종 이상의 상업어류가 포획된다. 한반도 주변의 어업자원을 정확히 평가하고 지속가능한 발전을 위한 자원의 방향을 확인하기 위해, <표 5-10>에 나타

21) MSY는 몇가지 약점을 지니고 있지만 어가의 영향을 받지 않는다는 점에서 어업의 지속적 발전지표로 유용할 수 있다.

난 20종에 대하여 TAC 수준을 결정하기 위한 평가를 할 필요가 있다. 이러한 측면에서 우리나라는 아직 TAC제도가 시작단계에 있다고 할 수 있다. 따라서 어업의 지속적 발전을 평가할 수 있는 지표로서 활용되기 위해서는 TAC제도가 본격적으로 시행되어야 할 것이다.

〈표 5-8〉 **어업경영의 도구**

기술적 도구	투 입 규 제	산 출 규 제
- 크기와 성의 선별 - 시기와 장소제한	- 면허의 제한 - 개별 어획노력쿼터 - 어구와 어선제한	- 총 어획량할당(TAC) - 개별쿼터 - 어선별 어획제한

〈표 5-9〉

종에 따른 ABC

종	2000년의 ABC (ton)	비고
고등어	132,000 - 197,000	
정어리	20,000 - 40,000	
전갱이	5,000 - 13,000	
삼치	10,000 - 18,000	
붉은 대게	15,000 - 34,000	

Sources : Zhang(2000)

〈표 5-10〉 **TAC 목표어종**

순 위	어 종	순 위	어 종
1	고등어	11	붕장어
2	Blue Crab	12	정어리
3	말쥐치	13	복어
4	가자미류	14	Walleye Pollack
5	갈치	15	Purple Pike Conger
6	참조기	16	Corvenias
7	삼치	17	연어
8	Yellow Goosefish	18	White Croaker
9	전갱이	19	병어
10	오징어	20	대구

셋째, 통계기관의 지정에 관련한 문제이다. 앞서 살펴본 바와 같이 수산부문의 지정통계기관은 수산부문 내부에서는 단지 해양수산부와 수산업협동조합뿐이며, 이들도 공식적인 통계를 작성하는 데 있어서 극히 제한된 역할만을 수행하고 있을 뿐이다. 어업은 그 활동의 움직임 대부분이 연속적으로 이루어지므로 아주 특별한 전문지식을 필요로 한다. 더군다나 지속적인 발전의 개념은 어업의 생물적, 생태적 특성과 깊게 연관되어 있어서 더욱 더 특별한 전문지식이 요구된다. 따라서 많은 생태적 자료와 정보는 어업과 관련한 기관에 의해서 만들어질 것이다. 이러한 측면에서 국립수산진흥원을 포함한 어업과 관련한 기관이 통계법에서 규정된 통계작성기관으로 지명될 필요가 있다.

넷째, 현재의 지표들은 사전적(ex ante)이라기 보다는 사후적(ex post)이다. 즉 현재의 지표들은 무엇이 일어났는가를 알려주고 있지만 앞으로 어떻게 될 것인가는 알려주지 못한다. 즉 우리에게 미래를 말해주지 않는다. 지속적 개발은 미래지향적인 개념이기 때문에 현재의 지표들은 이러한 관점에서 한계를 지닌다. 이 문제는 우리나라에 해당되는 문제일 뿐만 아니라 향후 수산부문의 지속적 발전지표를 개발하려는 국제사회 전체가 안고 있는 과제라고 할 수 있다.

마지막으로, 현재의 지표들 중 상당수가 지속적 발전을 측정할 수 있는 지표들이 아니라 단지 지속적 발전지표의 투입자료(input data)로서 유용한 것이 많다.

2) 지속가능한 지표개발의 잠재력

위에서 언급한 바와 같이 많은 경제적, 사회적 통계가 수집되고 있으며, 적어도 비율지표와 불변가격의 지표는 발전 가능하다. <표 5-11>은 '지속성 개발지표' 의 개발 가능성을 분석한 것이다. 어획량, 어획고(불변가격), GDP기여, 수출량, 단백질소비, 교육수준, 투자경향, 보조금, 고용, 어획노력은 개발될 수 있다.

〈표 5-11〉 어업부문 지표의 가능성

기 준	지 표	비 고
어획량	연도별 어획총톤수, 또는 어획 총톤수 / MSY	어획량은 가능하나 MSY는 제한적임
어획고(불변가격)	총 실질어획고	가능
GDP 기여	어업 GDP / 전체 GDP	가능
수출	수출 / 어획고	가능
단백질소비	수산물단백질 / 총단백질	보건자료로부터 가능
교육수준	고등교육을 받은 종사자/총 어업종사자	가능
투자경향	선령구조	가능
고용	어업종사자의 Historical level 또는 어업종사자수 / 총인구	가능
어획노력	어선의 수 또는 사용된 어구의 양	통계는 가능하나 어종, 어구별 어획량은 관찰이 필요함
인구구성	젊은 종사자의 % 비율	가능
어류양식	어류양식면적	가능

기준 : 상호 영향을 주고받는 어업지표 판단기준체계의 요소

(1) 어획량

단순한 어업량지표로 연도별 어획량이 사용될 수 있다. 이것은 자원의 수준을 나타낼 수 있지만 무엇이 발생할지가 아니라 무엇이 발생하였는가를 측정하는 사후지표이므로 지속가능한 지표로 적용할 수 없다. <표 5-12>와 <그림 5-3>은 우리나라 어업부문에서 어획경향을 보여준다. 어획량은 1990년대 중반에 절정을 이룬다. 여기서 우리는 우리나라 어업의 강한 정책수단이 필요한 시점에 도달했다고 추정할 수 있다.

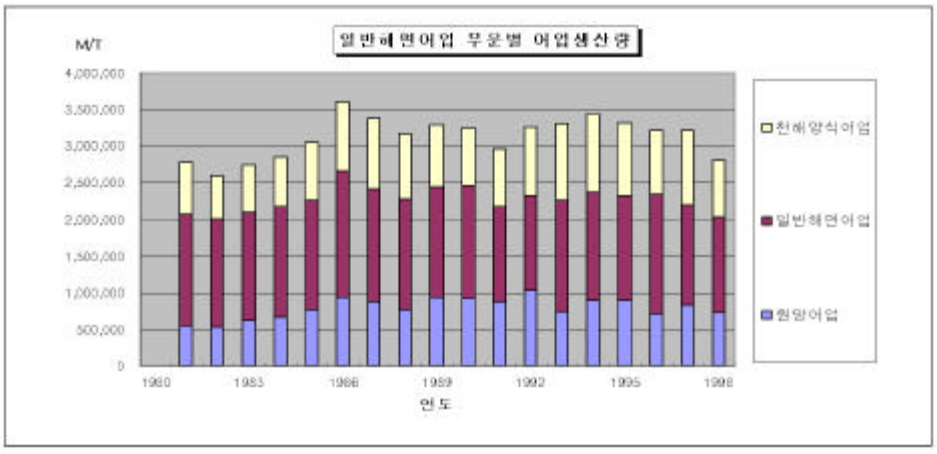
어획량 / MSY 지표는 어업자원관리의 수준을 나타내며, 이는 지속가능한 지표에 더 적합하다. 이는 지속가능한 발전지표체계에서 중요한 지표로 작용할 것이다. 어획량 통계는 현존하는 자료로부터 쉽게 구할 수 있지만, MSY에 관한 지표는 아주 제한적으로 획득 가능하다. 앞에서 논의한 것처럼 아주 제한된 어종만이 MSY의 개념으로 평가되고 있다.

〈표 5-12〉 어업분야별 어획량

연도	계	해 면 어 업					내수면어업
		소 계	원양어업	일반해면어업	천해양식어업	포경어업	소 계
1980							
1981	2,811,914	2,771,779	542,357	1,526,670	701,065	1,687	40,136
1982	2,644,074	2,599,522	527,819	1,473,248	596,316	2,139	44,552
1983	2,793,023	2,746,027	615,141	1,485,569	643,798	1,519	46,996
1984	2,909,811	2,859,690	658,252	1,521,615	678,321	1,502	50,121
1985	3,102,605	3,049,541	767,030	1,494,514	787,571	426	53,064
1986	3,569,724	3,602,671	929,886	1,725,820	946,965	-	57,053
1987	3,331,825	3,274,722	882,660	1,525,999	966,063	-	57,103
1988	3,209,135	3,173,326	774,240	1,512,481	886,605	-	35,809
1989	3,319,395	2,288,841	930,333	1,510,262	848,246	-	30,554
1990	3,274,506	3,240,075	925,331	1,542,013	772,731	-	34,431
1991	2,983,222	2,952,797	873,465	1,303,913	775,419	-	30,425
1992	3,289,041	3,254,800	1,023,926	1,295,396	935,478	-	34,241
1993	3,335,531	3,305,275	741,017	1,526,139	1,038,119	-	30,256
1994	3,476,587	3,445,681	887,198	1,486,357	1,072,126	-	30,906
1995	3,348,184	3,318,891	897,227	1,425,213	996,451	-	29,293
1996	3,244,288	3,214,010	715,378	1,623,822	874,810	-	30,278
1997	3,243,725	3,211,935	829,395	1,367,406	1,015,134	-	31,790
1998	2,834,415	2,807,564	722,597	1,308,336	776,631	-	26,851

자료 : 해양수산부,「 해양수산통계연보」

〈그림 5-3〉 부문별 어업생산량

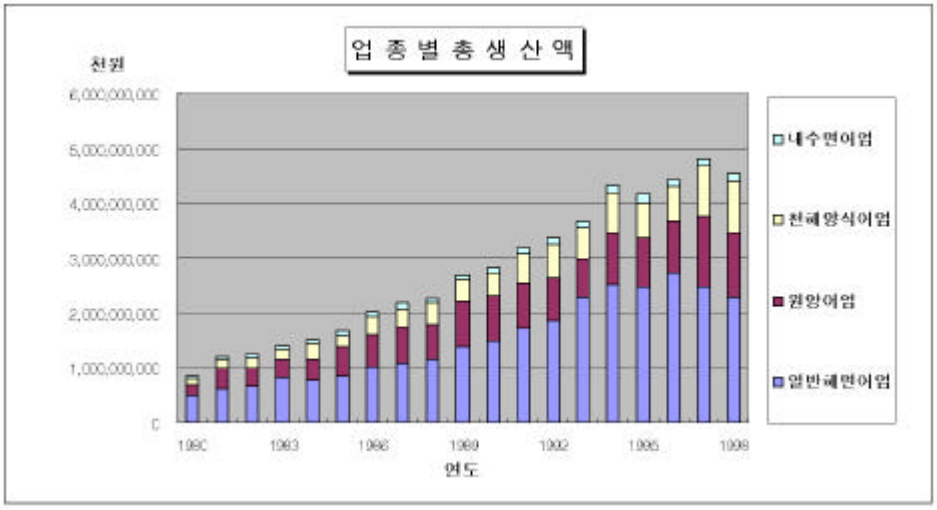


Bx0xx

(2) 어획고

불변가격으로 표시되는 어획고는 어업의 경향을 보여주므로 지표가 될 수 있다. 실질가격으로 환산하는 것은 경제통계로부터 가능하다(<그림 5-4>).

〈그림 5-4〉 업종별 총생산액



(3) GDP기여와 수출

국가 전체의 GDP에 어업이 기여하는 부분은 중요한 지속가능지표로 작용할 것이다. 이는 국가경제에서 어업의 중요성을 보여준다. 현재 한국은행은「국민계정」을 통해 어업을 포함한 산업별 GDP를 계산하고 있다. <표 5-13>과 <그림 5-5>는 국가경제에서 어업이 차지하는 비중을 보여준다. 전체 어획고 중 수출액은 국내시장에서의 수요와 공급상황을 나타낸다. 이러한 통계는 쉽게 획득가능하다. <표 5-14>와 <그림 5-6>은 어업생산물의 수출이 양이나 액수에 있어서 거의 모두 변동없이 일정하다는 것을 보여주고 있다.

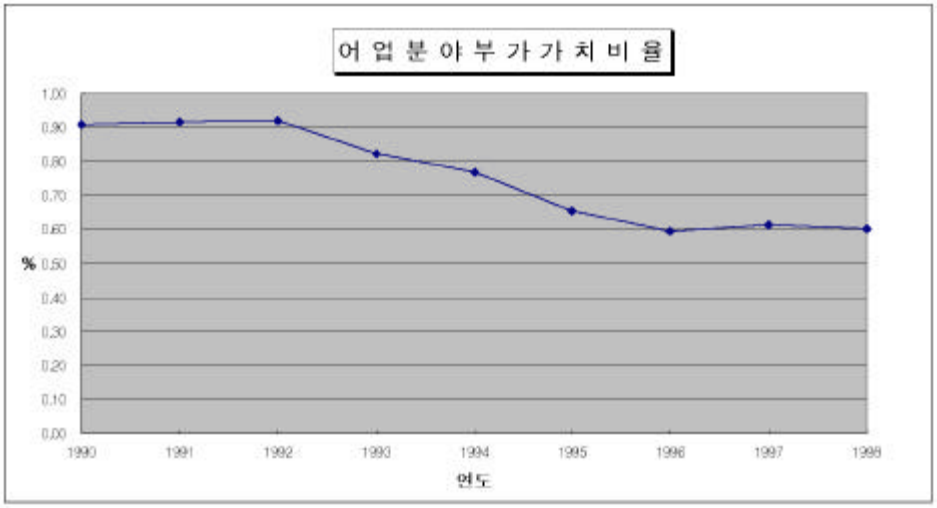
〈표 5-13〉 국가전체 GDP에서 수산업GDP의 비율 (1995년 불변가격)

단위 : 십억원

연 도	국내총생산(A)	어 업(B)	B/A (%)
1990	263,430.4	2,390.0	0.91
1991	287,737.9	2,633.3	0.92
1992	303,383.9	2,790.7	0.92
1993	320,044.2	2,635.2	0.82
1994	346,448.1	2,653.8	0.77
1995	377,349.8	2,458.6	0.65
1996	402,821.2	2,399.4	0.60
1997	423,006.7	2,597.3	0.61
1998	398,312.6	2,399.2	0.60

자료 : 해양수산부,「수산행정기본자료」

〈그림 5-5〉수산부문 GDP가 전체 GDP에 차지하는 비율의 연도별 추이



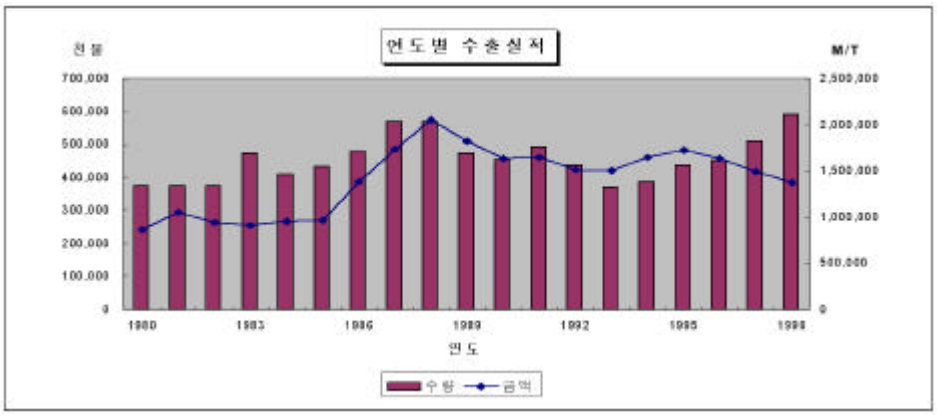
〈표 5-14〉 연도별 어업생산물 수출

단위 : M/T, 천불

연 도 Year	수 량 Quantity (M/T)	금 액 Value (1,000$)
1980	375,910	871,396
1981	373,890	1,050,763
1982	373,750	946,760
1983	473,802	907,413
1984	408,907	955,232
1985	431,531	969,992
1986	477,686	1,384,105
1987	567,585	1,731,352
1988	566,783	2,047,306
1989	473,162	1,821,183
1990	454,512	1,636,669
1991	491,993	1,642,570
1992	436,638	1,518,072
1993	370,764	1,496,933
1994	385,446	1,646,884
1995	437,197	1,721,747
1996	451,621	1,635,113
1997	509,090	1,492,588
1998	590,390	1,369,014

자료 : 해양수산부,「 해양수산통계연보」

〈그림 5-6〉 연도별 어업생산물의 수출동향



(4) 단백질 소비

전체 동물성단백질 소비 중 수산물(어류와 패류를 포함한)에 의한 동물성단백질 소비는 국민의 수산물 선호도나 사회의 수산물에 대한 미래 수요를 반영하므로 중요한 지표가 될 것이다. 이러한 통계는「국민건강영양조사」로부터 얻을 수 있다. <표 5-15>와 <그림 5-7>은 수산물에 의한 동물성단백질 소비경향을 보여준다. 총수산물단백질의 양은 증가하고 있으

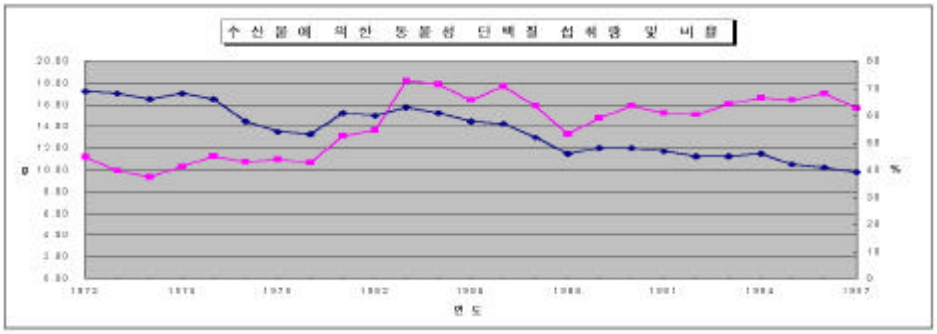
나 총 단백질에서 차지하는 비율은 매년 조금씩 감소하고 있다. 이는 가축에 의한 단백질소비가 상대적으로 더 크게 증가하고 있기 때문이다.

〈표 5-15〉 수산물단백질 단위와 일당

연 도	동 물 성 단 백 질			
	축 산 물	어 패 류 (A)	동물성계 (B)	A/B (%)
1980	9.49	10.66	20.15	53
	(12.90)	(14.48)	(27.38)	
1981	8.52	13.14	21.66	61
	(11.09)	(17.10)	(28.18)	
1982	9.04	13.68	22.72	60
	(11.55)	(17.47)	(29.02)	
1983	10.91	18.18	29.08	63
	(12.59)	(20.99)	(33.57)	
1984	11.33	17.85	29.17	61
	(13.23)	(20.85)	(34.07)	
1985	12.08	16.44	28.53	58
	(13.95)	(18.98)	(32.94)	
1986	12.94	17.71	30.88	57
	(14.47)	(19.80)	(34.53)	
1987	14.81	15.91	30.72	52
	(16.75)	(17.99)	(34.74)	
1988	15.89	13.27	29.16	46
	(18.16)	(15.17)	(33.33)	
1989	15.86	14.81	30.67	48
	(17.70)	(16.53)	(34.23)	
1990	17.25	15.88	33.15	48
	(19.32)	(17.79)	(37.13)	
1991	17.19	15.19	32.39	47
	(19.41)	(17.15)	(36.56)	
1992	18.46	15.10	33.57	45
	(20.49)	(16.76)	(37.26)	
1993	19.45	16.04	35.49	45
	(21.21)	(17.49)	(38.70)	
1994	19.73	16.66	36.39	46
	(20.87)	(17.62)	(38.49)	
1995	22.87	16.41	39.28	42
	(23.60)	(16.93)	(40.53)	
1996	24.10	17.03	41.13	41
	(24.59)	(17.38)	(41.97)	
1997	24.60	15.66	40.26	39
	(25.33)	(16.12)	(41.49)	

자료 : 한국농촌경제연구원,「식품수급표」

〈그림 5-7〉 수산물단백질 소비의 경향



(5) 교육수준

어업종사자의 교육수준은 지속가능한 발전지표가 될 것이다. 어업종사자의 교육수준이 높으면 어업의 지속적발전을 이해하는 수준이 높을 것이며, 그 결과 더 좋은 기술을 어업의 지속적 발전을 위해 적용할 수 있을 것으로 예상할 수 있다. <표 5-16>과 <그림 5-8>은 총 어업종사자 중 고등교육을 받은 어업종사자의 비율을 보여준다. 여기서 고등교육수준이란 고졸 이상의 학력을 의미한다. 어업에서의 교육수준은 상승하고 있다.

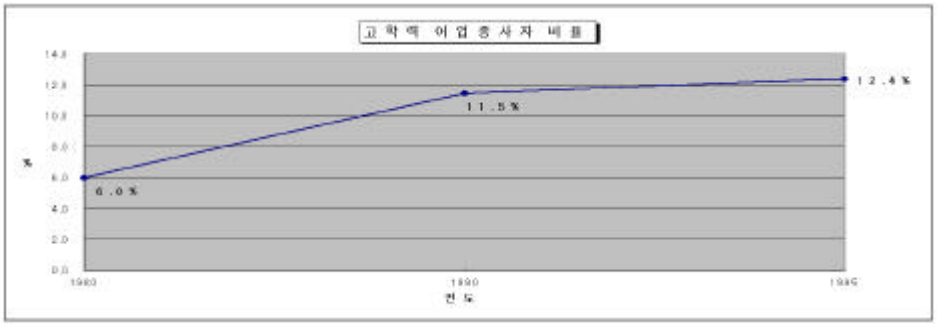
〈표 5-16〉 교육정도에 따른 어업종사자수

단위 : 명

연 도	합 계	초등학교	중 학 교	고등학교	초급대학이상	안다녔음
1980	294,928	166,897	51,135	16,112	1,486	59,298
1990	211,753	116,404	44,304	22,140	2,180	26,725
1995	176,123	95,705	40,185	19,942	1,977	18,314

자료: 해양수산부,「어업총조사보고」

〈그림 5-8〉 고학력 어업종사자의 비율추이



(6) 투 자

어업에 대한 투자는 지속적 어업을 위한 지표가 될 수 있다. 일반적으로 투자가 크면 성장이 크다. 최근에는 투자량 자체는 발간되지 않으므로 대신에 어선의 선령구성을 사용할 수 있다. 선령이 적은 어선의 비중이 크면 어선건조에 투자가 클 것이다. 일반적으로 어선건조에 대한 투자는 어업투자의 중요한 부분이다. <표 5-17>과 <그림 5-9>는 선령구조를 나타내고 있다.

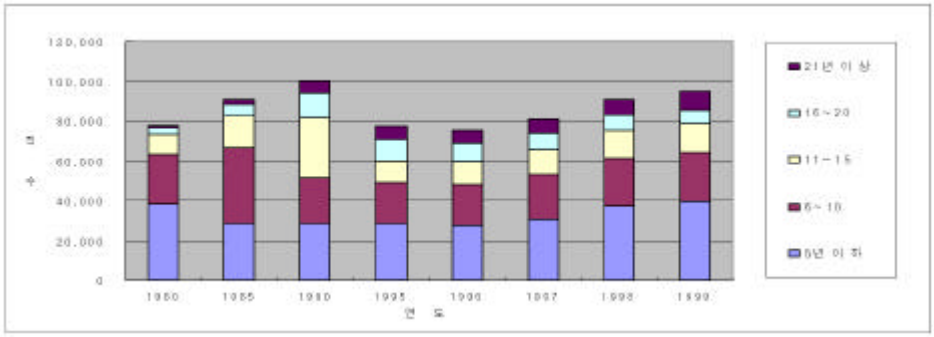
〈표 5-17〉 선령별 어선척수

단위 : 척수

연도	5년 이하	6~10	11~15	16~20	21년 이상
1980	38,416	24,598	10,026	3,256	1,278
1985	28,207	38,411	15,769	5,869	2,714
1990	28,435	22,810	30,253	12,265	5,895
1995	28,358	20,515	11,098	10,772	6,508
1996	27,475	20,648	11,337	9,107	6,677
1997	30,510	22,559	12,512	7,942	7,477
1998	37,140	23,836	14,240	7,777	8,004
1999	39,334	24,338	15,073	6,665	9,442

자료 : 해양수산부 안전관리관실

〈그림 5-9〉 선령별 어선세력



(7) 고용

어업의 연도별 고용 또는 총인구 중 어업종사자의 비중은 어업의 노동력을 반영하므로 지표가 될 수 있으며 어업의 지속적 발전체계에서 중요한 역할을 한다. <표 5-18>과 <그림 5-10>은 어업고용의 경향을 나타낸다.

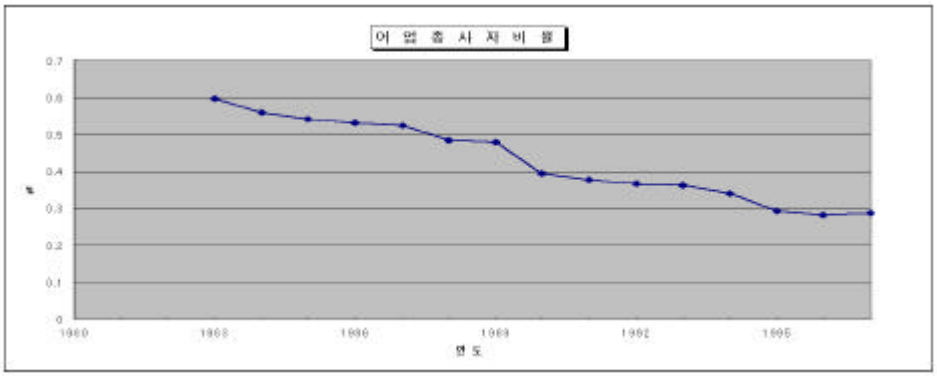
〈표 5-18〉 어가, 어가구성원과 종사자

단위 : 명

연 도	총 인 구(A)	어업가구	어가구성원	어업종사자(B)		B/A (%)
				어 선 어 업	양 식 업	
1980	38,124,000	156,934	844,184	-	-	-
1981	38,723,000	149,961	776,026	-	-	-
1982	39,326,000	146,333	754,523	-	-	-
1983	39,910,000	147,382	738,949	87,752	150,378	0.60
1984	40,406,000	146,866	716,173	87,645	138,524	0.56
1985	40,806,000	145,274	689,351	86,793	134,839	0.54
1986	41,214,000	143,867	666,122	85,455	134,369	0.53
1987	41,622,000	141,204	634,766	85,781	132,451	0.52
1988	44,031,000	138,051	601,618	83,276	130,251	0.48
1989	42,449,000	134,137	560,818	83,966	119,747	0.48
1990	42,869,000	121,525	496,089	67,100	102,530	0.40
1991	43,296,000	119,756	469,520	65,382	98,289	0.38
1992	43,748,000	116,165	424,939	68,996	92,311	0.37
1993	44,195,000	113,617	404,610	71,074	89,089	0.36
1994	44,642,000	110,415	381,864	70,617	81,550	0.34
1995	45,093,000	104,480	347,210	64,973	66,709	0.29
1996	45,545,000	101,677	330,464	65,902	63,106	0.28
1997	45,991,000	99,912	323,383	65,557	66,530	0.29

자료 : 해양수산부,「해양수산통계연보」

〈그림 5-10〉 국가전체 인구 중 어업종사자의 비율



(8) 어획노력

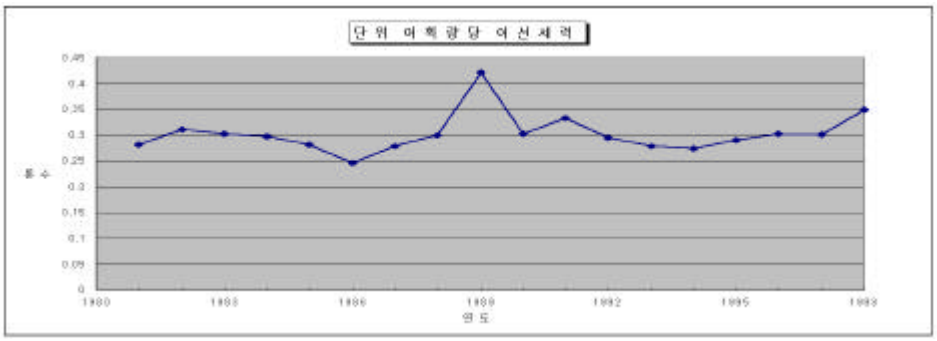
어획량당 어획노력은 자원밀도를 나타내므로 중요한 지표이다. 그러나 발간된 자료는 거의 없다. 따라서 아주 대략적으로 단위어획을 위해 사용된 어선의 수나 어구의 양을 대리지표로 사용할 수 있다. <표 5-19>와 <그림 5-11>은 단위어획량당 어획노력의 경향을 나타낸다.

〈표 5-19〉 **단위어획량당 어업노력**

단위 : Ton, M/T

Year	동 력 선 톤 수(A)	일반해면어업 어획량(B)	A / B
1980	770,687.71		
1981	781,582.13	2,771,779	0.28
1982	807,569.88	2,599,522	0.31
1983	828,347.51	2,746,027	0.30
1984	852,188.87	2,859,690	0.30
1985	858,471.14	3,049,541	0.28
1986	883,851.07	3,602,671	0.25
1987	911,958.18	3,274,722	0.28
1988	948,190.31	3,173,326	0.30
1989	963,231.36	2,288,841	0.42
1990	976,731.28	3,240,075	0.30
1991	982,643.01	2,952,797	0.33
1992	959,056.23	3,254,800	0.29
1993	919,916.85	3,305,275	0.28
1994	940,321.75	3,445,681	0.27
1995	958,598.78	3,318,891	0.29
1996	971,808.05	3,214,010	0.30
1997	964,470.79	3,211,935	0.30
1998	978,333.87	2,807,564	0.35

〈그림 5-11〉 **단위어획량당 어획노력의 경향**



(9) **인구구성**

어업인구의 구성은 지속가능한 발전의 지표가 될 수 있다. <표 5-20>**과** <그림 5-12>**는 어업고용의 경향을 보여준다. 우리나라에서** 39**세 이하의 젊은 어업종사자는 점차 감소하고 있다.**

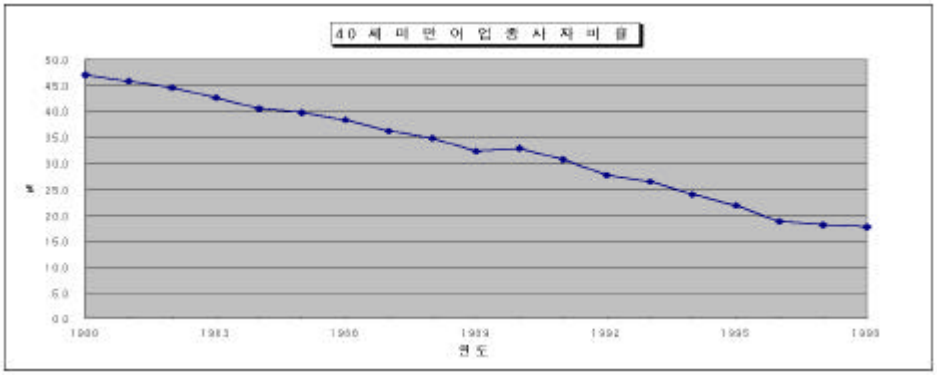
〈표 5-20〉 **연령별 어업종사자수**

단위 : person

년도	계	15~19	20~29	30~39	40~49	50~59	60~69	Over 70
1980	294,928	22,218	54,989	61,975	78,105	49,687	21,571	6,383
1981	248,520	12,035	47,987	53,900	70,803	44,636	16,498	2,661
1982	252,081	10,515	48,648	53,456	72,582	46,032	18,412	2,436
1983	244,279	6,322	45,166	52,731	73,342	46,472	18,294	1,952
1984	239,806	4,806	40,481	52,211	71,548	49,045	19,706	2,009
1985	236,237	3,984	38,152	52,051	68,693	50,428	21,121	2,208
1986	236,956	3,648	35,680	51,856	67,628	53,445	22,100	2,599
1987	231,946	2,854	30,711	50,669	66,274	55,854	22,591	2,993
1988	227,352	2,543	26,935	49,708	64,016	57,824	23,205	3,121
1989	218,718	1,779	21,991	46,947	62,033	58,333	24,230	3,405
1990	211,753	1,499	21,134	47,019	57,841	57,018	27,242	—
1991	204,596	1,428	16,908	44,757	54,079	58,186	24,586	4,652
1992	206,624	892	14,481	42,109	52,518	60,928	29,873	5,823
1993	206,569	655	12,644	41,347	51,836	60,922	32,558	6,607
1994	197,782	356	9,956	37,260	49,817	58,804	34,428	7,151
1995	176,123	404	7,851	30,160	47,112	52,509	38,087	—
1996	171,822	236	5,765	26,340	44,031	53,627	35,186	6,637
1997	173,743	172	5,924	25,291	45,423	53,346	36,164	4,721
1998	172,701	459	6,536	23,811	45,637	52,180	36,413	7,665

자료 : NSO

〈그림 5-12〉 **40세 미만의 어업종사자 비율**



(10) 양식

양식장의 면적은 어업생산성을 반영하는 지표가 될 수 있다. 일반적으로 양식은 기술과 자본을 필요로 하는데, 이는 어업의 지속가능한 발전에

긍정적인 측면으로 작용한다. <표 5-21>과 <그림 5-13>은 양식장의 면적에 대한 경향을 나타낸다. 양식장면적은 1989년에 최고에 달하였으며 지금은 변동이 없는데 이는 더 이상 개발할 면적이 없음을 의미한다.

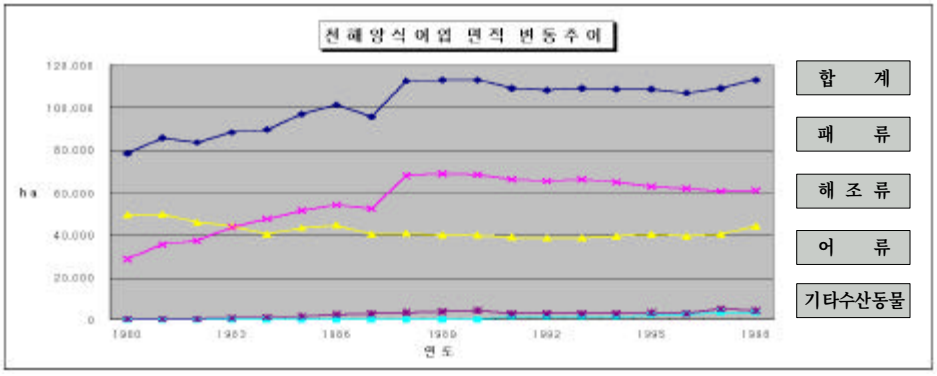
〈표 5-21〉 연도별 양식면적

단위 : No., ha

연도	합 계		어 류		패 류		해 조 류		기타수산동물	
	건수	면적	건수	면적	건수	면적	건수	면적	건수	면적
1980	6,218	78,573	—	—	4,159	49,530	1,955	28,584	104	459
1981	6,714	85,561	—	—	4,115	49,673	2,477	35,369	122	519
1982	6,491	83,825	—	—	3,849	45,989	2,580	37,275	134	561
1983	6,760	88,465	—	—	3,986	44,191	2,597	43,578	177	696
1984	6,865	89,557	—	—	3,833	40,431	2,702	47,661	330	1,465
1985	7,304	96,885	—	—	3,977	43,471	2,850	51,547	447	1,867
1986	7,772	101,189	—	—	4,133	44,564	2,961	54,008	678	2,617
1987	7,776	95,932	—	—	4,114	40,395	2,855	52,542	807	2,995
1988	8,105	112,432	—	—	4,210	40,931	2,913	68,045	982	3,456
1989	8,324	112,959	—	—	4,231	39,903	2,867	68,973	1,226	4,083
1990	8,513	113,026	—	—	4,292	40,071	2,779	68,428	1,442	4,527
1991	8,299	109,382	773	1,196	4,208	38,981	2,668	66,109	650	3,096
1992	8,369	108,241	915	1,281	4,234	38,520	2,629	65,503	591	2,937
1993	8,438	109,035	989	1,348	4,231	38,654	2,684	66,091	579	2,942
1994	8,588	108,637	1,104	1,512	4,300	39,390	2,627	64,856	557	2,879
1995	8,770	108,762	1,355	2,234	4,397	40,365	2,467	62,807	551	3,356
1996	8,874	106,839	1,455	2,445	4,423	39,306	2,417	61,974	579	3,114
1997	8,047	109,156	728	3,382	4,450	40,134	2,256	60,605	613	5,134
1998	8,232	112,987	755	3,487	4,683	43,984	2,203	61,209	591	4,307

자료 : 해양수산부,「해양수산통계연보」

〈그림 5-13〉 연도별 양식면적 추이



제 6 장 지속가능성 지표개발을 위한 생경제분석

1. 연구배경

수산부문과 같이 재생가능한 자원의 대표적인 경제지표는 최대지속가능한 어획량(MSY)의 개념이다(Schaefer, 1954; Beverton and Holt, 1957; OECD, 2000). MSY는 자원의 지속가능성을 유지하면서 최대로 어획할 수 있는 양으로 정의된다. 최근 입어제한을 하지 않는 자유어업(open access)의 단점을 개선하기 위해서 MSY와 더불어 경제적 최대어획량(MEY)[22]이라는 개념이 도입되고 있다.

우리나라 수산업은 최근까지 입어제한(input controls: 면허 및 선박마력, 입어면적, 입어시기, 어종 및 그물의 크기 제한 등)과 같은 방법을 통하여 어획량을 조정하여 왔는데, 세계적 추세에 따라 TAC시스템과 같은 입하량제한(output control)방법을 도입중에 있다. 우리나라는 1996년 수산업법[23]의 개정을 통하여 TAC시스템의 도입에 대한 법적 근거를 마련하였지만, 아직 초기단계로서 2001년부터 전면적으로 TAC시스템을 시행할 계획이다. 1999년 이래 해양수산부(장창익 외, 2000)는 고등어, 전갱이, 정어리, 붉은대게 및 삼치의 5개 어종을 대상으로 TAC시스템의 도입을 위한 시범적 적정어획량을 산정하였다. 장창익 외(2000)는 미국의 NOAA(National Oceanic and Administration)에서 도입한 생물학적 허용어획량(ABC)모델 - 자원량의 크기와 어업사망률을 이용하여 추정된 생물학적으로 가능한 어획량 - 을 이용하였다. 우리나라 연안에는 40여종의 상업적 어류가 포획되고 있는데, TAC제도를 위한 목표어종의 선정과 어종별 TAC 수준의 결정은 TAC제도의 정착을 위한 중요한 단계라고 할 수 있다.

---

22) MEY는 경제적 이익을 최대화하는 어획량의 지속가능한 수준을 일컫는다. MSY와 MEY의 차이점은 다음 절에서 설명한다.

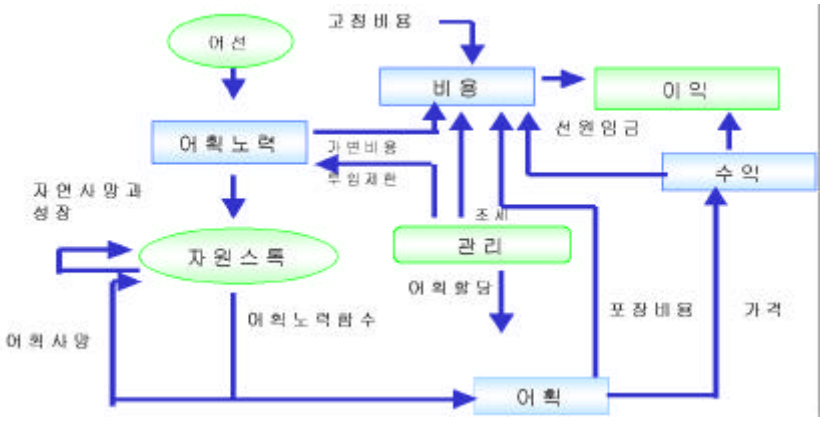
23) 수산업법 제54조 2에서 총허용어획량의 설정에 대한 법적 근거를 마련하였고, 수산자원보호령 제27조 2 및 3에서 구체적인 총허용어획량의 설정 및 관리에 대한 기준을 규정하고 있다.

2. 생경제모델

수산자원관리의 일반적인 목적은 자원의 고갈없이 얼마나 잘 이용하느냐에 있다. 이와 같은 자원관리를 위한 가장 전형적인 방법이 MEY와 MSY에 의한 어획량과 투입노력량수준을 결정하는 것이다. 일반적으로 MEY는 MSY보다 낮은 수준의 스톡과 관련되기 때문에 자원보존의 목적과 더 잘 부합된다.[24]

이들 MSY와 MEY를 결정하기 위해서 MEY는 자원량의 어획과 관련된 수익과 비용을 고려한 생물학적 모델이 요구되는 반면에, MSY는 생산량과 관련된 어획노력수준만을 반영한 생물학적 모델이다. 이와 같이 생경제모델은 어획량 및 노력량과 같은 생물학적 요소와 어가 및 어업비용과 같은 경제적 요소를 결합하는 종합적인 접근방법(multidisciplinary approach)이다. 수산업의 생경제모델의 다양한 요인들의 상호연계성은 <그림 6-1>과 같다.

〈그림 6-1〉 수산업의 생경제모델에서 요인들의 상호연계성



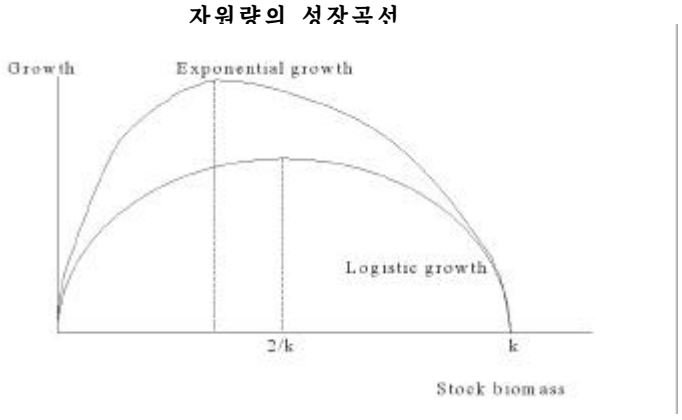
한편, 생경제모델은 균형모델(equilibrium model)과 동태적 모델(dynamic model)로 구분할 수 있다. 균형모델은 어획량과 어자원의 자연증가량이 수

24) 그러나 Clark(1973)는 MEY를 이용한 합리적인 어업도 생물학적으로 지속가능한 방법이 아닐 수 있다고 지적하였다. 예컨대, 포경어업과 같이 이자율이 생물학적 성장률보다 높을 경우 금융자본수익률(returns to financial capital)은 자연자산(natural capital)수익률보다 당연히 크기 때문에 지대이익의 최대화를 추구하는 MEY는 수산자원의 고갈을 초래할 수 있다.

렴할 때 어자원량(fish population)은 동일한 수준, 즉 균형을 유지할 수 있다는 점에서 착안된 것으로서, 주어진 어획노력수준에서 어획량과 경제적 이익의 장기적인 수준을 제시한다. 만약 모델링 작업의 목적이 생산이나 이익의 지속가능한 수준을 결정하는 것이라면 균형모델이 동태적 모델보다 더 적합하다. 동태적 모델은 어획수준에 대한 노력의 변화와 경제적 이익의 단기적 변화효과를 제시한다. 만약 모델링의 촛점이 비용과 편익의 변화를 측정하는 것이라면 동태적 모델이 더 많은 정보를 제공할 수 있다. 왜냐 하면, 미래의 편익과 비용의 흐름은 서로 다르게 발생한다면, 사회적 시간선호성(society time preference)이 반영되는 것이 보다 합리적이기 때문이다.

균형모델의 가장 보편적인 형태인 잉여생산모델은 주어진 어획노력수준에서 장기적인 지속가능한 생산량을 제시한다. 잉여생산모델은 자원량의 성장함수의 가정에 따라 다르게 형성되는데, 잉여생산모델의 근간이 되는 어자원량의 성장모델은 Schaefer(1954, 1957)에 의해 개발된 전통적인 로지스틱 성장모델(logistic growth model)과 Fox(1970)에 의해 개발된 지수성장모델(exponential growth model)로 구분된다. <그림 6-2>에서 보는 바와 같이 로지스틱 모델은 환경처리능력(environmental carrying capacity: k)의 절반수준(k/2)에서 자원량의 최대성장이 이루어진다. k/2에서 자원량의 최대성장을 나타내는 포물곡선의 로지스틱 모델과 달리 지수성장모델은 Gompertz 성장함수에 기반을 둔 것으로서, 로지스틱 곡선보다 더 낮은 수준의 자원량밀도(biomass)에서 최대성장을 나타낸다. 여기서 자원량의 최대성장은 어업의 MSY와 같기 때문에 자원량의 감소없이 어획될 수 있는 최대수준이다. 따라서 어획노력과 어획량의 지속가능한 수준 사이의 관계, 즉 MSY는 이 자원량의 성장모델로부터 도출될 수 있다.

〈그림 6-2〉 자원량의 성장곡선



1) 로지스틱 성장모델

(1) 기본모델

Schaefer의 로지스틱 성장모델은 다른 모든 잉여생산모델과 마찬가지로 다음 해의 자원량밀도 B_{y+1}이 당해의 자원량밀도 B_y와 한 해 동안의 자원량밀도성장량 G_y, 그리고 어획량 수준 C_y에 의해 결정된다고 가정한다.

즉 $B_{y+1} = B_y + G_y - C_y$ ---------- 식(1)

모든 잉여생산모델에서 가장 중요한 가정은 연간 자원량밀도변화가 단지 G_y와 C_y에만 의존한다는 것이다. Schaefer는 자원량의 잉여성장이 로지스틱하다고 가정하였는데, 이를 다음과 같이 정리할 수 있다.

$G_y = rB_y(1 - B_y/k)$ ---------- 식(2)

(r : 고유의 성장률, k : 환경처리능력)

여기서 $B = k$이면 증가율은 0이 된다. 또 극대화의 1차 조건으로부터 성장은 $k/2$에서 최대가 된다.

식(2)에 주어진 성장함수로부터 다음과 같은 2가지의 중요한 가정을 알 수 있다.

i) 어업의 연령구조(age structure of the fishery)는 변하지 않거나 어업의 연령구조의 변화는 자원량의 성장률에 영향을 미치지 않는다.

ii) 어군의 개체수 변화는 즉시 발생한다.

Schaefer의 모델에서 또 다른 주요 가정은 단위노력당 어획량이 자원량밀도에 비례한다는 것이다.

$U_y = qB_y$ ---------- 식(3)

(U_y : 단위노력당어획량, q : 어획가능계수 - 어획노력단위당 즉시 발생하는 어획사망률)

여기서 어획량은 단위노력당 어획량에 노력수준을 곱한 것이다.

$C_y = qB_yE_y$ ---------- 식(4)

(E_y:어획노력량수준)

균형상태에서의 어획량은 성장률과 같다. 따라서 $B_{y+1} = B_y$이므로 균형방정식(2)와 식(4)는 아래와 같이 첨자를 제거할 수 있다.

$qBE = rB(1 - B/k)$ ---------- 식(5)

식(5)를 B에 대해 정리하면

$B = k(1 - qE/r)$ ---------- 식(6)

식(6)을 식(4)에 대입하면 어획노력량수준과 지속가능한 어획량수준과의 관계를 도출할 수 있다.

$C = qkE(1 - qE/r)$ ---------- 식(7)

또는 더 간단히 $C = \alpha E - \beta E^2$ ---------- 식(8)

(α : qk, β : $\frac{q^2k}{r}$)

MSY를 가져오는 어획노력수준 E_{msy}는 $dC/dE = 0$으로부터 추정될 수 있다.

$\frac{dC}{dE} = qk(1 - 2qE/r) = 0$ ---------- 식(9)

식(9)의 해를 구하면 $E_{msy} = r/2q$ ---------- 식(10)

최대지속적 어획량 C_{msy}자체는 식(10)을 식(7)에 대입하여 구한다.

$C_{msy} = kr/4$ ---------- 식(11)

한편, Gordon은 Schaefer의 로지스틱 성장모델의 어획노력(resultant catch effort)의 관계를 적용하여 어업의 생경제모델을 최초로 발전시켰다. 식(8)에서 어획량과 어획노력의 관계로부터 포물선의 수입곡선이 만들어질 수

있다. 또 식(8)에 가격 p를 곱해줌으로써 총수입을 함수의 형태로 나타낼 수 있다.

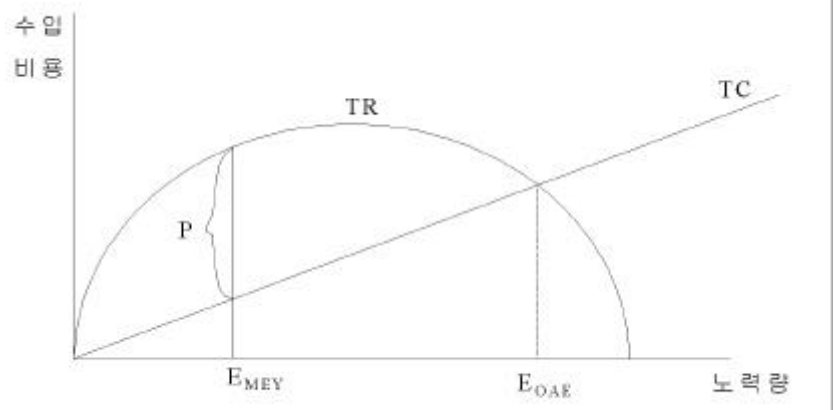
$$TR = p(\alpha E - \beta E^2) \quad \text{---------- 식(12)}$$

여기서 p는 어종별 평균가격으로서 어획량의 수준에 따라 변화하지 않는 것으로 가정되고,[25] 총비용은 어획노력의 한계비용(v)이 일정하다는 가정하에 다음과 같은 어획노력의 함수로 나타낼 수 있다.

$$TC = vE \quad \text{---------- 식(13)}$$

이와 같은 방정식들을 이용한 생경제모델은 다음 <그림 6-3>과 같이 나타낼 수 있다.

〈그림



어업에서의 총지대(π)는 식(12)와 식(13)으로부터 다음과 같이 구할 수 있다.

$$\pi = p(\alpha E - \beta E^2) - vE \quad \text{---------- 식(14)}$$

여기서 MEY를 달성하는 어획노력수준인 E_{mey}는 식(15)와 같이 극대화의 1차 조건을 이용하여 구해진다.

---

25) 많은 경우 가격은 어획량수준에 따라 변한다. 이것은 결과에 영향을 줄 수 있다.

$$\frac{dP}{dE} = p(\alpha - 2\beta E) - v = 0 \quad \text{----------식 (15)}$$

$$E_{mey} = (\alpha - v/p)/(2\beta) \quad \text{---------- 식(16)}$$

식(15)에서 v를 우변으로 옮기면 C_{mey}는 $p(\alpha - 2\beta E) = v$일 때 달성된다. C_{mey}는 식(16)을 식(8)에 대입하여 구할 수 있다.

자유어업의 균형은 모든 렌트가 소멸될 때 달성된다. 자유어업에서 균형 어획노력수준은 식(14)를 0으로 하여 계산할 수 있다.

$$p(\alpha - \beta E) = v \quad \text{---------- 식(17)}$$

식(17)의 좌변은 단위노력당 평균수입(R/E)이고 우변은 단위노력당 평균비용(C/E)이다. 자유어업의 균형은 평균비용과 평균수입이 일치할 때 달성된다. 식(17)을 E에 대해 풀면 다음 식(18)과 같다.

$$E_{oae} = (\alpha - v/p)/\beta \quad \text{---------- 식(18)}$$

식(16)과 식(18)을 비교해보면, 로지스틱 잉여생산모델의 단위노력당 비용과 가격이 일정하다는 가정하에서 E_{mey}는 자유어업의 균형에서 발생하는 어획노력수준(E_{oae})의 절반임을 알 수 있다.

(2) 로지스틱 함수추정을 위한 어획량 및 노력량 자료형성

거의 대부분의 수산자원은 균형을 이루기 힘들다. 불균형하에서의 어획량과 어획노력량의 자료를 이용하여 균형생산곡선을 추정하는 방법들이 개발되고 있다. 여기서는 로지스틱 생산함수을 위한 대표적 모델로서 Schaefer 모델, Schnute 모델 및 Walters와 Hilborn 모델을 소개한다.

① Schaefer 모델

주어진 자원량밀도(B)에서의 지속가능한 어획량수준 C_e와 실제어획량 C의 차이를 ΔB라 하자.

$$\Delta B = C_e - C \quad \text{---------- 식(19)}$$

즉 ΔB는 연간 자원량밀도의 변화량이다. 이 식(19)에서 어업이 균형수준의 어획량을 초과할 경우 자원량밀도가 감소한다는 것을 알 수 있다. 반대로 어업이 균형수준의 어획량보다 적게 어획하면 자원량밀도는 증가하게 된다.

식(20)에서 균형어획량은 평균자원량밀도의 함수로 표시될 수 있다.

$$C_e = a\overline{B}(k - \overline{B}) \quad \text{---------- 식(20)}$$

여기서, a는 r/k이고 $\overline{B}$는 연평균 자원량밀도이다

식(3)으로부터 $\overline{U} = q\overline{B}$ ---------- 식(21)

$\overline{U}$는 단위노력당 평균어획량이고, ΔU는 단위노력당 어획량의 연간 변화량은 식(22)와 같다.

$$\Delta U = q\Delta B \quad \text{---------- 식(22)}$$

식(22)와 식(19)를 다시 정리하고, ΔB를 치환하면

$$C_e = C + \Delta U/q \quad \text{---------- 식(23)}$$

동일한 방법으로 식(21)을 재정리하고, $\overline{B}$를 치환하면 식(20)은 식(24)와 같이 대체할 수 있다.

$$C_e = aU(k/q - \overline{U}/q^2) \quad \text{---------- 식(24)}$$

식(23)과 식(24)에서,

$$C + \Delta U/q = aU(k/q - \overline{U}/q^2) \quad \text{---------- 식(25)}$$

이를 정리하면, $\frac{\Delta U}{\overline{U}} = aq(k/q - \overline{U}/q^2) - q\frac{C}{\overline{U}}$ ---------- 식(26)

식(26)으로부터 ΔU의 근사치를 다음과 같이 말할 수 있다.

$$\Delta U \approx \frac{\overline{U_{t+1}} - \overline{U_{t-1}}}{2} \quad \text{---------- 식(27)}$$

$$\frac{\overline{U_{t+1}} - \overline{U_{t-1}}}{2\overline{U_t}} = r - \frac{r}{qk}\overline{U_t} - q\overline{E} \quad \text{식(28)}$$

여기서 $\overline{E}$는 평균어획노력의 수준인데 $\frac{C}{U}$ 값이다.

② Schnute 모델

Schaefer 모델은 시간에 연속적인 모델이다. 이러한 모델을 식(28)에 주어진 식으로 바꾸는 것은 어떤 기간(특히 1년)의 평균을 구하는 것이다. 그 결과 식(27)에 나타난 것과 같은 어떤 근사값이 필요해진다. Schnute(1977)는 평균이 아니라 총합에 기초한 근사값 체계의 대안을 제시했다. Schnute에 의하면 식(28)은 다음과 같이 쓸 수 있다.

$$\frac{1}{U}\frac{dU}{dt} = r - \frac{r}{qk}U - qE \quad \text{식(29)}$$

이 식을 t에서 $t+1$까지 더하면 다음 식(30)에 주어진 것과 같은 수정된 독립변수를 얻는다.

$$\ln\left[\frac{U_{t+1}}{U_t}\right] = r - \frac{r}{qk}\overline{U_t} - q\overline{E_t} \quad \text{식(30)}$$

$\ln\left[\frac{U_{t+1}}{U_t}\right]$의 값은 매년초에 발생하는 U_t의 동시적인 값(instaneous values)과 관련하는 것처럼 이 값은 대개 알려지지 않는다. 그러나 식(30)의 근사값은 t년도의 식(30)에 $t+1$년도의 식(30)을 더한 값을 2로 나눔으로써 도출될 수 있다.

$$\ln\left[\sqrt{\frac{U_{t+1}U_{t+2}}{U_tU_{t+1}}}\right] = r - \frac{r}{qk}\left[\frac{\overline{U_t} + \overline{U_{t+1}}}{2}\right] - q\left[\frac{\overline{E_t} + \overline{E_{t+1}}}{2}\right] \quad \text{식(31)}$$

식(31)의 왼쪽 부분은 연간 단위노력당어획량의 평균이 각 연도의 시작과 끝에서의 값의 기하평균의 근사치임을 가정함으로써 다음과 같이 단순화될 수 있다.

$$\overline{U_t} \cong \sqrt{U_tU_{t+1}} \quad \text{식(32)}$$

식(32)를 식(31)에 대입함으로써 다음 식을 얻는다.

$$\ln\left[\frac{\overline{U_{n+1}}}{\overline{U_n}}\right] = r - \frac{r}{qk}\left[\frac{\overline{U_t} + \overline{U_{t+1}}}{2}\right] - q\left[\frac{\overline{E_t} + \overline{E_{t+1}}}{2}\right]$$ ---------- 식(33)

③) Walters and Hilborn 모델

Walters와 Hilborn(1976)에 의해 개발된 방정식은 Schnute 모델보다 더 간단하다. 식(1)에 나타난 자원량은 다음 식(34)와 같이 표현될 수 있다.

$$B_{y+1} = B_t + rB_t\left(1 - \frac{B_t}{k}\right) - qE_tB_t$$ ---------- 식(34)

이로부터 $$\frac{B_{y+1}}{B_t} = 1 + r\left(1 - \frac{B_t}{k}\right) - qE_t$$ ---------- 식(35)

$B_t = \overline{U_t}/q$를 가정하면 식(35)는 다음 식(36)과 같이 쓸 수 있다.

$$\frac{\overline{U_{y+1}}}{\overline{U_t}} = 1 + r\left(1 - \frac{\overline{U_t}}{qk}\right) - qE_t$$ ---------- 식(36)

이 식은 다음 식(37)과 같이 재정리될 수 있다.

$$\frac{\overline{U_{y+1}}}{\overline{U_t}} - 1 = r - \frac{r}{qk}\overline{U_t} - qE_t$$ ---------- 식(37)

2) 지수성장모델

(1) 기본모델

Schaefer 모델에서 가정한 로지스틱 성장곡선의 대안으로 Gompertz성장 함수에 기초한 지수성장모델이 있는데 이는 식(38)과 같다.

$$G = rB\ln(k/B)$$ ---------- 식(38)

Fox(1970)는 이러한 성장가정에 기초하여 잉여생산모델을 개발하였다. Schaefer 모델에서와 같이 지속가능한 생산량은 자원량의 성장량과 같은데, 이를 식(39)와 같이 표시한다.

$$C_e = rB\ln(k/B)$$ ---------- 식(39)

Schaefer 모델 분석에서의 식(3)처럼 단위노력당 어획량이 자원량밀도에 비례한다고 가정할 때, C_e는 식(40)과 같이 표현될 수 있다.

$$C_e = \frac{r\overline{U}}{q}\left[\ln\left(\frac{U_\infty}{q}\right) - \ln\left(\frac{\overline{U}}{q}\right)\right] \text{---------- 식(40)}$$

U_∞은 자원이 사용되지 않은 상태에서 얻어지는 단위노력당어획량, 즉 $U_\infty = rk$, 그리고 $\overline{U}$는 단위노력당 어획량의 평균이다. $\ln(q)$를 소거하여 식(40)의 우변을 확대하면 다음과 같이 쓸 수 있다.

$$C_e = \frac{r\overline{U}}{q}\left[\ln U_\infty - \ln \overline{U}\right] \text{---------- 식(41)}$$

식(41)의 양변을 $\overline{U}$로 나누면,

$$E = \frac{r}{q}\left[\ln U_\infty - \ln \overline{U}\right] \text{---------- 식(42)}$$

E는 이 어업에서 투입된 어획노력수준이고, 식(42)를 $\ln \overline{U}$에 대해 정리하면 다음과 같다.

$$\ln \overline{U} = \ln U_\infty - (q/r)E \text{---------- 식(43)}$$

식(43)을 지수화하면, Fox 모델에서의 단위노력당 어획량의 평균 $\overline{U}$는 식(44)와 같이 나타낼 수 있다.

$$\overline{U} = U_\infty e^{-(q/r)E} \text{---------- 식(44)}$$

그리고 어획량은 식(45)와 같다.

$$C = U_\infty E e^{-(q/r)E} \text{---------- 식(45)}$$

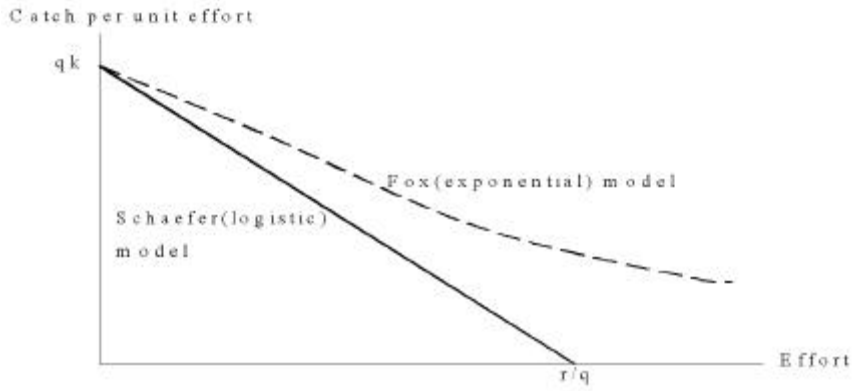
또는,

$$C = qkE e^{-(q/r)E} \text{---------- 식(46)}$$

Schaefer 모델과 Fox 모델간의 비교를 위해 식(8)에서 Schaefer 모델의 단위노력당 평균어획량은 다음과 같이 표현될 수 있다.

$\overline{U} = \alpha - \beta E$ ---------- 식(47)

〈그림 6-4〉 로지스틱 모델과 지수모델의 비교



<그림 6-4>와 같이 도식된 식(44)와 식(47)을 비교할 때, 로지스틱 모델에서는 자원량이 고갈되는 점($U = 0$)을 도출할 수 있지만, 지수모델에서는 단위노력당 어획량이 점근적(asymptotically)으로 감소한다. 따라서 지수모델은 어업이 소멸되는 점을 도출할 수 없다.

한편, Fox 모델에서 어획량을 최대화하는 노력수준은 1차 조건으로부터 다음과 같이 주어진다.

$$\frac{dC}{dE} = qke^{-(q/r)E}\left(1 - \frac{q}{r}E\right) = 0$$ ---------- 식(48)

이 식(48)의 양변을 $qke^{-(q/r)E}$로 나누고 그 결과를 E에 대하여 풀면 다음 식(49)와 같다.

$$E_{msy} = r/q$$ ---------- 식(49)

이 결과를 로지스틱 모델에서 도출한 식(10)과 비교하여 보면, 지수모델에서의 최대지속적 생산량을 얻기위해서는 로지스틱 성장모형보다 2배의 노력이 든다고 생각할 수 있다. 하지만 이러한 생각은 적절하지 못하다. 왜냐하면 두 모형에서 사용된 q값이 각각 다르기 때문이다. 예를 들어, 식(5)에서

로지스틱 성장모형의 q값은 식(50)과 같이 결정된다.

$$q = r(1 - B/k)/E \quad \text{---------- 식(50)}$$

또, 식(39)에서 $C = qEB$를 대입한 후, q에 대하여 풀면 지수모델에서의 q값은 식(51)과 같음을 알 수 있다.

$$q = r\ln(k/B)/E \quad \text{---------- 식(51)}$$

Gordon-Schaefer 모델에서와 마찬가지로 Fox 모델에서의 총수입(Total Revenue)은 어획노력의 함수인 식(46)에 가격(p)을 곱한 것으로 표시된다.

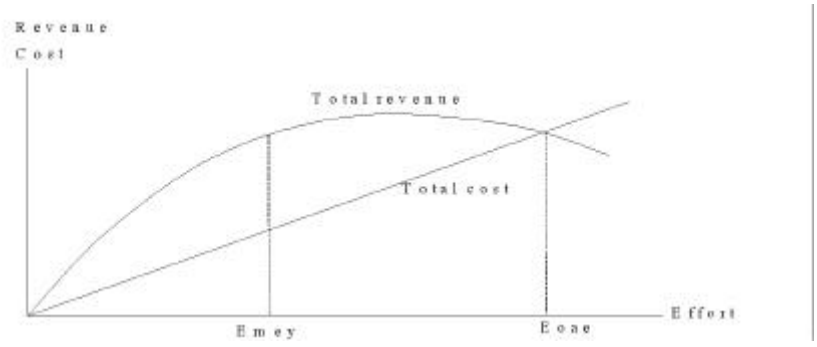
$$TR = pqkEe^{-(q/r)E} \quad \text{---------- 식(52)}$$

단순화를 위해 가격은 어획량수준에 따라 변하지 않고 어획노력의 한계비용이 일정하다고 가정하면, 총비용은 어획노력의 함수로 도출된다.

$$C = vE \quad \text{---------- 식(53)}$$

이들 식으로부터 생경제모델의 궤적을 <그림 6-5>와 같이 그릴 수 있다.

〈그림 6-5〉 **Fox의 생경제모델**



어업에서의 총렌트(π)는 식(52)에서 식(53)을 뺀 값으로 주어진다.

$$\pi = pqkEe^{-(r/q)E} - vE \quad \text{---------- 식(54)}$$

여기서 MEY를 달성하는 어획노력의 수준 E_{mey}가 극대화의 1차 조건에 의해 구해질 수 있다.

$$\frac{dP}{dE} = pqke^{-(r/q)E}(1 - \frac{q}{r}E) - c = 0 \text{ ---------- 식(55)}$$

Gordon-Schaefer 모델과는 달리 E_{mey}는 지수함수에 기인한 모델변수의 함수로 쉽게 표시되지 못한다. 가장 간단히 하여도 다음관계로 표현할 수 있을 뿐이다.

$$E_{mey} = \frac{r}{q}[1 - \frac{v}{pqk}e^{(q/r)E_{mey}}] \text{ ---------- 식(56)}$$

식(56)을 E_{mey}에 대하여 풀려면 반복되는 과정을 거쳐야 한다. 식의 양변이 같아질 때까지 E_{mey}의 값은 변화한다.[26] E_{mey}의 선형근사치인 시작점은 다음으로부터 구할 수 있다.

$$e^{-(q/r)E} \approx [1 - (q/r)E] \text{ ---------- 식(57)}$$

이러한 근사치는 $(q/r)E$가 작은 숫자일 때 타당한데, 이러한 가정은 q값이 대체로 아주 작은 대부분의 어업에서 타당한 가정이다. 이 가정을 식(56)에 적용하면 E_{mey}추정치의 최초세트는 식(58)과 같이 도출된다.

$$E^* = \frac{r}{q}[1 \pm \sqrt{\frac{v}{pkq}}] \text{ ---------- 식(58)}$$

이 식은 두 가지의 E_{mey}값의 최초 측정값을 제공한다. E_{mey}값이 E_{msy}값보다 더 작다고 하면, 반복계산을 위한 최초값으로 사용하기 더욱 적합한 것은 식(59)이다.

$$E^* = \frac{r}{q}[1 - \sqrt{\frac{v}{pkq}}] \text{ ---------- 식(59)}$$

왜냐하면, 식(49)에서 $E_{msy} = r/q$이기 때문에, E_{mey}의 또 다른 근사치는 식(57)을 사용하여 식(60)과 같이 도출할 수 있다.

$$E^* = \frac{r}{2q}[\ln(pqk) - \ln(v)] \text{ ---------- 식(60)}$$

---

26) Excel의 목표값 찾기(goal seeking)모델에서 이 값을 쉽게 도출할 수 있다.

¢DÀ

자유어업의 균형은 모든 렌트가 없어지는 즉, $\pi = 0$인 점에서 발생한다. Gordon-Schaefter 모델에서와 마찬가지로, 자유어업의 균형노력수준은 식(54)를 0으로 할 경우 식(61)과 같이 계산할 수 있다.

$$pqke^{-(q/r)E} = v \quad \text{---------- 식(61)}$$

식(61)의 좌변이 단위노력당 평균수입(R/E)이고, 우변은 단위노력당 평균비용(C/E)이므로 식(61)을 E에 대하여 풀면 식(62)를 얻는다.

$$E_{oae} = \frac{r}{q}[\ln(pqk) - \ln(v)] \quad \text{---------- 식(62)}$$

(2) 지수함수추정을 위한 어획량 및 노력량 자료형성

① 어획노력량 평균법(Effort averaging method)

Gulland(1961)는 단위노력당 어획량과 평균어획노력량의 과거자료를 비교하는 방법에 의거 균형어획률을 계산하는 단순한 방법을 개발하였다. 그 후 이 방법은 Fox에 의해 지수함수형(exponential) 방법으로 발전되었다. 그런데 최근의 실증적 연구결과 이 방법은 일반적으로 MSY와 MSY를 달성하는 어획량수준(E_{msy})을 과대평가하고 있다는 문제점들이 지적되고 있다(Polacheck, Hilborn and Punt, 1993).

Fox에 의해 개발된 노력평균화방법(effort averaging method)은 식(43)에 기인하는데, 이를 다시 쓰면 다음과 같다.

$$\ln \overline{U} = \ln(qk) - (q/r)E \quad \text{---------- 식(63)}$$

Gulland는 당해 단위노력당 평균어획이 단지 과거와 당해 기간의 평균어획노력수준과 연관되어 있다고 제안하였다. 이는 다음과 같이 주어진다.

$$E_t = \frac{\sum_i E_i}{n} \quad \text{for } i = t-n, \cdots, t \quad \text{---------- 식(64)}$$

여기서 n은 특정 어종의 평균 성어기간으로서, 예컨대 어떤 어종의 연령이 2세에서 5세까지 어업가능하다면 어획노력량은 현재년도와 과거 3년간 어획노력량의 평균이 이용된다.

② Fox 모델

지수함수모형을 계산하는 두 번째 방법은 Fox(1970)에 의해 개발되었다. 그러나 방법의 개발에도 불구하고, Fox는 그의 논문에 거론된 2개의 어업분석에서 위에 설명한 노력평균화방법을 사용하였다. 그 자신은 그의 방법을 명백히 불신하였으나, 이후 전 세계의 생태학자나 경제학자들은 그의 방법을 사용하였다.

Fox 모델의 전개는 Schaefer 모델과 아주 비슷하다. 식(24)를 식(41)로 대체하면 식(26)은 다음 식(65)와 같이 표현될 수 있다.

$$\frac{\Delta U}{\overline{U}} = r \ln(qk) - r \ln(\overline{U}) - q\overline{E} \quad \text{---------- 식(65)}$$

Fox는 또한 식(27)에서 주어진 ΔU의 한정된 근사값을 이용하였는데, 그 결과는 식(66)과 같다.

$$\frac{\overline{U_{t+1}} - \overline{U_{t-1}}}{2\overline{U_t}} = r \ln(qk) - r \ln(\overline{U_t}) - q\overline{E_t} \quad \text{---------- 식(66)}$$

③ Clarke, Yoshimoto and Pooley의 모델

Clarke, Yoshimoto and Pooley (이하 'CYP'라 함)는 1977년에 Schnute가 로지스틱 모형을 통합개발한 것과 동일한 선상에서 Fox 모델을 통합개발하였다. 이들의 주장에 의하면 식(65)는 다음 식(67)과 같이 재정의할 수 있다.

$$\frac{1}{U}\frac{dU}{dt} = r \ln(qk) - r \ln(U) - qE \quad \text{---------- 식(67)}$$

식(67)은 다음 식(68)과 표현할 수 있다.

$$\ln\left[\frac{U_{t+1}}{U_t}\right] = r \ln(qk) - r \ln(\overline{U}) - q\overline{E} \quad \text{---------- 식(68)}$$

Schnute가 사용한 것과 동일한 방법(Taylor approximation)을 따라 식(69)를 도출할 수 있고, 우변항을 $\ln(\overline{U_{t+1}})$로 정리하면 다음 식(70)과 같다.

$$\ln(\overline{U_{t+1}}) - \ln(\overline{U_t}) = 2r \ln(qk) - r(\ln(\overline{U_t}) + \ln(\overline{U_{t+1}})) - q(\overline{E_t} + \overline{E_{t+1}})$$

---------- 식(69)

$$\ln(\overline{U_{t+1}}) = \frac{2r}{2+r}\ln(qk) + \frac{2-r}{2+r}\ln(\overline{U_t}) - \frac{q}{2+r}(\overline{E_t} + \overline{E_{t+1}})$$ ----- 식(70)

3) 할인율과 동태적 MEY

잉여생산모델의 개발에서의 암시적 가정은 미래의 부의 가치는 현재의 부의 가치와 같다는 가치의 시간적 흐름을 고려하지 않은 것이다. 마찬가지로 어획량에 대한 최적의 장기적인 수준은 할인율에 의해 영향을 받을 수 있다. 이와 같이 할인율을 고려하면서 장기적 지대를 극대화하는 균형생산량을 동태적 MEY(DMEY)라고 일컫는다(Pascoe, 1997). DMEY는 MEY보다 더 높은 어획노력수준과 더 낮은 자원량밀도수준을 나타낸다. 그러나 어획수준은 자원량밀도수준에 따라 MEY보다 더 높을 수도 있고, 더 낮을 수도 있다.

잉여생산모델을 추정하는 데 있어서 스톡자원량밀도는 다음 식(71)에 나타난 바와 같이 스톡의 성장률($G(B)$)과 어획량수준($C(E, B)$)에 의해 결정된다.

$$\frac{dB}{dt} = B' = G(B) - C(E,B)$$ ---------- 식(71)

만일 한계비용이 일정하고, 단위어획량당 비용[27]이 자원량밀도수준에 따라 변한다면, 무한대 기간에 따른 이윤의 현재가치는 다음 식(72)와 같이 주어진다.

$$PV = \int_0^{\infty} e^{-\delta t}[p - v(B)][G(B) - B']dt$$ ---------- 식(72)

(여기서 δ = 할인율)

Clark (1990)에 따르면 최대이윤의 현재가치는 극대화를 위한 Euler의 필요조건을 적용함으로써 다음 식(73)과 같이 결정될 수 있다.

---

27) 단위어획량당 비용은 단위노력당 비용을 단위노력량당 어획량(CPUE)으로 나눈 값이다. 즉, $w(B) = v/(qB)$.

$$\frac{\partial P V}{\partial B} = \frac{d}{dt}\frac{\partial P V}{\partial B'} \quad \text{---------- 식(73)}$$

여기서 식(73)은 다음 식(74) 및 식(75)와 같다.

$$\frac{\partial P V}{\partial B} = e^{-\delta t}[-v'(B)[G(B)-B']+[p-v(B)]G'(B)] \quad \text{---------- 식(74)}$$

$$\frac{d}{dt}\frac{\partial P V}{\partial B'} = \frac{d}{dt}[e^{-\delta t}[p-v(B)]] = e^{-\delta t}[\delta[p-v(B)]+v'(B)B'] \quad \text{- 식(75)}$$

식(74)와 식(75)를 결합하면 다음 식(76)을 얻는다.

$$-v'(B)G(B)+p[p-v(B)]G'(B) = \delta[p-v(B)] \quad \text{---------- 식(76)}$$

이를 다시 정리하면 다음 식(77)과 같다.

$$G'(B) - \frac{v'(B)G(B)}{p-v(B)} = \delta \quad \text{---------- 식(77)}$$

여기서 Schaefer의 로지스틱 모델을 위한 장기적 최적 스톡의 크기는 다음 식(78)과 같이 주어진다.

$$G(B) = rB(1-B/k) \quad \text{and} \quad v(B) = v/qB \quad \text{---------- 식(78)}$$

식(78)을 식(77) 속으로 결합하면 다음 식(79)와 같이 나타낼 수 있다.

$$(r-\frac{2r}{k}B) - \frac{(-v/qB^2)(rB-rB^2/k)}{p-v/qB} = \delta \quad \text{---------- 식(79)}$$

결과적으로, 최적 바이오매스 크기 (B^*)는 다음 식(80)과 같다.

$$B^* = \frac{k}{4}[1+\frac{v}{pqk}-\frac{\delta}{r}]+\sqrt{[1+\frac{v}{pqk}-\frac{\delta}{r}]^2+\frac{8v\delta}{rpqk}} \quad \text{---------- 식(80)}$$

이와 같이 최적 스톡수준이 주어지면, 이 바이오매스 수준에서의 어획노력수준, 어획량 및 지대이윤수준이 도출될 수 있다.

한편, 지수성장모델에 따른 DMEY에서의 바이오매스를 결정하는 방정식은 다음 식(81)과 같다. 이 방정식은 지수모델의 MEY를 도출하는 방법

¢0Bii

과 같이 Excel의 목표값 찾기모델을 이용하거나 반복적 절차에 따라 추정하는 것이 필요하다.

$$\ln\left(\frac{k}{B^*}\right) = \left(1+\frac{\delta}{r}\right)\left(1-\frac{v/pq}{B^*}\right) \quad \text{---------- 식(81)}$$

이상과 같이 검토된 로지스틱 성장모델과 지수성장모델에 따른 잉여생산모델에 대한 생경제모델의 도출과정을 자세히 기술하였는데, 이들을 다음 <표 6-1>과 같이 종합한다.

〈표 6-1〉 정태적 및 동태적 생경제 균형모델

Level	Parameter	Logistic 성장모델	Exponential 성장모델
Catch	Equation	$qkE(1-qE/r)$	$qkE\ exp(-(q/r)E)$
MSY	Effort(E_{msy})	$r/2q$	r/q
	Catch(C_{msy})	$kr/4$	$qkE_{msy}\ exp(-(q/r)E_{msy})$
	Biomass(B_{msy})	$k(1-qE_{msy}/r)$	$k\ exp(-(q/r)E_{msy})$
	net rent(π_{msy})	$pCmsy-vEmsy$	$pCmsy-vEmsy$
MEY	E_{mey} [1)]	$r(1-v/(pqk))/(2q)$	$r/q[1-(v/pqk)\exp((q/r)E_{mey})]$
	C_{mey}	$kr[1-(v/(pqk))^2]$	$qkE_{mey}/\ exp(E_{mey}\ q/r)$
	B_{mey}	$C_{mey}/(qE_{mey})$	$C_{mey}/(qE_{mey})$
	π_{mey}	$pCmey\ -\ vE_{mey}$	$p\ C_{mey}\ -\ v\ Emey$
DMEY[1)]	$B_{dmey}(B^*)$	$(k/4)[1+(v/(pkq))-/r] + SQR([1+(v/(pqk))-/r]^2 + [8v/(rpkq)])$	$LN(k/B^*)=(1+/r)[1-(v/pq)/B^*]$
	C_{dmey}	$rB^*(1-B^*/k)$	$rB^*\ LN(k/B^*)$
	E_{dmey}	$C_{dmey}/(qB_{dmey})$	$C_{dmey}/(qBdmey)$
	π_{dmey}	$pC_{dmey}\ -\ vE_{dmey}$	$pC_{dmey}\ -\ vE_{dmey}$
OAE	E_{oae}	$r(1-v/(pqk))/q$	$r/q[LN(pqk)-LN(v)]$
	C_{oae}	$qkE_{oae}(1-E_{oae}/r)$	$qkE_{oae}\ exp(-(q/r)E_{oae})$
	B_{oae}	$k\ exp(-(q/r)E_{oae})$	$k(1-qE_{oae}/r)$
	π_{oae}	p Coae - $vEoae$	p Coae - $vEoae$

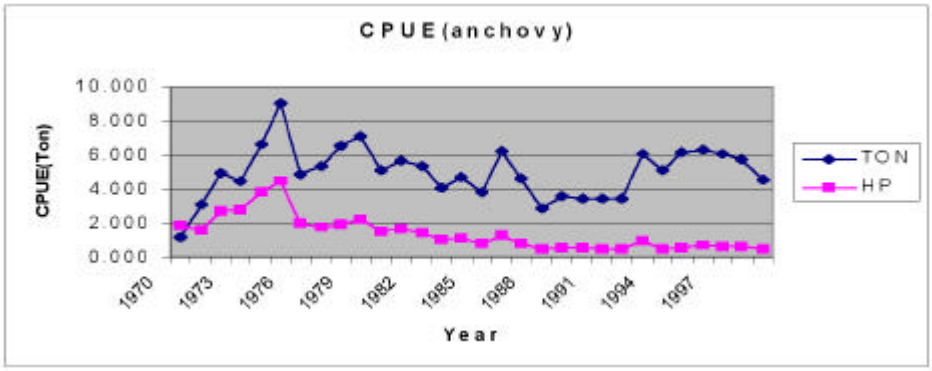
3. 실증분석 사례

1) 어획량과 어획노력량 실적자료

어획노력량은 생경제분석에 있어서 주요한 변수로서, 모든 생경제모델의 어획량수준은 어획노력량과 바이오매스 수준의 함수로 가정한다. 즉 $C_t = qB_tE_t$이다. 수산자원관리에서 많이 이용되는 어획노력량에 대한 측정치는 어업형태에 따라 조업일수, 선박크기, 마력크기, 어망 등 어구크기, 조업 인원수 및 이들간의 조합 등이 있다. 불행하게도 조업일수와 같은 어획노력량의 관찰가능한 측정치로는 어획량을 충분히 설명하기 어렵다. 따라서 노력량의 측정치를 얼마나 잘 표준화하느냐는 매우 중요하다. <그림 6-6(a)>는 대상어종별로 몇가지 어획노력량의 측정치별 단위노력당 어획량 (CPUE)을 나타내고 있다.

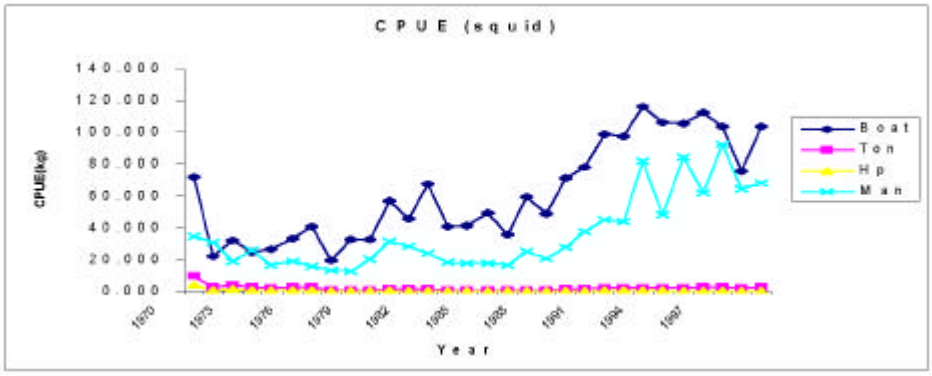
본 연구의 실증분석에서는 기선권현망어업(멸치)의 경우 선박엔진의 크기(마력수), 근해채낚기(오징어)의 경우 총 조업일수(조업일수×조업인원), 그리고 기타 대형선망어업(정어리, 전갱이, 삼치, 고등어)의 경우 어망길이(km nets×lifts)를 적용한다. 이들에 대한 시계열자료 중 정어리와 삼치를 제외한 어종들(멸치, 오징어, 전갱이, 고등어)의 실적자료는 30년(1970년~1999년) 동안의 자료이고, 정어리는 25년(1975년~1999년), 삼치는 19년(1981년~1999년)동안의 자료를 사용한다.

〈그림 6-6(a)〉 멸치어업에서 어획노력의 측정치에 따른 CPUE의 추이

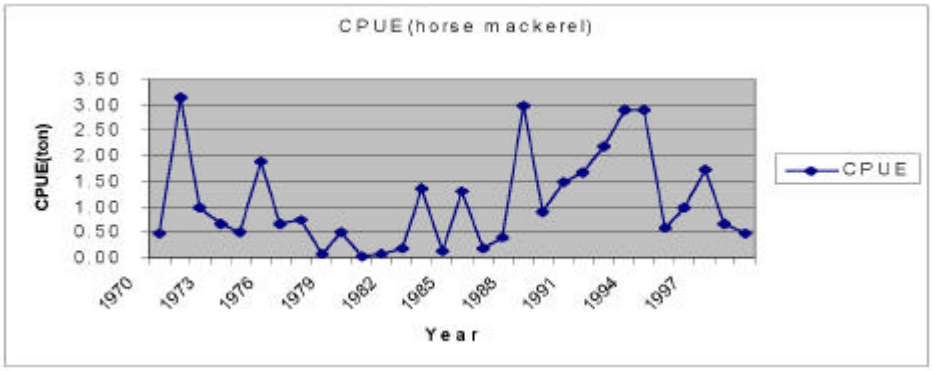


¢x10

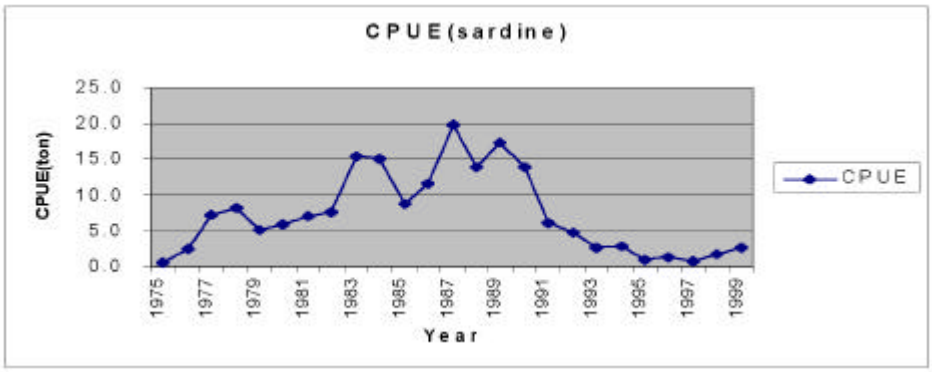
〈그림 6-6(b)〉 오징어어업에서 어획노력의 측정치에 따른 CPUE의 추이



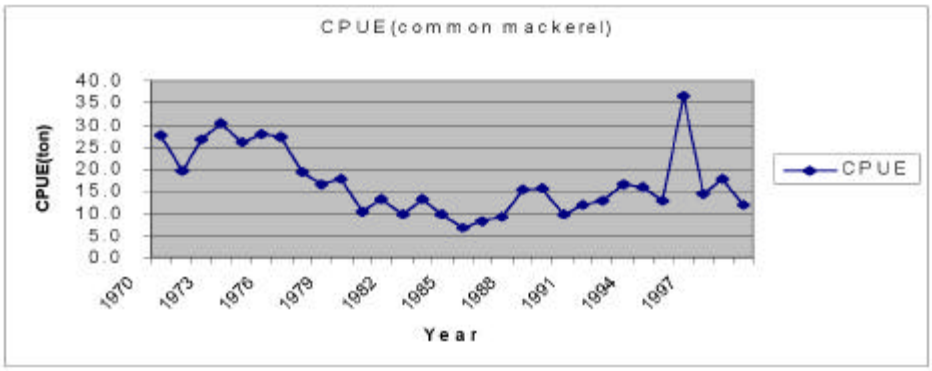
〈그림 6-6(c)〉 전갱이어업에서 어획노력의 측정치에 따른 CPUE의 추이



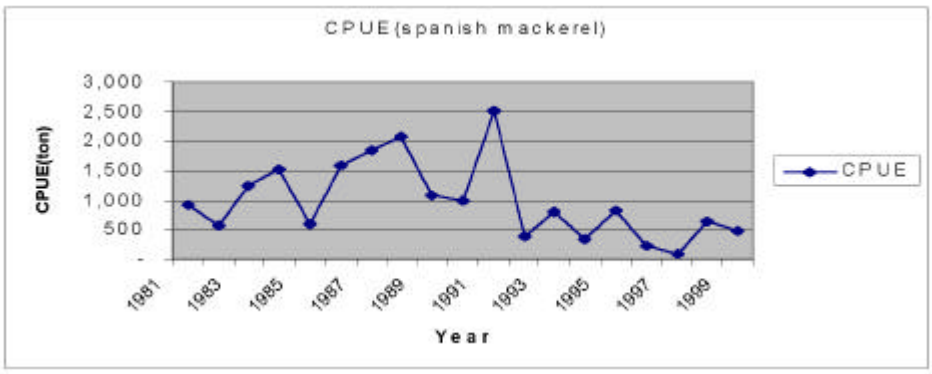
〈그림 6-6(d)〉 정어리어업에서 어획노력의 측정치에 따른 CPUE의 추이



〈그림 6-6(e)〉 고등어어업에서 어획노력의 측정치에 따른 CPUE의 추이



〈그림 6-6(f)〉 삼치어업에서 어획노력의 측정치에 따른 CPUE의 추이



2) 어가와 어업비용

어가와 어업비용은 MSY를 제외한 MEY, OAE 및 동태적 MEY를 추정하는데 있어서 중요한 자료이다. 본 연구의 실증분석에서는 인플레이션을 조정한 평균불변 어가와 비용자료(1994년 1999년)를 이용한다(<표 6-2>). MEY, OAE 및 동태적 MEY를 추정할 때 이용되는 단위당 비용은 어획노력당 한계비용(marginal cost of effort), $v = total\ cost/effort$이어야 한다. 그런데, 어획노력당 한계비용자료를 구하기란 쉬운 일이 아니다. 실제 통계자료에서 쉽게

¢x2i

구할 수 있는 자료는 단위어획량당 비용, *w = total cost/catch = total cost/(CPUE×effort)*이다. 따라서 본 연구에서는 편의상 단위어획당 비용(*w*)을 이용한 단위노력당 한계비용, v = w×CPUE = wqB을 적용한다.[28]

〈표 6-2〉 평균가격과 비용

단위: $/ton

Item	멸치	오징어	전갱이	정어리	고등어	삼치
단위가격	1,044	1,599	894	445	616	2177
단위비용[1)]	882	1,530	760	400	554	2068

주 : 1) 단위어획당 비용

3) 실증분석결과

본 연구에서의 6개 대상어종의 MSY, MEY, OAE 및 동태적 MEY를 추정하기 위해서 먼저 Schaefer, Schnute, Walters & Hilborn, Fox 및 CYP모델들의 통계적 적합성 및 유의성이 회귀분석에 의해 추정되었다.[29] 제Ⅰ부의 Appendix 2에 나타난 바와 같이 CYP모델을 제외한 모든 모델의 추정치가 R^2, t-통계치, 자기상관(autocorrelation) 등에 있어서 통계적으로 유의하지 않을 뿐만 아니라 최종적으로 산출하고자 한 MSY, MEY, OAE 및 동태적 MEY의 추정결과가 실적자료들과 비교할 때 지극히 비현실적으로 나타났다.[30] 반면에, CYP 모델을 이용한 추정치는 10% 이내의 수준에서 통계적으로 유의성을 갖고 있다. 따라서 본 연구에서는 CYP모델에 의한 분석에 초점을 둔다. 이와 같이 지속가능한 생산량 등을 추정하는 데 있어서 어종별 해역환경별 적합모델을 선정하는 것은 주요한 절차 중의 하

28) *w = total cost/(CPUE×effort) = (total cost/effort)×CPUE = v×CPUE* ∴ *v = w×CPUE = wqB*. 그런데 여기서 주의할 점은 어느 시점의 qB를 이용하느냐 하는 논란이 생길 수 있다. 본 연구에서는 이러한 점을 무시한다.

29) 각 모델에 대한 자세한 추정결과는 제Ⅰ부의 Appendix 2에 있다.

30) Clark등 (1992)을 포함한 최근의 연구결과, CYP모델의 함수형태(functional form)가 다른 모델들의 것보다 정확간결(straight for ward)하기 때문에 CYP모델에 의해 추정된 식이 일반적으로 더 좋은 통계적 적합성을 나타낸다.

나이다. CYP 모델의 추정된 방정식과 통계결과는 <표 6-3>에 요약되어 있고, 추정식에 의한 CPUE와 실적자료를 비교할 때 <그림 6-7>에 나타난 바와 같이 유사한 추이를 발견할 수 있다.

<표 6-3>은 CYP모델에 의해 추정된 MSY의 적합성을 파악하기 위해서 참고적으로 장창익 외(2000)에 의해 추정된 생물학적 모델(ABC)의 MSY 및 실적자료의 평균 어획노력량과 어획량이 추가되었다. CYP모델과 ABC 모델의 MSY를 비교한 결과, 정어리를 제외한 전갱이, 고등어 및 삼치에 대한 두 모델의 결과치는 서로 유사함을 나타냈다. 구체적으로 CYP에 의한 전갱이, 고등어 및 삼치의 MSY는 각각 6,581톤, 164,586톤 및 11,608톤으로 추정되었고, 어획량의 평균 실적치는 각각 13,207톤, 121,775톤 및 15,744톤이고, ABC모델에 의한 어획량 추정치는 각각 5,000 13,000톤, 132,000 197,000톤 및 10,000 18,000톤으로서, 지속가능한 생산량을 위한 판단기준으로 이용될 수 있다. 다만, 정어리의 경우 CYP모델에 의해 추정된 MSY(129,000톤)가 ABC모델의 것(20,000 40,000톤)보다 3~6.5배 정도 많다. 그러나 비록 정어리의 최근 어획실적이 10,000 44,000톤 사이로 급격하게 하락하고 있지만, CYP모델에 의한 추정치는 1983년 1990년의 정어리의 연간어획량실적(130,000 190,000톤)과는 비교가능함을 알 수 있다. 여기서 유의할 점은 정어리, 전갱이, 고등어 및 삼치 등의 어업은 대형선망어업 등 다양한 어업방법에 의해 어획될 뿐만 아니라 하나의 어업방법 중에서도 다수어종이 어획되고 있다는 것이다. 따라서 보다 정교한 지속가능한 생산량을 추정하기 위해서는 보다 복잡한 모델로 확대되어야 할 것이다.

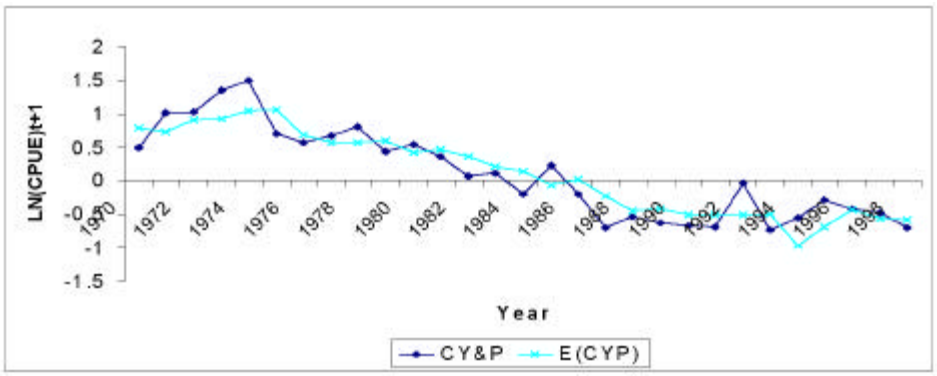
¢x4v

〈표 6-3〉 **CYP 모델에 의한 추정식과 통계치**

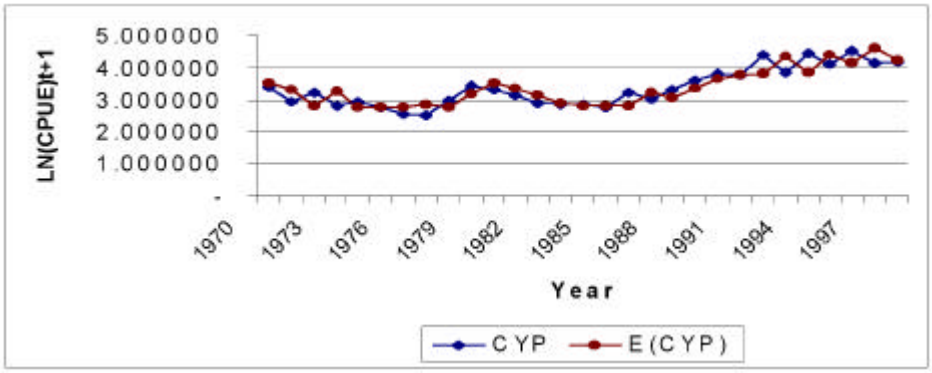
어종	독립변수	계수추정치	Standard Error	R^2	Adjusted R^2	t-statistics	D-W Statistics	Collinearity Statistics
멸치	상수	0.623	0.213	0.831	0.818	2.922***	1.904	Tolerance 0.212 VIF 4.715
	E+E1	-2.670E-06	0.11E-5			-3.164***		
	LN(U)	0.391	0.178			2.196**		
오징어	상수	0.43992	0.30146	0.903	0.890	1.459	1.818	Tolerance 0.900 VIF 1.111
	E+E1	-2.1E-07	0.8E-7			-2.640***		
	LN(U)	0.930812	0.07253			12.832***		
오징어 (r=1)	상수	-1.83141	0.51562	0.04	-0.04	-3.552***	2.265	Tolerance 1.000 VIF 1.00
	E+E1	-1.7E-07	1.6E-7			-1.043		
전갱이	상수	-0.0113	0.3802	0.543	0.486	-0.0293	1.907	Tolerance 1.000 VIF 1.000
	E+E1	-7.44E-06	2.001E-5			-0.3718		
	LN(U)	0.7227	0.1362			5.3064***		
정어리	상수	0.8074	0.4617	0.693	0.644	1.7489*	1.940	Tolerance 0.925 VIF 1.081
	E+E1	-3.069E-5	2.399E-5			-1.2794		
	LN(U)	0.8342	0.1280			6.5155***		
고등어	상수	0.7689	0.5433	0.673	0.633	1.4153	1.958	Tolerance 0.591 VIF 1.692
	E+E1	-5.84E-06	9.84E-6			-0.5935		
	LN(U)	0.7456	0.1568			4.7563***		
삼치	상수	2.5157	1.4629	0.675	0.456	1.7197*	2.142	Tolerance 0.971 VIF 1.030
	E+E1	-7.072E-3	0.0110			-0.6425		
	LN(U)	0.6479	0.2081			3.1131***		

주 : * 10% 수준의 신뢰도, ** 5% 수준의 신뢰도, *** 1% 수준의 신뢰도

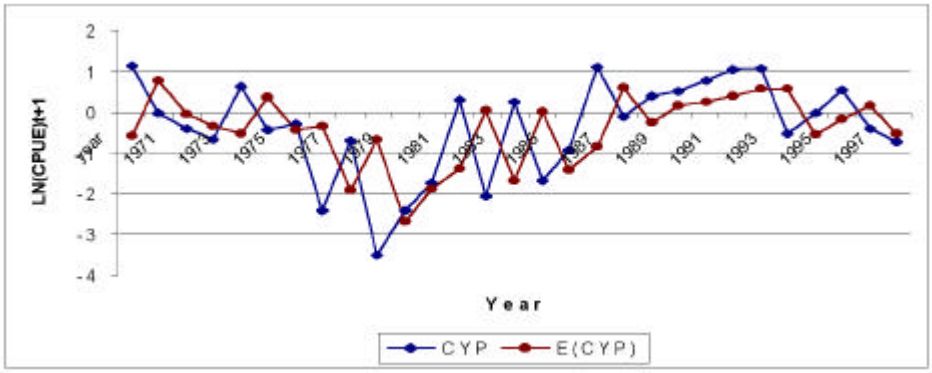
〈그림 6-7(a)〉 실제와 추정 CPUE의 비교 (멸치)



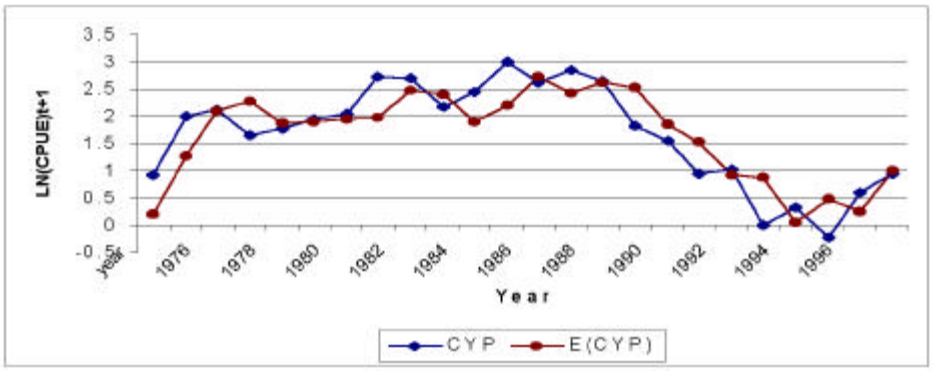
〈그림 6-7(b)〉 실제와 추정 CPUE의 비교 (오징어)



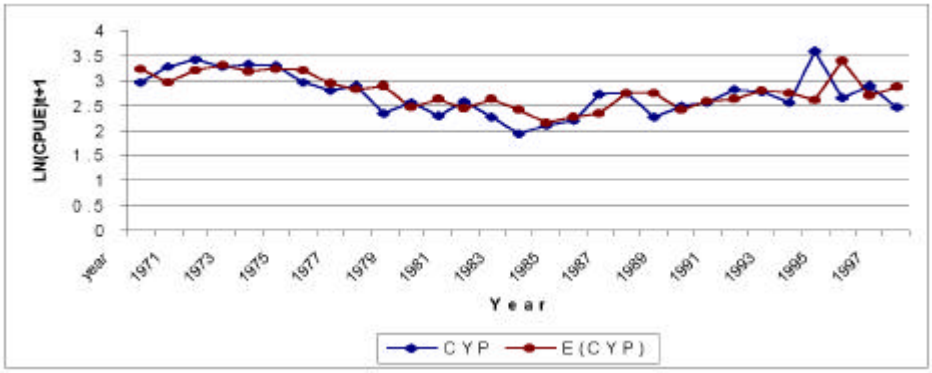
〈그림 6-7(c)〉 실제와 추정 CPUE의 비교 (전갱이)



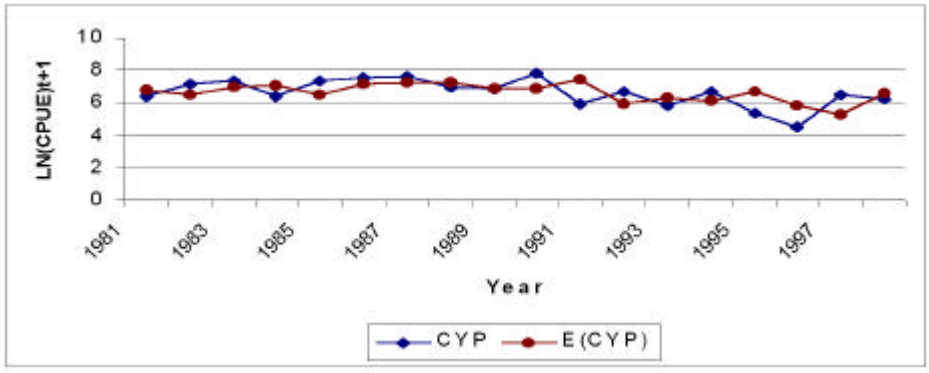
〈그림 6-7(d)〉 실제와 추정 CPUE의 비교 (정어리)



〈그림 6-7(e)〉 실제와 추정 CPUE의 비교 (고등어)



〈그림 6-7(f)〉 실제와 추정 CPUE의 비교 (삼치)



한편, 본 실증연구에서는 단일어종의 대표적인 어업으로서 멸치잡이가 90% 이상인 기선권현망어업과 오징어잡이가 90% 정도인 근해채낚기어업에 대한 분석을 추가하였다. 기선권현망어업의 경우 R^2가 0.82이고, 상수, 어획노력량 및 CPUE의 계수에 대해서 1%, 1% 및 5% 수준에서 각각 통계적으로 유의할 뿐만 아니라 자기상관(autocorrelation), 다중공선성(multicollinearity) 및 이분산(heteroscedascity) 현상문제가 발생하지 않았다. <표 6-4>와 <그림 6-8> 및 <그림 6-9>에 나타난 바와 같이 CYP모델에 의한 MSY의 노력량과 어획량(114,040마력과 116,670톤)은 실제 노력량과 어획량의 평균값(107,905마력과 96,160톤)과 비교할 때 적합한 것 같다. 다시 말해서 최근의 연간 어획량이 110,000~160,000톤인 점을 감안할 때 100,000톤 내외의 수준에서 멸치에 대한 최대지속가능 수준을 유지할 수 있을 것으로 예상된다. 반면에 MEY의 수준은 95,000톤으로서 MSY의 81% 수준에서 경제적 이익을 최대화 할 수 있음을 암시하고 있다. 또한 손익분기점이라고 할 수 있는 OAE의 수준은 108,000톤 정도로서 MSY의 93% 수준인데, 이는 어획한계비용이 어업한계수입에 비해 보다 탄력적(steeper)인 것을 나타낸다. 또 하나 주목할 만한 사항은 앞에서 언급된 바와 같이[31] 할인율 8% 수준에서 동태적 MEY의 어획노력량과 어획량(59,363마력과 98,114톤)은 MEY의 것(56,085마력과 95,399톤)보다 더 높고, 동태적 MEY의 바이오매스(215,264톤)는 MEY의 바이오매스(221,542톤)보다 약간 더 낮게 나타났다는 것이다. 다시 말해서 할인율 0%와 ∞%에서의 동태적 MEY의 결과는 정태적 MEY와 OAE의 추정치와 동일하다는 것을 예시한다.

또 다른 단일어종 어업으로서의 오징어잡이 근해채낚기어업의 경우 Durbin-Watson 통계치로부터 자기상관이 발견되어 Corchrane-Orcutt 처리를 통해 R^2가 0.72에서 0.90으로 개선되었고, t-검정에서도 어획노력량과 CPUE의

31) DMEY는 MEY보다 더 높은 어획노력수준과 더 낮은 바이오매스를 나타낸다. 그러나 어획량수준은 바이오매스 수준에 따라 MEY보다 더 높을 수도 있고, 더 낮을 수도 있다.

계수는 1% 수준에서 통계적으로 유의성을 갖게 되었다. 그런데 이 추정모델이 통계적으로 유의함에도 불구하고, 이를 이용한 추정치(MSY, MEY 등)는 크게 비현실적이었다. 예컨대, MSY의 추정된 노력량은 평균실제노력량보다 약 10배 정도가 더 낮고, MSY의 추정된 어획량은 평균 실제어획량보다 1,000배 정도 더 높다. 오징어나 멸치와 같이 단년생(1년생)의 본질적 성장률(intrinsic growth rate: *r*)은 빠른 성장률을 감안할 때 *r*이 1에 근접하여야 적합할 것이다. 그런데 멸치의 추정된 *r*은 0.875로서 1에 근사하다고 할 수 있는 반면에, 오징어의 추정된 *r*은 0.072로서 매우 낮게 나타났다.

〈표 6-4〉 **CYP 모델에 의한 r, q, k, MSY, MEY, OAE 및 동태적 MEY의 추정치**

파라미터	멸치	오징어	오징어 (r=1)	전갱이	정어리	고등어	삼치
r	0.875629	0.071667	1.000000	0.321980	0.180801	0.291526	0.427332
q	7.678E-6	4.350E-07	_	1.73E-05	6.69E-05	1.34E-05	0.017166
k	3.623E+5	1.3269E+9	-1.7E-07	5.56E+04	1.95E+06	1.53E+06	7.3841E+4
Emsy	114,044	164,733	1,960,784	18,635	2,701	21,780	24.89
MSY	116,697	34,984,612	46,246	6,581	129,466	164,586	11,608
Bmsy	133,272	488,152,188	46,246	20,444	716,125	564,665	27,164
π(msy)[2]	18,904	2413938	3,190	881	5,825	10,204	1,265
Effort[3]	107,905	1,563,699	1,563,699	8,612	8,135	7,247	13.0
Catch[3]	96,160	49,795	49,795	13,207	72,635	121,775	15,744
ABC model[1]	–	–	–	5,000 ~ 13,000	20,000 ~ 40,000	132,000 ~197,000	10,000 ~ 18,000
Emey	56,085	73,912	879,758	9,125	1,271	10,246	11.23
Cmey	95,399	27,242,519	36,011	5,369	103,448	131,483	9,067
Bmey	221,542	847,211,595	80,262	34,057	1,215,918	958,929	47,023
π(mey)[2]	15,454	1,879,733	2,484	719	4,655	8,151	988
Eoae	75,315	81,178	966,249	12,151	1,559	12,556	12.51
OAE	108,231	28,629,667	37,845	6,077	114,052	144,916	9,594
Boae	123,026	673,038,216	63,761	19,336	82,3017	650,040	36,727
π(oae)	0	0	0	0	0	0	0
Bdmey	215,264	68,1635,699	78,481	31,659	1,083,670	888,520	44,710
Cdmey	98,114	32,541,259	36,974	5,735	114,755	141,579	9,585
Edmey	59,363	109,734	923,769	10,486	1,582	11,907	12.49
π(dmey)[2]	15,894	2,245,346	2,551	768	5,164	8,777	1,044

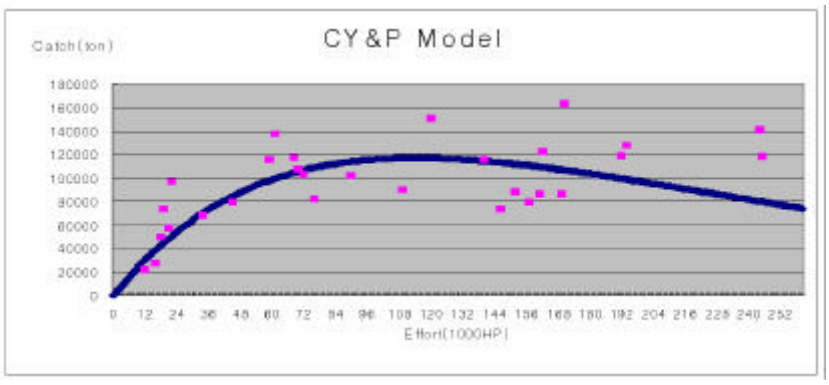
1) 이는 본 4장 1절에서 소개된 ABC모델에 의한 MSY추정치를 나타낸다.
2) π(dmey)는 할인율 8%에서 무한대까지의 순현재가치를 나타내고, π(msy), π(mey), π(oae)는 할인율을 고려하지 않은 정태적 연간 순이윤(단위: 1000달러)을 의미한다. 여기서 적용된 할인율(8%)은 Pyo(2000)의 것을 적용한 것이다.
3) 추정치와의 비교를 위해 1970년에서 1999년 동안의 실제 평균노력량과 어획량이 추가되었다.

따라서 오징어 성장률의 특수한 환경을 감안할 때, 어획노력량과 CPUE와 같은 실적자료의 문제점이 보완되거나 모델이 수정되어야 할 것이다. 실적자료 보완의 어려움으로 인하여 편의상 이 모델의 본질적 성장률을 1로 고정할 경우, 오징어잡이 근해채낚기의 CYP모델은 다음과 같이 재구성될 수 있다.

$$\ln(\overline{U_t}) = \frac{2}{3}\ln(qk) - \frac{q}{3}(\overline{E_t} + \overline{E_{t+1}})$$ 32)

상기와 같이 재구성된 모델을 이용하여 오징어잡이 근해채낚기를 위한 모델을 추정하였지만, 이 추정식의 R^2값은 아주 작아 변수간의 밀접도가 아주 미약하지만, 상수와 어획노력량은 각각 1% 수준과 15% 수준의 통계적 유의성을 갖고 있고 추정결과는 최초의 모델과 달리 보다 현실적이다. 예를 들면, 재구성된 모델의 MSY의 어획노력량과 어획량(1,960,784일, 46,246톤)은 평균 실제어획노력량과 어획량(1,563,699일, 49,795톤)과 비교가능하다. 또한 재구성된 모델의 OAE의 어획노력량과 어획량(966,249일, 37,845톤)은 MEY (879,758일, 36,011톤)와 비교적 가까운 점에서 발생하는데, 이는 총비용의 기울기가 가파르고 총수익에 대한 총비용의 비율이 높다는 것을 의미한다.

〈그림 6-8〉 CYP 모델에 의한 멸치어업의 어획노력량과 어획량간의 관계



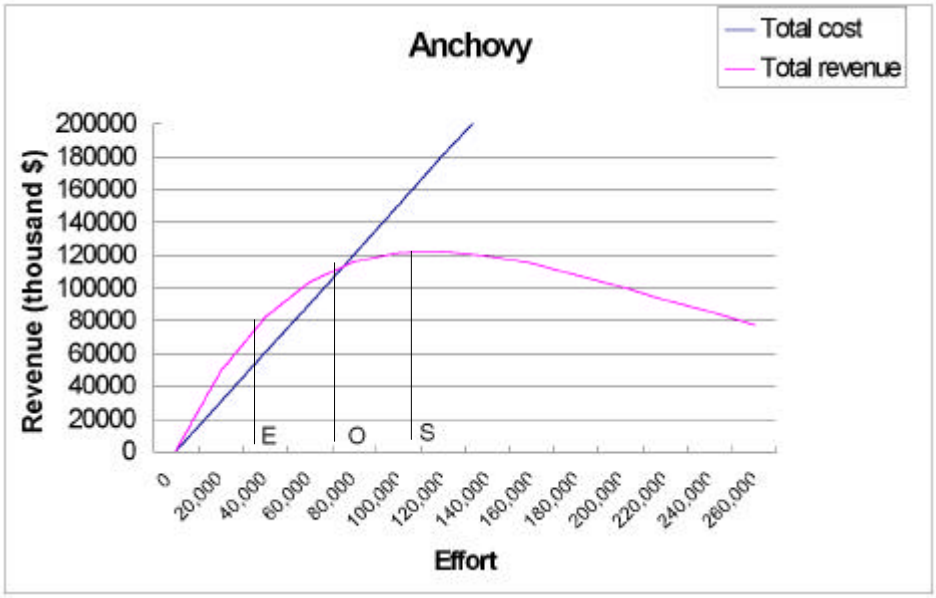
32) 이 식은 다음과 같이 도출된다.

$$\ln(\overline{U_{t+1}}) = (2\times 1/(2+1))\ln(qk)) + ((2-1)/(2+1))\ln(\overline{U_t}) - (q/(2+1))(\overline{E_t} + \overline{E_{t+1}})$$

여기서, 최초의 CYP모델에서의 변수 'r'은 상수 '1'로 대체된다.

¢X0

〈그림 6-9〉 **CYP 모델에 의한 멸치어업의 비용/수익함수와 노력량간의 관계**



주 : 점 E는 MEY, 점 S는 MSY, 점 O는 OAE를 달성하는 어획노력량임

제7장 결 론

최근 국제기구들을 중심으로 지속가능한 개발을 측정하고 평가할 수 있는 지표개발에 대한 논의가 활발하다. 지표는 의사소통의 수단이 되며, 관리의 투명성과 효율성을 제고시키고 책임의식을 제고시키는 기능을 수행할 뿐만 아니라 일종의 관리수단 역할을 한다. 1990년대 중반 이후 OECD, UN, FAO 등의 국제기구들은 환경, 자원분야 등에서 새로운 패러다임으로 등장한 지속가능한 개발 개념의 실천적 관리수단의 하나로 이를 측정하고 평가할 수 있는 지표를 개발하기 위한 노력을 집중하고 있다.

본 연구는 이에 부응하여 지속가능한 개발에 대한 개념과 국내외적인 동향을 자세하게 소개하였고, FAO와 OECD 등에서 지금까지 개발하여 온 수산부문의 지속가능성 지표의 틀과 구체적 항목들에 대하여 체계적으로 검토함으로써 본 연구의 방향과 범위를 설정하는 데 기준으로 삼았다. 또한 우리나라의 수산업통계의 지속가능성 지표로의 활용잠재성과 문제점 등을 파악하고, 대표적 지속가능성 지표라고 할 수 있는 MSY, MEY, OAE 및 동태적 MEY에 대한 다양한 생경제모델의 이론적 틀과 도출과정을 소개하였고, 이 모델들을 이용하여 우리나라의 연근해 어종 중 6개 어종 (멸치, 오징어, 정어리, 전갱이, 고등어 및 삼치)의 지속가능성 지표를 추정하였다.

지속가능한 개발(또는 지속적 발전) 개념이 태동한 것은 1970년대라고 할 수 있으나 본격화되기 시작한 것은 1992년 브라질의 리우환경회의 이후라고 할 수 있으며, 이제는 환경, 농림, 어업 등 많은 분야에서 새로운 패러다임으로 자리잡고 있다. 지속가능한 개발 개념은 여러 가지로 정의되고 있으나 가장 보편적으로 인용되고 있는 것은 1987년 세계환경개발기구의 보고서, 일명 「Brundtland 보고서」에 나타난 정의일 것이다. 이 보고서에서는 지속가능한 개발을 '미래 세대의 욕구를 훼손하지 않으면서 현 세대의 욕구를 충족시킬 수 있는 개발'로 정의하고 있다. 지속가능한 개발의 중심적 개념은 미래 세대에 대한 고려와 생산중심이 아닌 복지중심의 개발에 있다고 할 수 있다.

수산부문의 지속가능한 개발 지표에 대한 논의는 OECD와 FAO, 그리고 UN을 중심으로 진행되고 있는데 아직 세계적으로도 시작단계에 있다고 할 수 있다. OECD와 FAO 등은 전문가 집단을 활용하여 개발한 기본틀을 제시하고 있으며 이에 대한 각 국의 의견을 수집중에 있다.

지표는 두 개 이상의 변수(또는 통계, 값)간의 관계에 의해서 구성되므로 좋은 지표가 개발되기 위해서는 그 기반이 되는 통계나 자료가 잘 작성되어 있어야 한다. 아무리 좋은 지표가 개발되더라도 지표를 구성하는 단위가 되는 통계나 자료가 생산, 작성되지 않으면 지표의 실효성이 사라지게 된다. 즉 통계나 자료는 지표산업의 인프라에 해당되는 것이다.

따라서 본 연구는 먼저 이러한 세계적인 추세 속에서 우리나라 수산업부문에서 어떠한 지표가 개발되고 있는지, 지표산업의 인프라에 해당되는 수산부문 통계와 자료가 양적으로나 질적으로 어떠한 위치에 있는지, 현재의 지표는 FAO 등이 추진하고 있는 지속가능한 개발 지표에 어느 정도 근접되어 있는지를 살펴봄으로써 앞으로 우리나라 수산부문의 지속적 개발이라는 대명제를 지표를 통하여 평가할 수 있는 여건을 갖추고 있는 가를 살펴보았다. 효율적인 지표는 지속적 개발과 같은 정책목표를 달성하는 데 필요한 의미있는 정보를 전달해야 하며, 비용이 많이 들지 않고 사용이 간편할수록 그리고 지표의 통합이 용이할수록 좋은 지표가 된다.

수산부문의 지속가능한 개발은 OECD와 FAO 등에 의해서 주도되고 있다. 지속가능한 개발에 대한 개념이 아직 통합되어 있지 못하고, 따라서 실천적 방안이 다르기 때문에 접근하는 틀도 다르다. 현재 지속가능한 개발 지표에 대한 틀(framework)은 몇 가지로 제시되고 있는데, 각각 장단점을 지니고 있어 아직 대표적인 틀이 정립되어 있지 못하다. 어떠한 틀을 적용하느냐 하는 것은 지표개발의 목적, 통계자료의 존재 여부, 개발비용 등에 의해서 좌우될 것이다.

OECD는 PSR(Pressure-State-Response)이라는 틀을 사용하고 있다. 이것은 인간의 환경에 대한 압박(pressure)이 환경의 상태(state of the environment)를 변화시켜 사회가 환경정책, 일반경제정책 또는 부문정책을 통하여 반응(societal response)하게 되며, 이러한 반응이 인간활동에 의한 압박에 대해서 피드백 고리를 형성한다는 원리이다. UN에서는 DSR (Driving Force - State - Response) 틀을 사용하고 있다. 여기에서 추진력(Driving Force)은 지속적인 개발에 영향을 미치는 '인간의 활동(activities)이나 과정'(processes) 또는

'방식(pattern)'을 의미하며, 상태(State)는 지속가능한 개발의 '상태', 그리고 반응(Response)은 지속가능한 개발의 변화에 대한 '정책대안 및 기타 반응'을 의미한다. FAO는 UN-DPCSD의 것을 기본 틀로 수용하면서, 지속가능한 개발 개념을 보다 일반적인 개념으로 정의하고 있다. 특히 수산부문에서 FAO는 수산업의 지속적 개발을 위해 SDRC(the sustainable development reference system)를 제안하고 있다. FAO의 기본 틀은 지속가능한 개발의 성과와 진전을 측정하는 데에 일차적 목적을 두고 생태적, 사회적, 경제적 그리고 제도적 목표(기준치)들을 포함하는 광범위한 지표들을 포함하고 있는데, 지속가능발전 달성을 위한 전략을 검토하는 유인도 제공할 수 있도록 고안되어 있다. FAO의 기준 틀은 기존의 지표와 통계 작성방법이 그대로 이용될 수 있고 개별국가들이 가장 쉽게 이해하고 적용할 수 있는 장점을 지니지만 통합된 지표나 지수개발이 어렵다는 단점을 지니고 있다. FAO는 일반적으로 수산업에 있어서 지속가능성지표로 생태, 경제, 사회 및 관리의 네 가지 차원에서 판단기준과 그에 의거한 지표들을 체계화하는 작업을 수행하고 있다.

우리나라의 대표적인 지속가능성 경제지표를 개발하기 위해서 6개 어종 (단일어종의 어업에 해당하는 오징어와 멸치, TAC제도의 도입을 위해 선정평가된 전갱이, 정어리, 고등어 및 삼치)에 대한 MSY, MEY, OAE 및 동태적 MEY가 추정되었다. 생경제모델의 보다 체계적인 이해를 돕기 위하여 로지스틱 성장함수모델인 Schaefer, Schnute 및 Walters and Hilborn 모델과 지수성장함수모델인 Fox와 CYP의 모델의 수학적 도출과정을 자세히 언급하였다. 이와 같은 모델 중에서 평가하고자 하는 어종들에 대한 적합한 모델을 선택하기 위하여 6개 어종에 대한 30년 정도의 어획노력량과 어획량자료를 이용하였다. 놀랍게도 CYP모델을 제외한 다른 모델들은 적합성과 신뢰도와 같은 통계적 기준을 만족하지 못하였다. 그 이유는 최근의 생경제분석 연구결과에서 자주 지적되는 바와 같이 CYP모델을 제외한 다른 모델들의 결함에 비해 CYP모델의 함수형태(functional form)가 이런 점을 보완한 최근의 모델이기 때문이다. 대체로 CYP모형은 적합성이 우수하고 6개 어종의 추정식은 모두 통계적으로 10% 이내의 수준에서 유의성을 갖고 있었다. 그러나 1년생으로서 본질적 성장률이 높은 오징어에 대한 CYP모델은 MSY, MEY, OAE, 동태적 MEY를 적절하게 설명하지 못하였다. 그 주된 이유는 오징어의 빠른 성장특성과 달리 본질

적 성장률이 0.0716으로서 아주 낮게 나타났기 때문이다. 따라서 본 연구에서는 오징어의 본질적 성장률을 '1'로 하는 수정된 모델을 개발하였다. 이렇게 재구성된 모델을 이용한 지속가능성 지표들은 의미있는 결과를 나타냈다.

대부분의 CYP모델은 통계적 적합성과 유의성을 갖고 있지만, 이 모델 또한 상당히 파라미터에 민감한 것처럼 보인다. 이는 보다 안정된 모델이 개발되고 자료가 신중히 처리되어야 함을 의미한다. 특히 복수어업(multispecies fisheries), 포식자와 먹이의 연쇄관계, 어류의 연령구조와 사망률과 같은 생물학적이고 기술적인 상호작용이 계산에 포함되어야 한다. 더욱이 가격과 비용, 기술적 변화와 어업투입의 적합한 함수와 같은 경제적 요소와 어획노력을 동시에 고려하는 것이 보다 바람직할 것이다.

세계적으로 수산자원의 고갈이 진행됨에 따라 수산자원의 지속가능한 개발이 세계적인 과제가 되고 있다. 나아가 OECD, UN, FAO 등 국제기관들은 각 연안국들이 어업의 지속가능한 개발을 위한 노력과 그 진행상황을 관찰하고 평가하며 나아가 장래를 예측하기 위한 지표의 개발에 관심을 기울이고 있고 이제 이에 대한 논의가 앞으로 활발히 진행될 것이다. 그러나 아직 세계적으로도 지속적 발전의 실천적 개념이 아직 통합되지 못한 상태에 있고, 세계적인 수산부문의 국제기구들이 제시하고 있는 지속가능한 개발지표 모델들도 서로 상이한 실정에 있다. 그러나 이러한 과제는 가까운 장래에 해결될 수 있으리라 기대되며 문제는 지표개발의 인프라라 할 수 있는 자료와 통계가 양적으로나 질적으로 구축되어 있느냐 하는 점이다.

수산업의 지속적 개발을 측정하기 위해서는 사회적 지표, 경제적 지표, 생태적 지표 및 제도적 측면에서의 지표가 구성되어야 하는데, 우리나라의 경우 사회적 지표 및 경제적 지표를 생산할 수 있는 통계적 기반은 상당한 수준에 있는 것으로 나타났다. 그러나 생태적 지표의 구성요소로 투입될 수 있는 생태적 자료의 생산이 매우 취약한 상태에 있는 것으로 나타났다. 이를 보완하기 위해서는 현재 추진중에 있는 TAC제도가 더욱 본격적으로 도입되어야 할 것이며, 무엇보다 이들 자료를 생산하는 기관을 통계법에 의한 지정통계기관으로 지정하여 자료의 공신력과 규칙적이고 주기적인 생산이 이루어질 수 있도록 추진되어야 할 것이다. 또한

FAO, OECD 등 국제기구를 중심으로 추진되고 있는 지표개발에 대비하기 위해서는 우리나라의 실정과 여건에 적합한 지표를 개발하기 위한 연구가 본격적으로 이루어져야 할 것이다. 이러한 노력은 수산선진국으로서의 위상과 역할을 감당해야 하는 국제사회에서의 책임감 차원에서, 그리고 무엇보다도 우리나라의 지속가능한 수산업의 발전을 위해서 시급히 서둘러야 할 것이다.

끝으로 본 연구는 방대한 양의 어업자료가 어떻게 보다 더 조직적으로 지속가능성 지표개발에 사용될 수 있고, 되어야 하는지를 분석하였는데, 우리나라는 OECD회원국으로서의 국제적 노력에 동참하는 시작단계에 있다. 따라서 어업의 지속가능성 지표를 위한 체계적인 지침서를 개발하기 위해 앞으로 TAC제도를 포함한 폭넓은 연구가 이루어져야 할 것이다.

참 고 문 헌

곽승준, 전영섭(1995),「환경의 경제적 가치」, 학현사.

김승우(1995), "환경자원계정에 있어서의 비용편익분석", POSRI 산업.

김승우, 김정인, 윤여창(1994), "환경계정체계 구축방안 연구", 환경기술개발원.

김정인(1993), *Environmental Accounting in a Social Accounting Matrix Framework: The Case of Mexico* (박사학위논문), University of Minnesota, 1993.

김정인(1997), "환경자원계정에서의 가치평가 방법"「Green GNP와 산림자원 계정 세미나」주제발표논문, 1997. 10. 8.

박성쾌(2000), "수산부문 정책지원과 어업자원 관리의 딜레마",「2000년도 정기학술대회 논문집」, 한국자원경제학회.

임송수, 김창길, 김상현(2000), "OECD 농업환경지표의 개발과 과제",「2000년도 정기학술대회 논문집」, 한국자원경제학회.

통계청(1995)「환경통계발전세미나 결과보고서」, 통계청.

한국환경기술개발원(1993),「ESSD달성을 위한 거시환경경제 지표개발 및 정책수단개선 연구」, 한국환경기술개발원.

Arrow K.J., B. Bolin, R. Costanza, P. Dasgupta, C. Folke, C.S. Holling, B-O Jansson, S. Levin, K-G Maler, C. Perrings, D. Pimentel(1996b), "Economic Growth, Carrying Capacity, and the Environment" 외 그 평론 8편, *Environment and Development Economics 1*: 104-137(Arrow 등의 논문은 *Science*, vol. 268, 28 April 1995의 것을 재발간)

Arrow K.J., W.R. Cline, K-G Maler, M. Nunasighe, R. Squitieri, J.E. Stigliz(1995), "Intertemporal Equity, Discounting, and Economic Efficiency," in J. P. Bruce et al.(eds.), *Climate Change*, 1995, UNEP and WMO., 57-74.

Atkinson, G., R. Dubourg, K. Hamilton, M. Munasinghe, D. Pearce, C. Young (1997) *Measuring Sustainable Development; Macroeconomics and the Environment*, Edward Elgar.

Ayres, R. U., J. van den Bergh, and J. M. Gowdy(1999), Viewpoint: Weak versus Strong Sustainability.

Bartelmus, P.(1999a), "Sustainable development- Paradigm or paranoia?",

Wpppertal Papers Nr93.

Bartelmus, Peter(1987), "Beyond GDP: New Approaches to Applied Statistics." The Review of Income and Wealth, Series 33(4): 347-358.

Bartelmus, Peter(1994), Towards a Framework for Indicators of Sustainable Development, Working Paper Series, UN.

Batelmus, P.(1997), "Whither economics? From optimality to sustainability?", *Environment and Development Economics* 2.

Clark, C. W.(1996), "Operational environmental policies; Policy forum, Environment and Development Economics", *Environment and Development Economics 1.*

Cohen, J.E.(1995), *How Many People Can the Earth Support?*, London and New York:W. Norton.

Common, M. and C. Perrings(1992), "Towards an Ecological Economics of Sustainability," *Ecological Economics* 6, 7-34.

Costanza, R. R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V.O'Neill, J. Parueld, R. G. Raskin, P. Sutton, M. van den Belt(1997. 5), "The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital", *Nature* vol. 387(15), 253-260.

Devarajan S. and Weiner R.J(1998), "Natural Resource Depletion and National Income Accounts", Unpublished Paper.

Document FISH/193. EUROSTAT, Luexmbourg.

EC(1999), Integrating Environment and Sustainable Development into Economic and Development Co-operation Policy - Elements of A Comprehensive Strategy.

Ekins, P.(1994), "The environmental sustainability of economic processes: A Framework for analysis", In Edited by J.C.J.M van den Bergh and J. van der Straaten, *Toward sustainable development*, Island Press.

EUROSTAT(1999), Socio-economic indicators for fisheries-an initial study, Working Group "Fishery Statistics" of the Agricultural Statistics Committee.

FAO(1999), Indicators for Sustainable Development of Marine Capture Fisheries, FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries, No.8, Rome Gacrcia S.M, Staples D.J and Chesson J.(1990), The FAO Guidelines for the development and use of indicators for sustainable development of marine capture fisheries and an Australian example of their application. CM

1999/P:05 Internal Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen.

FAO, "Indicators for Sustainable Development of Marine Capture Fisheries", FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries No.8, http://www.fao.org/fi/agreem/codecond/gdlines/guide8/guide8.asp

Faucheux, S., G. Froger, G. Munda(1997), "Toward an Integration of Uncertainty, Irreversibility, and Complexity in Environmental Design Making", in J.C.J.M. van den Bergh and J. van der Straaten(eds.), *Economy and Ecosystems in Change*, Edward Elgar.

Garcia, S.(1996), Indicators for Sustainable Development of Fisheries, Fishery Resources Division, Paper presented at the 2nd World Fisheries Congress, FAO.

Giorgio Guenno and Silvia Tiezzi(1998), The Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW) for Italy.

GRI(2000), Sustainability Reporting Guidelines on Economic, Environment, and Social Performance.

J.A.Bakkes 외 5명(1994), An Overview of Environmental Indicators : State of the art and perspectives, UNCSD.

J.C.J.M. van den Bergh en D.B. van Veen-Groot, Constructing Aggregate Environmental-Economic Indicators : A Comparison of 12 OECD Countries, Department of Spatial Economics, Free University.

Jukka Hoffen(1997), "Finnish Forest Resource Accounting and Ecological Sustainability," Finland, Tilastokeskus Research Reports, 224.

Meppem, T. and R. Gill(1998), "Survey : Planning for Sustainability as a Learning Concept", *Ecological Economics* 26: 121-137.

Nordhaus, W. D. and J. Tobin(1972), "Is Growth Obsolete?", *Economic Growth*, National Bureau of Economic Research.

OECD(1993), Core Set of Indicators for Environmental Performance Review, A synthesis report by the Group on the State of the Environment.

OECD(1997), Review of Fisheries in OECD Countries 1995: 1997 Edition.

OECD(1997), Towards Sustainable Fisheries: Economic Aspects of the Management of Living Marine Resources.

OECD(1998), Sustainable Development Indicators, OECD Expert Workshop.

OECD(1998), Towards Sustainable Development, Environment Indicators. Paris.

OECD(1999a), Environment Indicators for Agriculture, Volume 1 Concepts and

Framework, Paris.

OECD(1999b), Environment Indicators for Agriculture, Volume 2 Issues and Design, "The York Workshop".

OECD(2000), Outline for A Study on Fisheries Sustainability Indicators.

OECD, 8-9 October 1998, "Sustainable Development Indicators", OECD Expert Workshop.

P. Bartelmus(1999b), "Greening the national accounts: Approach and policy use", Desa dicussion paper No.3.

Pearce and Atkinson(1998a), "The Concept of sustainable development: An evaluation of its usefulness ten years after Brundtland", CSERGE Working Paper PA98-02.

Pearce et al.(1994), "The economics of sustainable development", *Annual Review of Energy and Environment* 19:457-474.

Pearce, D., K. Hamilton and G. Atkinson(1996), "Measuring Sustainable Development: progress on indicators," *Environment and Development Economics* 1, 85-101.

Prescott-Allen, R.(1999), *Assessing Progress Toward Sustainability: The System Assessment Method illustrated by The Wellbeing of Nations*, IUCN.

Repetto Robert, "Wasting Assets: Natural Resources in the National Income Accounts." World Resources Institute, Washington D.C.

Salzman, J.(1997), "Review Essay: Valuing Ecosystem Services", *Ecology law quarterly* 24: 887-903.

Steenblink, R. and G. R. Munro(1998), International Work on Fishing Subsidies-an Update, *Paper presented by the First Workshop of the EU Concerted Action on Economics and the Common Fisheries Policy*, 28-30 October 1988, Centre for the Economics and Management of Aquatic Resources of the University of Portsmouth.

Steenblink, R., and P. Wallis(1998), The OECD's Programme of Work in the Area of Fishery Policies, *Proceedings of IIFET'98*, University of Tromso, Norway.

Stuart L. Hart, Mark B. Milstein(1999), Global Sustainability and The Creativity Destruction of Industries, Sloan Management Review.

Turner, R.K. et al.(1997), "Ecological economics: Paradigm or perspective", edited by J.C.J.M. van den Bergh et al., *Economy and ecosystems in change*, Edward Elgar.

Turner, R.K.(1999), "The Place of Economic Values in Environmental Valuation;

Valuing Environmental Preferences," in I. J. Bateman and D. H. Willis(eds.), *Valuing Environmental Preferences*, Oxford University Press

Turner, R.K., D. Pearce, I. Bateman(1994), *Environmental Economics :An Elementary Introduction*, Harvester Wheatsheaf. 조영일 역,「환경경제의 이해」, (주)금문서적, 1998.

UN Statistical Division(1993), Handbook of National Accounting: Integrated Environmental and Economic Accounting (Interim version), 1993, pp.159 60.

UN(1994), "Assigning Economic Value to Natural Resources," National Academy Press.

UNCSD(1999), Chapter 17 : Protection of the oceans, all kind of seas and coastal areas.

UNCSD(2000), Indicators of Sustainable Development, From Theory to Practice.

World Bank(1995), *Monitoring Environmental Progress - A Report on Work in Progress*, Wishington DC.

World Bank(1997), *Expending the Measure of Wealth, Indicators of Environmentally Sustainable Development*, Wishington, D.C.:The World Bank.

World Commission on Environment and Development(WCED)(1987), *Our Common Future*, Oxford: Oxford University Press.

World Congress of Environmental and Resource Economists(1998), Using Sustainability Indicators to Implement Local Agenda 21.

부 록

수산자원계정

지금까지 국민경제의 수준을 평가하는 잣대로서 GNP, GDP등의 개념이 사용되어 왔다. 하지만 70년대부터 시작된 GNP에 대한 비판의 목소리는 경제의 양적 성장뿐만 아니라 질적 성장 또한 고려되어야 한다는 논의에서 출발한 것으로, 특히 환경문제가 국제적인 이슈로 부각됨에 따라 소위 녹색GNP에 대한 관심이 고조되기 시작하였다. 이의 산정을 위해서 UN의 기존 SEA계정이 SEEA(통합환경경제계정체계)로 개정되어 GNP 개념의 보완체계를 통해 환경 등 경제의 질을 나타내기 위한 노력이 이루어지고 있으며, 프랑스처럼 세습계정을 발전시켜 GNP의 완전 대체를 목표로 연구가 이루어지고 있는 곳도 있다. 이러한 상황에서 우리나라도 신계정 체계에 맞춘 녹색GNP 산정작업이 미진하게나마 이루어지고 있는 실정이며, 자원계정의 세부요소인 수자원, 광물자원, 삼림자원 등의 분야에서 그러한 연구가 이루어지고 있다.

하지만 Green GDP의 개념을 수산자원에도 적용하려는 연구는 우리나라에 있어서 거의 전무한 실정이다. Green GDP의 개념은 삶의 질을 평가하는, 또 이를 통해 정책의 입안 등을 일구어내는 가장 기초적인 작업이기 때문에 그 세부요소의 정확한 정립 또한 중요하다고 할 수 있다. 때문에 연구성과가 미진한 수산자원에 있어서 그 확립의 필요성은 매우 중요하다고 볼 수 있다. 여기에 이번 조사의 의의가 있다고 볼 수 있겠다.

1. 환경계정에 있어서 환경비용의 분석

환경계정에서 자연자원의 소모나 환경오염으로 인한 환경비용을 추정하는 것은 기존의 국민계정체계에서 반영하지 못하였던, 경제활동으로 야기된 자연자원의 소모와 환경오염의 사회적 비용 등의 귀속비용을 새로

이 추정하여 이를 진정한 의미의 국민소득을 산출하는 데 이용하기 위한 것이다. 예를 든다면, UN이 제시한 통합환경경제계정체계에서는 자연자원의 소모비용과 환경오염에 의한 사회비용의 합을 국민순생산(net domestic product)에서 공제하면, 소위 말하는 녹색GNP로서 환경조정국내순생산(Environmentally Adjusted Net Domestic Product, EDP)이 추정될 수 있다. 이 같은 환경비용을 추정하기 위해서는 국민계정체계에서 국민소득을 추정하기 위해 제시하고 있는 지침과 같은 방법으로 환경비용의 추정대상과 추정기준, 그리고 추정방법을 일관성 있게 설정하는 것이 필요하다. 각 내용을 구체적으로 살펴보면 다음과 같다.

1) 자연자원 소모 및 환경악화의 포괄범위와 계정화 기준

환경계정에 있어서 환경비용의 추정은 크게 두 부문으로 나누어진다. 첫째는 수자원, 산림, 수산자원 등의 재생가능자원(renewable resources)과 광물자원과 같은 재생불가능자원(non-renewable resources)에 대한 소모나 고갈 정도를 화폐화시키는 것이고, 두번째는 환경피해에 의한 사회적 비용을 추정하는 부문이다. 산림과 수산자원 등의 재생가능자원의 계정화에 있어서는 산림과 수산자원 등이 기존의 스톡자원량을 감소시키지 않는, 또는 최대지속가능생산량(MSY)을 초과하지 않는 범위내에서 벌채나 어획이 이뤄지고 있느냐를 우선적으로 판단하는 것이 필요하다. 광물자원과 같은 재생불가능자원의 경우는 이용량 또는 채굴량 자체가 자연자원의 소모를 의미하므로 이용량이 바로 환경비용 추정의 대상이 된다. 환경오염으로 인한 사회적 비용을 추정하는 경우는 환경오염이 자연자원, 환경 및 인간의 보건에 미치는 영향을 어디까지 계정화할 것인가 하는 문제, 즉 계정대상의 범위를 정하는 것이 필요하다.

환경오염으로 인한 사회적 비용을 추정하는 데 있어서 가장 중요한 점은 우선 여러 가지 오염물질 배출에 의해 과연 환경이나 생태계 또는 인간의 보건이 어느 정도의 영향을 받을 것인지 하는 점이 고려되어야 한다는 것이다. 즉 자연환경은 스스로의 자정능력 또는 환경용량이 있으므로 이러한 환경용량을 초과하는 오염물질의 배출이나 환경악화만을 계정화시키는 것이 필요하다. 그러기 위해서는 어느 하나의 기준이 필요한데, 일반적으로 다음과 같은 네 가지의 기준을 고려할 수 있다.

ⅰ) 환경용량을 초과하는 오염물질 배출량을 환경악화의 물리적 · 화폐적 계정에 반영
ⅱ) 과학적 · 사회적으로 결정된 환경기준을 초과하는 오염물질 배출량을 계정에 반영
ⅲ) 현재의 환경오염 정도는 이미 자연의 자정능력을 초과하였다는 가정하에 모든 오염물질 배출량을 계정에 반영
ⅳ) 전년대비 증가된 오염물질 배출량을 계정에 반영

과학적으로는 ⅰ)이나 ⅱ)의 방법이 가장 적절할 것이나 ⅰ)의 경우는 환경용량을 산정하기가 매우 어렵고, ⅱ)의 경우는 오염물질 배출량과 환경기준의 상관관계를 밝히기가 거의 불가능하므로 적용상에 한계가 있다. 또한 ⅰ)과 ⅱ)의 방법은 지역적인 환경용량이나 환경기준에 따른 오염물질 배출량을 산정해야 하는 세부작업이 필요하다. ⅲ)의 방법은 매우 급진적인 방법으로 물리적 계정의 작성에는 별 문제가 없으나 환경오염으로 인한 사회비용이 과대하게 추정되는 문제점이 있다. ⅲ)의 방법에 따른 오염물질 배출량은 기존의 이용가능한 오염저감기술이나 환경정책에 의해 일단 사전 또는 사후에 처리된 잔여 배출량이다. ⅳ)의 방법은 매우 소극적인 방법으로 오염물질 처리기술이나 생산공정의 개선에 의해 오염물질 발생이 줄어드는 경우에는 계정화를 시도할 수 없다. 그러나 이상의 방법은 환경오염 배출 자체에 국한된 계정화 기준일 뿐, 환경오염이 자연자원, 환경 및 인간의 보건에 미치는 영향까지 포함하는 것은 아니다. 환경오염이 자연자원, 환경 및 인간의 보건에 미치는 영향에 대해서는 그 범위가 너무나 광대하여 일부의 경우를 제외하고는, 대부분의 경우 아직 계정화의 단계까지는 이루어지지 못한 것이 현 실정이다. 물론 대기오염에 따른 호흡기질환의 발생증가와 이에 따른 의료비의 추가지출, 토양오염에 의한 토지생산성의 저하, 산성비가 산림생장에 미치는 영향 등에 대한 연구결과들이 많이 제시되고 있으나, 아직 이 모든 영향들을 종합적으로 국민계정체계나 기타의 국민소득추정체계에 체계적으로 반영할 수 있는 상황은 아니다. 앞으로 이 분야에 대한 연구가 더욱 확대되어야 할 것이다.

2) 환경비용 추정을 위한 분석기법

환경자원계정의 가장 대표적인 체계라 할 수 있는 UN의 SEEA는 실증적인 환경비용 추정을 위한 기본지침을 제시하고 있다. 이 체계에서는 산업 또는 상품분류에 의해 분류가능한 자연자원이나 환경서비스에 관련된 비용은 시장가격에 의해 화폐계정을 작성하는 것이 원칙이다. 이러한 원칙을 적용할 수 없는 경제활동으로 인한 환경비용은 크게 원인비용(costs-caused)과 영향비용(costs-borne)으로 구분되는데, 전자는 어느 특정 기간에 특정 장소에서 경제활동이 환경에 직접적으로 미치는 영향으로 인해 발생한 비용을 가리키고, 후자는 어느 경제활동이 언제 환경악화를 일으켰는지와는 상관없이 특정 기간에 특정 장소에서 환경의 상태나 그 상태가 미치는 영향으로 발생하는 비용을 말한다. 영향비용에 의한 방법은 환경오염이 자연생태계나 환경기준에 미치는 간접적인 영향까지도 비용추정의 범주에 포함시킨다. 또한 환경비용은 실질적인 발생유무에 따라 귀속비용(imputed costs)과 실질비용(actual costs)으로 구분할 수 있다(UNSD, 1993).

이러한 구분을 토대로 자연자원의 소모, 환경의 악화 및 이 악화가 인체에 미치는 영향, 그리고 악화된 환경을 복원하기 위한 활동 등에 관계되는 환경비용은 각각의 경우에 따라서 유지비용법(maintenance cost approach), 가설적 귀속비용법(hypothetical imputed cost approach), 대체시장 분석법(surrogate market approach), 조건부 가치평가법, 투여반응 분석법, 히도닉가격모델, 여행자비용모델 등이 적용될 수 있다. 대체시장분석법이 환경계정의 비용추정에 적용된 사례는 현재까지는 없었고, 조건부가치평가법, 투여반응분석법, 히도닉가격모델, 여행자비용모델 등은 주로 국민계정상의 가처분소득을 조정하는 데 이용될 수 있다. 이 방법들에 의해 추정된 환경비용은 시장가격에 의한 것이 아니므로 기존 국민소득계정상의 국민소득 추정치와는 직접적으로 비교될 수 없다. 따라서 현제는 환경변화에 따른 사회후생 변화 정도를 파악하는 선에서 적용 되고 있는 상황이다. 또한 이 부문에 대해서는 아직도 학자들간에 이론적 의견일치를 보지 못하고 있는 실정이다. 경제적 자연자원소모의 경우는 자연자원의 시장가격에서 생산비용을 제외한 순가격법(net price method) (BEA, 1994), 또는 El Serafy(1989)가 개발한 '사용자 비용법(user cost method)'을 적용하는 것이 가능하다.

UN의 SEEA를 따르면 환경악화로 인한 사회비용을 원인비용으로 추정

할 때는 '유지비용법'이 대부분의 경우에 적용될 수 있고, 환경오염이 자연자원, 환경 및 인간의 보건에 미치는 영향은 영향비용의 개념에 의해서 추정될 수 있다. 유지비용이란 환경을 일정수준으로 유지하기 위해 소요되는 비용을 가리키는 것으로서, 예를 든다면 기존의 이용가능한 기술로 환경오염물질 배출을 예방하거나 오염물질 배출을 완전히 제거하여 배출하는 데 필요한 비용을 가리킨다. 이 비용을 적용시키는 데 있어서 가장 많이 이용될 수 있는 기술적 개념은 미국의 환경규제에서 제시하고 있는 '최선의 이용가능기술(best available technology)'이라 할 수 있다. 즉 배출되는 환경오염물질을 예방하기 위해 현재 이용가능한 비용효과적인 기술을 적용했을 때 소요되는 비용을 환경비용으로 추정한다. 자연자원의 소모는 순가격법을 적극 권장하고 있다(UNSD, 1993).

UN의 SEEA에 따라 유지비용법에 의하여 환경오염의 사회적 비용과 순가격법에 의한 자연자원소모의 사회적 비용을 추정하게 되면 가계와 기업의 경제활동으로 인해 야기되는 환경악화와 자연자원소모는 국내순생산(NDP)과 환경조정국내순생산(EDP)을 변동시킨다. 즉 환경악화와 자연자원소모가 화폐화된 만큼 EDP를 감소시킨다. EDP는 광물자원의 신발견이나 토지와 같은 자연자산의 용도전환에 따른 자본축적(capital accumulation)에 의해서는 영향을 받지 않는다. 월경오염도 같은 논리에서 다뤄질 수 있다. 즉 월경오염은 EDP에는 영향을 주지 않으나 '환경조정가처분소득(Environmentally Adjusted Net Disposable Income, ENI)'을 변화시키는 것으로 다뤄진다. 가처분소득(National Disposable Income, NDI)은 최종처분(final use)에 대한 잠재수요를 나타내며 사회후생에 대한 지표로 해석될 수 있다. 최종수요의 지속가능성은 ENI가 감소하지 않는 것으로 정의할 수 있다(Bartelmus, 1994).

2. 비시장 재화의 가치평가 방법

비시장재화의 가치는 소비자잉여 또는 지불의사가격(Willingness To Pay, WTP)으로 평가하는데, 문제는 환경재의는 수요곡선을 구하기 어렵기 때문에 가상적 수요곡선을 이용하는 것이다. 가상적 수요곡선을 추정하는 방법에는 간접방법과 직접방법이 있다. 간접방법은 소비자들이 재화

의 구매를 통하여 나타난 선호행위(reveald preference)로 부터 특정 가치를 파악하는 것으로 내재가격법, 내재임금법, 여행자비용법 등이 있다. 직접방법은 비사용가치를 측정하지 못하는 단점이 있다. 한편 직접방법은 소비자들을 직접 만나서 가치를 평가(expressed preference)하는 것으로 조건부가치기법(Contingent Valuation Method, VCVM)이 대표적인 방법이다.

한편, 가상적 수요곡선을 이용하지 않고 시장가격을 직접 또는 간접으로 이용하는 방법에는 대체비용법(replacement cost method), 기회비용법, 투입반응법(dose-response method), 방지비용법(avertible expenditure method), 생산성법(productivity method) 등이 있다. 대체비용법은 환경으로 인한 피해를 복구시키는 데 소요되는 금액을 환경피해 또는 환경개선의 가치로 간주하는 방법이다. 기회비용법은 특정 환경자원의 가치를 직접 측정하는 대신에 해당자원의 개발행위로 인해 발생하는 편익을 환경의 기회비용으로 보아 환경가치로 간주하는 방법이다.

투입반응법은 환경요인의 변화가 사람이나 동식물 또는 생태계에 미치는 영향을 통해 건강이나 생산량의 변화를 측정하고 여기에 시장가격을 곱하여 환경변화의 가치를 추정하는 방법이다. 방지비용법은 자연재해나 환경오염으로부터 스스로를 보호하기 위해 지출하는 비용을 재해방지투자에서 얻는 편익으로 간주하는 방법이다. 생산성법은 투자 결과 증산된 생산물이나 서비스 또는 생산성의 차이에 해당 시장가격을 곱해서 구하는 가장 기본적인 방법이다.

1) 조건부가치기법(Contingent Valuation Method) : 임의효용모델[33]

지금까지 공공재나 환경재에 부여하고 있는 가치를 평가하는 방법으로 가장 많이 사용하고 있는 것이 조건부가치기법(CVM)이다. CVM은 개인 면접, 우편, 전화 인터뷰를 통하여 환경재에 대한 가치를 사람들의 지불의사가격(WTP)이나 수취용의액수를 도출하여 Hicks의 보상변화(CV), 대등변화(EV), 보상잉여(CS), 대등잉여(ES)를 산출하여 이를 비시장재화의 가치로 간주하는 방법이다. 한편 CVM은 총경제가치(Total Economic Value)를 측정할 때 사용한다.

---

33) 가치화의 방법론은 김승우의, "환경자원계정에 있어서의 비용편익분석" (POSRI 산업, 1995)의 내용을 재편집 한 것임.

보상변화는 효용이 증가할 때의 측정방법이고, 대등변화 효용이 감소할 때의 측정방법이나 환경개선으로 인한 서비스의 증가가 연속해서 발생하지 않고 일시적으로 일정한 양만 제공될 때는 보상잉여, 대등잉여를 산출하여 가치의 변화를 측정해야 한다. 물론 CVM을 통한 추정이 타당하려면 설문지작성, 설문과정 등에서 전략적 행위, 가상성, 의향과 행동에 관한 행태분석을 철저히 해야 한다. CVM이 현실적으로 적용될 때 가장 큰 문제는 설문지에서 조사한 지불비용과 실제 지불비용이 다를 수 있다는 것이다. 이같은 공식적인 신뢰도에 대한 테스트(validity test)를 하기에는 어려움이 있음으로 의존조사(reliablity teat)를 하는 것이 일반적이다.

이같은 CVM의 신뢰성 문제를 집중적으로 다룬 것이 Exxon Valdez사고 당시에 나온 'Blue Ribbon Panel'이다. 이 패널에서는 2명의 노벨경제학자와 조사전문가, 환경경제학자들간에 토론이 있었으며, 결론은 만약에 질문에 대한 형태가 합리적으로 구성되어 있다면 CVM의 결과를 신뢰할 수 있다는 것으로 내려졌다(Arrow, 1993). 이 공청회에서는 CVM 사용에 대해 아주 엄격한 지침을 정했다. 우선 공청회 형태의 형식을 취할 것, 개인인터뷰 방법을 쓸 것, 오직 지불의사가격에 대한 조사만 할 것, 그리고 설문지 형태를 보수적으로 작성할 것 등이다.

지금까지 CVM을 이용하여 산림자원의 가치화를 연구한 문헌은 비교적 많이 있다. 기존의 연구분야는 크게 자연보존지역 자원(wilderness preservation)에 대한 평가와, 건강한 산림자원과 튼튼한 나무를 가짐으로 인해 생기는 산림의 질을 유지, 관리함으로써 발생하는 존재가치의 연구로 대분될 수 있다.

자연보존지역 자원에 대한 평가는 1984년 Walsh에 의해 최초로 이루어졌다. 물론 Walsh의 적용대상이 미국의 Colorado를 대상으로 하고 있어서 우리나라에 직접 적용하기는 어려울 것이나, 방법론은 여전히 적용이 가능하다고 본다. 특히 결과에 대한 공통성은 자연의 존재가치에 대한 것이므로 한국이나 미국이나 동일할 것이라고 본다. Walsh는 총가치를 선택가치(option), 존재가치(existence), 유증가치(bequest) 등으로 구분하였다.[34]

<표 부록-1>은 자연보존지역에 대한 조사결과를 보여주는 것으로 가구당 지불의사나 총 가구당 지불의사의 가격은 보존면적이 넓을 수록 증가하고

34) 일부 학자는 비사용가치(non-use value)를 크게 선택가치와 존재가치로 구분하고 있다.

있다. 그러나 자원의 한계대체율이 체감함에 따라서 증가율이 감소하는 현상을 보이는 것도 특징이라고 하겠다. 또한 총가치 중에서 세 가지 가치(선택가치(option), 존재가치(existence), 유증가치(bequest))를 통합한 것이 전체의 50%를 차지하고 있는 것으로 분석되었으며, 90~100만ha의 산림지역이 보존지역으로 지정된다면, 지불의사가격이 기회비용을 초과하는 것으로 나타났다. 이 외에도 Gilbert(1992), Lockwood(1993)등의 연구가 있다.

〈표 부록-1〉 자연보존지역의 연평균 가치 (Colorado)

면 적 / 연 구	1.2	2.5	5	10
Walsh(1984)				
가구당 가치	$13.92	$18.75	$25.3	$31.83
총 가구가치	$15.3	$20.6	$27.8	$35
휴양가치	$13.2	$21.0	$33.1	$58.2
총 경제가치	$28.5	$41.6	$60.9	$96.2
환경가치(%)	54	50	46	38
Pope, Jones(1990)	2.7	5.4	8.1	16.2
가구당 총 경제가치	$52.72	$64.3	$75.15	$92.21
총가치	$26.7	$32.5	$38	$46.7

자료 : Adamowivcz, etc. "Forestry, Economics, and the Environment", Cab International, 1996.

〈표 부록-2〉 자원의 총 경제적 가치의 분배

단위: 달러

	휴양가치	선택가치	존재가치	유증가치
Walsh	14	5.44	6.56	6.75
Gilbert	1.27	1.64	1.95	2.87
All Eastern	2.26	2.41	3.03	4.14
Lockwood	5.46	9.68	18.96	17.16

임의효용모델은 간략하게 수식으로 표현할 수 있다. 어떤 환경서비스를 위한 하나의 가정된 시장에서 특정 환경서비스 수준을 나타내는 Y에 대응하여 질문대상자에게 이 서비스 수준의 변동에 대한 대가로 특정 가격수준인 X를 제시하였을 때, 응답자가 이 가격을 받아들일 것인지 아니면 거부할 것인지를 묻는다고 가정한다면 질문 응답자는 다음과 같이 두 가지 대안을 가진다.

j = 1 = "yes" - pay bid
j = 0 = "no" - reject bid

이 때, 이러한 폐쇄식에 의한 금액제시 조건부가치평가모델은 응답자의 반응이 "yes" 아니면 "no"라는 두 가지 반응을 의도하였기 때문에 '이산선택모델(discrete choice model)'**을 제공한다. 또한 개인의 선호도는 특성변수의 벡터 s 와 소득 y에 의해 나타낼 수 있는 조건부 간접효용함수** (conditional indirect utility function) u**로 표현될 수 있다고 가정한다** (Hanemann, 1984). **아울러 간접효용이** $u_1 = u(j=1,y;s)$**이고,** $u_0 = u(j=0,y;s)$ **이라고 가정한다면, 우리는 다음과 같은 식을 얻을 수 있다.**

$$u_1 = v(j=1, y;s) + \epsilon_1$$
$$u_0 = v(j=0, y;s) + \epsilon_0$$

여기서 지불의도액은 개인이 기꺼이 지불하려는 금액을 나타낸다. 개인은 다음과 같은 식이 만족되면 "yes"라고 응답한다.

$$u_0 = v(j=0,y+WTP; S) + \epsilon_0 \geq u_1 = v(j=1, y;s) + \epsilon_1$$

개인의 응답은 아래와 같은 확률분포함수를 갖게 되는 임의변수이다.

$$\begin{aligned} P_1 &= Pr\{\text{"yes"}\} \\ &= Pr\{v(j=0, y+WTP; s) + \epsilon_0 \geq v(j=1, y; s) + \epsilon_1\} \\ &= Pr\{v(0, y+WTP; s) - v(1, y; s) \geq \epsilon_1 - \epsilon_0\} \end{aligned}$$

$v^* = v(0, y+WTP; s) - v(1, y; s)$ **이고** $\epsilon = \epsilon_1 - \epsilon_0$ **이라고 놓으면,**

$$P_1 = Pr\{v^* \geq \epsilon\} = F_\epsilon(v^*).$$

C**를 '최대지불의도액**(Maximum WTP)'**로 표시하면,** $v(0, y+c ; s) + \epsilon_0 = v(1, y; s) + \epsilon_1$ **이기 때문에**

$$C = m[v(1,y;s) + \epsilon , 0; s] - y$$

로 표시할 수 있다. 여기서 $m(y,j;s)$**는 y에 대한** $v(j, y; s)$**의 역함수로서** $v[j,m(w,j;s);s] \equiv w$ **를 만족시킨다**(Hanemann, 1984).

① 조건부가치평가모델의 통계적 분석

통계적 이항반응모델(binary response model)이 효용극대화 선택의 결과로서 해석되기 위해서 v^*은 효용차(utility difference)의 형태를 가져야 한다. 이런 조건은 전통적인 수요이론에서의 적분성(integrability) 조건과 유사하다(Hanemann, 1984). 즉 $\in_i$ Gumbel 이고 $v^* = \beta's$ 이면,

$$P_1 = Pr[j=1] = 1/[1+ e^{-\beta's}].$$

아래첨자 i는 개인을 나타내고 Π_i 는 개인 i에 대한 P_i를 나타낸다고 가정한다. r번의 "yes" 반응과 n-r번의 "no" 반응이 있었다고 가정하면, 최대우도함수(maximum likelihood function) L은

$$L = \prod_{i=1}^{r} \pi_i \prod_{i=r+1}^{n} (1-\pi_i)$$

로 표기할 수 있다. 이 우도함수에 log를 취하면

$$\ln(L) = \sum_{i=1}^{r} \ln\pi_i + \sum_{i=r+1}^{n} \ln(1 - \pi_i)$$

로 식이 된다. 그러면 비선형 회귀방법이 모수 벡터 β를 추정하는데 이용될 수 있다. 기대지불의도액(Expected WTP), E[WTP]는 다음 세 가지 방법에 의해 구할 수 있다.

i) E[C]

ii) 최대공매가격까지의 평균 E[C](폐쇄 CVM에서의 trimmed mean)

iii) C의 중앙값, 즉 $Pr[u(0, y+c; s) \geq u(1, y; s)] = 5$ 를 만족시키는 C값

두 번째가 기대지불의도액을 찾는 가장 일반적인 접근방법이다. 두 번째 접근방법을 따르면 우선 $b \in s$ 가 공매가격(bid-price) 변수이고, f(b)는 $F(b \mid s)= P_1$ 에 대응하는 확률밀도함수(probability density function)로 놓으면, E[WTP=C]는 다음과 같이 표현된다.

$$\begin{aligned} E[C] &= \int_0^{b_{max}} xf(x)dx \\ &= b_{max} - \int_0^{b_{max}} F(x)dx \\ &= \int_0^{b_{max}} [1-F(x)]dx, \end{aligned}$$

여기서 1 - F(x) = Pr{j=0} = Pr{"no"}이고, E(WTP)은 수치적분(numeric integration)으로 계산된다. 그렇지만 추정된 총지불의도액(Aaggregate WTP)은 임의변수이고, 얻어지는 추정치는 점추정치이다. 중앙값(median value)은 개방(open-ended) CVM연구에서 기대지불의도액의 신뢰성 있는 추정치가 된다. 한편, 두 번째 방법은 'censored logistic model'로 해석될 수도 있다(Cameron, 1988).

② 임의효용모델에 기초한 조건부가치평가법의 대안적 해석

Cameron(1988)에 따르면 임의효용모델은 특성변수의 하나로서 제시가격(bid-price)이 역치(threshold)를 갖고있다. 따라서 임의효용모델은 제시된 가격에 대한 "yes"나 "no"반응에 의한 "log-odds"를 추정하는 데 이용되어 왔지 수요함수를 추정하는 것에 이용되지는 않았다고 주장한다. 그렇지만 레퍼렌덤 데이타(referendum data)는 운송방법선택모델에 이용되는 데이타보다는 더 많은 정보를 담고 있다. 역치는 완전히 관찰될 수 있고, 역치들의 분산(variance)은 레퍼렌덤데이타 분석에 크게 활용될 수 있다. 즉, 응답자의 yes/no 응답은 그의 진정한 지불의도액이 제시가격의 역치가치보다 크거나 작은 것을 보여준다. 이런 관점에서 censored logistic model에 의한 해석이 보다 선호된다. 즉, censored logistic model에서 y_i = true WTP 로 표시한다면 y_i는 다음과 같이 표기할 수 있다.

$$y_i = x_i'\beta + \in_i$$

여기서 x_i는 특성변수의 벡터를 나타낸다. $\in_i$ logistic을 가정하면 $y_i = x_i'\beta$는 진정한 지불의도액이 특성변수의 함수라는 것을 내포하기 때문에, 힉스수요함수 해석을 이끌어낼 수 있다. censored logistic model의 추정과정과 추정결과는 임의효용모델과 크게 다르지 않다.

③ 조건부가치평가법의 제약점

조건부가치평가법 결과의 신뢰도를 보장하는 여러 근거가 있음에도 불구하고(Hoehn and Randall, 1987), 조건부가치평가법에는 아직도 몇가지 풀리지 않는 문제가 있다. 소비자의 전략적인 행동과 그릇되게 설정된 조건부가치(contingent valuation) 시나리오는 관찰된 값과 관찰되지 못하는 진정한 값 사이의 불일치를 초래할 수 있다. 가설적 시장과 데이타는 응답자의 부주의한 응답을 유발할 지도 모른다(Hoehn and Randall, 1987).

조건부 시장의 요소가 관련 환경재화나 서비스의 올바른 가치에 대한 정보를 제공한다고 응답자에게 인식될 때는 시초편차(starting point bias), 질문순서편차(position bias)와 같은 여러 형태의 편차가 나타난다(Mitchell and Carson, 1989). 조건부가치평가법에 있어서 다양한 형태의 편차는 다음과 같이 요약할 수 있다.

- 가설편차(Hypothetical bias) : 가설화된 시장과 데이타는 응답자의 부주의한 응답을 유도 할 수 있음
- 전략편차(Strategic bias) : 응답자는 전략적으로 행동하므로 경제적 유인일치성(incentive compatibility)이 존재하지 않을 수 있음
- 정보편차(Information bias) : 사람들은 각기 다른 수준의 정보를 보유
- 시초편차(Starting point bias) : 질문방법중 유도방법 또는 지불카드법 등은 직·간접적으로 응답자에 의해 주어지는 지불의도액(WTP)에 잠재적 영향을 줌
- 시나리오설정편차(Scenario misspecification) : 응답자가 조건부 시나리오를 올바르게 이해하지 못할 가능성이 있음
- 질문순서편차(Position bias) : 여러 수준의 상품이나 상품에 대한 가치평가 질문의 순서에 따라 응답자의 반응이 상이할 수 있음

이 외에도 지불의도액의 변화정도, 질문 방법 또는 수단, 표본추출방법 및 절차에 기인한 임의적 오차가 존재하고, 응답자는 관련 환경재화나 서비스를 묘사한 시나리오를 이해하지 못할 수도 있다.

조건부가치평가모델에서 또 다른 문제는 사용자와 비사용자가 추정과정에서 어떻게 다루어지며, 추정된 지불의도액을 어떻게 해석하는가 하는 점이다. 만약 제시가격이 독립변수로 사용되면 비사용자에게 있어서는 많은 0의 값이 존재하게 된다. 컴퓨터상에서 계산의 어려움으로 인해 추정하기가 불가능할 수 있을 것이다. 비사용자를 이 모델에 반영시키는 방법이 필요하다. 모델 안에서 비사용자를 반영하는 한 가지 방법은 사용자 그룹과 비사용자 그룹을 위한 두 가지 분리된 모델을 만들고 그것들을 비교하는 것이다. 이런 문제는 부분적으로는 데이타 수집방법으로부터 나온다. 적절한 표본추출방법의 개발이 이런 문제를 해결할 수 있을 것이다.

2) **여행비용법**(Travel cost method:TCM)

여행비용법은 경승지나 문화유적지 등의 가치를 소비자의 현시적 선호, 즉 실제자료를 갖고 간접적으로 도출하는 방법이다. 여행비용법은 환경자산과 소비지출의 약보완관계를 가정함으로써 소비자의 효용함수를 분리가능한 효용함수로 가정하고 있다. 즉 해당지에 방문이 없으면 한계효용이 0이고 소비자의 레크리에이션(등산)은 다른 레크리에이션(낚시)과 독립적이라는 의미이다.

여행비용법은 특정 지역의 경관가치나 시간절약이 주요 편익인 프로젝트의 가치를 평가하는 데 유용하고, 비교적 이용하기 쉬운 방법이지만 비사용가치는 측정할 수 없는 단점이 있으며, 시간에 대한 기회비용의 산출이 어렵다는 단점이 있다. 그러나 이 모형은 어떤 여가지역의 방문이 오로지 즐기기 위한 휴양 목적에만 있다고 가정한다는 단점이 있다. 만일 방문의 목적이 그 외의 여러 가지에 있다면, 각 목적들간의 시간 및 화폐의 기회비용이 적절하게 배분되어야 하는데 상당히 자의적으로 판단될 수 있다는 점이다. 또한 기술적인 측면에서 추정의 의미가 명확하지 않다는 점이 있고, 이 방법을 통하여 나타나는 것은 환경의 사용가치에 대한 측정, 존재의 가치에 대한 편익을 추정할 수 없다는 점이 단점으로 지적되고 있다.

3) **히도닉가격모델**(Hedonic Price Model, HPM)

히도닉가격모델은 한 재화의 시장가격이 이 재화의 각기 다른 특성의 함수라고 가정한다. 일반적으로 이 기법은 재산가격이 환경서비스의 가치를 포함한다고 간주하는 부동산가치 평가연구에 사용되었다(Mitchell and Carson, 1989). 이 방법은 매우 자세한 데이터를 필요로 하고, 충분한 시장 데이터도 얻기가 어렵다(Mitchell and Carson, 1989). 히도닉가격함수(hedonic price function)는 특성을 나타내는 변수들에 의한 가치함수이며, 특성변수의 가격은 레크리에이션 지역에 따라 결정되는 것이 아니라 소비자 또는 여가선용자의 거주지 또는 출발지에 의해 결정된다. 히도닉가격모델에서 특성변수의 내재가격은 2단계 절차에 의해 추정된다.

- **1단계** : 환경질 Q의 잠재가격은 시장재화의 가격과 그 구조적, 환경적 특성사이의 함수적 관계를 가정함으로써 추정된다. X는

상품그룹, C는 구조적 특성변수, Q는 환경 특성변수, P_i는 X 상품 그룹에 있는 i상품의 가격을 나타낸다고 하면,

$$P_i = P(C_1,..,C_n,Q_1...,Q_j,..Q_m)$$

이 때, 특성변수 Q_j의 잠재 또는 히도닉가격은 $\partial P_i/\partial Q_j$ 로 나타난다.

- 2단계 : 수요함수의 도출을 위해 측정된 Q와 잠재가격간의 회귀분석이 실시된다.

4) 여행자비용 모델과 히도닉가격모델의 제약점

여행자비용모델과 히도닉가격모델에서는 경제이론이나 통계적 추정과 관련하여 몇가지 두드러진 문제점이 존재한다. 우선 소비자 혹은 여가선용자의 의사결정 행동은 이런 모델로 파악할 수 없다. 그러므로 종속변수를 표시하는 데는 어려움이 있다. 개별 데이터가 수요함수에 사용될 때, 일반적인 수요분석에 있어서의 합산문제(aggregation problem)가 이 모델들에서도 존재한다. 예를 들어 개별 데이터를 이용한 단일지역 여행자비용 모델에 있어서 여가선용이나 여행을 가지 않는 사람의 수는 그 지역으로부터 거리가 멀수록 증가한다. 역시 다지역모델에서 타 지역으로의 여행수는 개인의 여행거리가 고정되어있기 때문에, 다른 변수 값의 변화에 따라 일정한 거리를 유지하려는 방향으로 변화할 수 있다. 결론적으로 추정된 소비자잉여는 과대평가되거나 과소평가될 수 있다. 합산문제를 해결하려는 대안은 '지역별 합산데이터(aggregated zonal data)'를 사용하는 것이다. 각 변수에 대한 일인당 '지역별 평균데이터(averaged zonal data)'가 한 명의 대표소비자 또는 여가선용자를 위한 데이터로 이용된다. 그렇지만 지역별 평균데이터가 사용될 때, 수요함수는 여행과 거리 사이의 단순한 관련성만을 보여줄 가능성이 있는데, 특히 질적 변수가 주어진 기간 혹은 다지역모델에 있어 개별 지역에 걸쳐 비슷한 값을 나타내고 '지역별 평균소득(averaged zonal income)'도 각 지역에 걸쳐 비교적으로 균등하게 분포되어 있는 경우 그러하다. 또한 각 지역이 각기 다른 인구를 가졌기 때문에 다지역 여행자비용모델에서 이분산(heteroskedasticity) 문제가 존재한다.

두 번째로는 여행자비용모델에 있어서 여행비용은 가장 중요한 설명변수이므로 어떻게 여행비용이 구성되는가에 따른 문제점이 존재한다. 왜냐

하면 만약 단위당 여행비용이 고정되어 있다면 여행비용은 거리에 정비례하기 때문이다. 또한 시간제약 때문에 여행할 수 없는 사람이 존재하거나 가까운 지역으로 여행하는 사람들이 있을지도 모른다. 소비자잉여는 이런 경우에 정확히 추정될 수 없다. 그러므로 여행비용 변수화에 보다 많은 주의가 필요하고 여행시간의 기회비용이 변수에 포함되도록 하는 것이 바람직하다.

세 번째 문제로는 만약 환경질을 나타내는 변수나 다른 사회경제적 변수가 여행자비용모델에 포함되지 않거나, 또는 환경질 변수의 값이 주어진 기간이나 사람들을 통해 전체적으로 변동이 미미하여, 결과적으로 모수추정치가 통계적으로 유의하지 못한 경우에 여행자비용모델은 여행과 여행비용 사이의 관계만을 보여주게 된다는 점이다. 더군다나 환경질 변수가 의제변수(dummy variable)로서 다루어 질 때, 예를 들어 다지역모델에서 환경질 변수가 많은 0의 값을 가지게 될 때, 통계적 추정은 불가능하게 된다. 다지역모델내의 독립변수들 사이의 다중공선성(multicollinearity) 문제는 모수추정치의 효율성을 감소시키는 또 다른 문제를 가진다. 이러한 문제 외에도 가격변수의 패스종속성(path dependency) 때문에 소비자잉여를 계산하는 데 있어 선형적분상의 문제(line integral problem)가 존재한다.

네 번째 문제는 여행자비용모델과 히도닉가격모델의 통계적 추정결과는 함수형태에 매우 민감하며, 제한된 범위내의 편익만을 추정할 수 있다는 것이다. 한편, 경제이론은 수요함수가 효용극대화 행태의 결과로 얻어지는 수요함수의 특성을 만족시킬 것을 요구한다. 결론적으로 이런 특성을 만족시키는 보다 신축적인 함수형태가 여행자비용모델과 히도닉가격모델에서 요구된다.

5) 임의효용모델(Random Utility Model, RUM)

임의효용모델은 각 사건 또는 경우가 서로 독립적일 때 하나의 주어진 사건에 있어서 여러 대안들 중 하나를 선택하는 행위를 모델화한다. 여행자 비용모델과 히도닉가격모델은 사람들의 의사결정행태를 고려하지 못하지만, 임의효용모델에서는 사람 또는 소비자의 의사결정행태를 반영할 수 있다. 채택된 모델이 logit model이나 probit model을 이용해 추정되면 하나의 힉스 수요함수를 제공해 주고 간접효용함수(indirect utility function)가 직접적으로 이용될 수 있다는 측면에서 임의효용모델은 다른 방법보다 환경재화나 서비스의 경제적 가치를 평가하는 더 나은 방법이라 할 수 있다. 즉 주어진 소득보상함수로부터 지불의도액 또는 매도의도액(Willingness-To-Sell, WTS)을 비교적 쉽게 계산할 수 있고, 다른 지역 혹은 대안들 사이의 대체성을 모델 속에 쉽게 반영시킬 수 있으며, 경우에 따라서는 주어진 상황을 네스티드모델(nested model)이나 조건적 모델하에 분석할 수도 있다. 환경질 변수를 위한 대용변수(proxy variables)의 선택은 여행자비용모델에서와 마찬가지로 중요하다. 공매가격(bid-price) 또는 사용자비용(access fees)과 같은 가설적 가격은 수요함수를 도출해내고 지불의도액 또는 보상변동분을 계산하기 위해 실험적으로 결정된다.

임의효용모델에는 종속변수를 위한 서로 다른 표본추출과정에 따라 잘 알려진 두 가지 모델이 있다. 하나는 '단순이산선택모델(simple discrete choice model)'이고 다른 하나는 '조건부 가치평가모델(Contingent Valuation Method, CVM)'이다. 이 두 가지 모델의 차이점은 후자에서는 환경질 변수의 임의값을 정해놓고 사람들에게 가설 수준하에 그들의 반응을 묻는 것이다. 그렇지만 추정과정은 거의 같다. 조건부가치평가모델은 야외 여가활동, 물시장, 오염배출권시장, 운송수단 등과 관련된 가치평가에 폭넓게 적용되고 있다. 1970년대 조건부가치평가법은 자료조사법(survey method), 인터뷰 방법(interview method), 가설수요곡선 추정방법(hypothetical demand curve estimation method), 격차맵핑법(difference mapping method), 선호유도법(preference elicitation method) 등으로 불려졌다. 조건부가치평가법은 질문방법으로서 개방식 질문법(open-ended direct question), 지불카드법(payment card), 봉인입찰가격법(sealed bid auction), 투표법(referendum approach), 폐쇄질문법(closed-ended CVM), 반복투표법(iterative referendum approach), 반

복공매게임(iterated bidding game), **그리고 구두공매**(oral auction) **등이 이용된다**.

〈표 부록-3〉 **각 비용편익분석법의 환경문제에의 적용가능성**

오염구분	영 향 범 주	편익추정방법				
		히도닉 부동산	히도닉 임금	여행자 비용	조건부 가치 평가	간접 방법
대기오염 (TSP,SOx, NOx)	-질병사망율:호흡기질환 (생산성감소,의료비용, 육체적고통)	○	L	○	×	×
	-치사율:호흡기질환사망	L	×	○	○	×
	-외형미(감각기관장애, 시각장애)	×	L	○	×	○
	-레크리에이션	○	○	×	×	○
	-물질(유지/수선)	○	○	(?)	(?)	×
	-식생(작물손실)	○	○	○	○	×
수질오염 (BOD 등)	-레크리에이션(낚시,물놀이)	L	○	×	×	○
	-수산물(스탁손실)	○	○	○	○	×
	-외형미(악취, 탁도 등)	×	○	L	×	○
	-생태계(서식지,종의 소실)	○	○	○	×	×
잔류농도 (미량농도)	-음용수(질병사망율,치사율)	○	○	○	×	×
	-수산물(스탁)	○	○	○	○	×
유독성 물질	-질병사망율,치사율	×	○	×	×	(?)
	-외형미	×	○	○	×	○
대기중 벤젠, PCB,살충제 토양오염	-생태계	○	○	○	×	×
복 사	-질병사망율,치사율	(?)	×	○	L	×
해양오염	-외형미, 레크리에이션	(?)	○	×	×	×
기름,하수, 방사능물질	-수산물	○	○	○	○	×
소 음	-소음장애	×	○	○	×	L

자료 : 김승우, " 환경자원계정에 있어서의 비용편익분석," POSRI 산업, 1995.
주 : ×=**기적용**, L=**제한적용**, ○=**사용불가**, (?)=**미적용 그러나 사용가능**

지금까지 우리는 기존의 연구와 가치화에 따른 방법 등을 분석하였다. 그러나 수산자원계정을 작성하기 위해서는 우선 물리적 계정의 수립이 필요하며 다음이 물리적 계정과 연계한 가치화일 것이다. 그러나 가치화를 위해서는 환경질의 변화를 반영할 수 있는 가격이 필요한데, 이는 상당히 어려운 점을 지니고 있는 것이 사실이다. 환경질을 반영한 SEEA는 다양한 형태로 변천하여 왔으며 또한 향후에 계속해서 연구해야 할 사항이기도 하다.

최초에 나왔던 SEEA의 중요한 내용은 한 나라의 경제에서 환경보호를 위해서 지출한 비용을 고려하고 이를 자연자원과 통합하여 가치화기법(CVM, Hedonic Price) 등을 이용하여 자원의 변화에 대해 시장가격을 산정하는 것이다.

다음으로 나왔던 SEEA의 방법론은 위성계정을 사용하여 자연자원을 분리해서 기록하는 것이다. 세 번째 SEEA는 물리적 계정을 SEEA를 응용하여 가치화한 계정으로 통합하는 것이다. 네 번째 방법은 물리적 계정의 변화를 계산하여 다른 국민계정의 자료와 통합하는 것이다. 이러한 SEEA를 통해서 한 나라의 생산능력을 고려할 수 있으며 폐기물이나 오염처리를 위한 비용도 산정할 수 있는데, 이 때 유지비용접근법이나 CVM을 이용하여 가계의 생산활동도 측정이 가능하다. 마지막 단계로는 이러한 SEEA의 방법을 투입-산출모형과 연계해서 작성하는 것이다.[35] 이로 인해서 환경비용을 반영한 NNI를 산정할 수 있다.

〈표 부록-4〉 SEEA의 변천 단계

SEEA의 단계와 확장	SEEA의 주요 내용
1 단계	· SEEA Matrix
2 단계	· SNA에서 위성계정으로 분리하여 기록
3 단계	· 물리적 계정과 화폐계정의 통합
4 단계	· 환경비용의 추정
확장 단계	· 토양 등 오염원의 유지비용접근방법 · 가치화기법을 이용한 가계의 생산 능력 추정
투입-산출과 연계	· 투입-산출 자료와 연계

35) 네덜란드의 NAMEA(National Accounting Matrix Including Environmental Accounting) 계정이 이에 해당한다.

3. 해외 사례 : 필리핀의 경우

필리핀의 환경계정(enviromental accounting)은 Enviromental and Natural Resource Accounting Project(EURAP)를 중심으로 1990년대부터 시작되었다. 1995년에 National Stastiscal Coordination Board(BSCB)는 UN의 SEEA에 근거해 pilot를 추정하는 프로젝트를 시작했다. PSEEA라는 이름으로 시작된 이 프로젝트는 i)PSEEA의 기본 골격의 확립, ii)비생산재화와 천연자원에 대한 계정의 물리적·화폐계정의 정립, iii)경제활동을 위한 경제적 오염비용의 평가, iv)환경적으로 조정된 국내순생산의 발전(EDP)을 특징으로 하며 fishery, forest, mineral에 국한된 연구로 진행되게 된다. 여기에서의 자원계정의 기본 골격은 다음과 같다.

기초 재고
±경제 활동을 위한 변화 - 양의 감소 (Depletion) / 추출(Extraction)
±기타 누적 (other accumulation)
±기타 용량의 변화 (other volume change)
±재평가 (Revaluation)
기말 재고

수산자원계정에 있어서 필리핀 역시 자료의 부족에서 오는 한계를 가지고 있기는 마찬가지이지만 이를 항목별로 자세히 살펴보면 다음과 같다.

(1) 수산자원 계정(Fishery Resource Account)

수산자원의 범위는 양식 어류의 재고, 양어지 내의 다른 수중동물, 양식장, 비양식어류의 재고, 해양과 내수면에 사는 수상동물, 그리고 근해의 수자원을 포함한다. 특히 양식어장의 자원은 수중과 양식을 포함하는 반면에 비양어장자원은 해안과 담수어종을 포함한다. 자료의 제한을 위해서 필리핀의 연구에서는 오로지 해양어종(marine fishery)만을 다루고 있다.

수산자원 스톡 : 수자원의 높은 이동성에 의해 수산자원계정의 복잡성이 나타날 수밖에 없기 때문에 현재 유용하게 쓰일 수 있는 수산자원 재고 데이터가 존재하지 않았다. 1993년에 12가지의 주요 어종집단을 포함하는, Bureau of Fisheries와 Aquatic Resource(BEAR)에 의해서 수행된 자원

생태 영향(Resource Ecological Assessment) 연구에서는 5개 분야에 대한 결과를 제공할 뿐이었다. 수자원 재고의 평가는 가능한 한 수산자원 재고 평가가 유용해질 때 완성될 것이라는 전망이다.

어류 어획 : 이는 대개 양의 감소로 평가된다. 이에 대한 쓸모 있는 자료는 현재 Surveys of Commercial and Muncipal Fish Landing Center의 Bureau of Agriculture Statics(BAS)에 의해서 제공되고 있다.

양식 노력 : 이 자료는 지속가능한 어획의 계산을 핵심으로 한다. 현재 이 분야에 대한 자료는 수집되지 못하고 있는 실정이다. 때문에 상업적(commercial), 그리고 지역적(municipal) 분야로 나누어 사용가능한 파라미터를 간접적으로 평가하여 사용하고 있다.

Sustainable Yield : 지속가능한 어획의 수준은 다음 Fox모델에 의해서 평가되어 진다.

$$Y=E*\exp(a+bE)$$

(Y = 자원으로부터의 어획 혹은 생산량(catch or yield from the resource)
E = 단위 시간당 어획 노력(fishing effort per unit time))

Depletion : 어류는 생물학적으로 재활용(재생산)이 가능한 자원으로서 자연 성장률을 초과하는 어획이 발생함으로써 자원량의 감소가 발생하게 된다. 이는 다음과 같이 산출된다.

Depletion = Actual Catch Less Sustainable Catch

필린핀에서는 앞에서 제시했던 추계방법으로 자료를 만들어 내고 이를 통해 자연자원의 물리·화폐계정을 만들어 내고 있는데, 다른 분야에 비해서 역시 수산업 쪽의 연구가 열악하기는 마찬가지다. 이런 식으로 도출된 물리적·화폐 계정표를 Land와 비교해서 나타내 보면 <표 부록-5>와 같다.

〈표 부록-5〉 해저면과 어자원에 대한 물리적 계정과 화폐계정의 비교

물리적 계정	Land	Fish	화폐 계정	Land	Fish
Opening Stock	Area of land underying buildings, land under cultivation, recreational land	Biomass	Opening stock	Market price	
Changes in quality from direct asset use		Total catch	Gross capital formation	Land improvemenbt, including; -land reclamation clearance of forest land -prevention of flooding or erosion	Net price
Changes in quality from direct asset use	-Soil erosion -Emission of wastes, heavy metals		Consumption of fixed capital	capital used in land improvement	
Other accumulation	-Land reclamation -Changes in land-use in "econoemental" to "economic" land and viceversa	Net natural growth	Depletion		Net price
			Degradation	-Erosion -Wastes disharge	
Other volume Changes	Changes in area due to natural, political or other non-economic causes	Reduction in volume caused by natural disaters	Other accumulation	Market value of land	Net price
			Other volume changes	Market value of land	
Closing stock	Area of land underlying buildings, land under cultivation, recreational land	Biomass	Revaluation	Holding gains and losses	Holding gains and losses & adjustments to market valuation
			Closing stock	Market value of land	net price

4. 우리나라 수산자원계정의 틀

수산자원에는 물리적·화폐계정이 있다고 하였다. 우선 물리적 계정에 포함되는 것으로는 ⅰ)수산계정의 스톡, ⅱ)어종축적계정, ⅲ)생물 다양성과 휴양시설에 대한 개발을 보여주는 통계 등을 생각해 볼 수 있다. 수산

¢Ê52

자원의 스톡계정 항목은 다른 계정의 경우와 거의 동일하다. 즉 기초재고, 기말재고를 기준으로 동 기간 동안의 변화를 나타내면 된다. 이러한 변화를 나타낼 때 생물 다양성과 갯벌의 가치, 해상공원의 화폐적 가치는 물론 해양 자체의 환경적 기능을 고려해야 한다.

〈표 부록-6〉 수산자원계정의 내용

물리적 계정의 항목		화 폐 계 정	
Opening Stock - 연 증가 - 순어획량 - 자연감소		어획, 어류의 성장	
Change in quantity - 어획량 증감 - 어업가구수 증감 - 어가자산증대		생물의 종 다양성 보호 - 해양보존위한 환경보존 비용 - 각종 보상비	
Change in quality - 해난사고 - 육상 폐기물 유입 - 기타(해상국립공원, 레저...)		해양오염 - 오염처리 비용 - 오염 방지 비용,	
Other volume change - 천재지변		휴양 가치 - 나사 - 해상국립공원 방문 - 유지관리 비용	
Closing Stock			

〈표 부록-7〉 어종 계정

항 목	연근해 어업	양식어업	-	-
스톡 - 년 증가 - 순 삭감 - 어장 오염 - 자연 감소				
스톡				

〈표 부록-8〉 수산자원계정

수산계정	항 목	
물리적 계정	Stock 계정	· 수산자원의 개발, 해양의 이용 · 수산관리를 통한 생물 다양성 자료
	어종계정	· 어종의 물리적 양, 어류의 자연증가 · 감소
	해양휴양계정	· 해상국립공원 방문자수
화폐계정	- 어획, 어류의 성장 - 생물의 종 다양성 보호 - 오염처리비용, 오염방지비용, 휴양의 가치 - 수산자원 이용에 따른 지속가능한 소득	

수산자원계정에 있어서 우선적으로 중요한 것은 기초 통계자료가 부족하다는 점을 인식해야 한다는 것이다. 기초 통계자료의 부족과 이에 따른 각종 자료의 추정은 제대로 된 가치를 생성해 내는데 있어서 가장 큰 걸림돌로 작용할 수 있음은 두말할 나위도 없으며,자칫 그릇된 결과의 예측으로 많은 차질을 빚어낼 수 있기 때문이다.

현재 통계청 사회부 농수산통계과, 해양수산연구원 등에서 해양에 관한 기초자료를 발표하고는 있으나, 수산계정 항목으로 삼을 만할 세부 항목이 그다지 많지 않고 어업환경을 중심으로 기초 통계가 작성되고 있음이 매우 아쉬운 부분이라고 할 수 있겠다. 또한 수산자원을 조금 확대 해석해 보았을 때, 간척지조성 등으로 인한 생태계 파괴와 수산자원의 잠재적 스톡감소문제, 수산자원이 갖는 휴양 · 레저 등의 가치를 화폐가치로 평가하는 문제 등이 매우 난해한 과제이고, 이에 대한 연구가 미흡한 실정이라 Green GDP 산정에 있어 난점으로 부각되고 있다.

중요하면서 어려운 것이 환경비용을 위한 지출의 산정이다. 이 계정은 상당한 자료를 필요로 하며 중복 계산될 수 있는 가능성을 최대한 배제해야 할 것이다. 수산업에서 환경보전을 위한 총 산출액을 산정하는 방법은 우선, 「수산업통계연보」나, 「광공업통계조사보고서」의 품목별 조사표를 보고 SEEA에서 만든 환경보전활동 분류 초안에서 열거한 항목을 통계조사보고서표에서 찾는 것이 바람직 할 것이다. 또한 한국은행은 1993년부터 매년 OECD의 분류에 근거한 PAC(Pollution Abatement Cost)를 추정하여 발표하고 있는데, 이것을 산림부문에만 국한하여 적용하는 것도 가능할 것이다. <표 부록-9>는 SEEA상에서 환경보전활동을 위한 분류 초안을 제시한 것이다. 여기에는 자연 및 경관보전(Protection of nature

and landscape)에 대한 항목도 포함되어 있으나 휴양림의 보전을 위한 지출이라든지, 대기정화 기능, 예컨대 이산화탄소나 질소산화물, 황산화물 등의 처리에 관한 항목은 아직은 포함되어 있지 않은 상태이다. 그러나 이는 SEEA-5 안에서 검토중인 것으로 알려져 있다. 본 연구에서는 대기오염계정 등을 포함하여 포괄적인 계정을 추정하는 방법론을 제안하고자 함으로 되도록 최근의 SEEA-5 계정에 맞추어 계정을 구축하려고 한다.

〈표 부록-9〉 **SEEA상의 환경보전활동 분류 초안**

(Draft classificatim of environmental protection Activities, CEPA)

1. 대기 및 기후보전(Protection of ambient air and climate)
1.1 **공정개선을 통한 대기오염 예방** (Prevention of air pollution through in-process modifications
1.2 **배출가스 및 환기처리**(Treatment of exhaust gases and ventilation air)
1.3 **측정, 통제, 실험 및 관련 활동** (Measurement, control, laboratories and the like)
1.4 **기타**(Other purposes)
2. 수질보전(지하수제외)(Protection of ambient water)
2.1 **공정개선을 통한 수질오염 예방** (Prevention of water pollution through in-process modifications)
2.2 **산업 사전처리 시설**(Industrial pretreatment plants)
2.3 **하수**(Sewerage)
2.4 **기계적 정화**(Purification by mechanical treatment technology)
2.5 **생물학적 정화**(Purification by biological treatment technology)
2.6 **첨단기술에 의한 정화**(Purification by advanced treatment technology)
2.7 **냉각수처리**(Treatment of cooling water)
2.8 **측정, 통제, 실험 및 관련 활동** (Measurement, control, laboratories and the like)
2.9 **오염된 지표수의 복원**(Restoring polluted surface water)
2.10 **기타**(Other purposes)
3. 폐기물 예방, 수거, 수송, 처리 및 제거(Prevention, collection, transport, treatment and disposal of wastes)
3.1 **공정개선을 통한 폐기물 예방** (Prevention of wastes through in-process modifications)
3.2 **폐기물의 수거 및 수송**(Collection and transport of wastes)
3.3 **유독성 폐기물의 처리 및 제거** (Treatment and disposal of hazardous waste)
3.4 **기타 폐기물의 처리 및 제거** (Treatment and disposal of other than hazardous waste)
3.5 **측정, 통제, 실험 및 관련활동** (Measurement, control, laboratories and the like)
3.6 **기타**(Other)
4. 폐기물 및 기타 잉여물의 재활용 (Recycling of wastes and other residuals)

SEEA상의 환경보전활동 분류 초안 (계속)

5. 토양 및 지하수 보전(Protection of soil and groundwater)
5.1 **오염토양복원 및 지하수정화** (Decontamination of soils and cleaning of groundwater)
5.2 **측정, 통제, 실험 및 관련활동** (Measurement, control, laboratories and the like)
5.3 **기타**(Other purposes)
6. 소음감소(Noise abatement)
6.1 **도로 및 철도 소음**(Noise from road and rail traffic)
6.2. **항공기 소음**(Air traffic noise)
6.3 **산업공정 소음**(Industrial process noise)
6.4 **측정, 통제, 실험 및 관련활동** (Measurement, control, laboratories and the like)
6.5 **기타 소음감소 활동**(Other noise abatement)
7. 자연 및 경관 보전(Protection of nature and landscape)
7.1 **종의 보전**(Protection of species)
7.2 **서식지의 보전**(Protection of habitats)
7.3 **침식예방**(Erosion protection)
7.4 **해안선보전, 사구안정화**(Coastal protection, dune stabilization)
7.5 **눈사태 방지**(Protection against avalanches)
7.6 **화재예방**(Fire protection)
7.7 **측정, 통제, 실험 및 관련활동** (Measurement, control, laboratories and the like)
8. 기타 환경보전 활동(Other environmental protection measures)
8.1 **교육, 훈련, 정보**(Education and training, information)
8.2 **환경보전을 위한 일반행정** (General administration of the environmental protection)
9. 연구 및 개발

자료 : UN Statistcal Division, *Handbook of National Accounting: Integrated Environmental and Economic Accounting(Interim version)*, 1993, pp.159 160

이러한 물리적 계정과 환경오염방지를 위한 지출계정이 산정되면, 다음은 이를 화폐계정으로 연계하는 것이다. 특히 SEEA-5 **안은 이산화탄소계정, 휴양기능계정, 대기오염방지기능, 수질오염방지 등 공익적 기능을 포함하려는 것이다.**

이제 이러한 물리적 및 화폐적 계정이 작성되면 마지막으로 산림이 국민경제에 미치는 영향 또는 기여도를 알 수 있도록 작성해야 하는데, 이것이 곧 EDP(Environmentally Adjusted National Product)**라고 할 수 있을 것이다,** EDP**는 지금까지 사용되어 온 기존의** (SNA-68)**과 국민계정의 물**

¢Ь6i

리적 계정의 추정한 산림의 성장을 고려한 화폐계정을 감하고, 이 수치에서 다시 환경비용을 감한 이후, 환경자산의 변화와 같은 항목을 다시 감함으로써 구할 수 있을 것이다. 이를 표로 요약, 정리하면 다음과 같다.

〈표 부록-10〉 수산업이 국민경제에서 차지하는 경제적 가치

	자료원	자산증감 (+ , -)	1996	1997
〈SNA-시작년도〉 - GDP - 요소소득(국외) - 간접세(국외) - GNP - 고정자본 소모 - NNI	국민계정	- - - -		
〈SNA - 99〉 - 산림의 성장		+		
〈SEEA〉 - 환경보전 비용 - EDP 1	(국민계정, 기타 자료)	-		
- 기타 환경자산 변화		-		
- EDP 2		+		

본 연구에서는 지표의 작성에 중점을 두면서 환경계정의 일반적인 틀을 제공하는 데 관심을 두었다. 그러나 지표의 작성은 상대적으로 쉽다고 할 수 있으나 환경계정의 작성은 자료의 한계, 국내외 연구자료의 미흡, 통계구축의 신뢰성 미흡 등으로 원인으로 단기간에 쉽게 해결될 수는 없을 것이다. 그러므로 향후 연구에서는 바다오염 처리비용, 바다오염으로 인한 총 자원량의 감소, 간척지 개간으로 인한 생태계 파괴의 가치평가, 어업 외적인 레저·수산자원가치의 계정화, 각종 보상비용, 생물 종 다양성의 증감에 대한 평가 등 다양한 분석기법의 개발과 평가가 이루어져야 할 것이다.