

기본연구 2001-05

지속가능한 어업관리를 위한 생물경제모델의 비교분석

2001. 12

표희동

머 리 말

최근 우리는 매스컴을 통하여 입어조건, 어획쿼터배정 등을 포함한 ‘어업협정’과 관련한 기사를 심심치 않게 접하게된다. 뿐만 아니라, 200해리 배타적 경제수역(Exclusive Economic Zone: EEZ), 책임어업과 환경친화적 어업 등 새로운 어업환경에 대한 용어들도 우리에게 낯설지 않다. 어류의 이동성과 공유자원과 같은 어업자원의 특성상 어업자원의 남획이 이루어지고, 이로 인한 어업자원은 고갈위기를 맞고 있다. 어업은 국제적, 국가적, 지역적 수준에서의 관리방법 및 제도 등에 영향을 받기 쉽다. 합리적인 어업관리를 위해서 우리나라는 입어제한중심의 어업관리에서 어종별 어획량제한과 같은 입하량제한제도를 병행하는 관리방안으로 방향을 선회하였다. 그런데, 이와 같은 어획량관리를 위한 총허용어획량(Total Allowable Catch: TAC)제도의 정착을 위한 선결과제는 무엇보다도 정확한 자원량의 추정과 적절한 어획량수준을 결정하는 것이다.

최근 선진어업국가들을 중심으로 효과적인 어업관리방향을 제시하는 모델로서 생물학적 모델의 대안적 방법인 생물경제모델(bio-economic models)을 주요한 자료로 활용하고 있다. 예컨대, Campbell and Haynes(1990)이 효과적 어업관리를 통해서 어업의 경제적 편익의 잠재적 수준을 어획물가치(value of landings)의 25%에서 60%까지 확보할 수 있다고 추정한 바와 같이 어업은 어떻게 관리되느냐에 크게 민감하다고 할 수 있다. 생물경제모델은 생물학적, 물리학적 및 경제학적 상호작용의 관계를 모델로 구축함으로써 자원량추정을 추정하고, 적정어획수준 및 적정 어업자원을 배분하는데 필요한 어업자원관리의 핵심적인 계량기법이다. 그럼에도 불구하고, 국내의 어업관리의 실정을 보면 이와 같은 고급기법이 극히 제한적으로 소개되거나 이용되고 있다.

따라서, 본 연구는 생물경제모델의 포괄적이고 체계적인 도입과 국내 어업분야에 실제적인 적용을 시도함으로써 어업정책관리자들의 어업자원 관리의 이론적·방법론적 기본틀을 수립하는데 기여하고, 구체적으로 실용화할 수 있는 고급이론의 정착에 기여할 것으로 기대된다. 또한, 생물

경제모델은 EEZ체제하에서의 TAC에 의한 어업자원관리 및 공동이용수
산자원배분에 대한 과학적 기법을 제공함으로써 어업협정 등에서 자료의
신뢰성을 제고하고, 합리적인 어업자원관리를 달성하는데 기여할 수 있
다. 더욱이, 해양부문의 환경회계를 구축하는데 있어서 필수적인 자원량
추정을 위한 비용효과적인(cost effective) 기법으로 활용될 수 있는 이점
을 갖고 있다고 믿는다.

본 연구는 연구자의 영국유학시절 Pascoe박사(Centre for the
Economics and Management of Aquatic Resources: CEMARE,
University of Portsmouth)로부터 수강한 생물경제모델 강의자료와 그의
박사학위논문을 근간으로 이론적인 배경의 기본틀을 구성하였음을 밝힌
다. 또한, 본 연구의 심사위원으로서 좋은 의견을 주신 부경대학교의 박
성쾌교수님과 이상고교수님, 본원의 임진수박사님과 장학봉박사님께 사의
를 표한다. 뿐만 아니라, 본 연구의 편집과 도표작성 등에 많은 시간을
할애한 홍수진 연구조원에게도 이 지면을 빌려 감사드린다.

끝으로 본 연구의 내용은 전적으로 연구자의 학문적 소견이며, 한국해
양수산개발원의 공식적인 견해가 아님을 밝혀둔다.

2001년 12월

韓國海洋水產開發院
院長 李 廷 旭

【 목 차 】

요 약	1
제 1 장 서 론	7
제 2 장 지속가능한 어업자원관리와 생물경제 모델링	10
1. 서 론	10
2. 어업자원관리의 경제이론적 근거	11
3. 최적어획량의 개념	21
4. 어업관리기법	23
1) 투입통제 또는 입어제한	24
2) 입하량제한	26
3) 세금	27
5. 우리나라의 어업관리제도	30
6. 요약	31
제 3 장 수산경제분석에서의 모델과 모델링	33
1. 서론	33
2. 수산생물경제모델	34
3. 생물경제모델의 분류	36
1) 균형모델과 동태모델	36
2) 시뮬레이션과 최적화 모델	38
4. 모델링과 어업관리	41
1) 어획량 또는 어획노력량의 목표수준파악	41
2) 다목적관리의 상충관계평가	42
3) 대안적 관리방안평가	45
5. 생물경제모델의 한계	45
6. 요약	46

제 4 장 균 형 모 델	48
1. 서 론	48
2. 단기선형모델	49
1) 로지스틱성장모델	49
2) 지수 성장모델	57
3. 비선형단기모델	70
1) 콥-더글라스 생산함수모델	70
2) 코폴라 생산함수	75
4. 장단기 이윤에 대한 어획노력량감소의 효과	82
1) 단기선형어획노력연관모델	82
2) 비선형단기모델	86
5. 요 약	90
제 5 장 사례분석에 의한 생물경제모델의 적합성평가	91
1. 어획량과 어획노력량 실적자료	91
2. 어가와 어업비용	91
3. 실증분석결과	92
제 6 장 생물경제모델을 이용한 잠재적 정책분석	104
1. 다어종다어법모델의 개발	104
2. 잠재적 관리정책	105
제 7 장 요약 및 결론	107
1. 요약	107
2. 미래의 연구영역	109
3. 결 론	109
참 고 문 헌	111
부록 A. 비선형단기모델산출	141

【 표 차 례 】

〈표 3-1〉 생물경제모델의 주요 형태	36
〈표 4-1〉 생물경제모델 추정을 위한 모델구성	68
〈표 4-2〉 정태적 및 동태적 생물경제 균형모델	69
〈표 5-1〉 평균가격과 비용	92
〈표 5-2〉 멸치 자원량 추정식과 통계치	93
〈표 5-3〉 오징어 자원량 추정식과 통계치	94
〈표 5-4〉 전갱이 자원량 추정식과 통계치	95
〈표 5-5〉 정어리 자원량 추정식과 통계치	96
〈표 5-6〉 고등어 자원량 추정식과 통계치	97
〈표 5-7〉 삼치 자원량 추정식과 통계치	98
〈표 5-8〉 CYP 모델에 의한 추정식과 통계치	99
〈표 5-9〉 CYP model에 의한 r , q , k , MSY , MEY , OAE 및 동태적 MEY의 추정치	102

【 그림 차례 】

〈그림 2-1〉 로지스틱성장모델	13
〈그림 2-2〉 기본적 생물경제모델	15
〈그림 2-3〉 생산자잉여와 소비자잉여	18
〈그림 2-4〉 총편익에 대한 관리변화의 효과	20
〈그림 2-5〉 $F_{0.1}$ 과 F_{max}	23
〈그림 2-6〉 어획노력량에 대한 세금의 효과	28
〈그림 3-1〉 수산업의 생물경제모델에서 요인들의 상호연계성	35
〈그림 3-2〉 이윤과 고용간의 상충관계	44
〈그림 4-1〉 자원량의 성장곡선	49
〈그림 4-2〉 기초적인 생물경제모델	52
〈그림 4-3〉 로지틱모델과 지수모델의 비교	59
〈그림 4-4〉 F_{0x} 의 생물경제모델	61
〔그림 4-5〕 단기 등량곡선과 등비곡선	76
〈그림 4-6〉 로지스틱 성장함수에서의 어획량과 어획노력량과의 장기적 관계	79
〈그림 4-7〉 지수성장함수에서의 어획량과 어획노력량과의 장기적 관계 ..	80
〈그림 4-8〉 시간의 흐름에 따른 이윤궤적	84
〈그림 4-9〉 단기 비용과 수익	88
〈그림 4-10〉 이윤과 손실의 어획노력량 탄력성	88
〈그림 5-1〉 CYP 모델에 의한 멸치어업의 어획노력량과 어획량간의 관계	103

요 약

1. 책임어업과 환경친화적 어업 등 새로운 어업환경으로의 진입과 우리나라를 비롯한 일본과 중국간의 어업자원의 공동이용 및 합리적인 어획쿼터 배정을 위해서는 무엇보다 이용가능한 자원량 수준 및 적정한 어획량 수준을 추정하는 것이 중요하다. 생물경제모델은 생물학적, 물리학적 및 경제학적 상호작용의 관계를 모델로 구축함으로써 자원량(Biomass or Stock)추정, 적정어획수준, 적정어업자원배분 등과 같은 수산자원관리의 핵심적인 계량기법이다. 그럼에도 불구하고, 국내의 어업관리에서는 이와 같은 고급기법이 극히 제한적으로 소개되거나 이용되고 있는 실정이다.
2. 따라서, 본 연구는 생물경제모델의 포괄적이고 체계적인 도입과 국내 어업분야에 실제적인 적용을 시도함으로써 어업정책관리자들의 어업자원관리의 이론적·방법론적 기본틀을 수립하는데 기여하고, 자원환경경제학 및 수산경제·경영학을 구체적으로 실용화할 수 있는 고급이론의 정착에 기여할 것으로 기대된다. 또한, 생물경제모델은 EEZ체제하에서의 총허용어획량(Total Allowable Catch: TAC)에 의한 어업자원관리 및 공동이용수산자원배분에 대한 과학적인 기법을 제공함으로써 어업협정 등에서의 신뢰성을 제고하고, 합리적인 어업자원관리를 달성하는데 역할을 할 수 있다. 뿐만 아니라, 해양부문의 환경회계를 구축하는데 있어서 필수적인 자원량추정을 위한 비용효과적인(cost effective) 기법으로 활용될 수 있는 이점을 갖고 있다.
3. 제2장에서는 수산경제분석의 기초가 되는 경제이론적 근거, 최적어획량의 개념, 다양한 수산자원관리기법 및 우리나라의 어업제도를 간략하게 소개하였다. 수산업 내에서 생물학적, 기술적 및 경영적 요인 등이 상호작용하고 있기 때문에 이러한 관계를 체계적으로 모델화하는 것이 필요하다.

4. 대부분의 어업자원은 일반적으로 공유자원으로서 제도적 규제가 없으면, 자원의 남용과 외부성이 발생한다. 이론적으로, 자원의 잠재가격은 현재와 미래의 자원의 가치를 반영한다. 다시 말해서, 자원의 이용은 직접적인 편익이지만, 자원의 이용은 스톡의 성장률과 미래어획량에 영향을 미친다. 이 잠재가격은 자원이 창출하는 자원렌트와 동등하다. 자원의 사용에 대하여 수수료를 부과하지 않음으로써 자원렌트는 자원의 이용자에게서 발생한다. 그 결과 정상이윤을 초과한 수익수준이 발생하면, 새로운 진입자가 생길 것이다. 고강도의 어획노력수준은 어업의 지속가능어획량과 수익성의 장기수준을 변화시킬 것이다. 이 과정은 자원렌트가 사라지고, 한계어선이 정상적 수익을 얻을 때까지 지속된다. 대부분의 경우, 이는 어획량의 동일(또는 더 많은) 수준을 얻는데 필요한 것 보다 더 많은 투입을 요구한다. 반대로, 스톡의 잠재가격과 동등한 어업이윤이 발생한 수준에서 어획이 이루어지면, 모든 자원은 가장 효율적인 이용을 가져 올 것이다.

5. 이러한 제반 문제들은 이론적으로 어업의 효과적인 관리를 통해서 개선될 수 있다. 어업관리는 많은 형태를 취할 수 있지만, 일반적으로 투입관리(input control)나 입하량관리(output control)로 구분할 수 있다. 투입관리는 물리적 투입(예, 자본, 시간 또는 기술)에 대한 제한을 생산과정과 관련시킨다. 입하량관리는 양육될 수 있는 어획량을 제한하는 것과 관련된다. 투입관리와 입하량관리는 어업자들의 인센티브를 변경시킨다. 투입관리는 흔히 무제한 투입을 제한된 투입으로 대체함으로써 발생하는 인센티브이고, 입하량관리는 원치 않은 어획물을 폐기하는 인센티브이다. 투입관리와 입하량관리가 생산자에게 효율성을 부과하지만, 이와 같은 관리는 제한이 법규화되어 있지 않은 경우보다 전반적으로 비효율성을 감소시킬 수 있다.

투입과 입하량관리의 대안적 관리방안의 하나가 세금제도이다. 이는 직접적으로 공유자원과 관련된 문제를 처리한다. 이론적으로, 자원의 렌트에서 약간의 사용료나 로열티를 공제하는 것은 어업자원의 최적의 배분을 가져 올 수 있다. 그러나, 이런 정책의 단기효과는 어업자의 소득을 감소시킬 것이다. 장기적으로는 더 효율적 생산자에 의해 현재 획득되는 생산자잉여도 세금에 의해 제거될 것이다. 대부분의 어업관리계획은 어업이익을 증가시키기 때문에, 세금은 이론적 이점에도 불구하고 어업관리책도로서 이용되지 않고 있다.

6. 제3장에서는 이와 같은 생물경제모델의 종류-균형모델, 동태모델, 최적화모델 및 시뮬레이션모델-와 장단점을 비교하고, 어업관리의 다목적성을 이들 모델과 접합하는 방안 등을 살펴보았다. 어업경제분석을 위한 생물경제모델은 균형모델-어업의 잠재적 경제편익을 추정하거나 다른 관리정책의 장기적 효과를 추정하는데 이용되는 모델-과 동태모델- 다른 정책의 시간의 흐름에 따른 효과를 추정하는데 이용되는 모델-을 포함하고 있다. 이들 모델은 최적화 모델이나 시뮬레이션모델로서 형성된다.
7. 어업정책분석에서의 생물경제모델을 이용하는 것은 현실세계의 상황에 대하여 실험할 수 없는 상황을 모의적으로 실행하는 방법을 이해하고 개선할 수 있다. 반대로, 모델을 이용함으로써 상업적 운영자나 스톡의 위험없이 어업관리변화의 효과를 추정할 수 있다. 생물경제모델은 어업제도내에서의 상호작용을 개발하기 위한 “이론적 실험실(theoretical laboratory)”로서 검토될 수 있다(Padilla and Charles, 1994). 그러나, 정책분석을 위해 이용된 모델에 따라서 모델의 결과를 해석하는 것은 모델의 기초가 되는 가정을 단순화하는 것이 필요하다. 모든 모델은 현실과 유사하게 반영하여야 하고 그 결과는 그 가정에 따라 달라질 수 있다.
8. 최적화모델의 장점은 어획노력량의 수준과 배분이 모델에 대해 내생적이라는 것이다. 많은 경우 어업관리자는 어업관리를 통해서 동시에 달성하고자 하는 여러 목적을 갖는다. 이와 같은 여러 목적은 일련의 가중치 또는 최소수준의 제약조건을 통해서 모델에 통합될 수 있다. 가중치나 최소수준이 상당히 주관적이기 때문에 목적들간의 상충관계-예컨대, 증가된 지대의 도입에 의한 비용-를 결정하는데 보다 더 적합한 방법이 필요하다. 이런 방법은 의사결정자에게 ‘최적’결과의 하나의 점 추정치(a point estimate of an ‘optimal’ outcome)보다 더 많은 정보를 제공한다. 생물경제모델은 어업내 상호작용하는 생물학적, 경제학적 및 물리학적 관계를 통합하는 것이다. 흔히 생물경제모델로 통합되는 관계에 있어서의 불확실성이 존재하지만, 관리자는 현재 유용한 최선의 자료에 기초를 두고 어업을 관리하여야 한다. 새로운 정보는 모델에 통합될 수 있도록 신축적이어야 한다.

9. 제4장에서는 균형모델의 일종인 다양한 단기선형모델과 비선형모델들이 검토되었다. 단기선형모델은 어획량과 어획노력량의 관계가 선형관계이라는 가정을 바탕으로 한 전통적인 모델로서 크게 로지스틱 성장함수-Schaffer model, Schnute model 및 Walters and Hilborn model-와 지수 성장함수-Fox model과 Clarke, Yoshimoto and Pooley model-로 구분된다. 비선형모델은 어획량과 어획노력량이 비선형적인 관계를 유지한다는 가정을 바탕으로 한 모델로서 크게 Cobb-Douglas 생산함수모델과 Coppola 생산함수로 나누어진다. 특히, 이 장에서는 각 모델들의 형성과정과 이 모델을 이용한 MSY, MEY 및 OAE 등의 도출과정을 상세히 설명함으로써 이 분야에 대한 지식습득과 응용에 있어서의 기반을 구축하는데 역점을 두고 있다.

10. 어업자원 스톡의 잉여생산은 가입량의 수준(the level of recruitment)과 자연사망율의 수준(the level of natural mortality)의 차이이다. 이 두 요소는 잉여생산모델의 기초가 되는 개체군성장모델(population growth model)의 단일매개변수와 결합된다. 어업에 적용가능한 성장모델은 여러 가지가 있으나, 가장 일반적인 것은 로지스틱 그리고 지수적 성장모델이라 할 수 있다. 어업은 어획수준이 스톡의 성장률과 동일할 때 균형을 이룬다. 성장률에 대한 가정 및 어획량과 어획노력량 및 자원량의 수준 사이의 연관에 대한 가정을 고려할 때, 그 관계는 개체군의 성장과 어획노력량으로부터 이끌어 낼 수 있다. 이처럼 잉여생산모델은 주어진 어획노력량수준에서 장기에 걸쳐 지속되는 어획량의 지표를 제공한다.

11. 가격과 비용 데이터는 단순균형생물경제모델의 유도를 위해 각각 잉여생산모델에 통합될 수 있다. 이 모델로부터 최대경제어획량의 추정치가 유도될 수 있으며, 유사한 방법으로 최대경제어획량과 장기 자유어업하에서 발생할 수 있는 어획노력량의 총량을 추정할 수 있다. 잉여생산모델을 추정하기 위해 여러 방법들이 유도되었다. 이런 방법들은 관찰된 어획량과 어획노력량의 데이터에 기초를 두고 있다. 이러한 방법들이 서로 다른 생물학적 가정으로부터 유도되는 반면, 어떠한 가정이 주어진 스톡에 적용되기 적합한가를 미리 안다는 것은 불가능하다 할 수 있다.

12. 제5장에서는 이 연구사업의 제2차년도에서 실시될 생물경제모델의 다양한 적용을 위한 시산으로서, 우리나라의 대표적인 6개 어종 (단일어종의 어업에 해당하는 오징어와 멸치, TAC제도의 도입을 위해 선정평가된 전갱이, 정어리, 고등어 및 삼치)에 대한 선형모델들의 적합성평가와 MSY, MEY, OAE 및 동태적 MEY가 추정되었다. 이와 같은 모델 중에서 평가하고자 하는 어종들에 대한 적합한 모델을 선택하기 위하여 6개 어종의 30년 정도의 어획노력량과 어획량자료를 이용하였다. 놀랍게도 CYP 모델을 제외한 다른 모델들은 적합성과 신뢰도와 같은 통계적 기준을 만족하지 못하였다. 그 이유는 최근의 생물경제분석 연구결과에서 자주 지적되는 바와 같이 CYP 모델을 제외한 다른 모델들의 결함에 비해 CYP 모델의 함수형태(functional form)는 이런 점을 보완한 최근의 모델이기 때문이다. 대체로 CYP모델은 적합성이 우수하고 6개 어종의 추정식은 모두 통계적으로 10%이내의 수준에서 유의성을 갖고있었다. 그러나 1년생으로서 본질적 성장률이 높은 오징어에 대한 CYP모델은 MSY, MEY, OAE, 동태적 MEY를 적절하게 설명하지 못하였다. 그 주된 이유는 오징어의 빠른 성장의 특성과 달리 본질적 성장률이 0.0716으로서 아주 낮게 나타났기 때문이다. 따라서, 본 연구에서는 오징어의 본질적 성장률을 '1'로 하는 수정된 모델을 개발하였다.
13. 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 다목적계획모델의 개발이 보다 바람직할 것이다. 따라서, 본 연구의 제2차년도에는 비선형모델의 응용을 포함한 다어종다어법모델에 근거한 다목적계획모델을 개발할 예정이다.

14. 마지막으로, 제6장에서는 이러한 생물경제모델을 개발하여 우리나라의 어업에 적용할 경우 그 결과에 의해 예상될 수 있는 잠재적 관리 정책에 대하여 검토하였다. 먼저, 다어종다어법모델에 의한 다목적 계획모델의 기본적인 틀의 구상과 개발에 대한 필요성을 제시하였다. 다음으로 어업의 국제적 여건의 급속한 변화에 따라 TAC제도의 도입과 함께 자원량추정과 최적자원관리기준에 대한 설정방향이 제시되었다. 특히 다목적계획모델의 개발시에 (1) 조업일수제한; (2) 쿼터의 감소; (3) 관리비용회복부담금; (4) 면허수수료; (5) 어선처리능력단위에 대한 부과금 및 (6) 입하량가치에 대한 부담금제도들의 파급효과분석을 포함할 것을 제안하고 있다.

제 1 장 서 론

어업생산의 대상인 어패류는 야생생물로서 누구나 이용할 수 있는 공유자원(common resources)이라는 특성을 갖고 있다. 따라서 어업생산은 자원의 자연적 성질이나 그 환경에 크게 좌우되어 일정수준이상의 생산요소를 투입하면 할수록 어획량이 감소하는 독특한 현상을 나타낸다. 또한 어류는 넓은 바다에서 서식하고 이동하여 어장의 위치나 환경이 항상 변동하기 때문에 이들 어장을 세분하여 사유재산화하는 것이 곤란하고, 여러 어선이 경쟁적으로 어획함으로써 어업자원의 고갈가능성이 있다. 그러나 어업자원은 재생가능한 자원이어서 이와 같은 어업자원의 특성을 감안한 합리적인 자원관리를 할 수 있다면, 지속적인 자원의 이용을 꾀할 수 있다.

한편, 국제적으로 어업은 신유엔해양법에 따른 200해리 배타적 경제수역(Exclusive Economic Zone: EEZ)제도의 정착, 세계식량기구(Food and Agriculture Organization: FAO)와 경제협력개발기구(Organization for Economic Cooperation and Development: OECD)를 중심으로 한 책임어업과 환경어업으로의 재편요구 등 새로운 어업환경으로 진입하고 있다. 또한, 우리나라를 비롯한 일본과 중국간의 어업자원의 공동이용에 따라 어업자원의 합리적인 배분이 요구되고 있다. 따라서, 우리나라 관할권내에서의 이용가능한 자원량 수준 및 적정한 어획량 수준을 추정하는 것은 합리적인 수산자원의 관리에 있어서의 선결과제이다.

경제학에서는 어업자원과 같은 공유자원의 이용을 어업자의 자유에 맡기면 자원으로부터 얻을 수 있는 경제적 지대(economic rent)가 소멸된다고 표현한다. 따라서 자원의 지속가능한 수준을 유지하면서 경제적 지대를 최대화할 수 있기 위해서는 생산량을 추가하는 데 소요되는 한계비용이 그 한계편익과 같아지는 수준까지 어로활동이 이루어져야 한다. 이와 같은 적정어획량 수준을 유지하기 위해서는 무엇보다도 자원량의 추정이 중요한 과제이다.

우리나라의 어업은 연근해어업, 원양어업, 양식어업 및 내수면어업 등으로 구분할 수 있는데, 어류의 이동성 등 보다 동태적이고, 복잡한 해양 생태환경과 밀접한 관계를 갖고 있기 때문에 어종별 정확한 자원량의 추정, 최적지속가능어획량 (Optimum Sustainable Yield)추정 및 쿼터배분제도 등 공동어장의 어업자원을 배분하는 것은 간단하지 않다. 생물경제모델은 생물학, 자원환경경제학, 계량경제학 및 통계학 등을 이용한 학제간 접근방법으로서 생물학적 요인과 경제학적 요인들의 상호연계성에 대한 계량경제학적 모델구축과 그 통계적 추정치의 적합성 및 유의성을 평가하는 기법이고, 자원량(Biomass or Stock)추정, 적정어획수준, 적정수산자원배분 등과 같은 수산자원관리의 핵심적인 계량경제학적 기법이지만, 국내에서는 극히 제한적으로 소개되거나 이용되고 있는 실정이다.

따라서, 본 연구는 생물경제모델의 포괄적이고 체계적인 도입과 국내 어업분야에 실제적인 적용을 시도함으로써 어업정책관리자들의 어업자원관리의 이론적·방법론적 기본틀을 수립하는데 기여하고, 자원환경경제학 및 수산경제·경영학을 구체적으로 실용화할 수 있는 고급이론의 정착에 기여할 것으로 기대된다. 또한, 생물경제모델은 EEZ체제하에서의 총허용어획량(Total Allowable Catch: TAC)에 의한 어업자원관리 및 공동이용수산자원배분에 대한 과학적인 기법을 제공함으로써 어업협정 등에서의 신뢰성을 제고하고, 합리적인 어업자원관리를 달성하는데 역할을 할 수 있다. 뿐만 아니라, 전통적인 국민계정(National Accounts)은 생산측면만을 고려한 경제지표로서 환경오염이나 자원의 남용으로 인한 사회·경제적 손실을 제대로 반영하지 못하고 있는 실정이다. 최근 세계적으로 이와 같은 생산과 소비 등 경제활동과정에서 발생하는 자연자원의 감소나 환경피해 등 환경손실액을 국내생산량(GDP)에서 차감한 환경요인조정 국내순생산 (Environmentally Adjusted Net Domestic Product)의 도입을 적극 검토하고 있으며, 국내에서도 환경부를 중심으로 녹색GDP의 개발을 시도하고 있다. 생물경제모델은 이와 같은 해양부문의 환경회계를 구축하는데 있어서 필수적인 자원량추정을 위한 비용효과적인(cost effective) 기법으로 활용될 수 있는 이점을 갖고 있다.

본 연구는 제 1차년도에 사업으로서 먼저 지속가능한 수산자원관리를 위한 생물경제모델의 이론적 배경과 여러 모델의 구체적인 형성에 주안점을 두고 있으며, 제 2차년도에는 이러한 모델들의 우리 나라 어업에의

서론

적용과 적합한 모델을 개발하고, 모델을 이용한 정책수단의 개발에 초점을 둘 것이다.

본 연구의 구성은 구체적으로 다음과 같다. 제2장에서는 수산경제분석의 기초가 되는 경제이론적 근거, 최적어획량의 개념, 다양한 수산자원관리기법 및 우리 나라의 어업제도를 간략하게 소개하였다. 제3장에서는 이와 같은 생물경제모델의 종류-균형모델, 동태모델, 최적화모델 및 시물레이션모델-와 장단점을 비교하고, 어업관리의 다목적성을 이들 모델과 접합하는 방안 등을 살펴보았다. 제4장에서는 균형모델의 일종인 다양한 단기선형모델과 비선형모델들이 검토되었다. 제5장에서는 우리나라의 대표적인 6개 어종 (단일어종의 어업에 해당하는 오징어와 멸치, TAC제도의 도입을 위해 선정평가된 전갱이, 정어리, 고등어 및 삼치)에 대한 선형모델들의 적합성평가와 MSY, MEY, OAE 및 동태적 MEY가 추정되었다. 마지막으로, 제6장에서는 이러한 생물경제모델을 개발하여 우리나라의 어업에 적용할 경우 그 결과에 의해 예상될 수 있는 잠재적 관리정책에 대하여 검토하였다.

제 2 장 지속가능한 어업자원관리와 생물경제 모델링

1. 서론

어업부문과 같이 재생가능자원의 대표적인 경제지표는 최대지속가능어획량 (Maximum Sustainable Yield: MSY)의 개념이다 (Schaefer, 1954; Beverton and Holt, 1957; OECD, 2000). MSY는 자원의 지속가능성을 유지하면서 최대로 어획할 수 있는 양으로 정의된다. 최근 입어제한 (input control)을 하지 않는 자유어업 (open access)의 단점을 개선하기 위해서 MSY와 더불어 최대경제적 어획량 (Maximum Economic Yield: MEY)¹⁾이라는 개념이 도입되고 있다.

우리나라 어업은 최근까지 입어제한 (면허 및 선박마력, 입어면적, 입어시기, 어종 및 그물의 크기의 제한 등)과 같은 방법을 통하여 어획량을 조정하여 왔는데, 세계적 추세에 따라 총허용어획량 (Total Allowable Catch: TAC)시스템과 같은 입하량제한 (output control)방법을 도입 중에 있다. 우리나라는 1996년 수산업법²⁾의 개정을 통하여 TAC 시스템의 도입에 대한 법적 근거를 마련하였지만, 아직 초기단계로서 전면적인 TAC 시스템의 시행을 준비하고 있다. 1999년이래 해양수산부는 고등어, 전갱이, 정어리, 붉은대게 및 삼치의 5개 어종을 대상으로 TAC 시스템의 도입을 위한 시범적 적정어획량을 산정하였다(장창익 등, 2000). 장창익 등 (2000)은 미국의 해양대기청(National Oceanic and Atmospheric Administration: NOAA)에서 도입한 생물학적 허용어획량(Allowable Biological Catch: ABC)-자원량의 크기와 어업사망률을 이용하여 추정된 생물학적으로 가능한 어획량-모델을 이용하였다. 한국연안에는 40여종의

1) MEY는 경제적 이익을 최대화하는 어획량의 지속가능한 수준을 일컫는다. MSY와 MEY의 차이점은 다음 절에서 설명된다.

2) 수산업법 제54조2에서 총허용어획량의 설정에 대한 법적 근거를 마련하였고, 수산자원보호령 제27조 2 및 3에서 구체적인 총허용어획량의 설정 및 관리에 대한 기준을 규정하고 있다.

제 2 장 지속가능한 어업자원관리와 생물경제 모델링

상업적 어류(commercial fishes)가 포획되고 있는데, TAC 제도를 위한 목표어종의 선정과 어종별 TAC 수준의 결정은 TAC 제도의 정착을 위한 중요한 단계라고 할 수 있다.

어업생물경제분석의 주요한 역할은 어업에서 발생할 수 있는 잠재적 편익의 징후를 어업관리자에게 제공하여 주거나 다양한 어업관리정책의 효과를 분석하는 것이다. 본 장에서는 어업관리를 소개하기 위한 경제이론적 근거를 수산경제이론을 바탕으로 검토한다.³⁾ 이들 기초모델은 다음 장들에서 보다 더 구체적으로 개발된다. 이와 같은 기초모델을 제시하는 목적은 우리나라 어업관리의 기본적인 틀을 구성하는데 도움을 주기 때문이다.

2. 어업자원관리의 경제이론적 근거

어업은 경제적 행위의 하나로서 주로 경제적 인센티브에 의해 도출된다. 그러나 농업 및 임업과 같은 다른 자연자원과 달리 어업의 생산수준은 자원의 상태에 크게 의존한다. 경제조건의 변화에 대한 어민들의 단기적 대응은 미래생산수준의 감소라는 외부성⁴⁾을 가져온다.

어민들이 자원을 남획하는 경향은 어업자원의 소유권이 명확하게 구분되어 있지 않기 때문이다. 따라서, 어민 개인각자가 다른 어민들의 어획할당량(share of the catch)을 가로챌 수 없고, 반대로 다른 어민들을 희생시킴으로써 자기의 어획할당량을 증가시킬 수도 없다. 다른 어민들이 자유롭게 접근할 수 있는 환경하에서는 어민들은 가능한 한 빨리 그리고 가능한 한 많은 고기를 어획하려는 동기부여를 갖고 있다.

아래에 예시되는 것처럼 어업활동을 제한함으로써 모든 생산자, 즉, 어

3) 어업관리의 경제이론적 근거에 대한 보다 자세한 내용은 Cunningham, Dunn and Whitmarsh(1985), Anderson(1986) 및 유동운(2000)에서 제공되고 있다.

4) 외부적 효과 또는 외부성은 한 개인의 생산이나 소비결정이 의도적이지 않은 방법으로 또 다른 개인의 복지(well-being)에 영향을 미칠 때 발생하고, 영향을 받은 개인에게 어떤 보상도 외부성의 생산자에 의해 이루어지지 않는다. 이 두가지 조건은 외부성을 위한 필요조건이다. 이와 같은 경우 경제활동의 사적비용과 사회적 비용(private and social costs)에 차이가 생기고, 생산자의 이윤극대화결정은 사회적으로 효율적이지 못하다. 외부성의 대안적 용어는 부수적 효과(side-effects), 부작용효과(spillover-effects), 외부비경제(external diseconomies) 및 사회적 효과(social effects)가 있다(Pearce and Turner, 1990).

민들에게 이익이 돌아갈 수 있다. 그러나 어업활동을 제한하려는 일방적인 시도는 다른 어민들이 어업활동을 증가시킴에 따라 편익이 분산되어 결국 편익이 '0' 또는 마이너스에 이르게 된다. 반면 어업활동증가에 따른 미래 생산의 감소비용은 모든 어민들에게 부과된다. 다른 어민들에게 부과된 비용은 생산수준을 결정할 때 생산자들에 의해 고려되지 않는다. 그 결과로 어업활동수준은 사회적으로 바람직한 수준보다 클 것이며 어업자원은 고갈될 위기에 놓여진다.

어류남획의 경향은 간단한 생물경제모델을 통해 설명될 수 있다. 이 모델에서 어느 한 해 동안의 어획량은 어획노력량의 연도와 수준에 따른 스톡수준의 함수이다. 어획노력량은 수산업에 의해 고용된 모든 투입을 이론적으로 요약한 추상적 척도이다. 일반적으로 어획노력량은 관찰 가능한 척도에 대한 함수이다.

어업이 지속될 수 있는 어획량의 수준은 스톡에 의해 생산된 성장량에 의해 결정된다. 이론적으로 모든 어종의 스톡의 성장률은 스톡의 규모와 관계가 있지만, 어떤 어종의 경우 환경적 조건이 稚魚(juvenile fishes)의 생존에 강한 영향을 주므로 스톡규모와 스톡성장의 수준 사이에는 명백한 관련이 없다고 할 수 있다. 이러한 함수관계는 어종에 따라 양상이 다르게 나타난다. 어류스톡에 대한 어업효과를 예시하는데 흔히 사용되는 일반적 관계는 로지스틱모델에 기초를 두고 있다.⁵⁾

로지스틱모델은 <그림 2-1>에 나타난 바와 같이 스톡이 환경적 처리능력(K)에 가까워 높은 수준의 스톡을 유지할 때 성장률은 낮아지고, 반대로 낮은 스톡규모에서 성장률은 높다. 그러나 스톡규모자체가 낮을 때, 성장량은 낮을 수 있다. 이 모델에서 최대성장은 스톡의 멸종과 환경적처리능력의 중간수준(k/2)에서 이루어진다.

로지스틱모델은 수학적으로 다음과 같이 표현된다.

$$\frac{dB}{dt} = rB\left(1 - \frac{B}{K}\right) \quad (2.1)$$

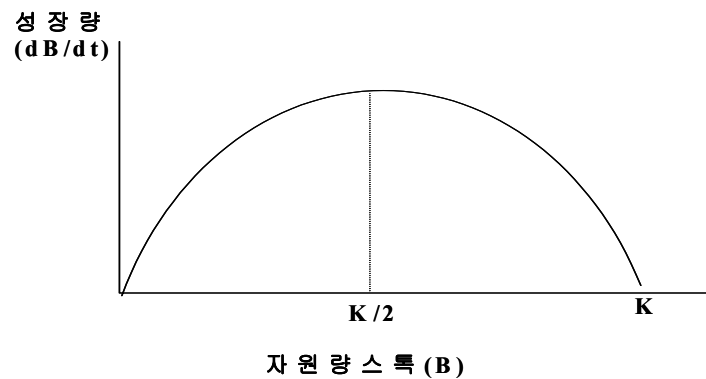
5) 인구성장을 추정하는 로지스틱모델은 Verhulst(1838)에 의해 처음으로 개발되었고, 이 모델은 Baranov(1925)에 의해 어업생물에 소개되었다.

제 2 장 지속가능한 어업자원관리와 생물경제 모델링

여기서, r 은 순간성장률 또는 본원적 성장률(instantaneous or intrinsic growth rate)이며 B 는 자원량(biomass)의 수준이고 K 는 환경수용능력(environmental carrying capacity)이다.

〈그림 2-1〉

로지스틱성장모델



어획량을 모델 내로 편입시킬 경우 해를 거듭할수록 자원량수준의 변화는 더욱 커진다. 스톡에 의해 생산되는 성장만을 어획할 경우 스톡규모는 변하지 않고, 성장은 지속 가능한 어획량과 동일하게 된다. 어획량이 스톡의 자연성장을 초과할 때, 스톡과 어획량은 잇따라 감소한다. 스톡규모와 어획량은 결국 균형에 도달하게 된다.

Schaefer(19545, 1957)는 어획량과 어획노력량의 관계를 로지스틱 모델으로 통합시켰으며 주어진 바이오매스의 수준에서 어획과 어획노력량 사이의 선형관계를 가정하였다. Schaefer모델에서 연간 스톡의 변화는 다음 식(2.2)에 의해 결정된다.

$$\frac{dB}{dt} = rB \left(1 - \frac{B}{K} \right) - qEB \quad (2.2)$$

여기서, q 는 어획가능계수(catchability coefficient)이며 E 는 수산업에서 소비되는 어획노력량수준(the level of effort)이다. 어획가능계수 q 는 어

획노력량 단위당 제거되는 자원량(biomass)의 비율이다. 결과적으로 qE 는 어업에 의해 제거된 자원량의 비율이며 종종 어획사망률(fishing mortality)로 정의된다.

지속가능한 어획량수준과 균형자원량은 각각의 어획노력량수준과 관련이 있다. 위의 방정식에서 지속가능한 어획량은 어획량수준이 성장량과 동일할 때 발생하며 다음 식(2.3)과 같다.

$$qEB = rB \left(1 - \frac{B}{K}\right) \quad (2.3)$$

여기서 각각 어획노력량수준에 따른 자원량의 균형수준은 다음 식(2.4)와 같이 주어진다.

$$B = K \left(1 - \frac{qE}{r}\right) \quad (2.4)$$

따라서 균형어획량은 다음 식(2.5)와 같이 주어진다.

$$C = qEB = qKE \left(1 - \frac{qE}{r}\right) \quad (2.5)$$

어업수익은 어획량과 가격을 곱하여 구할 수 있다. 단순화를 위해 가격이 일정하다고 가정하면, 지속가능 수익곡선은 <그림 2-1>의 성장곡선과 유사한 형태로 나타난다. 또한 어획노력량의 추가단위에 대한 비용 역시 단순화를 위해 일정하다고 놓는다. 어획노력량의 개별수준과 결합된 총수익과 총비용은 다음 <그림 2-2>와 같다.

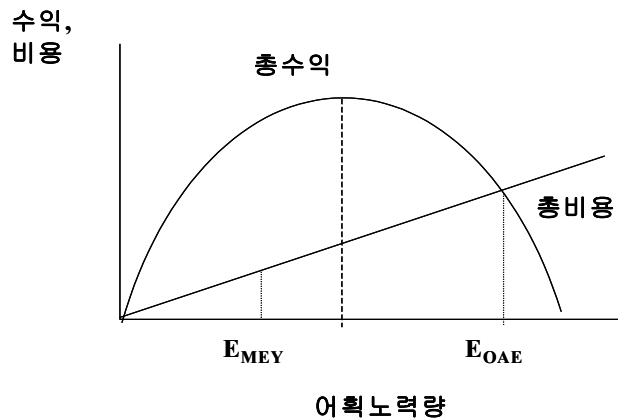
총수익곡선과 총비용곡선간의 차이는 각각의 어획노력량수준에서 발생하는 지속가능한 자원렌트(resource rent)이다(Gordon, 1954). 자원렌트는 어업자원의 소유자에 대한 보수(return)이며, 생산과정 내의 어류스톡에 의해 어획되는 투입의 가치를 대표하며 다음 식(2.6)과 같이 표현된다.

$$Rent = pqKE \left(1 - \frac{qE}{r}\right) - cE \quad (2.6)$$

제 2 장 지속가능한 어업자원관리와 생물경제 모델링

여기서, p 는 어획량단위당 평균가격이며, c 는 어획노력량 단위당 평균 비용이다. 어획노력량의 비용은 노동의 기회비용 및 수산업에 고용된 자본과 결합한다. 자본의 기회비용은 다른 곳에서 얻을 수 있었던 정상보수(normal returns)라 할 수 있다.

〈그림 2-2〉 기본적 생물경제모델



자원렌트의 가치는 경제적 이윤의 형태로 어민에게 발생하는데, 이런 면에서 어획된 자원렌트는 단지 사회의 한 분야 즉 어민에게 할당된다. 산업이 수산업보다 농업에 치중되어 있다면, 자원렌트는 지가(price of land)의 형태로 자본화되었을 것이므로 농부들은 토지의 구입과 임대를 필요로 할 것이다. 토지에 대한 투자의 정상수익은 자원렌트와 동일할 것이다.

어업투입을 가격화할 수 없으므로, 사회적 최적수준보다 더 많은 투입이 사용되고 있다. 자원렌트는 자원을 사용하는 투자자들에게 보수로써 주어진다. 수산업의 투자에 대한 보수가 경제의 다른 분야에서 얻은 수익보다 클 때, 보다 많은 투자가 수산업으로 유인된다. 정상이윤(normal profits)이상으로 낭비될 때까지 수산업의 어획노력량은 증가할 것이므로, 모든 생산자들은 단지 정상이윤만을 얻게 된다. 이는 자유어업의 균형(open access equilibrium)이며 〈그림 2-2〉의 E_{OAE} 로 나타난다.

총비용이 총수익을 초과할 수 없으므로, 어획노력량의 수준은 자유어업 균형수준을 초과할 수는 없다. 이러한 상황이 단기에서 발생할 때 손실을 가져오는 어민들은 결국 수산업 외부로 퇴출될 것이다.

위에서 언급된 로지스틱모델에서 자유어업의 균형어획노력량은 총비용은 총수익이 같을 때 도출될 수 있으며 다음 식(2.7)과 같다.

$$E_{OAE} = \frac{r}{q} \left(1 - \frac{c}{pqK} \right) \quad (2.7)$$

여기서, 어획노력량의 일정수준(E_{OAE})에 대한 자원량의 균형수준은 식(2.4)을 변환하여 도출할 수 있다.⁶⁾

$$B = \frac{c}{pq} \quad (2.8)$$

식(2.8)에서의 어획노력량의 수준과 자원량은 생물학적 요인 및 경제적 요인에 의해 결정된다. 따라서 자유어업의 균형은 생물경제균형(bionomic equilibrium)이란 용어로 사용되어 왔다(Gordon, 1954). 이는 비용, 가격 및 어획가능계수 사이의 관계에 따라 자원량보다 크거나 작을 수 있다. 예를 들어 $\frac{c}{pq} > K$ 이면, 어업자원은 전혀 고갈되지 않는다. $K > \frac{c}{pq} > \frac{K}{2}$ 일 경우 자원량의 자유어업의 균형수준은 최대지속가능어획량을 생산하기 위해 요구되는 것보다 클 것이다. 또 $\frac{K}{2} > \frac{c}{pq} > 0$ 일 때, 자원량의 균형수준은 최대지속가능어획량을 생산하기 위해 요구되는 것보다 작을 것이다. 이러한 경우 수산업은 생물학적으로 지나치게 남획되었다고 볼 수 있다(Cunningham, Dunn and Whitmarsh, 1985; Clark, 1990).

반대로, 자원렌트는 어획노력량 E_{MEY} 에서 극대화되며 다음과 같다.

6) 이 결과는 어업자의 이윤극대화행태를 고려함으로써 달성될 수도 있다. 각 어업자의 이윤은 B^* 가 자원량의 우점수준에서 $\pi = pqEB^* - cE$ 에 의해 도출된다. 각 개인의 어획노력량수준을 극대화하는 이윤은 $c = pqB^*$ 에서 결정된다. 만일 모든 어선이 동일하다면, 균형자원량수준은 $B = B^* = c/pq$ 에 의해 주어진다.

$$E_{MEY} = \frac{r}{2q} \left(1 - \frac{c}{qpK} \right) \quad (2.9)$$

MEY에서의 자원량 균형수준은 다음과 같다.

$$B = \frac{K}{2} + \frac{c}{2pq} \quad (2.10)$$

여기서, 어업의 어획노력량에 대한 이윤극대화의 수준은 자유어업 조건 하에 발생하는 경우의 절반에 해당함을 알 수 있다. 어업의 자원렌트를 극대화하는 자원량의 수준은 항상 MSY보다 크며 이윤극대화의 스톡규모는 K와 K/2 사이에 놓여질 것이다.

Scott(1955)와 Copes(1972)는 규제가 없는 어업이 단일 소유자에 의해 이용되면 어업은 최적 바이오매스와 최적어획수준을 달성할 수 있다고 주장하였다. 이 경우 감소된 장래생산에 의한 모든 비용은 내부화되고, 생산결정에서 고려된다. 그러나 이는 잠재적인 신규 참여자를 배제할 수 있는 단일 운영자(sole operator)의 능력에 좌우된다. 이처럼 최적어획수준을 달성할 수 있는 유일한 생산자가 존재한다는 사실보다 오히려 재산권의 문제라고 할 수 있다.

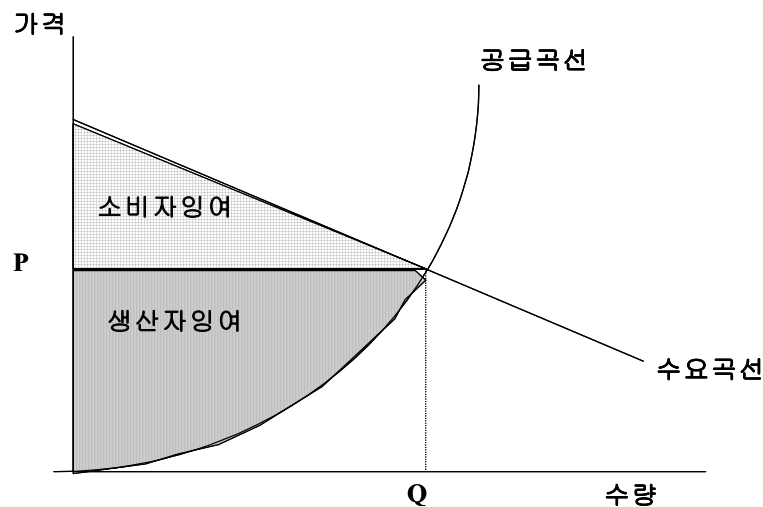
Clark(1978)는 단지 2명의 생산자가 있는 어업도 자유어업상태(open access position)에 가까워질 수 있음을 어업의 게임이론모델로 설명하고 있다. 더욱이, 만일 어민이 상이한 효율성을 갖고 있다면, 보다 더 효율적인 어민이 자원량을 감소시킴으로써 다른 어선의 이윤을 내지 못하게 하여 어업을 그만 두도록 할 수 있는 동기부여가 존재한다고 볼 수 있다. 단지 하나의 생산자라도 자원량은 어업에 신규참여를 막을 수 있도록 하는 사회적 최적수준보다 낮게 될 수 있다.

비효율적으로 운영되는 수산업은 자유어업의 어획노력균형수준으로 이동하는 경향을 보일 것이다. 대조적으로 E_{MEY} 에서 운영은 모든 생산요소가 그들의 기회비용을 얻는 결과를 낳게 한다. 이 점에서의 스톡수준은 자유어업의 균형보다 크지만, 지속가능한 어획량은 그 규모에서 스톡의 성장률에 따라 높거나 낮게 된다.

어업의 자원렌트를 극대화함에 따른 사회적 편익은 간단한 수요공급모

델을 통해 설명될 수 있다(<그림 2-3> 참조). 여기서, 수요곡선은 추가적인 생산단위에 대한 소비자의 한계지불의사액(marginal willingness to pay: WTP)를 의미한다. 낮은 어획량수준에서 일부 개인은 생산물을 얻기 위해 상대적으로 높은 가격을 지불하고자 할 것이다. 생산량이 증가함에 따라 더 낮은 WTP를 가진 소비자는 그 생산물을 구입할 것이다. 균형시장가격 P 는 생산의 마지막 단위를 구입할 수 있는 마지막 소비자의 한계WTP를 반영한다. 그러나 시장가격 P 는 그들의 지불의사와 관계없이 모든 소비자에 의해 지불될 수 있다. 이처럼 시장가격보다 더 높은 가격을 지불할 수 있는 소비자들은 추가적인 편익을 얻을 수 있다. 이러한 추가적 편익을 소비자잉여라고 하며, 이는 생산물에 대한 WTP와 균형시장가격의 차이이다. 총소비자편익은 수요곡선과 균형가격사이의 영역이다.

<그림 2-3> 생산자잉여와 소비자잉여



생산자는 또한 그들의 생산으로부터 추가적인 편익을 얻을 수 있다. 공급곡선은 주어진 어획량을 생산하기 위한 한계비용을 의미한다. 앞에서 언급된 간단한 생물경제모델의 경우 선단은 동일하며 한계비용은 일정하다고 가정한다. 현실적으로, 어민들은 이질적인 선단으로 구성된다. 다른 산업처럼 대부분의 어업선단은 보수감소를 경험하므로 생산의 한계비용

제 2 장 지속가능한 어업자원관리와 생물경제 모델링

은 생산의 수준에 따라 증가한다. 저비용구조의 기업은 가격이 낮다고 해도 생산을 할 수 있다. 보다 높은 추가비용구조의 기업은 단지 주어진 가격이 그들의 생산비용을 초과할 경우에만 생산을 할 수 있다. 소비자들은 추가적인 어획량단위에 대해 P 이상의 가격을 지불하려고 하지 않을 것이다. 추가적인 어획량단위의 비용이 그들의 어획량에 대해 가격 P 를 받을 경우, 저비용 구조의 기업은 추가편익을 얻을 수 있다. 이는 균형가격수준의 아래이자 공급곡선의 위의 영역이라 할 수 있다.

소비자와 생산자 사이의 편익의 분배는 공급과 수요의 탄력성에 의존한다. 수요의 탄력도가 클수록 소비자잉여부분이 줄어들기 때문에 수산업의 총편익(생산자잉여+소비자잉여) 중 수산업자의 몫(생산자잉여)이 더 커진다. 가격이 불변일 경우(탄력도=1) <그림 2-2>의 분석과 같이 소비자잉여는 '0'이 될 것이며 모든 편익은 수산업자에게 돌아간다.

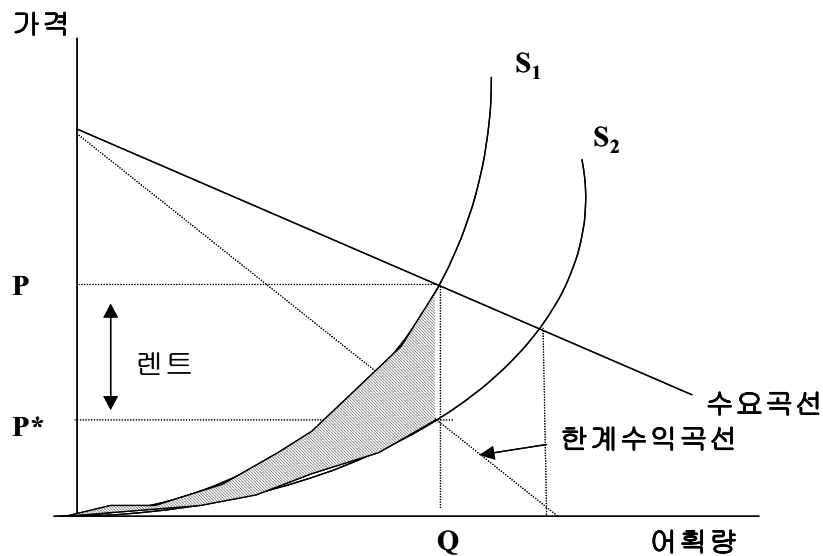
<그림 2-3>의 공급곡선은 수산업의 단기한계비용을 의미한다. 단기 공급곡선은 보편적인 스톡규모에 의존한다. 스톡규모를 증가시키는 관리책도는 어획단위당비용을 감소시킬 것이다.⁷⁾ <그림 2-4>와 같이 효과적인 관리의 결과인 스톡규모의 증가는 단기한계비용곡선을 S_1 에서 S_2 로 이동시킨다. 그러나 이와 같이 낮은 비용을 유지하기 위해 입하량을 Q 수준으로 제한해야 될 것으로 보인다. 이 경우 소비자에 의해 지불되는 가격은 변화하지 않는다. 그러나 총잉여는 <그림 2-4>의 그림자 영역까지 증가한다. 따라서 순편익의 증가가 발생하게 된다. 만일 한계비용이 Q 점에서 한계수입곡선과 교차한다고 가정하면, 수산업은 증가하는 입하량의 비용이 한계수입을 초과할 때 가장 효율적인 수준에서 운영된다.

높은 스톡수준에서는 더 낮은 어획노력량으로도 동일한 어획량을 얻을 수 있다. 즉 보다 높은 비용의 어선은 수산업으로부터 퇴출된다. 이전보다 낮은 비용구조를 가진 한계적 어선(the marginal boat)의 경우 수산업의 생산자잉여는 감소되어 왔다. 그러나 이는 자원의 보수(자원 렌트)에 의해 대체되어왔다. 생산자잉여가 P^* 와 새로운 한계비용곡선 S_2 사이

7) Copes(1970)는 장기평균비용을 나타내는 “후방굴절(backward bending)”공급곡선을 개발하였다. 그는 자유어업균형은 더 높은 생산원가와 사회적 가격에서 더 낮은 어획량 수준을 가져온다는 것을 증명할 때 이 곡선을 이용하였다. 그러나, 공급곡선은 한계비용곡선을 나타내기 때문에 이 후방굴절 곡선은 판단을 흐리게 할 수 있다. 한계비용곡선이 스톡에 의존하기 때문에 스톡의 각 수준별 일련의 각 단기한계비용곡선이 소비자잉여와 생산자잉여에 대한 관리효과를 예시하는데 보다 더 적합하다(Pascoe, 1998).

의 영역으로 주어졌을 때 수산업의 총자원렌트는 $(P-P^*)Q$ 가 된다. 대부분의 수산업에서 자원렌트는 어민에게 돌아간다. 그러나 이러한 렌트는 공유된 자원의 사용에 따라 공동의 렌트가 될 수 있다.

<그림 2-4> 총편익에 대한 관리변화의 효과



<그림 2-4>의 자중손실(dead-weight loss)은 단기비용곡선의 사용에 따른 문제점의 산물이다. Q를 넘어서는 입하량의 증가는 단기 총편익을 증가시킨다. 그러나 이 예에서 이것은 Q가 동일한 스톡규모에서 지속가능한 어획량으로 가정됨에 따라 스톡규모의 감소를 가져온다. 따라서 다음 해의 한계비용곡선은 스톡이 감소함에 따라 S_1 으로 후퇴하게 될 것이다.

<그림 2-4>의 자원렌트의 생산은 독점렌트의 생산과 다르다. 독점렌트는 공급을 제한할 수 있는 생산자의 능력의 결과에 따라 발생한다. 독점렌트는 소비자잉여의 지출수준에 있으며, 소비자로부터 편익을 생산자에게로 이전시킨다. 자중손실과 편익의 감소에 따라 생산자에게 귀속되는 편익이 증가한다. 대조적으로 어업관리는 전체적인 편익의 증가를 가져온다. 어획이 감소하지 않는다고 가정하면, 소비자들은 이전보다 악화되지

않는다. 만일 이전의 어획이 지속불가능한 수준에 있다면, 보다 높은 이전수준의 소비자잉여는 단지 유사편익(quasi benefit)이 된다. 이전의 높은 수준의 어획이 지속가능할 경우, 소비자로부터 생산자로의 편익의 순이전(net transfer)이 발생한다. 이 경우, 추가적으로 어획되는 자원의 렌트는 독점수준과 유사할 것이다. 그러나 소비자잉여와 생산자잉여 모두 극대화할 경우 사회 전체적으로 가장 큰 편익이 발생한다(Hannesson, 1993).

3. 최적어획량의 개념

전절에서 살펴본 바와 같이 수산자원관리에 대한 규제는 생산자잉여와 소비자잉여를 극대화할 수 있는 수준까지 어획노력량을 제한하려는 시도를 해야 한다. 대부분의 어업에서 가격은 일반적으로 개별어업 수준에서 유연하지 않으므로, 이는 자원렌트의 최대수준을 생산하려는 어획노력량의 수준(즉, E_{MEY})과 동일하다. 그러나 실제로 어업관리는 다양한 목적에 따라 수행된다. 이러한 다목적은 어업자들이 적절한 수입을 보장받고, 대체직업의 기회가 제한된 어촌에서 고용을 유지하며, 삶의 양식을 보존하거나 소비자들의 식량공급원에 대한 지속적인 접근을 보장해주는 것이다(Charles, 1998).

최적어획량(optimal yield)이라는 용어의 사용은 많은 국가에서 다양한 목적을 만족시키기 위한 목표어획량을 서술하기 위해 채택되었다. 예를 들어 미국의 어업자원보존과 관리법(the US Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act, 1996: Public Law 94-265)은 최적어획량을 달성할 수 있도록 수산업을 사법권 하에서 책임을 부여한 지역수산업관리회의(regional fisheries management councils)를 창설하였다. 유럽연합공동어업정책(the EU Common Fishery Policy)은 수산업 경영자가 다양한 목적을 성취할 수 있는 어획목표를 설정하도록 요구하였다. 또 유엔의 책임어업행동지침과 해양법(the UN Code of Conduct of Responsible Fishing and the UN Convention on the Law of the Sea)은 각 국에 최적어획량을 달성할 수 있는 책임을 부여하였다.

그러나 최적어획량의 정의는 아직 분명하지 않다. 최적어획량의 개념은 생물학적, 경제적, 사회학적 요소들을 포함함에 따라 다양한 의미를 가지

며 유동적이기도 하다. 생물학적 사고는 수산업정책의 틀을 구성하는데 지배적인 역할을 하고있다. 대부분의 최적수준은 이러한 결과를 경제적·사회적 여러 관련요소들에 의해 수정된 지속가능한 최적어획량으로서 정의된다. 이 경우 어느 한 어획량이 최적으로 정의될 수 있다. 만일 사회적 목표가 장기 생물학적 혹은 경제적 목표보다 더 중요하다면 남획이 최적으로 정의될 수도 있다.

Cunningham, Dunn and Whitmarsh(1985)는 최적어획량의 개념은 MSY개념의 결함으로부터 나왔다고 주장하였다. 주요 결함은 수산업 환경은 매년 변동이 심하며, 불리한 환경조건에서 MSY가 과도하게 추정된다면 자원의 남획 가능성이 존재한다는 것이다. 이처럼 MSY 이하에 있는 어획량수준은 대안적인 생물학적 목표로 제안되어왔다. 수산생물학자에 의해 가정된 한 수준은 어업사망률인 $F_{0.1}$ 수준이다(Gulland, 1983; Deriso, 1987). <그림 2-5>에 나타난 바와 같이 이 점은 가입량당 어획량 곡선(the yield per recruit curve)⁸⁾의 기울기가 초기 기울기의 10 퍼센트 수준인 곳이다(Hilborn and Walters, 1992). 최적어획수준으로 $F_{0.1}$ 은 경제적 편익이 자유어업의 어획노력량수준의 것보다 낮으며 MSY를 생산할 수 있는 어획노력량의 수준에서 실현된다.

$F_{0.1}$ 의 목표는 임의적이며, 수산업으로부터의 어획량이 이 점에서 최적화한다는 이론적인 근거도 없다. 그러나 이 전략은 불리한 환경조건 하에서 스톡규모를 부당하게 감소시키지 않는다는 점에서 견고한 것으로 인식되어 왔다. 이러한 이유에서, 이는 많은 수산업의 최적어획량전략으로써 채택되어왔다. 그러나 경제적 관점에서 볼 때, 가격이 양육수준에 대해 민감하게 변화하지 않을 경우, MEY는 최적어획량에 있어 $F_{0.1}$ 및 MSY보다 적합하다. $F_{0.1}$ 과 같이 MEY를 성취하는 것은 MSY보다 높은 수준의 자원량을 가져오며, 스톡에 대한 위험도 작다. 보전에 대한 목적

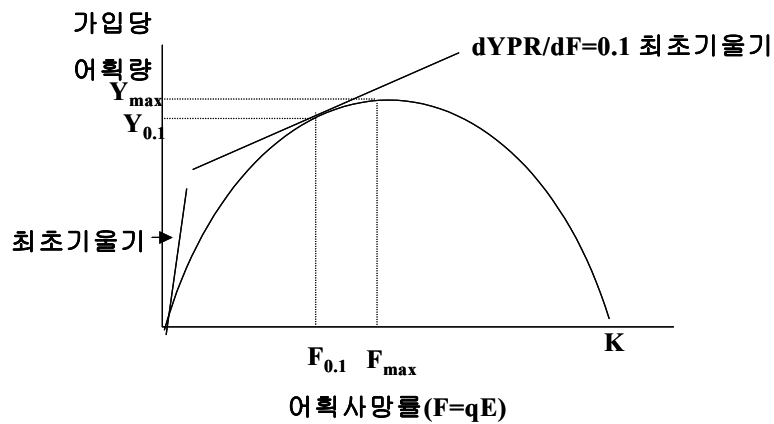
8) 가입량당 어획량곡선은 어획량-노력량곡선과 아주 유사한 특성을 갖고 있다. 가입당 어획량은 어류의 기대성장율과 생존율 및 새끼수를 고려한 어업에 가입된 어류당 평균어획량이다. 이런 맥락에서 가입량이란 상업적으로 이용될 수 있는 연령에 도달한 어류를 말한다. 어획가능계수와 어획노력량의 곱($q \cdot E$)과 동등한 어획사망율의 낮은 수준에서 스톡의 잉여성장율은 낮다. 그러므로 어류당 평균지속가능어획량은 낮다. 이런 맥락에서 가입량당 어획량은 F_{max} 에서 가장 크다. 이것은 스톡의 MSY에서 발생하는 어획사망율수준과 동일할 필요는 없다.

제 2 장 지속가능한 어업자원관리와 생물경제 모델링

을 지키는 것 외에 MEY는 수산업생산에 이용된 자원이 가장 효율적인 수준에서 사용되게 한다. 수산업의 수입극대화는 수산업과 기타 경제부분의 자원이용이 최적 수준의 균형을 유지하는 방법이라 할 수 있다 (Hannesson, 1993).

〈그림 2-5〉

$F_{0.1}$ 과 F_{max}



4. 어업관리기법

어업을 통제할 수 있는 수단은 투입통제 또는 입어제한(input control or limited entry management), 입하량제한(output control), 세금 등 세 가지 범주로 나누어진다. 이들은 다양한 효과를 통해 수산업자에게 경제적 인센티브를 주며 렌트창출, 어획노력량수준 및 어획량에 의해 다양한 결과를 가져온다.

1) 투입통제 또는 입어제한

투입통제는 대개 어업의 어획노력량수준에 대한 감소 혹은 통제를 목적으로 한다. 어획노력량은 투입의 통제에 대한 대리자로서 사용되며, 어선수, 조업시간, 어선의 용적에서 선장 및 선원의 능력에 이르기까지 다양한 것들을 포함하고 있다. 어획노력량의 다원적 특성이 주어지면, 하나의 투입제한은 더 높은 비용에서 어획가능수준을 유지하기 위한 또 다른 투입의 보상적 증가를 가져올 수 있다. 결과적으로 투입에 대한 통제는 어민들이 보다 비효율적인 투입의 조합을 이용하도록 하는 결과를 낳는다.

수산업의 입어제한은 다양한 형태로 존재한다. 세계 여러 곳에서 적용되는 기초적인 제한은 조업어선의 수에 대한 제한이다. 이는 어종에 대한 허가를 요구하고 허가의 수를 제한하여 달성할 수 있다. 이러한 제한은 대개 어민들이 그들의 어업할당을 증가시키려는 시도에서 다른 투입으로 대체될 수 있기 때문에 비효과적인 것으로 알려졌다. 면허제한은 수산업에 초과자본이 존재할 때 도입되어 어려움을 겪었다(Cunningham, Dunn and Whitmarsh, 1985). 따라서 어획노력량감소를 위해 보다 추가적인 정책이 요구된다. 이러한 정책은 대개 초과자본을 처분하기 위한 어선감축 보상계획(buy-back or decommissioning programme)의 형태로 나타났다.

선단의 규모가 감소하고 자원렌트가 발생할 경우 어느 한 투입의 제한은 어민들이 다른 투입을 증가시키는 결과를 가져온다. 수산업은 보다 높은 한계수입을 위해 개별어획노력량수준을 증가시키고자 한다. 어떤 경우 수산업자들은 작은 어선을 보다 크고 성능이 좋은 선박으로 대체한다. 이러한 현상은 자본스터핑(capital stuffing)으로 알려져 왔다(Townsend, 1985; Strollery, 1986; Homans and Wilen, 1997).

이 문제에 대처하기 위해 허가제도가 도입되었다. 노르웨이 대형정치망(purse seiners)에 대한 허가는 어선의 화물용량을 명시하여 자본스터핑으로부터의 잠재적인 이익을 감소시켰다. 여러 국가에서 허가제도는 개별 어선이 물리적 특성에 따라 일정단위수로 배분되는 단위화계획(unitisation scheme)과 함께 나타났다. 이러한 계획들은 호주의 수산업에서 실시되고 있지만, 이것은 통제되지 않는 다른 투입이 증가함에 따라 자본스터핑을 완전히 방지할 수는 없다(Dann and Pascoe, 1994).

두 번째 공통제한은 전체조업시간의 통제이다. 어부들은 어선세력의 증가

제 2 장 지속가능한 어업자원관리와 생물경제 모델링

를 통해 이에 대응해왔다. 이 경우의 투입대체에 대한 전통적인 예는 태평양 양념치어업(the pacific Halibut fishery)이다(Hilborn and Walters, 1992).

규모나 엔진성능, 기어형태 등과 같은 어선 특성에 대한 제한은 세계적으로 널리 적용되고 있다. 어선특성에 대한 제한은 흔히 잠재적인 투입대체를 감소시키기 위해 허가제한과 계절적 제한에 부과되고 있다. 그러나 제한되지 않는 투입으로 대체하려는 잠재적 노력들이 상존 하고있다.

투입제한에 기초한 투입대체의 잠재력은 계량경제학적 분석을 이용해 수산업에서 자주 실험되었다. 대부분의 경우 대체방법의 잠재력은 한계가 있음에도 불구하고, 수산업은 제한 없는 투입을 제한된 투입으로 대체하려는 경제적 동기부여를 하였다.

투입통제는 비효율성이 너무 커 실질 사회적 편익을 얻을 수 없으므로 많은 경제학자들에 의해 효율적인 규제수단으로 적절치 않다는 평가를 받아왔다. 그러나 Anderson(1985)은 그들이 보다 비효율적인 자원분배를 가져오고 생산비용을 증가시킴에도 불구하고 이러한 규제의 도입에 따른 순편익은 정(+)의 결과를 가져온다고 주장하였다. 법적 정치적 제한이 주어졌을 때, 차선의 계획이 실질적으로 가능한 차선의 계획일 수 있다. 다른 경우 투입통제의 사용에 따른 투입대체의 비효율성은 대안적인 관리 계획에 의한 집행비용보다 작을 수 있다. 따라서 투입통제는 결국 가장 효율적인 방법일 수 있다(Anderson, 1985).

투입통제는 입하되는 어류의 크기와도 밀접한 관계를 갖는다. 최소 입하크기제한은 투입통제와 입하량통제 사이의 어느 점에 해당된다. 대개 최소 입하크기는 그물코(mesh)크기 통제가 소규모어획을 방지함에 따라 최소 그물코 크기제한과 관련된다. 어획도구제한(gear restriction)을 지킬 수 있도록 하기 위해 작은 어류의 입하를 법적으로 금지하고 있다.

최소 입하규모와 관련된 그물코제한은 흔히 치어남획과 가입량감소(growth overfishing and recruitment overfishing)⁹⁾와 같은 문제를 극복하기 위해 도입된다(Hill, 1992). 최소 입하크기제한은 대개 어망어업(i.e. trawl, gillnet, trammel net etc.)의 최소 그물코 크기제한에 의해 보완된다.

최소입하크기와 관련어구제한을 회피하는 인센티브는 한계가 있다. 많은 어종에 대해 주어진 가격은 어종의 크기에 따라 달라진다. 대개 어구

9) 성장남획(growth overfishing)은 치어를 포획함으로써 발생하고, 가입량남획(recruitment overfishing)은 남획을 통한 산란스톡의 감소로 인해 발생한다.

는 완전히 선택적이라 할 수 없다. 치어가 충분히 빠져나갈 수 있도록 그물코의 크기에 대한 제한이 고가어종까지 확대되어야 한다. 바람직한 크기의 어류의 어획량이 증가할 수 있도록 효과적인 그물코 크기의 감소를 유도하는 제도가 필요하다.

2) 입하량제한

입하량통제는 어부가 양육시킬 수 있는 어류의 양에 대한 제한이다. 출어당(each trip)어류총량제한과 연간입하량제한과 같은 입하량통제의 유형이 적용되고 있다. 이러한 제한은 총어업의 규모 내지는 개별 어업규모에 따라 부과된다.

출어제한(trip limits)은 여러 형태로 여러 어업에 대해 부과된다. 어떤 경우 출어제한은 어획비율을 낮추기 위해 부과되며 어업 시즌을 확장시킨다. 이러한 관리제도는 미국의 태평양 해안, 뉴잉글랜드의 해저수산업 및 캐나다의 서해안에서 도입되었다. 다른 어업에서의 출어제한은 어민들로 하여금 목표어종 이외의 어종에 대한 어획을 제한하도록 한다.

입하량제한의 두 번째 형태는 TAC제도이다. 총쿼터를 통해 연간 입하될 수 있는 총어획량이 제한되어 있다. 연간 TAC는 경제적·생물학적 기준에 따라 달라진다. 수산업에서 총어획량을 제한하여 어업활동은 계속 경쟁적인 상태에 있게 된다. 자유어업 하에서 어부들은 TAC에 도달하거나 입어금지 전에 가능한 한 빠르고 많이 어획을 하려는 동기가 부여된다. 호주에서 총쿼터제가 개별 이전가능한 쿼터(individual transferable quotas: ITQ)로 대체되기 전까지 도입되었다. 총쿼터제는 EU에서도 도입되었다.

ITQ는 수산업 전체가 아닌 개별어민에 대한 어획제한을 두고 있다. 개별어획에 대해 어민은 단지 쿼터유지에 따른 쿼터 어종의 일정량만을 입하할 수 있다. 총쿼터는 개별 어민들이 경쟁을 줄일 수 있도록 하기 위해 분배되며, 이러한 개별쿼터는 어민들 사이에서 거래가능하다.

어민들 사이에 총어획량이 배분됨에 따라 ITQ는 재산권의 성질을 갖게 된다. 특히 개인이 주어진 어획량을 보증받고 생산전략을 계획할 수 있다. 또한 그들의 미래기대어획의 기초에 따라 투자를 계획할 수 있다. 그러나 재산권 역시 완벽하지는 않다. 빠른 성장, 짧은 수명 등으로 인해

제 2 장 지속가능한 어업자원관리와 생물경제 모델링

너무 빠른 어획은 잠재어획보다 적은 총어획량을 낳게 된다. 잔여 선단이 계절 초기에 그들의 할당을 채울 경우 계절 말기에 그들의 어획을 선택하는 어부들은 그들의 쿼터를 채울 수 없을 것이다. 그럼에도 불구하고 ITQ는 뉴질랜드, 호주, 아이슬랜드, 네덜란드 및 미국에서 성공적으로 수행된 바 있다. 각각의 경우 관리시스템은 산업재편과 선단의 경제성에 대한 개선을 수행하였다.

이러한 시스템의 경제적 편익이 널리 인정됨에 따라 이는 어류 폐기(discarding)를 유발한다는 비판에 직면하였다. ITQ는 과도쿼터어획의 포기, 고가 어종어획, 가격덤프와 같은 세 가지 폐기의 형태를 가져왔다. Anderson(1996)과 Vestergaard(1996)는 어류의 가격이 크기에 따라 차별화되는 수산업에서는 ITQ는 다른 정책보다 작은 물고기의 폐기비율의 증가를 유발하였다고 주장하였다. 다양한 관리옵션 하에서 어류폐기에 대한 인센티브는 Pascoe(1997a)에서 종합적으로 검토되었다.

ITQ는 많은 이유들로 인해 비판을 받아왔다. 과도적인 이익(transitional gains)의 문제에서 특히 그러하였다. ITQ로부터 발생하는 경제적 이윤은 일반적으로 ITQ의 거래가격에서 얻어진다. 새로운 수산업 참여자에 지불되는 쿼터의 가격은 쿼터이용으로부터 유도되는 모든 미래 자원의 할인된 가격을 나타낸다. 이처럼 새로운 참여자에 대한 경제적 편익은 무시할만한 수준이다. 자원렌트는 수산업 초기참여자에 의해 완전히 독식되고 있다.

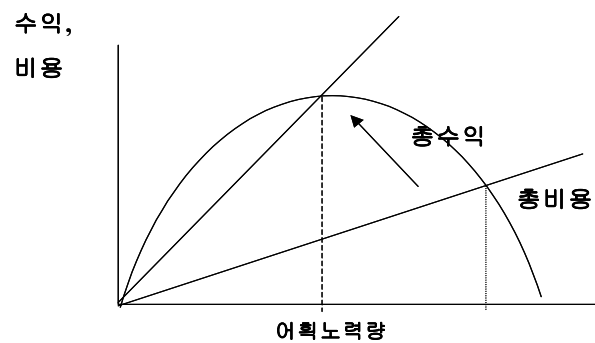
3) 세금

상기의 관리수단은 어업과정에서 이용되는 투입의 수준과 어업으로부터의 입하량수준에 대한 통제를 목적으로 하고 있다. 대안적인 방법은 투입과 입하량에 대해 세금을 부과하는 것을 통해 수산업의 비용과 편익을 변화시키는 것이다. 외부성을 바로잡기 위한 세금의 이용은 후생경제학의 기본원리이다(Clark, 1990).

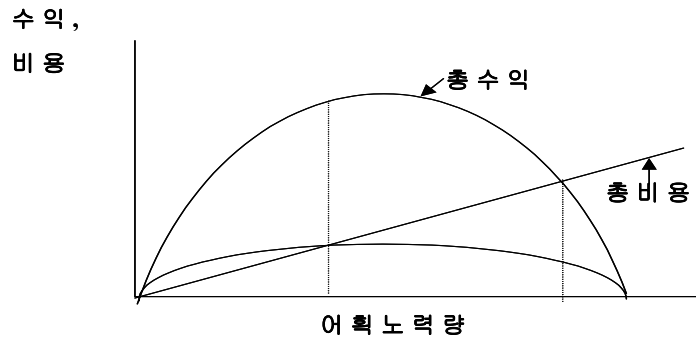
세금에 대한 효과는 <그림 2-6>에 나타나있다. 여기서 세금은 수산업에 대한 접근성 및 각 어선에 의해 소비되는 어획노력량의 수준에 대해 부과된다. 이 경우 어획노력량의 한계비용은 증가한다. 어획노력량에 대한 새로운 어획노력량의 균형수준은 이전의 MEY을 생산한 것과 일치한

다. 여기에서 어획노력량의 최적수준이 도출되고, 입어료(access fee)나 어획노력량세(effort tax)의 형태로 자원렌트가 회수된다. 이들의 비용이 수입을 초과하는 보다 비효율적인 어선은 퇴출된다.

〈그림 2-6〉 어획노력량에 대한 세금의 효과



a. 이용료 또는 어획노력량세금
(Access fee or effort tax)



b. 종가세 (Ad valorem tax)

입어료에 대한 하나의 대안은 자원이용에 대한 부담금이라 할 수 있다. 예를 들어 종가세(ad valorem tax)가 입하된 어획량의 가치에 따라 도입될 수 있다. 이러한 세금은 어민들의 수취액을 감소시키며 개별 어획노

제 2 장 지속가능한 어업자원관리와 생물경제 모델링

력량의 수준과 관련된 총수익을 감소시키는 효과를 가져온다. 새로운 자유어업의 균형은 규제가 없을 경우 이윤극대화를 달성할 수 있는 수준과 동일한 어획노력량수준에서 달성될 수 있다.

경제적으로 어획노력량의 최적수준을 달성하는 세금의 적용은 많은 이점을 갖고 있다. 먼저 생산결정이 개별 어민들에게 주어진다. 개별어민들은 그들 자신의 이윤을 극대화함과 동시에 공공관심(자원렌트의 극대화) 하에서 활동할 수 있다. 둘째, 이러한 세금의 도입은 수산업 합리화를 통해 자본의 초과수준에서 벗어나도록 한다. 셋째, 수산업으로부터 얻을 수 있는 자원렌트는 자원의 소유자에게 가장 좋은 이익으로 사용될 수 있다.

그러나 세금의 이용은 많은 어려움이 있다. 먼저 어민들은 이 시스템이 비용을 증가시키므로 반대할 수 있다. 단기적으로 효율성이 떨어지는 많은 어민들이 재정압박을 경험할 수 있다. 어선의 대체적 이용이 어려워 어민들은 어획노력량을 증가시키게 된다. 이는 평범한 입어료가 부과될 경우 가능하며 어민들은 이 비용을 상쇄하기 위해 노동의 단기 기회비용보다 적은 임금수준에서 어업을 할 것이다. 이러한 어민들이 장기적으로 퇴출될 경우, 단기에 그들이 수산업에 종사함은 곧 수산업에 외부성으로 작용한다. 따라서 단기에 어민들은 외부성의 이중적 비용과 이들을 제거하기 위해 도입된 세금에 노출될 것이다.

세금의 형태로 수입을 감소시키는 것은 몇몇 어선이 장기에 있어 악화된 상태로 가게됨을 의미한다. 세금제도 도입 이전에 몇몇 운영자들은 생산자잉여나 내부한계수익을 얻었다. 그러나 자원렌트의 유출은 잉여의 손실을 가져온다. 어민소득의 개선이 수산업 관리의 목적이라면 관리자들은 어민들의 수익을 감소시키는 제도를 도입할 필요가 없다.

관리자들이 직면한 두 번째 어려운 점은 적절한 세금의 평가이다. 스톡은 매년 유동적이므로, 적절 세금수준은 경제적으로 최적어획량을 성취할 수 있도록 유동적으로 변화한다. 관리자들은 스톡에 대해 믿을만한 정보를 가져야 하며 어민들이 단기 세금의 변화에 대해 어떻게 대응하는가에 대한 정보도 알아야 한다. 관리자들은 최적세금수준을 결정하기 위해 선단의 비용구조에 대한 완전 정보를 가져야 하나 대부분의 경우 완전한 정보는 존재하지 않는다.

5. 우리나라의 어업관리제도

우리나라에서 수산업을 규율하는 기본제도인 수산업법은 해면에서 수산동식물을 채취하여 이용하는 행위를 규제하고자 ①면허어업, ②허가어업, ③신고어업으로 나누고 있다.

면허어업은 지형과 해황 또는 어구에 따라 일정한 수면에 한해 경제적 이득을 누릴 수 있는 어업에 대해 행해지는 행정처분의 대상으로 행정법상 특허에 해당한다. 어업에 적합한 이러한 해면을 자유로 방임해두면 어업자들의 경쟁으로 어장분쟁이 격화하여 갈등이 일어날 뿐만 아니라 자원(어장)지대를 상실할 가능성이 있다. 따라서 이러한 어업에 대해서는 특정인에게 어업을 면허하여, 면허받은 당사자가 다른 사람들의 방해를 받지 않고, 환언하여 방해되는 행위를 배제시켜, 해당수면을 배타적으로 이용할 수 있는 제도를 만든다. 따라서 면허란 경제적인 측면에서 외부효과가 일어나지 않도록 배타적인 재산권(exclusive property rights)을 창설하는 것에 지나지 않는다.

허가어업은 어구나 어업에 따라 이를 자유로이 방임하면 수산동식물의 번식과 보호 또는 어업질서를 유지하는데 지장을 가져올 우려가 있다. 이러한 어업에 대해서는 허가제도를 두어 진입자의 수를 적절히 제한할 필요가 있다. 따라서 경제적인 측면에서 본다면 허가란 진입제한(limited entry)의 기능을 가진다.

신고어업은 면허·허가어업 이외에, 어업자가 소재하는 지역의 행정관청이 수산동식물의 번식·보호 또는 어업단속을 위해 적합한 조치를 취할 내용을 파악할 수 있도록 어업자로 하여금 어로행위를 신고케 하여 감독하는 어업을 말한다. 따라서 경제적인 측면에서 신고어업은 자유어업(open access)에 가깝다.

이 외에도 자원을 보전하기 위해 어로행위를 규제하는 어업조정, 수산물의 유통을 규제하는 농수산물의 유통과 가격안정에 관한 법령, 유엔해양법협약 외국과의 어업협정 등과 같은 공식적인 법률이 어업제도에 속한다. 이러한 공식적인 법령 이외에 어업을 영위하거나 수산물을 유통시키는 자들 사이에 이루어지고 있는 비공식적인 질서, 예컨대 산지중매인과 소비지 중도매인 사이의 수직적 결합이나 소비지 도매시장에서의 형식적 상장 등의 관행도 어업제도의 하나로 자리잡는다.

6. 요약

어획과정속에 가치있는 투입을 제공하고 있다. 대부분의 나라의 경우, 어업 자원은 공유자원으로서 간주되고 있다. 그러나, 자원은 사회의 제한된 관계자들에 의해 개발이용된다. 일반적으로, 이들 개인들은 자원에 대한 접근 또는 이용부과금을 지불하지 않는다. 이 비용이 어획과정에서 반영되지 않기 때문에 자원의 남용이 생긴다. 만일 자원이 MSY를 초과하여 이용되면 장기적 어획량은 다른 경우보다 더 낮다. 그러므로, 자원의 남용은 궁극적으로 어민 자신 뿐만 아니라 연안의 다른 이용자들에게도 그 비용을 부과하는 결과를 가져온다. 이와 같은 외부성은 개인의 어획과정에 반영되지 않은 요인이다.

이론적으로, 자원의 잠재가격은 현재와 미래의 자원의 가치를 반영한다. 다시 말해서, 자원의 이용은 직접적인 편익이지만, 자원의 이용은 스톡의 성장률과 미래어획량에 영향을 미친다. 이 잠재가격은 자원이 창출하는 자원렌트와 동등하다. 유일한 소유권(또는 완전한 재산권)조건하에서는 소유권자는 자원의 사용자에게 잠재가격과 동등한 수수료를 부과할 것이다.

자원의 사용에 대하여 수수료를 부과하지 않음으로써 자원렌트는 자원의 이용자에게서 발생한다. 그 결과 정상이윤을 초과한 수익수준이 발생하면, 새로운 진입자가 생길 것이다. 고강도의 어획노력수준은 어업의 지속가능어획량과 수익성의 장기수준을 변화시킬 것이다. 이 과정은 자원렌트가 사라지고, 한계어선이 정상적 수익을 얻을 때까지 지속된다. 대부분의 경우, 이는 어획량의 동일(또는 더 많은) 수준을 얻는데 필요한 것 보다 더 많은 투입을 요구한다. 반대로, 스톡의 잠재가치와 동등한 어업이윤이 발생한 수준에서 어획이 이루어지면, 모든 자원의 가장 효율적인 이용을 가져 올 것이다.

이러한 제반 문제들은 이론적으로 어업의 효과적인 관리를 통해서 개선될 수 있다. 어업관리는 많은 형태를 취할 수 있지만, 일반적으로 투입관리나 입하량관리로 구분할 수 있다. 투입관리는 물리적 투입(예, 자본, 시간 또는 기술)에 대한 제한을 생산과정과 관련시킨다. 입하량관리는 양육될 수 있는 어획량을 제한하는 것과 관련된다.

투입관리와 입하량관리는 어업자들의 인센티브를 변경시킨다. 투입관리는 흔히 무제한 투입을 제한된 투입으로 대체함으로써 발생하는 인센티브이고, 입하량관리는 원치 않은 어획물을 폐기하는 인센티브이다. 투입관리와 입하량관리가 생산자에게 효율성을 부과하지만, 이와 같은 관리는 제한이 법규화

되어 있지 않은 경우보다 전반적으로 비효율성을 감소시킬 수 있다.

투입과 입하량관리의 대안적 관리방안의 하나가 세금제도이다. 이는 직접적으로 공유자원과 관련된 문제를 처리한다. 이론적으로, 자원의 렌트에서 약간의 사용료나 로열티를 공제하는 것은 어업자원의 최적의 배분을 가져올 수 있다. 그러나, 이런 정책의 단기효과는 어업자의 소득을 감소시킬 것이다. 장기적으로는 더 효율적 생산자에 의해 현재 획득되는 생산자잉여도 세금에 의해 제거될 것이다. 대부분의 어업관리계획은 어업이익을 증가시키기 때문에, 세금은 이론적 이점에도 불구하고 어업관리책도로서 이용되지 않고 있다.

제 3 장 수산경제분석에서의 모델과 모델링

1. 서론

최근 컴퓨터의 발전으로 인해 수산업관리의 계량적 분석이 강조되고 있다. 수산업의 많은 의사결정에서의 모델의 이용은 수산업관리를 보다 정교화하는데 기여하고 있다. 수산업관리자는 광범위한 정책방향 뿐만 아니라 특정 어종에 대한 적정어획노력량이나 적정어획쿼타수준과 같은 보다 구체적인 문제를 해결하여야 한다. 이와 같은 수산경제분석에서의 모델은 현실세계의 상황을 체계적으로 이해하고, 개선하는데 이용될 수 있다(Lee, 1980).

수산자원관리의 일반적인 목적은 자원의 고갈 없이 얼마나 잘 이용하느냐에 있다. 이와 같은 자원관리를 위한 가장 전형적인 방법이 MEY와 MSY에 의한 어획량과 투입어획노력량수준을 결정하는 것이다. 일반적으로, MEY는 MSY보다 낮은 수준의 스톡과 관련되기 때문에 자원보존의 목적과 더 잘 부합된다.¹⁰⁾

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 생물경제모델은 어획량과 어획노력량과 같은 생물학적 요소와 어가와 어업비용과 같은 경제적 요인을 결합하는 종합적인 접근방법(multidisciplinary approach)이다.

본 장에서는 수산경제분석을 위해 개발된 다양한 생물경제모델의 형태들을 간략하게 검토하고, 이들 모델이 어업관리계획의 수립과 평가에 어떻게 이용될 수 있는지를 살펴본다.

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

2. 수산생물경제모델

어업관리자는 두 가지 주요한 업무- 어획량 또는 어획노력량의 목표수준을 판별하고, 이 목표수준을 달성할 수 있는 정책을 시행하는 것-에 직면하게 된다. 어업관리자에게 유용한 일반적인 수단은 제2장에서 약술되었다. 어업관리자의 목적은 일반적으로 생물학·경제학적 목적으로 분류할 수 있는데 어획량과 어획노력량의 적절한 수준을 결정하기 위해선 어업내의 다양한 생물학적·경제학적 상호작용이 고려되어야한다. 이는 생물경제모델의 이용을 필요로 한다.

일단 선호된 목표가 파악되면, 어업관리자는 목표를 달성하기 위한 특정관리계획의 가능성을 추정하는 것이 필요하다. 관리계획의 성공은 관리계획에 의해 파생되는 인센티브와 제약요인들에 대해 어업운영자들(operators)이 어떻게 대응하느냐에 달려 있다. 이러한 것은 단순한 생물학적 모델보다는 오히려 생물경제학적 모델에 의해 결정될 수 있다.

대부분의 경우 생물경제모델의 경제적 요인은 생물학적 모델의 특성을 충분히 고려할 수 있도록 생물학적 모델 위에서 구성된다. 그러므로, 생물경제모델은 생물학과 어선에 대한 것을 정책분석의 하나의 틀 속으로 결합하는 수단을 제공한다. 생물경제모델의 개발은 생물학자, 경제학자, 어업관리자 및 상업적 운영자들과 관련한 종합적 업무(multidisciplinary task)이다. 이와 같이 생물경제모델은 다양한 집단간의 상호협력이 요구되고, 어업과 관련한 모든 분야들간의 연계성을 체계적으로 이해하는데 도움이 된다(Padilla and Charles, 1994; Pascoe, Dann and Reid, 1994).

어업의 생물경제모델의 다양한 요인들이 어떻게 상호연계 될 수 있는지에 대한 하나의 사례는 다음 <그림 3-1>과 같다. 생물경제모델에서 어선은 어획노력량을 스톡에 적용한다. 어획노력수준과 관련된 어획수준은 모델의 생물학적 요소로부터 추정된다. 생물학적 모델의 복잡성에 달려 있지만, 차기 연도의 스톡의 연령구조와 가입량수준(level of recruitment)의 변화도 추정될 수 있다.

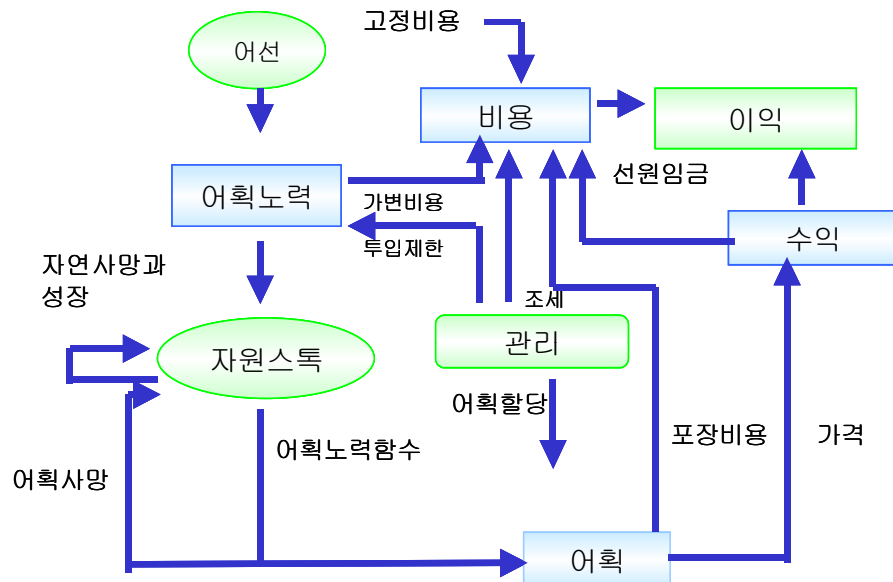
제 2 장에서 언급된 것과 같은 관리옵션은 어획량(쿼터시스템하에서와 같은), 어획노력량(투입제한을 통한) 또는 비용(세금제도와 같은)에 대한 영향을 통해서 생물경제모델에 통합될 수 있다. 대안별 관리옵션의 효과는 관리에 의해 영향받는 모델의 파라미터를 변화시킴으로써, 이것이 모델결과에

제 3 장 수산경제분석에서의 모델과 모델링

대해 어떤 효과를 가지고 있는지를 결정함으로써 추정될 수 있다.

어획량과 어획노력수준은 어업수익과 비용에 영향을 준다. 하나의 결과로서, 어업에 대한 관리변화의 효과는 어업이윤수준의 변화에 의해 나타낼 수 있다. 경제적 관점에서 가장 좋은 관리옵션은 생물학적 지속가능한 수준을 유지하는 조건하에서 생산자와 소비자의 잉여를 가장 크게 증가시키는 방법이다.

〈그림 3-1〉 수산업의 생물경제모델에서 요인들의 상호연계성



생물경제모델은 수산경제분석에서만 유일하게 이용되는 것이 아니다. 생물경제모델은 목장(rangelands)의 최적관리(Huffer, Wilen and Gardner, 1990; Staniford and Howitt, 1992; Hu, Ready and Pagoulatos, 1997), 야생생물(wildlife)관리(Matulich and Hanson, 1986; Cooper, 1993; Hffaker, 1993; Skonft and Solstad, 1996), 임업(Bhat and Huffaker, 1991; Menz and Grist, 1996), 잡초와 곤충(weed and insect)관리(Moffitt and Farnsworth, 1981; Boggess, Cardelli and Barsfield, 1985; Oriade, 1996, Buhler, King and Swinton, 1997) 및 농업(Gao, Spreen and DeLorenzo, 1992; King, 1993; Nyamusika, 1994; Oriade and Dillon, 1997)분야에서도 개발되고 있다.

3. 생물경제모델의 분류

수산생물경제모델은 여러 가지 방법으로 분류될 수 있다. 즉, 특정한 시나리오의 장기적 결과를 추정하는 균형모델(equilibrium models)이나 특정한 시나리오에서 생긴 시간의 변화를 고려한 동태적 모델(dynamic models)로 개발될 수 있다. 뿐만 아니라, 최선의 가능한 결과를 추정하는 최적화 모델(optimisation models)이나 주어진 일련의 사상(a given set of events)으로부터의 기대된 결과를 추정하는 시뮬레이션 모델(simulation models)이 있다. 이들 분류는 상호 배타적이지 않다. 대부분의 모델은 균형 혹은 동태 모델과 최적화 혹은 시뮬레이션모델에 속한다(<표 3-1>참조).

〈표 3-1〉 생물경제모델의 주요 형태

형태	시뮬레이션모델	최적화모델
균형모델	X	X
동태모델	X	X

1) 균형모델과 동태모델

생물경제모델은 균형모델(equilibrium model)과 동태적 모델(dynamic model)¹¹⁾로 구분할 수 있다.

균형모델과 동태모델은 수산경제분석에서 널리 이용되고 있다. 수산관리의 경제이론적 근거에 예시된 제2장에서 이용된 것처럼 균형모델은 참치어업(Schaefer, 1954; Fox, 1970; Yeh, Tsou and Liu, 1991), 전갱이(Fox, 1970), 대하어업(Polovina, 1989; Clarke, Yoshimoto and Pooley, 1992, Yoshimoto and Clarke, 1993; Su and Liu, 1998) 및 여러 어종(Quinn, Deriso and Hoag, 1985; Placenti, Rizzo and Spagnolo, 1992)에 적용되고 있다. 동태모델은 호주 orange roughy stock의 최적감모율(Campbell, Hand and Smith, 1993), 부수어획(bycatch) 제도

11) 균형모델은 일단 수산업의 장기적 균형상태에 대한 추정치를 제공하는 반면에, 동태적 모델은 어획노력의 흐름이 주어질 때 어획량의 흐름에 대한 하나의 추정치를 제공한다.

제 3 장 수산경제분석에서의 모델과 모델링

(Androkovich and Stollery, 1994), 인도네시아의 날치(flying fish)어업 (Resosudarmo, 1995) 및 어획노력량 제한정책의 효과(Tai and Heaps, 1996)를 추정하는데 이용되고 있다.

어떤 특정상황에서 동태모델과 균형모델 중 어느 모델을 사용할 것인가의 적합성은 그 목적에 따라 달라질 수 있다. 만일 모델링 목적이 지속가능한 생산량이나 이윤수준을 결정하는 것이라면, 균형모델이 일반적으로 보다 더 적합할 것이다. 반대로, 어업관리의 변화에 대한 편익과 비용을 추정하는 문제라면, 동태모델의 관리자에게 보다 많은 정보를 제공할 것이다. 예를 들면, 비용은 즉각적으로 발생하지만, 편익은 수년동안 발생하지 않을 수 있다. 이들 미래편익은 사회적 시간선호성에 의해 할인되는 것이 필요할 수 있다. 자본의 비탄력성(Clark, 1985; Clark, Munro and Charles, 1985) 때문에 관리정책의 효과가 일정기간 실현되지 않을 수 있다. 장기간 편익이 발생하지 않은 후에 상당히 큰 편익이 장기간 발생하는 정책은 단기간에 높은 편익이 발생하지만 장기적으로 더 낮은 편익이 발생하는 정책보다 더 낮은 이윤의 순현재가치를 가질 수 있다. 이런 경우 후자의 정책에서의 할인된 편익의 흐름이 전자의 것 보다 더 크다고 할지라도, 장기적 균형분석은 후자의 정책보다 전자의 정책을 선호할 것이다.

그러나, 동태모델은 가격과 비용의 미래흐름에 대한 완벽한 지식이 존재함을 가정한다. 그렇지만, 대부분의 경우 이런 파라미터는 잘 알려져 있지 않거나 불확실하고, 이들의 조그마한 변화라 할지라도 동태모델에서의 무질서행태성(chaotic behaviour endemic)으로 인해 모델의 결과는 크게 변동할 수 있다(Ruth and Hannon, 1997). 따라서, 동태모델은 예측적으로 고려될 수 없고, 단지 구체화된 경제조건하에서의 결과에 대한 방향을 나타낼 수 있다. 균형모델도 미래조건에 대한 정보가 필요하지만, 단지 하나의 추정치가 요구된다. 반대로, 동태모델은 매년의 추정치를 필요로 한다. 이 두 모델의 가정이 민감도 혹은 확률적 분석을 이용함으로써 검증될 수 있지만, 잠재적 결과의 범위는 균형모델보다 동태모델이 수십 배로 훨씬 크고, 불확실성을 감소시킨다기보다는 오히려 불확실성을 증가시킨다. 다시 말해서, 동태모델은 균형모델보다 관리변화의 결과에 대하여 보다 더 많은 통찰력을 제공하지 못한다.

2) 시뮬레이션과 최적화 모델

생물경제모델은 일반적으로 시뮬레이션모델이나 최적화모델로 형성된다. 그러나, 이 두 모델간의 차이점은 명확하지 않다. 이 두 모델은 일반적으로 동일한 방정식을 포함하고, 검토된 시스템을 시뮬레이트한다. '최적해(optimal solutions)'는 시뮬레이션모델을 이용함으로써 찾을 수 있지만, 시뮬레이션은 최적화모델을 이용함으로써 가동될 수 있다. 이 두 모델의 주요한 차이점은 이들이 가동하는 방법에 근거를 두고 있다. 시뮬레이션모델이 가치의 최초의 셀이 주어지면 순차적으로(sequentially) 가동되는 반면에, 최적화모델은 일반적으로 반복적 과정을 통해 동시에 해결한다. 최적화모델은 주어진 제약요인의 범주에서 어떤 목적(예, 이윤 극대화)을 달성하는 투입의 '최선'의 조합을 찾는 것이다. 반대로, 시뮬레이션모델은 목적에 대한 투입의 다양한 주어진 조합의 효과를 추정하는데 이용된다.

시뮬레이션모델에서는 각 활동(activity)의 수준이 정의되고, 고정된다. 예를 들면, 어획량수준은 외생적으로 결정되는 어획노력량의 주어진 수준에 의해 결정된다. 이것은 스톡수준과 수익성수준에 영향을 준다. 다종어업의 모델에서는 어획노력량이 주어진 비율에 따른 어종의 집단으로 배분될 수 있다. 어획노력량의 증감은 어획노력량의 배분파라미터에 의해 정의된 것처럼 모델의 어종에 따라 비율적으로 발생할 것이다.

다종어업 또는 다기간 어업(multi-species or multi-period fisheries)에 대한 어획노력량의 다양한 잠재적 조합으로 인해 어획노력량은 시간과 어종간의 다양한 패턴으로 배분될 수 있다. 경제적 조건이나 관리의 변화로 인해 관리목적을 극대화하는 어획노력량의 배분을 변화시킬 수 있다. 이런 경우 최적화모델은 시뮬레이션모델보다 더 선호될 수 있다.

최적화모델은 크게 선형, 비선형 및 동태적 계획모델과 최적관리모델 등 네 가지 형태 중에서 하나를 취한다. 선형계획모델(linear programming models)은 새우어업(Clark and Kirkwood, 1979; Haynes and Pascoe, 1988), 대하어업(Cheng and Townsend, 1993), 다종 finfish 어업(Brown, Brennan and Palmer, 1978; Siegel, Muller and Rothschild, 1981; Sinclair, 1985; Murawski and Finn, 1986; Geen, Brown and Pascoe, 1991; Frost *et al.*, 1993)을 위해 개발되었다. 비선형계획모델(non-linear programming models)

제 3 장 수산경제분석에서의 모델과 모델링

은 새우어업(Christensen and Vestergaard, 1993; Reid, Collins and Battaglione, 1993; Dann and Pascoe, 1994), 상어어업(Pascoe, Battaglione and Campbell, 1992) 및 finfish 어업(Placenti, Rizzo and Spagnilo, 1992; Mardle et al., 1997)을 포함한 다양한 어업을 위해 개발되어왔다.

상기된 대부분의 선형·비선형 계획모델은 어획노력량의 최적균형수준을 검토하는데 이용되었다. 그러나, 동태적 비선형계획모델도 개발되고 있다. 예를 들면, Pascoe, Battaglione and Campbell(1992)은 동태적 연령구조모델에 기반을 둔 호주남부의 상어잡이어업에 대한 최적어획전략을 추정하였다. Diaby(1996)도 경제적 이윤에 대한 현재 관리의 효과를 ‘최적으로’ 관리된 어업의 효과와 비교함으로써 Ivorian 전갱이어업의 동태적 연령구조모델을 개발하였다. Collins, Pascoe and Whitmarsh(1998)는 가상적 두 어종어업을 위한 어획량, 총이익과 어획노력량의 공간적 배분에 대한 오염의 효과를 추정하는데 있어서 동태적 최적화모델을 개발하였다.

Bjorndal(1988)과 Heaps(1993)는 양식어업의 최적어획량과 먹이전략을 검토하는데 최적관리모델을 적용하였고, Conrad(1992)는 태평양 대구어업(whiting fishery)의 최적어획노력수준을 추정하고, Lopes, Michel and Rotillon(1996)은 왕새우(crayfish)의 이용과 관리를 검토하는데 최적관리모델을 이용하였다.

Bjorndal and Conrad(1987)은 어업의 붕괴(collapse)를 모델링할 때 북해 전어 어업에 대한 동태적 시뮬레이션모델을 개발하였다. Sparre and Willmann(1993)은 열대어, 특히 새우어업에 적용된 유전적 모델로서 설계된 공간적으로 구조화된 다종다선모델(a spatially structured multi-species multi-fleet model)을 개발하였다. Frost *et al.*(1993)도 기간에 따른 수익성의 변화를 추정하는데 북해의 시뮬레이션모델을 개발하였다. Hillis et al. (1994)는 스톡의 회복과 경제적 이윤에 대한 다양한 어획노력량 감소전략의 효과를 검토하는데 있어서 아일랜드해(Irish Sea)의 동태적 시뮬레이션모델을 개발하였다. Homans and Wilen(1997)은 북태평양넙치어업에 대한 계량경제학 모델을 개발하였다. 모델의 파라미터는 일련의 동차방정식을 해결함으로써 최적어획량과 자유어업의 균형수준을 추정하는데 이용되었다. Somers and Wang(1997)은 어업의 개장과 금어기간의 변화에 따른 수익에 대한 효과를 추정하는데 호주북부 새우어업의 시뮬레이션모델을 개발하였

다. Collins, Stapleton and Whitmarsh(1998)는 가상적 어업에 대한 독성유출의 경제적 효과를 추정하는데 시뮬레이션모델을 개발하였다.

최적화모델은 어획노력량이 어종에 따라 배분될 수 있는 다종어업을 모델링하는데 있어서 이점을 갖고 있다. 최적화모델에서의 어획노력은 제약조건하에서의 목적함수를 극대화하는 활동으로 내생적으로 배분된다. 목적함수가 합리적으로 어민의 목적을 나타낸다면, 모델은 어민이 관리변화에 어떻게 반응할 것인가에 좋은 지표를 제공할 수 있다. 반대로, 시뮬레이션모델은 어획노력배분이 명시적으로 기술되도록 요구한다. 결과적으로, 관리변화의 결과로서의 행태변화는 흔히 시뮬레이션모델에서 파악되지 못한다. 많은 시뮬레이션모델에서 어획노력량 배분은 경제적 조건변화와 무관하게 고정된다.

그러나, 많은 시뮬레이션모델이 명시적 어획노력량 배분과 함께 개발되어 왔다. 예를 들면, Sampson(1992, 1994)은 어장, 어가와 비용에 있어서의 어항에서의 거리, 스톡밀도에 기초한 개별어업자의 어획노력량배분을 추정하는 모델을 개발하였다. Tai and Heaps(1996)는 전년도 활동에서 도출된 이윤수준에 의존하는 각 어구에 의한 각 어종에 적용된 어획노력 변화율에 따른 동태적 다종다어구모델(dynamic multi-species multi-gear model)을 개발하였다. Sumaila(1997)는 개별이윤수준을 극대화하고자 하는 각 어민에 대해 게임이론이 기초한 어획노력량의 배분모델을 개발하였다.

이들 시뮬레이션모델이 기간간에 내생적으로 어획노력량배분과 연관되지만, 한 기간내의 어획노력량배분에서의 어획노력량변화에 대한 효과를 고려하지 않고 있다. 반면에, 최적화모델은 다양한 어업활동에 따른 수익성이 주어진 제한조건하에서 동등하도록 어획노력량을 배분함으로써 어획노력량수준의 변화효과를 동시에 추정한다.

최적화모델은 최적어획량 또는 어획노력량 수준을 추정할 때 시뮬레이션모델보다 명확한 장점을 갖고 있다. 최적수준을 파악하기 위한 시뮬레이션모델은 통제변수의 모든 가능한 결합을 테스트하는 것이 필요하다. 반대로, 최적화모델은 목적함수(예, 이윤 또는 어획량 극대화)를 극대화하는 통제변수(예, 어선의 척수)의 가치를 추정한다. 즉, 통제변수는 시뮬레이션모델에서처럼 외생변수라기 보다는 내생변수이다. 최적화모델도 모든 가능한 결합을 테스트하는 노력을 줄이면서 주어진 조건하에서 “최선

(best)”에 도달한다.

한편, Shepherd and Garrod(1981)는 최적화모델의 단점으로서 “본질적 극단적(inherently extreme, sparse and ruthless)”인 결과를 지적하였다. 예컨대, 다양한 어선형태가 어업에 존재할 수 있지만, 최적화모델을 이용한 추정최적어선은 단지 한 개 또는 두 가지 형태로만 구성된다(extreme and sparse). 또한, 어가 또는 경비의 상대적 적은 변화가 이윤극대화와 같은 목적함수의 가치를 크게 변화(complete change)시킬 수 있다(ruthless).

4. 모델링과 어업관리

어업관리의 일반적 목적은 자원이 최적방법으로 이용되는 것을 보장하는 것이다. 그러나, 어업관리자는 스톡을 관리할 수 없고, 스톡에 적용된 어획량과 어획노력량 수준을 관리할 수 있다. 따라서, 목표스톡수준을 달성하기 위해서 어획노력량 또는 어획량에 영향을 주는 측정방법을 도입하여야 한다. 이들 측정방법은 어업에서 존재하는 경제적 인센티브를 변화시킨다. 이 절에서는 관리계획형성을 위한 생물경제모델의 이용이 논의된다.

1) 어획량 또는 어획노력량의 목표수준과악

자연과학자와 경제학자에 의해 제안된 어업관리목적은 흔히 MSY와 MEY이다. 그러나, 실제로 어업관리자는 다양한 목적을 가지고 있다. 생물학적, 보존적 그리고 경제적 목적과 함께 다른 목적을 달성키 위한 정치적 압력- 고용유지, 생산 또는 지역소득증가-을 받기 쉽다. 이들 목적은 흔히 생물학적·경제학적 목적과 마찰을 가져온다. 따라서, 관리의 보다 광범위한 영향을 평가하는 수단과 다양한 목적들간의 상충관계를 추정하는 방법을 모델에 포함하는 것이 필요하다.

이들 목표와 관련된 어획노력량, 어획량 또는 자원량의 수준을 결정하기 위해서, 어업의 장기균형모델이 이용될 수 있다. 이들 모델은 어획량의 극대화 또는 이윤의 극대화와 같은 구체적 목적하에 최적어획량 또는 어획노력량을 결정한다. 이들 모델이 최적관리의 잠재적 편익을 추정하는데 이용될 수 있지만, 관리목표를 결정하는데 이들 모델의 유용성에 회의

적인 다양한 이유가 있다. 최적화모델은 완전정보가 존재한다는 암시적 가정하에서 모델을 추정한다. 또한, 최적해는 어민들간의 완전한 상호협력 가능성이 있다는 암시적 가정에서 도출된다. 그러나, 최적어선규모는 생물경제모델에 의해 예시된 이윤수준을 달성하는 것을 보장하지 못한다. 기술된 바와 같이, 어획노력량과 어획량의 경제적 최적수준을 추정하는데 있어서 최적화모델은 우선 이 모델이 본질적으로 극단적(extreme and sparse)이라는 단점이 있다. 최적어선과 차선의 최적어선(an optimal fleet and a sub-optimal fleet)간의 총이윤의 차이는 크지 않을 수 있다. Dann and Pascoe(1994)는 호주 북부 새우어업의 어선규모별 이윤을 추정하였는데, 더 큰 어선(70,000단위)의 이윤도 더 작은 어선(40,000단위)의 이윤의 90%에 달하였다. 다시 말해서, 최적 수준을 결정하는 것은 어선 크기가 아니라 어선형태(configuration)가 주요한 요인이 될 수 있다. 최적화모델의 또 다른 단점은 기술, 어가 및 비용의 변화를 고려하지 않는 것이다. 물론, 이런 문제점을 극복하기 위해서 확률적 분석이나 민감도분석(stochastic or sensitivity analysis)을 수행할 수 있다.

2) 다목적관리의 상충관계평가

순수한 경제학적 관점에서의 어업자원의 최적이용은 어업의 생산자와 소비자잉여의 극대수준을 달성하는 것이다(Cunningham, Dunn and Whitmarsh, 1985). 그러나, 어업관리자는 정치적, 사회적 또는 보존적 목적을 갖은 집단들의 압력을 받기 쉽다. 일반적으로 가장 공통된 어업관리 목적은 (i) 자원보존, (ii) 식량생산, (iii) 경제적 부의 생성, (iv) 어업자의 합리적 소득의 생성, (v) 고용유지 및 (vi) 어촌계 활성화유지 등이 있다(Charles, 1989).

경제적 목적과 자원보존목적은 크게 보완적이지만, 고용과 분배적 목적은 흔히 경제적 목적과 상충관계에 있다. 따라서, 경제적 효율성관점에서의 최적결과에 도달하지 못하더라도, 경제적 효율성을 전혀 고려하지 못한 경우 보다 더 나은 차선의 결과를 달성할 수 있는 해를 구하는 것이 필요하다. 이와 같은 어업모델과 다목적성을 결합하는 하나의 방법이 목표계획법(goal programming model)이다.

어업에서의 목표계획법의 이용은 다음과 같다: 타네코모호수(Lake

제 3 장 수산경제분석에서의 모델과 모델링

Taneycomo) 송어어업(Weithman and Ebert, 1981), 스코틀랜드 연안어업(Drynan and Sandiford, 1985, Sandiford, 1986), 태평양대구어업(Enriquez and Sylvia, 1994). 다목적계획법과 다기준의사결정법(multi-criteria decision analysis)의 어업이용에 대한 종합적 검토는 Sylvia(1994)와 Mardle and Pascoe(1997)이 있다.

목표계획모델의 목적함수는 일반적으로 성취함수(achievement function)로서 알려져 있고, 일련의 목적에 대한 목표값(target values)에서의 편차를 최소화하는 것과 관련한다. 표준목표계획모델은 다음과 같이 주어진다.

$$\begin{aligned} \min \quad & z(n_1, n_2, \dots, n_k, p_1, \dots, p_k) \\ \text{S. T.} \quad & f_i(x) + n_i - p_i = b_i, i = 1, \dots, k \end{aligned}$$

여기서, $z(\cdot)$ 는 선형목적함수이고, x 는 일련의 결정변수, b_i 는 목적 i 의 목표값, n_i 와 p_i 는 각 목적 i 의 목표값과의 편차를 나타낸다(Drynan and Sandiford, 1985; Tamiz, Jones and El-Darzi, 1995).

목표계획모델은 일반적으로 우선순위적 목표계획모델(lexicographic goal programming model)과 가중목표계획모델(weighted goal programming model) 등으로 표현될 수 있다. 우선순위적 목표계획모델은 별개의 목적에 대한 우선순위를 요구하는 것으로써 목적함수는 다음과 같이 표현될 수 있다.

$$\text{lex min } z(g_1(n_1, p_1), g_2(n_2, p_2), \dots, g_k(n_k, p_k))$$

우선순위적 목표계획모델에서는 먼저 우선순위의 첫 번째 셀에 의하여 최적화된다. 첫 번째 우선순위가 주어지면, 차선의 우선권이 별개의 목적으로서 최적화되고, 모든 우선권이 다루어질 때까지 최적화작업이 진행된다. 예컨대, 최소화함수의 최적해에서는 배열 (0, 17, 500, 477)이 배열 (0, 18, 2, 7)보다 선호된다. 왜냐하면, 하위의 우선순위목적값이 상위의 것보다 더 높다고 할지라도 상위의 값에 있어서 $17 < 18$ 과 같이 전자가 후자보다 작기 때문이다.

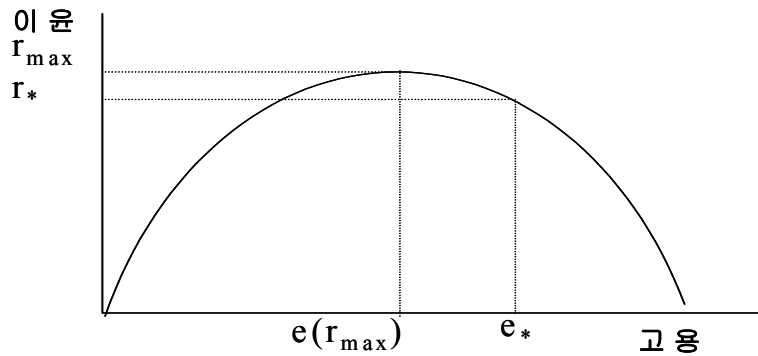
반대로, 가중목표계획모델은 목적을 우선순위화 하지는 않지만, 목적을 가중치를 통해 성취함수와 결합한다. 성취함수는 다음과 같이 표현될 수 있다.

$$\min z = \sum_{i=1}^k (w_{n,i}n_i + w_{p,i}p_i)$$

여기서, $w_{n,i}$ 와 $w_{p,i}$ 는 목적 i 의 목표수준에서의 편차와 관련된 가중치이다. 각 목적이 다른 단위로 표현되기 때문에 목표에서의 편차는 단위의 비동질성과 관련된 문제를 극복하도록 표준화된다. 예컨대, 하나의 목표가 화폐단위로 표시된 반면에, 다른 목표는 다른 단위로 표현될 수 있다.

경제적 목적과 다른 목적들간의 상충관계는 제한된 최적화모델을 이용함으로써 추정될 수 있다. 예를 들면, 관리목적이 이윤과 고용을 동시에 극대화하는 쌍대목적이라면, 달성가능한 이윤의 최대수준에 대한 고용증가효과는 하나의 제약요인으로서 고용수준에 의해 추정될 수 있다. 제약요인을 변경하는 것은 <그림 3-2>에 나타난 바와 같이 이윤과 고용간의 관계를 허용한다.

<그림 3-2> 이윤과 고용간의 상충관계



이윤과 고용수준간의 실제적 관계는 어업에 따라 변한다. <그림 3-2>에서 e^* 의 고용수준이 달성되도록 어업관리를 하는 것은 잠재적 이윤 ($r_{\max} - r^*$)만큼의 상대적으로 적은 손실을 가져온다. 그러나, 다른 경우의 상충관계는 사례에서 예시된 것보다 훨씬 클 수 있다.

3) 대안적 관리방안평가

생물경제모델은 흔히 대안적 관리옵션의 효과를 추정하는데 이용된다. 모델에 대한 대안은 어업자체와 함께 시행착오를 통해서 적응적 관리(adaptive management)에 의해 정교화된다(Walters, 1986). 적응적 관리를 이용한 어업정보수준을 개선함에 따른 많은 편익이 있지만, 그런 상황에서의 착오는 예측보다 더 낮은 이윤을 산출할 수 있다. 이런 경우 스톡에 대한 생물학적 위협도 가져올 수 있다(Pascoe, Dann and Reid, 1994).

반대로, 관리변화의 효과는 상업적 운영자나 스톡에 대한 위협없이 어업모델을 이용하여 추정될 수 있다. 이 모델은 어업제도내의 상호작용을 이용하기 위한 “이론적 실험실(theoretical laboratory)”로서의 역할이라고 볼 수 있다(Padilla and Charles, 1994). “나쁜(bad)”관리옵션은 판별될 수 있고 회피될 수 있는 반면에, 다른 관리옵션은 평가될 수 있고, 최선의 옵션은 판별될 수 있다.

5. 생물경제모델의 한계

어업모델링의 단점은 모델결과의 이용자가 일반적으로 다양한 모델링 기법을 인지하는데 한계가 있다는 것이다. 대부분 모델이 잘 정리되어 있더라도, 관리자는 흔히 모델내에 포함된 가정을 단순화하기가 간단하지 않다.

모델이 현실성의 단순화이기 때문에, 현실세계에서 발생하는 모든 가능한 상호작용을 포함할 수 없다. 대부분의 경우 생물학적·경제학적 매개변수가 불확실하다. 미래어가수준과 같이 미래조건에 대한 불확실성은 모델의 예측력을 제한한다. 따라서, 모델의 정교함과 상관없이 모든 모델의 결과는 사실로서라기 보다는 오히려 지표로서 검토되어야한다.

모델은 대안적 정책들간의 비교에 이용된다. 다시 말해서, 정책 A가 모델의 가정하에서 정책 B보다 더 나은 대안인가를 결정하는데 이용된다. 여기서 가정은 어떤 한 정책이 다른 정책보다 선호되는 조건하에서 검증을 위해 변경될 수 있다. 모델이 관리목표를 판별하는데 이용될 수 있지만, 이들 목표가 그 모델의 가정에 대해 크게 민감할 수 있다. 어업의 특성이 시간의 흐름에 따라 변할 수 있다는 것이다. 이들 변화가 정확성 정도와 함께 예측될 수 없기 때문에 모델은 특정시점에서의 어업의 정확한 상태를 예측하는데 이용될 수 없다. 그러나, 관리옵션의 상대적 효과는 이들 변화에 대하여 민감하지 않을 수 있다. 이것은 대안적 관리옵션을 평가하는데 있어서 모델로 하여금 유용한 도구가 되게 할 수 있다.

수리적 모델은 명확한 사고를 대체하지 못한다(Conroy, 1993). 수리적 모델은 의사결정과정에 중요한 투입요인을 제공하지만, 의사결정과정을 대체하는데 이용되어서는 안 된다. 비록 생물경제모델이 일반적으로 어업에 대한 가장 유용한 생물학적, 물리적 및 경제학적 정보를 포함하고 있지만, 통합될 수 없는 어업의 특성들이 여전히 존재한다. 모델의 결과가 실제적 미래결과라기 보다는 오히려 가능한 결과의 지표로서 고려되는 것이 필요하다.

6. 요약

어업정책분석에서의 생물경제모델을 이용하는 것은 현실세계의 상황에 대하여 실험할 수 없는 상황을 모의적으로 실행하는 방법을 이해하고 개선할 수 있다. 반대로, 모델을 이용함으로써 상업적 운영자나 스톡의 위험없이 어업관리변화의 효과를 추정할 수 있다. 생물경제모델은 어업제도내에서의 상호작용을 개발하기 위한 “이론적 실험실(theoretical laboratory)”로서 검토될 수 있다(Padilla and Charles, 1994). “나쁜(bad)”관리옵션은 판별될 수 있고 회피될 수 있는 반면에, 다른 관리옵션은 평가될 수 있고, 최선의 옵션은 판별될 수 있다. 그러나, 정책분석을 위해 이용된 모델에 따라서 모델의 결과를 해석하는 것은 모델의 기초가 되는 가정을 단순화하는 것이 필요하다. 모든 모델은 현실과 유사하게 반영하여야 하고 그 결과는 그 가정에 따라 달라질 수 있다.

어업경제분석을 위한 생물경제모델은 균형모델-어업의 잠재적 경제편

제 3 장 수산경제분석에서의 모델과 모델링

익을 추정하거나 다른 관리정책의 장기적 효과를 추정하는데 이용되는 모델-과 동태모델- 다른 정책의 시간의 흐름에 따른 효과를 추정하는데 이용되는 모델-을 포함하고 있다. 이들 모델은 최적화 모델이나 시뮬레이션모델로서 형성된다. 최적화모델의 장점은 어획노력량의 수준과 배분이 모델에 대해 내생적이라는 것이다.

많은 경우 어업관리자는 어업관리를 통해서 동시에 달성하고자 하는 여러 목적을 갖는다. 이와 같은 여러 목적은 일련의 가중치 또는 최소수준의 제약조건을 통해서 모델에 통합될 수 있다. 가중치나 최소수준이 상당히 주관적이기 때문에 목적들간의 상충관계-예컨대, 증가된 지대의 도입에 의한 비용-를 결정하는데 보다 더 적합한 방법이 필요하다. 이런 방법은 의사결정자에게 ‘최적’결과의 하나의 점 추정치(a point estimate of an ‘optimal’ outcome)보다 더 많은 정보를 제공한다.

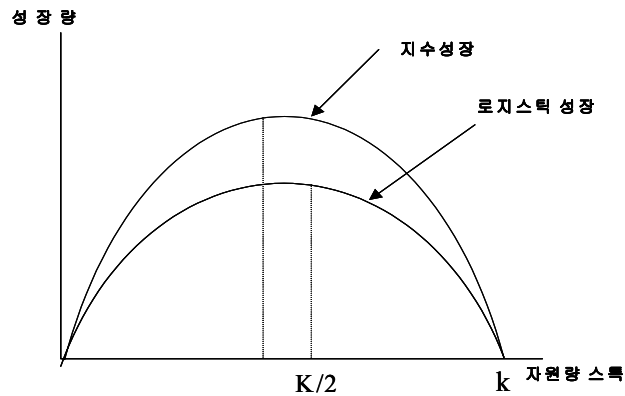
생물경제모델은 어업내 상호작용하는 생물학적, 경제학적 및 물리학적 관계를 통합하는 것이다. 흔히 생물경제모델로 통합되는 관계에 있어서의 불확실성이 존재하지만, 관리자는 현재 유용한 최선의 자료에 기초를 두고 어업을 관리하여야 한다. 새로운 정보는 모델에 통합될 수 있도록 신축적이어야 한다.

제 4 장 균 형 모 델

1. 서 론

균형모델의 가장 보편적인 형태인 잉여생산모델은 주어진 어획노력수준에서 장기적인 지속가능한 생산량을 제시한다. 잉여생산모델은 자원량의 성장함수의 가정에 따라 다르게 형성되는데, 잉여생산모델의 근간이 되는 어자원량(fish stock)의 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 4-1>에서 보는 바와 같이 로지스틱 모델은 환경수용능력(environmental carrying capacity: k)의 절반수준($k/2$)에서 자원량의 최대성장이 이루어진다. $k/2$ 에서 자원량의 최대성장을 나타내는 포물곡선의 로지스틱모델과 달리 지수성장모델은 Gompertz 성장함수에 기반을 둔 것으로서, 로지스틱 곡선보다 더 낮은 수준의 자원량(biomass)에서 최대성장을 나타낸다. 여기서, 자원량의 최대성장은 어업의 MSY와 같기 때문에 자원량의 감소없이 어획될 수 있는 최대수준이다. 따라서, 어획노력량과 어획량의 지속가능한 수준 사이의 관계, 즉, MSY는 이 자원량의 성장모델로부터 도출될 수 있다.

〈그림 4-1〉 자원량의 성장곡선



2. 단기선형모델

1) 로지스틱성장모델

(1) 기본모델

Schaefer의 로지스틱성장모델은 다른 모든 잉여생산모델과 마찬가지로 다음해의 자원량밀도 B_{y+1} 이 당해의 자원량밀도 B_y 와 한해동안의 자원량의 성장량 G_y , 그리고 어획량 수준 C_y 에 의해 결정된다고 가정한다.

$$\text{즉, } B_{y+1} = B_y + G_y - C_y \quad (4.1)$$

모든 잉여생산모델에서 가장 중요한 가정은 연간 자원량밀도변화가 단지 G_y 와 C_y 에만 의존한다는 것이다. Schaefer는 자원량의 잉여성장이 로지스틱하다고 가정하였는데 이를 다음과 같이 정리할 수 있다.

$$G_y = rB_y(1 - B_y/k) \quad (4.2)$$

(r : 고유의 성장률, k : 환경처리능력)

여기서, $B = k$ 이면 증가율은 0이 된다. 또 극대화의 1계 조건(first order condition)으로부터 성장은 $k/2$ 에서 최대가 된다.

식(4.2)에 주어진 성장함수로부터 다음과 같은 2가지의 중요한 가정을 알 수 있다.

- ① 어업의 연령구조(age structure of the fishery)는 변하지 않거나 어업의 연령구조의 변화는 자원량의 성장률에 영향을 미치지 않는다.
- ② 어군의 개체수 변화는 즉시 발생한다.

Schaefer 모델에 있어서 또 다른 주요 가정은 단위노력당 어획량이 자원량에 비례한다는 것이다. 즉,

$$U_y = qB_y \quad (4.3)$$

U_y : 단위어획노력량당어획량 q : 어획가능계수 (어획어획노력량단위당 즉시 발생하는 어획사망율)

여기서, 어획량은 단위어획노력량당 어획량(qB_y)에 어획노력량수준을 곱한 것이다.

$$C_y = qB_y E_y \quad (4.4)$$

(E_y : 어획노력량수준)

균형상태에서의 어획량은 성장률과 같다. 따라서 $B_{y+1} = B_y$ 이므로 균형방정식 (4.2)와 식(4.4)는 아래와 같이 첨자를 제거할 수 있다.

$$qBE = rB(1 - B/k) \quad (4.5)$$

식(4.5)를 B 에 대해 정리하면

$$B = k(1 - qE/r) \quad (4.6)$$

식(4.6)을 (4.4)에 대입하면 어획노력량수준과 지속가능한 어획량수준과의 관계를 도출할 수 있다.

$$C = qkE(1 - qE/r) \quad (4.7)$$

$$\text{또는 더 간단히 } C = \alpha E - \beta E^2 \quad (4.8)$$

$$(\text{여기서, } \alpha : qk, \beta : \frac{q^2 k}{r})$$

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

$$\frac{dC}{dE} = qk(1 - 2qE/r) = 0 \quad (4.9)$$

$$\text{식(4.9)의 해를 구하면 } E_{msy} = r/2q \quad (4.10)$$

최대지속적 어획량 C_{msy} 자체는 식(4.10)을 식(4.7)에 대입하여 구한다.

$$C_{msy} = kr/4 \quad (4.11)$$

한편, Gordon은 Schaefer의 로지스틱성장모델의 어획노력(resultant catch effort)의 관계를 적용하여 어업의 생물경제 모델을 최초로 발전시켰다. 식(4.8)에서 어획량과 어획노력의 관계로부터 포물선의 수입곡선이 만들어질 수 있다. 또, 식(4.8)에 가격 p 를 곱해줌으로써 총수입을 함수의 형태로 나타낼 수 있다.

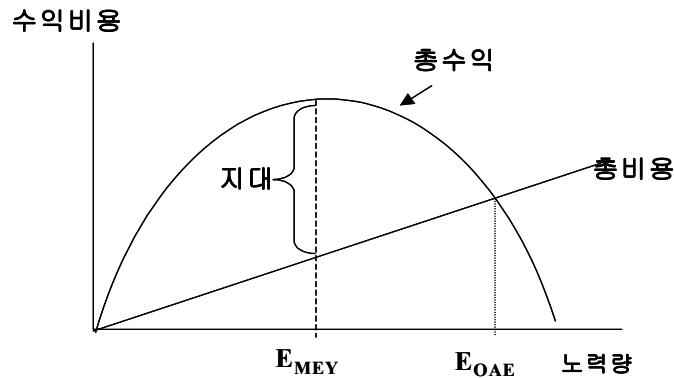
$$R = p(\alpha E - \beta E^2) \quad (4.12)$$

여기서, p 는 어종별 평균가격으로서 어획량의 수준에 따라 변화하지 않는 것으로 가정되고,¹²⁾ 총비용은 어획노력의 한계비용(v)이 일정하다는 가정하에 다음과 같은 어획노력의 함수로 나타낼 수 있다.

$$TC = vE \quad (4.13)$$

이와 같은 방정식들을 이용한 생물경제모델은 다음 <그림 4-2>와 같이 나타낼 수 있다.

<그림 4-2> 기초적인 생물경제모델



어업에서의 총지대(π)는 식(4.12)와 식(4.13)으로부터 다음과 같이 구할 수 있다.

$$\pi = p(\alpha E - \beta E^2) - vE \quad (4.14)$$

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

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

$$-\frac{d\pi}{dE} = p(\alpha - 2\beta E) - v = 0 \quad (4.15)$$

$$E_{mey} = (\alpha - v/p)/(2\beta) \quad (4.16)$$

식(4.15)에서 v 를 우변으로 옮기면 C_{mey} 는 $p(\alpha - 2\beta E) = v$ 일 때 달성된다. C_{mey} 는 식(4.16)을 식(4.8)에 대입하여 구할 수 있다.

자유어업의 균형은 모든 렌트가 소멸될 때 달성된다. 자유어업에서 균형어획노력수준은 식(4.14)를 0으로 하여 계산할 수 있다.

$$p(\alpha - \beta E) = v \quad (4.17)$$

식(4.17)의 좌변은 단위어획노력량당 평균수입(R/E)이고 우변은 단위어획노력량당 평균비용(C/E)이다. 자유어업의 균형은 평균비용과 평균수입이 일치할 때 달성된다. 식(17)을 E 에 대해 풀면 다음 식(4.18)과 같다.

$$E_{oae} = (\alpha - v/p)/\beta \quad (4.18)$$

식(4.16)과 식(4.18)을 비교해보면, 로지스틱 잉여생산모델의 단위어획노력량당 비용과 가격이 일정하다는 가정하에서 E_{mey} 는 자유어업의 균형에서 발생하는 어획노력수준(E_{oae})의 절반임을 알 수 있다.

(2) 로지스틱 함수추정을 위한 어획량 및 어획노력량 자료형성

거의 대부분의 수산자원은 균형을 이루기 힘들다. 불균형하에서의 어획량과 어획노력량의 자료를 이용하여 균형생산곡선을 추정하는 방법들이 개발되고 있다. 이 절에서는 로지스틱 생산함수를 위한 대표적 모델로서 Schaefer 모델, Schnute 모델 및 Walters and Hilborn 모델을 소개한다.

① Schaefer 모델

주어진 자원량밀도(B)에서의 지속가능한 어획량수준 C_e 와 실제어획량 C 의 차이를 ΔB 라 하자.

$$\Delta B = C_e - C \quad (4.19)$$

즉 ΔB 는 연간 자원량의 변화량이다. 이 식(19)에서 어업이 균형수준의 어획량을 초과할 경우 자원량이 감소한다는 것을 알 수 있다. 반대로, 어업이 균형수준의 어획량보다 적게 어획하면 자원량은 증가하게 된다.

식(4.20)에서 균형어획량은 평균자원량의 함수로 표시될 수 있다.

$$C_e = a\bar{B}(k - \bar{B}) \quad (4.20)$$

여기서, a 는 r/k 이고 \bar{B} 는 연평균 자원량이다

식(4.3)으로부터

$$\bar{U} = q\bar{B} \quad (4.21)$$

\bar{U} 는 단위어획노력량당 평균어획량이고, ΔU 는 단위어획노력량당 어획량의 연간 변화량은 다음 식(4.22)와 같다.

$$\Delta U = q\Delta B \quad (4.22)$$

식(4.22)와 식(4.19)를 다시 정리하고, ΔB 를 치환하면

$$C_e = C + \Delta U/q \quad (4.23)$$

동일한 방법으로 식(4.21)을 재정리하고, \overline{B} 를 치환하면 식(4.20)은 다음 식(4.24)와 같이 대체할 수 있다.

$$C_e = aU(k/q - \overline{U}/q^2) \quad (4.24)$$

식(4.23)과 식(4.24)에서

$$C + \Delta U/q = aU(k/q - \overline{U}/q^2) \quad (4.25)$$

이를 정리하면

$$\frac{\Delta U}{U} = aq(k/q - \overline{U}/q^2) - q\frac{C}{U} \quad (4.26)$$

식(4.26)으로부터 ΔU 의 근사치를 다음과 같이 말할 수 있다.

$$\Delta U \approx \frac{\overline{U_{t+1}} - \overline{U_{t-1}}}{2} \quad (4.27)$$

$$\frac{\overline{U_{t+1}} - \overline{U_{t-1}}}{2\overline{U}_t} = r - \frac{r}{qk} \overline{U}_t - q\overline{E} \quad (4.28)$$

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

② Schnute 모델

Schaefer model은 시간에 연속적인 모델이다. 이러한 모델을 식(4.28)에 주어진 식으로 바꾸는 것은 어떤 기간(특히 1년)의 평균을 구하는 것이다. 그 결과 식(4.27)에 나타난 것과 같은 어떤 근사값이 필요해진다. Schnute (1977)는 평균이 아니라 총합에 기초한 근사값체계의 대안을 제시했다. Schnute에 의하면 식(4.28)은 다음과 같이 쓸 수 있다.

$$\frac{1}{U} \frac{dU}{dt} = r - \frac{r}{qk} U - qE \quad (4.29)$$

이 식을 t 에서 $t+1$ 까지 더하면 다음 식(4.30)에 주어진 것과 같은 수정된 독립변수를 얻는다.

$$\ln \left[\frac{U_{t+1}}{U_t} \right] = r - \frac{r}{qk} \overline{U_t} - q \overline{E_t} \quad (4.30)$$

$\ln \left[\frac{U_{t+1}}{U_t} \right]$ 의 값은 매년초에 발생하는 U_t 의 동시적인 값(instantaneous values)과 관련하는 것처럼 이 값은 대개 알려지지 않는다. 그러나 식(4.30)의 근사값은 t 년도의 식(4.30)에 $t+1$ 년도의 식(4.30)을 더한 값을 2로 나눔으로써 도출될 수 있다.

$$\ln \left[\sqrt{\frac{U_{t+1}U_{t+2}}{U_tU_{t+1}}} \right] = r - \frac{r}{qk} \left[\frac{\overline{U_t} + \overline{U_{t+1}}}{2} \right] - q \left[\frac{\overline{E_t} + \overline{E_{t+1}}}{2} \right] \quad (4.31)$$

식(4.31)의 왼쪽 부분은 연간 단위어획노력량당 어획량의 평균이 각 년도의 시작과 끝에서의 값의 기하평균의 근사치임을 가정함으로써 다음과 같이 단순화될 수 있다.

$$\overline{U_t} \cong \sqrt{U_t U_{t+1}} \quad (4.32)$$

식(4.32)를 식(4.31)에 대입함으로써 다음 식을 얻는다.

$$\ln \left[\frac{\overline{U_{n+1}}}{\overline{U_n}} \right] = r - \frac{r}{qk} \left[\frac{\overline{U_t} + \overline{U_{t+1}}}{2} \right] - q \left[\frac{\overline{E_t} + \overline{E_{t+1}}}{2} \right] \quad (4.33)$$

③ Walters and Hilborn 모델

Walters와 Hilborn (1976)에 의해 개발된 방정식은 Schnute모델보다 더 간단하다. 식(4.1)에 나타난 자원량은 다음 식(4.34)와 같이 표현될 수 있다.

$$B_{y+1} = B_t + rB_t(1 - \frac{B_t}{k}) - qE_t B_t \quad (4.34)$$

$$\text{이로부터 } \frac{B_{y+1}}{B_t} = 1 + r(1 - \frac{B_t}{k}) - qE_t \quad (4.35)$$

$B_t = \overline{U}_t/q$ 를 가정하면 식(4.35)는 다음 식(4.36)과 같이 쓸 수 있다.

$$\frac{\overline{U}_{y+1}}{\overline{U}_t} = 1 + r(1 - \frac{\overline{U}_t}{qk}) - qE_t \quad (4.36)$$

이 식은 다음 식(4.37)과 같이 재정리될 수 있다.

$$\frac{\overline{U}_{y+1}}{\overline{U}_t} - 1 = r - \frac{r}{qk} \overline{U}_t - qE_t \quad (4.37)$$

2) 지수 성장모델

(1) 기본모델

Schaefer 모델에서 가정한 로지스틱 성장곡선의 대안으로 Gompertz성장함수에 기초한 지수성장모델이 있는데 이는 다음 식(4.38)과 같다.

$$G = rB \ln(k/B) \quad (4.38)$$

Fox(1970)는 이러한 성장가정에 기초하여 잉여생산모델을 개발하였다. Schaefer model에서와 같이 지속가능한 생산량은 자원량의 성장량과 같은데, 이를 다음 식(4.39)와 같이 표시한다.

$$C_e = rB \ln(k/B) \quad (4.39)$$

Schaefer 모델분석에서의 식(4.3)처럼 단위어획노력량당 어획량이 자원량 밀도에 비례한다고 가정할 때 C_e 는 다음 식(4.40)과 같이 표현될 수 있다.

$$C_e = \frac{r\bar{U}}{q} \left[\ln\left(\frac{U_\infty}{q}\right) - \ln\left(\frac{\bar{U}}{q}\right) \right] \quad (4.40)$$

U_∞ 은 자원이 사용되지 않은 상태에서 얻어지는 단위어획노력당어획량, 즉, $U_\infty = rk$, 그리고 \bar{U} 는 단위어획노력당 어획량의 평균이다. $\ln(q)$ 를 소거하여 식(4.40)의 우변을 확대하면 다음과 같이 쓸 수 있다.

$$C_e = \frac{r\bar{U}}{q} \left[\ln U_\infty - \ln \bar{U} \right] \quad (4.41)$$

식(4.41)의 양변을 \bar{U} 로 나누면

$$E = \frac{r}{q} \left[\ln U_\infty - \ln \bar{U} \right] \quad (4.42)$$

E 는 이 어업에서 투입된 어획노력수준이고, 식(4.42)를 $\ln \bar{U}$ 에 대해 정리하면 다음과 같다.

$$\ln \bar{U} = \ln U_\infty - (q/r)E \quad (4.43)$$

식(4.43)을 지수화하면, Fox 모델에서의 단위어획노력당 어획량의 평균 \bar{U} 는 다음 식(4.44)와 같이 나타낼 수 있다.

$$\bar{U} = U_\infty e^{-(q/r)E} \quad (4.44)$$

그리고 어획량은 다음 식(4.45)와 같다.

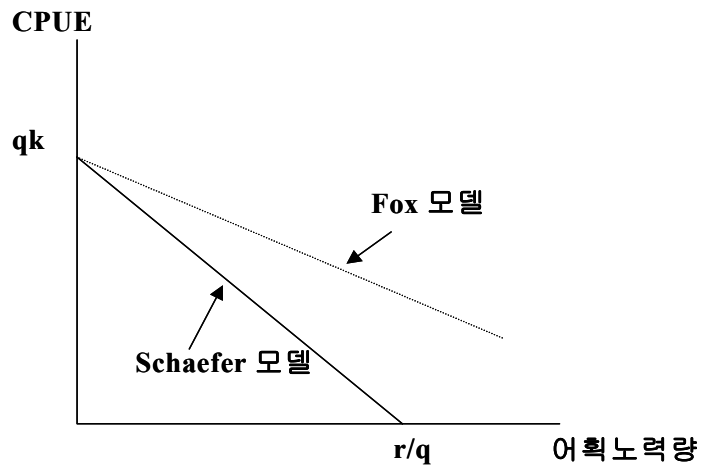
$$C = U_{\infty} E e^{-(q/r)E} \quad \text{또는} \quad (4.45)$$

$$C = qkE e^{-(q/r)E} \quad (4.46)$$

Schaefer 모델과 Fox 모델간의 비교를 위해 식(4.8)에서 Schaefer 모델의 단위어획노력량당 평균어획량은 다음과 같이 표현될 수 있다.

$$\bar{U} = \alpha - \beta E \quad (4.47)$$

<그림 4-3> 로지틱모델과 지수모델의 비교



<그림 4-3>과 같이 도식된 식(4.44)와 식(4.47)을 비교할 때 로지스틱모델에서는 자원량이 고갈되는 점($U=0$)을 도출할 수 있지만, 지수모델에서는 단위어획노력량당 어획량이 점근적(asymptotically)으로 감소한다. 따라서 지수모델은 어업이 소멸되는 점을 도출할 수 없다.

한편, Fox 모델에서 어획량을 최대화하는 어획노력수준은 1계 조건으로부터 다음과 같이 주어진다.

$$-\frac{dC}{dE} = qke^{-(q/r)E} \left(1 - \frac{q}{r} E\right) = 0 \quad (4.48)$$

이 식(4.48)의 양변을 $qke^{-(q/r)E}$ 로 나누고 그 결과를 E 에 대하여 풀면 다음 식(4.49)와 같다.

$$E_{msy} = r/q \quad (4.49)$$

이 결과를 로지스틱모델에서 도출한 식(4.10)과 비교하여보면, 지수모델에서의 최대지속적 생산량을 얻기 위해서는 로지스틱 성장모델보다 2배의 노력이 든다고 생각할 수 있다. 하지만, 이러한 생각은 적절하지 못하다. 왜냐하면 두 모델에서 사용된 q 값이 각각 다르기 때문이다. 예를 들어, 식(4.5)에서 로지스틱 성장모델의 q 값은 다음 식(4.50)과 같이 결정된다.

$$q = r(1 - B/k)/E \quad (4.50)$$

또, 식(4.39)에서 $C = qEB$ 를 대입한 후 q 에 대하여 풀면 지수모델에서의 q 값은 다음 식(4.51)과 같음을 알 수 있다.

$$q = r \ln(k/B)/E \quad (4.51)$$

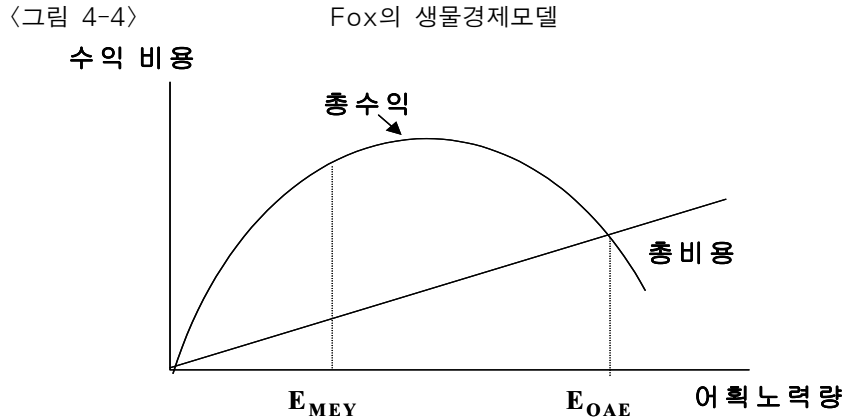
Gordon-Schaefer 모델에서와 마찬가지로 Fox 모델에서의 총수익(Total Revenue)은 어획노력의 함수인 식(4.46)에 가격(p)을 곱한 것으로 표시된다.

$$R = pqkEe^{-(q/r)E} \quad (4.52)$$

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

$$C = vE \quad (4.53)$$

이들 식으로부터 생물경제모델의 궤적은 <그림 4-4>과 같이 그릴 수 있다.



어업에서의 총렌트(π)는 식(4.52)에서 식(4.53)을 뺀 값으로 주어진다.

$$\pi = pqkEe^{-(r/q)E} - vE \quad (4.54)$$

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

$$\frac{d\pi}{dE} = pqke^{-(r/q)E} \left(1 - \frac{q}{r} E\right) - c = 0 \quad (4.55)$$

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

$$E_{mey} = \frac{r}{q} \left[1 - \frac{v}{pqk} e^{(q/r)E_{mey}} \right] \quad (4.56)$$

식(4.56)을 E_{mey} 에 대하여 풀려면 반복되는 과정을 거쳐야 한다. 식의 양변이 같아질 때까지 E_{mey} 의 값은 변화한다.¹³⁾ E_{mey} 의 선형근사치인 시작점은 다음으로부터 구할 수 있다.

$$e^{-(q/r)E} \approx [1 - (q/r)E] \quad (4.57)$$

이러한 근사치는 $(q/r)E$ 가 작은 숫자일 때 타당한데, 이러한 가정은 q 값이 대체로 아주 작은 대부분의 어업에서 타당한 가정이다. 이 가정을 식(4.56)에 적용하면 E_{mey} 추정치의 최초셀은 다음 식(4.58)과 같이 도출된다.

$$E^* = \frac{r}{q} [1 \pm \sqrt{\frac{v}{pkq}}] \quad (4.58)$$

이 식은 두 가지의 E_{mey} 값의 최초추정값을 제공한다. E_{mey} 값이 E_{msy} 값보다 더 작다고 하면 반복계산을 위한 최초값으로 사용하기 더욱 적합한 것은 다음 식(4.59)이다.

$$E^* = \frac{r}{q} [1 - \sqrt{\frac{v}{pkq}}] \quad (4.59)$$

왜냐하면, 식(4.49)에서 $E_{msy} = r/q$ 이기 때문에 E_{mey} 의 또 다른 근사치는 식(4.57)을 사용하여 다음 식(4.60)과 같이 도출할 수 있다.

$$E^* = \frac{r}{2q} [\ln(pkq) - \ln(v)] \quad (4.60)$$

자유어업의 균형은 모든 렌트가 없어지는 즉, $\pi=0$ 인 점에서 발생한다. Gordon-Schaefer 모델에서와 마찬가지로, 자유어업의 균형어획노력

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

량수준은 식(4.54)를 0으로 할 경우 다음 식(4.61)과 같이 계산할 수 있다.

$$pqke^{-(q/r)E} = v \quad (4.61)$$

식(4.61)의 좌변이 단위어획노력당 평균수입(R/E)이고, 우변은 단위어획노력당 평균비용(C/E)이므로 식(4.61)을 E 에 대하여 풀면 다음 식(4.62)를 얻는다.

$$E_{oe} = \frac{r}{q} [\ln(pqk) - \ln(v)] \quad (4.62)$$

(2) 지수함수추정을 위한 어획량 및 어획노력량 자료형성

① 어획노력량 평균법(Effort averaging method)

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

Fox에 의해서 개발된 어획노력량평균화 방법(effort averaging method)은 식(4.43)에 기인하는데, 이를 다시 쓰면 다음과 같다.

$$\ln \bar{U} = \ln(qk) - (q/r)E \quad (4.63)$$

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

$$E_t = \frac{\sum_i E_i}{n} \quad \text{for } i = t-n, \dots, t \quad (4.64)$$

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

② Fox 모델

지수함수모델을 계산하는 두 번째 방법은 Fox (1970)에 의해서 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 경제학자는 그의 방법을 사용하였다.

Fox 모델의 전개는 Schaefer 모델과 아주 비슷하다. 식(4.24)를 식(4.41)로 대체하면 식(4.26)은 다음 식(4.65)와 같이 표현될 수 있다.

$$-\frac{\Delta U}{U} = r \ln(qk) - r \ln(\bar{U}) - q \bar{E} \quad (4.65)$$

Fox는 또한 식(4.27)에서 주어진 ΔU 의 한정된 근사값을 이용하였는데 그 결과는 다음 식(4.66)과 같다.

$$\frac{\bar{U}_{t+1} - \bar{U}_{t-1}}{2\bar{U}_t} = r \ln(qk) - r \ln(\bar{U}_t) - q \bar{E}_t \quad (4.66)$$

③ Clarke, Yoshimoto and Pooley의 모델

Clarke, Yoshimoto and Pooley (이하 'CYP'라 함)는 1977년에 Schnute가 로지스틱 모델을 통합개발한 것과 동일한 선상에서 Fox 모델을 통합 개발하였다. 이들의 주장에 의하면 식(4.65)는 다음 식(4.67)과 같이 재정의할 수 있다.

$$\frac{1}{U} \frac{dU}{dt} = r \ln(qk) - r \ln(U) - qE \quad (4.67)$$

식(4.67)은 다음 식(4.68)과 표현할 수 있다.

$$\ln\left[\frac{U_{t+1}}{U_t}\right] = r\ln(qk) - r\ln(\bar{U}) - q\bar{E} \quad (4.68)$$

Schnute가 사용한 것과 동일한 방법 (Taylor approximation)을 따라 식(4.69)를 도출할 수 있고, 우변항을 $\ln(\bar{U}_{t+1})$ 로 정리하면 다음 식(4.70)과 같다.

$$\ln(\bar{U}_{t+1}) - \ln(\bar{U}_t) = 2r\ln(qk) - r(\ln(\bar{U}_t) + \ln(\bar{U}_{t+1})) - q(\bar{E}_t + \bar{E}_{t+1}) \quad (4.69)$$

$$\ln(\bar{U}_{t+1}) = \frac{2r}{2+r} \ln(qk) + \frac{2-r}{2+r} \ln(\bar{U}_t) - \frac{q}{2+r} (\bar{E}_t + \bar{E}_{t+1}) \quad (4.70)$$

(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 균형 생산량을 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 추정하는데 있어서 스톡자원량밀도는 다음 식(4.71)에 나타난 바와 같이 스톡의 성장률 ($G(B)$)과 어획량수준 ($C(E, B)$)에 의해 결정된다.

$$-\frac{dB}{dt} = B' = G(B) - C(E, B) \quad (4.71)$$

만일 한계비용이 일정하고, 단위어획량당 비용¹⁴⁾이 자원량밀도수준에 따라 변한다면, 무한대기간에 따른 이윤의 현재가치는 다음 식(72)와 같이 주어진다.

$$PV = \int_0^{\infty} e^{-\delta t} [p - v(B)] [G(B) - B'] dt \quad (4.72)$$

Clark (1990)에 따르면 최대이윤의 현재가치는 극대화를 위한 Euler의 필요조건을 적용함으로써 다음 식(4.73)과 같이 결정될 수 있다.

$$\frac{\partial PV}{\partial B} = \frac{d}{dt} \frac{\partial PV}{\partial B'} \quad (4.73)$$

여기서 식(4.73)은 다음 식(4.74)와 식(4.75)와 같다.

$$\frac{\partial PV}{\partial B} = e^{-\delta t} [-v'(B)[G(B) - B'] + [p - v(B)]G'(B)] \quad (4.74)$$

$$\frac{d}{dt} \frac{\partial PV}{\partial B'} = \frac{d}{dt} [e^{-\delta t} [p - v(B)]] = e^{-\delta t} [\delta [p - v(B)] + v'(B)B'] \quad (4.75)$$

식(4.74)와 식(4.75)를 결합하면 다음 식(4.76)을 얻는다.

$$-v'(B)G(B) + p[p - v(B)]G'(B) = \delta [p - v(B)] \quad (4.76)$$

이를 다시 정리하면 다음 식(4.77)과 같다.

$$G'(B) - \frac{v'(B)G(B)}{p - v(B)} = \delta \quad (4.77)$$

여기서 Schaefer의 로지스틱모형을 위한 장기적 최적 스톡의 크기는

14) 단위어획량당 비용은 단위어획노력량당 비용을 단위어획노력량당 어획량 (CPUE)로 나눈 값이다. 즉, $c(B) = c/(qB)$.

다음 식(4.78)과 같이 주어진다.

$$G(B) = rB(1 - B/k) \text{ and } v(B) = v/qB \quad (4.78)$$

식(4.78)을 식(4.77) 속으로 결합하면 다음 식(4.79)와 같이 나타낼 수 있다.

$$(r - \frac{2r}{k} B) - \frac{(-v/qB^2)(rB - rB^2/k)}{p - v/qB} = \delta \quad (4.79)$$

결과적으로, 최적자원량크기 (B^*)는 다음 식(4.80)과 같다.

$$B^* = \frac{k}{4} [1 + \frac{v}{pqk} - \frac{\delta}{r}] + \sqrt{[1 + \frac{v}{pqk} - \frac{\delta}{r}]^2 + \frac{8v\delta}{rpqk}} \quad (4.80)$$

이와 같이 최적스톡수준이 주어지면, 이 자원량수준에서의 어획노력수준, 어획량 및 지대이윤수준은 도출될 수 있다.

한편, 지수성장모델에 따른 DMEY에서의 자원량을 결정하는 방정식은 다음 식(4.81)과 같다. 이 방정식은 지수모델의 MEY를 도출하는 방법과 같이 Exel의 목표값찾기모델을 이용하거나 반복적 절차에 따라 추정하는 것이 필요하다.

$$\ln(-\frac{k}{B^*}) = (1 + \frac{\delta}{r})(1 - \frac{v/pq}{B^*}) \quad (4.81)$$

(4) 실적자료에 의한 모델추정방법과 균형모델

거의 대부분의 수산자원은 균형을 이루기 힘들다. 불균형하에서의 어획량과 어획노력량의 자료를 이용하여 균형생산곡선을 추정하는 방법들이 개발되고 있다. 로지스틱 생산함수의 대표적 모델인 Schaefer 모델, Schnute 모델 및 Walters&Hilborn(WH) 모델과 지수함수의 대표적 모델인 Fox 모델과 Clarke, Yoshimoto and Pooley(CYP) 모델 추정을 위한 자료형성은 다음 <표 4-1>과 같다.

여기서 Schaefer 모델은 시간에 대하여 연속적인 모델로서 일정기간(1년)

의 평균을 이용한 반면에, Schnute(1977)과 Walters and Hilborn(1976)은 평균이 아니라 총합에 기초한 근사값을 대안으로 제시하였다. Gulland (1961)는 단위어획노력량당 어획량과 평균어획노력량의 과거 자료를 비교하는 방법에 의거 균형어획률을 계산하는 단순한 방법을 개발하였다. 그 후 이 방법은 Fox에 의해 지수함수 방법으로 발전되었다. 그런데, 최근의 실증적 연구결과 이 방법은 일반적으로 MSY와 MSY를 달성하는 어획량수준 (E_{msy})을 과대평가하는 문제점들이 지적되고 있다(Polacheck, Hilborn and Punt, 1993). Clarke, Yoshimoto and Pooley(1977)는 Schnute가 로지스틱 모델을 통합개발한 것과 동일한 선상에서 Fox 모델을 통합개발하였다.

〈표 4-1〉 생물경제모델 추정을 위한 모델구성

함수형태	생산모델	추정식
로지스틱 함수	Schaefer model	$\frac{\overline{U_{t+1}} - \overline{U_{t-1}}}{2\overline{U_t}} = r - \frac{r}{qk} \overline{U_t} - q\overline{E}$
	Schnute model	$\ln \left[\frac{\overline{U_{n+1}}}{\overline{U_n}} \right] = r - \frac{r}{qk} \left[\frac{\overline{U_t} + \overline{U_{t+1}}}{2} \right] - q \left[\frac{E_t + E_{t+1}}{2} \right]$
	WH model	$\frac{\overline{U_{t+1}}}{\overline{U_t}} - 1 = r - \frac{r}{qk} \overline{U_t} - qE_t$
지수함수	Fox model	$\frac{\overline{U_{t+1}} - \overline{U_{t-1}}}{2\overline{U_t}} = r \ln(qk) - r \ln(\overline{U_t}) - q\overline{E_t}$
	CYP model	$\ln(\overline{U_{t+1}}) = \frac{2r}{2+r} \ln(qk) + \frac{2-r}{2+r} \ln(\overline{U_t}) - \frac{q}{2+r} (E_t + E_{t+1})$

이상과 같이 검토된 로지스틱성장모델과 지수성장모델에 따른 잉여생산모델의 도출과정을 통하여 생물경제 균형모델을 도출할 수 있는데, 이를 요약하면 다음 <표 4-2>와 같다.

〈표 4-2〉

정태적 및 동태적 생물경제 균형모델

Level	Parameter	Logistic 성장모델	Exponential 성장모델
Catch	Equation	$qkE(1-qE/r)$	$qkE \exp(-(q/r)E)$
M S Y	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})	$pC_{msy}-vE_{msy}$	$pC_{msy}-vE_{msy}$
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}	$pC_{mey} - vE_{mey}$	$pC_{mey} - vE_{mey}$
DMEY ₁₎	$B_{dmeY}(B^*)$	$(k/4)[1+(v/(pkq))-8/r]+$ $SQR([1+(v/(pkq))-8/r]^2+$ $[8v8/(rpqk)])$	$LN(k/B^*)=(1+8/r)[1-(v/pq)/B^*]$
	C_{dmeY}	$rB^*(1-B^*/k)$	$rB^* LN(k/B^*)$
	E_{dmeY}	$C_{dmeY}/(qB_{dmeY})$	$C_{dmeY}/(qB_{dmeY})$
	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}	$pC_{oae} - vE_{oae}$	$pC_{oae} - vE_{oae}$

3. 비선형단기모델

상기 선형모델의 중요한 기초 가정은 어느 한 해의 어획량은 어획노력량에 대한 선형함수라는데 있다. 이것은 곧 어획노력량은 지속적으로 어업에 투입되며, 어획량은 일정한 비율로 증가한다는 것을 의미한다. 그러나 다른 산업과 마찬가지로 수산업 역시 수확체감의 법칙을 따른다. 어획노력 단위당 어획량은 어획노력량이 낮은 수준에 있을 때 가장 높게 나타나며, 어획노력량이 가장 높은 수준에서부터 감소한다. 스톡은 일반적으로 해층(sea bed)을 따라 균등하게 배분되지 않으며, 대부분 스톡이 풍부한 어장부터 먼저 어획을 하게 된다. 어민들은 풍부한 어장의 자원이 고갈되면 또 다른 곳을 찾아 이동하게 된다. 다른 어민들에 대한 정보 및 지식이 부족할 경우, 어느 어민들은 이미 고갈된 지역에서 어획을 하고자 하는 경우도 있다. 이는 아직 고갈되지 않은 풍부한 해역의 위치에 대한 정보가 부족할 경우, 비생산적인 지역에서 어획을 하게되는 결과를 초래한다. 어획이 증가하면 추가적인 어장을 찾을 확률은 감소하므로 어획노력 단위당 어획량은 당연히 감소하게 된다.

어획량과 어획노력량과의 비선형관계인 비선형단기모델은 크게 두 가지 형태로 개발되어 왔는데, 하나는 콥-더글라스 생산함수에 기초를 둔 모델이며, 다른 하나는 Coppola 생산함수모델이다.

1) 콥-더글라스 생산함수모델

Tsoa, Schrank and Roy(1985)는 어업생산함수로서 콥-더글라스생산함수의 일반적인 형태를 제안하였다.

$$C = qE^{\alpha}B^{\beta} \quad (4.82)$$

- α, β 는 각각 어획노력량과 스톡 탄력성의 파라미터
- $\alpha < 1$ 임으로 추가적인 어획노력량 단위에 대해 수익체감 발생
- α 와 β 가 1일 때 생산함수는 전통적 콥-더글라스모델과 동일.

(1) 로지스틱 성장함수

Tsoa, Schrank and Roy(1985)는 다시 로지스틱성장 가정에 기초를 둔 잉여생산모델을 개발하였다. 전통적 모델과 같이 어획량이 스톡의 잉여생산과 일치할 때 균형을 이룬다.

$$C = qE^{\alpha}B^{\beta} = rB(1 - B/k) \quad (4.83)$$

· r, k 는 각각 인구의 순간성장률(the instantaneous growth)과 최대 자원량수준의 파라미터.

위 식을 재정리하면

$$B = k(1 - \frac{q}{r} E^{\alpha} B^{\beta} - 1) \quad (4.84)$$

자원량에 대해 이 식을 풀다는 것은 불가능하므로, 어획량의 스톡 탄력성을 1로 가정한다(즉 스톡크기가 1퍼센트 증가할 때 어획 역시 1퍼센트 증가하게 된다). 이것은 전통적인 잉여생산모델의 암묵적 가정과 동일하다. 이 가정에 의해 자원량은 다음과 같이 어획노력량의 함수로 표현될 수 있다.

$$B = k(1 - \frac{qE^{\alpha}}{r}) \quad (4.85)$$

따라서 어획량은 다음과 같이 정리된다.

$$C = qkE^{\alpha}(1 - \frac{qE^{\alpha}}{r}) \quad (4.86)$$

식 (4.86)을 E 에 대해 미분하면, MSY를 달성할 수 있는 어획노력량의 수준이 다음 식과 같이 유도된다.

$$E_{msy} = \left(\frac{r}{2q}\right)^{\frac{1}{\alpha}} \quad (4.87)$$

어획노력량에 대한 수확체감법칙에 따라 $\alpha < 1$ 이라고 가정하면, MSY를 달성하는데 요구되는 어획노력량의 수준은 전통적인 모델을 사용한 평가방법의 것보다 더 클 것이다. 테일러 정리를 이용해, β 가 1에 가까워질 때($\beta \neq 1$) 식 (4.84)의 근사치(approximation)를 추정할 수 있다. 이는 또한 어획량의 스톡탄력성이 약 1정도라고 가정할 때도 추정할 수 있다. 1계 테일러급수추정(The first order Taylor's series approximation)은 다음에 의해 주어진다.

$$B = \frac{k[1 - k^{\beta-1}E^{\alpha}(1 - \frac{qE^{\alpha}}{r})^{\beta-1}(\frac{q}{r} - \beta - 1)]}{1 + k^{\beta-1}(\beta-1)E^{\alpha}(1 - \frac{qE^{\alpha}}{r})^{\beta-2}} \quad (4.88)$$

위로부터 장기어획량과 어획노력량연관모델의 추정은 다음과 같이 주어진다.

$$C = qE^{\alpha} \left[\frac{k[1 - k^{\beta-1}E^{\alpha}(1 - \frac{qE^{\alpha}}{r})^{\beta-1}(\frac{q}{r} - \beta - 1)]}{1 + k^{\beta-1}(\beta-1)E^{\alpha}(1 - \frac{qE^{\alpha}}{r})^{\beta-2}} \right]^{\beta} \quad (4.89)$$

또한 어획노력량의 각각 수준에 따른 장기이윤수준은 다음과 같이 주어진다.

$$\pi = pqE^{\alpha} \left[\frac{k[1 - k^{\beta-1}E^{\alpha}(1 - \frac{qE^{\alpha}}{r})^{\beta-1}(\frac{q}{r} - \beta - 1)]}{1 + k^{\beta-1}(\beta-1)E^{\alpha}(1 - \frac{qE^{\alpha}}{r})^{\beta-2}} \right]^{\beta} - vE \quad (4.90)$$

이윤극대화를 위한 일계조건을 구하고자 할 때, 이 함수는 미분가능하나 그 과정이 상당히 복잡해진다. 예를 들어 어획노력량의 장기이윤극대화 수준은 $\beta = 1$ 에서 달성될 수 있으며, 다음 식으로 나타낼 수 있다.

$$-\frac{d\pi}{dE} = \alpha p q k \left(E^{\alpha-1} - 2 \frac{q}{r} E^{2\alpha-1} \right) - v = 0 \quad (4.91)$$

이를 다시 E 에 대하여 풀면

$$E_{mey} = \left[\frac{r}{2q} \left(1 - \frac{v}{\alpha p q k E_{mey}^{\alpha-1}} \right) \right]^{\frac{1}{\alpha}} \quad (4.92)$$

지수적 성장모델에 기초하여, 최대의 경제적 수확을 생산할 수 있는 어획노력량의 가치는 반복적인 과정을 거치는 방법과 비선형 해결사(solver)¹⁵⁾를 통해 풀어낼 수 있다.

유사한 방법으로 자유어업균형에서 어획노력량의 수준 또한 식 (4.90)을 “0”으로 놓고 E 에 대해 풀 경우 구할 수 있다. 다시 $\beta = 1$ 로 놓고 풀면,

$$E_{oae} = \left[\frac{r}{q} \left(1 - \frac{v}{p q k E_{oae}^{\alpha-1}} \right) \right]^{\frac{1}{\alpha}} \quad (4.93)$$

(2) 지수적 성장모델

지수적 성장모델의 경우, 균형에서 잉여성장은 수확의 수준과 동일하며 다음과 같이 주어진다.

$$C = q E^{\alpha} B^{\beta} = r B \ln(k/B) \quad (4.94)$$

모델의 단순화를 위해 $\beta = 1$ 로 놓으면, 자원량의 균형수준은 식 (4.94)에서 구할 수 있으며 다음과 같이 주어진다.

$$B = k e^{-\frac{q}{r} E^{\alpha}} \quad (4.95)$$

15) GAMS와 같은 소프트웨어를 통하여 해를 찾을 수 있음.

따라서 어획은 다음과 같이 주어진다.

$$C = qkE^\alpha e^{-\frac{q}{r}E^\alpha} \quad (4.96)$$

지속적 수확을 극대화하는 어획노력량의 수준은 식 (4.96)을 1계미분하여 다음과 같이 얻을 수 있다.

$$E_{msy} = \left(\frac{r}{q} \right)^{\frac{1}{\alpha}} \quad (4.97)$$

이전의 모델처럼 수산업의 이윤수준은 총비용보다 작은 수준인 총수입에 의해 결정된다. $\beta = 1$ 이라고 놓으면, 다음과 같다.

$$\pi = pqkE^\alpha e^{-\frac{q}{r}E^\alpha} - vE \quad (4.98)$$

수산업에서 이윤극대화를 위한 어획노력량의 수준은 식 (4.98)을 E 에 대해 미분하여 얻을 수 있다. 일계미분하여 “0”으로 놓았을 때 극대이윤을 구할 수 있으며, 그 결과를 E 에 대하여 풀면

$$E_{mey} = \left[\frac{r}{q} \left(1 - \frac{v}{\alpha pqk E_{mey}^{\alpha-1}} e^{-\frac{q}{r} E_{mey}^\alpha} \right) \right]^{\frac{1}{\alpha}} \quad (4.99)$$

와 같다. 유사한 방법으로, 어획노력량에 대한 자유어업균형은 식(4.98)을 “0”으로 놓고 E 에 대하여 풀면 구할 수 있다.

$$E_{oae} = \left[\frac{r}{q} [(\alpha - 1) \ln E_{oae} + \ln(pqk) - \ln(v)] \right]^{\frac{1}{\alpha}} \quad (4.100)$$

자유어업균형과 어획노력량의 최대지속가능어획수준 모두 비선형해결사를 이용한 반복적 계산을 통해 얻을 수 있다.

2) 코폴라 생산함수

선형어획함수와 콥-더글라스함수 모두 어획량이 모든 자원량의 수준을 초과할 수는 없다. 따라서 주어진 자원량에 따라 어획의 총량을 제한할 수 있는 대안적인 어획노력연관모델이 요구된다. 이에 따른 함수의 형태로서 Mitscherlich-Spillman 모델이 있다. 코폴라(Coppola)는 이 생산함수를 다음과 같은 형태로 응용하였다.

$$C = B(1 - R_e^E)(1 - R_s^S) \quad (4.101)$$

B 는 모든 자원량의 크기이며, E 는 어획노력량, S 는 자원량 중 $S \leq B$ 가 되도록 어획된 부분이다. 그리고 R_e 와 R_s 는 $0 < R_e < 1$ 과 $0 < R_s < 1$ 일 때의 파라미터들이다. 이 파라미터들은 생산요소가 증가함에 따라, E 와 S 의 한계생산이 감소하는 수준을 반영한다. $E=0$ 그리고/또는 $S=0$ 일 때 생산은 “0”이 된다. 양의 값을 가지는 어획노력과 “0”이 아닌 값인 스톡(a non zero portion of the fish stock)은 양의 값을 갖는 어획량을 위해 필수조건이다. 더욱이, 선형 및 콥더글라스 형태와 달리 극대실질어획량은 E 와 S 가 무한대로 갈 때 증가한다. 이때 어획은 총자원량의 크기와 일치한다.

$S \leq B$ 이므로, B 가 유한한 값을 갖는 반면, S 가 무한한 값을 갖는다고 단언하는 것은 모순된다. 생산함수는 이러한 예외적인 측면을 재구성되는 것이 바람직하며, 수정된 형태는 다음과 같다.

$$C = B(1 - R_e^E)(1 - \frac{S}{B})R_s^S \quad (4.102)$$

이때 S/B 의 비율은 스톡의 이용계수(the coefficient of exploitation)이다. 어획이 총스톡에 영향을 미칠 때, 이용계수는 1과 같다. 이는 어획활동의 수준에 제한이 없을 경우 발생한다. 이 경우 스톡의 평가비용은 “0”이다. 신고전학과 이론에 따르면, 생산요소간 대체가 주어졌을 때, 개별운영자는 상대적으로 낮은 비용으로 더 많은 요소를 투입하게 된다. 따라서

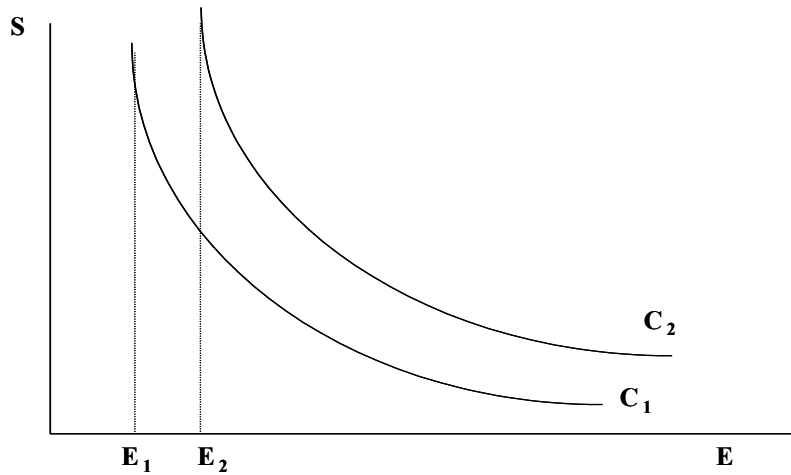
총자원량 B 는 $S=B$, $S/B=1$ 일 때 어획활동에 의해 영향을 받게 될 것이다.

이는 <그림 4-5>의 등량곡선과 등비용곡선을 사용하여 보일 수 있다. 이용계수가 일정하다고 가정하면, 식 (4.102)에서 주어진 생산함수의 등량곡선은 다음에 의해 주어진다.

$$S = \ln \left[1 - \frac{C}{B(1 - R_e^E)} \right] (\ln R_s)^{-1} \quad (4.103)$$

주어진 생산함수 형태로부터, 어떠한 생산요소도 생산과정에 있어 다른 요소로 대체될 수 없다. 어획된 스톡의 비용이 0이므로, 등비용곡선은 수직이 된다. 그 결과, 등비용곡선은 등량곡선이 역시 수직일 때만, 등량곡선과 접하게 된다. 결국, 무한한 접점의 수가 있으며, 생산요소의 최적조합은 정의되지 않는다. 그러나 스톡의 비용이 “0”이라고 할 때, 개별운영자는 스톡의 극대크기의 사용을 시도한다. 따라서 어획노력은 총자원량 B 에 영향을 미칠 것이다.

[그림 4-5] 단기 등량곡선과 등비용곡선



$S/B=q$ 인 경우를 고려하여, 식(4.102)는 다음과 같이 단순화된다.

$$C = B(1 - R_e^E) \quad (4.104)$$

스톡에 접근이 자유로울 때, 스톡의 이용이 극대화되며, $(1 - R_s)^s$ 란 용어는 사라진다. 그러나 $(1 - R_s)^s$ 이 사라졌다고 해서, 스톡이 생산요소가 아니라는 의미는 아니다. 오히려 어획노력이 총자원량에 영향을 주었기 때문에 스톡생산성이 극대에 이른다. 결국, 자원량 B의 크기는 더 이상 외생적이지 않으며, 이전 연도의 어획크기에 의해 영향을 받는다. 생산함수의 자원량 동태모델은 자원량의 변화를 고려하지 않으며, 다음과 같이 표현될 수 있다(Hilborn and Walters 1992).

$$C_t = B_t(1 - R_e^E) \quad (4.105)$$

제약조건은 다음과 같다.

$$B_t = B_{t-1} + G_{t-1} - C_{t-1} \quad (4.106)$$

C_t, E_t 그리고 B_t 가 각각 t 년도의 어획, 어획노력량, 자원량일 때, G_{t-1} 은 전년도에 걸친 성장이다. 첫 번째 식은 단기생산함수이며, 두 번째 식은 당해년도의 자원량과 전년도의 자원량을 연결하는 동태적 요소, 즉 어류모집단의 자연성장과 전년도의 어획을 도입하였다. $B_t = B_{t-1}$ 로 균형을 이룰 때, $G_t = C_t$ 가 된다. 이는 어획의 크기는 물고기 모집단의 자연성장과 같음을 의미한다.

(1) 로지스틱 성장모델

균형을 이룰 때 어획은 성장률과 같다.

$$B(1 - R_e^E) = rB\left(\frac{k-B}{k}\right) \quad (4.107)$$

이 식은 주어진 어획노력량의 수준에 대한 자원량의 균형수준을 생산하기 위해 다음과 같이 재정리될 수 있다.

$$B = k - \frac{k(1-R-e^E)}{r} \quad (4.108)$$

따라서 어획의 균형수준은 다음과 같다.

$$C = \frac{k}{r}(r-1+R-e^E)(1-R_e^E) \quad (4.109)$$

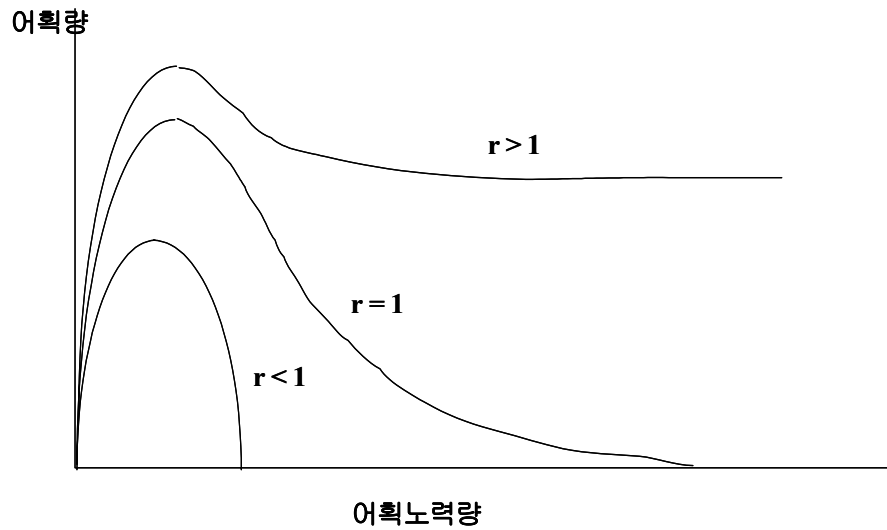
식(4.108)에서 장기정체상태(the long run steady-state)일 때 모집단의 크기는 극대모집단크기 k 에 비례하며, 어획노력의 수준 E 와 본원적 자연성장률(the intrinsic rate of natural population growth) r 에 반비례한다. 본원적 성장률은 반드시 “0”보다 크다. 만일 $r=0$ 일 때, 자원은 재생산이 불가능하며 어획노력량이 장기적으로 이루어질 때, 고갈될 것이다. 따라서 균형자원량과 어획은 존재하지 않는다.

식 (4.109)에서 $E \rightarrow \infty$ 일 때 $R_e^E \rightarrow 0$ 와 어획량곡선은 점근적(asymptotically)으로 $k(r-1)/r$ 로 접근하는 경향이 있다. $r=1$ 일 때, 어획노력량곡선은 점근적으로 “0”에 가까워지며, <그림 4-6>에 나타나 있다. $r > 1$ 일 때 자원은 어떠한 어획노력량으로도 고갈되지 않는다. $r < 1$ 일 때 곡선은 점근적으로 음의 값에 가까워지며(the curve asymptotes to a negative value), X선을 지나 통과한다. 이때 $E = \ln(1-r)/\ln R$ 이다. 음의 값을 갖는 노력은 불가능하므로 곡선은 이 점에서 끝나게 된다. 대부분의 경우 극대 지속가능한 어획수준은 $E = \ln(1-r/2)/\ln R$ 일 때 가능하다. MSY는 다음과 같다.

$$C_{msy} = \frac{k}{r} \left(r-1 + R^{-\frac{\ln(1-r/2)}{\ln(R)}} \right) \left(1 - R^{-\frac{\ln(1-r/2)}{\ln(R)}} \right) \quad (4.110)$$

<그림 4-6>과 같이 Schaefer성장모델이 모델개발시 사용되었음에도 불구하고 어획노력연관은 비대칭이다. 이러한 비대칭은 일정하지 않은 투입요소의 한계생산으로부터 증가한다.

〈그림 4-6〉 로지스틱 성장함수에서의 어획량과 어획노력량의 장기적 관계



(2) 지수성장 모델

이 모델은 지수성장함수를 사용해 추정할 수 있다. 지수성장모델은 다음과 같다.

$$\frac{dB}{dt} = G = rB \ln(k/B) \quad (4.111)$$

이전과 같이, 어획의 식이 성장의 식과 같다고 놓으면

$$B(1 - R^E) = rB \ln(k/B) \quad (4.112)$$

이로부터 주어진 어획노력량에 대한 균형자원량이 주어진다.

$$B = k \exp\left(-\frac{(1-R^E)}{r}\right) \quad (4.113)$$

이에 대응하는 지속 가능한 어획의 수준은 다음과 같다.

$$C = \frac{K(1-R^E)}{\exp\left(\frac{(1-R^E)}{r}\right)} \quad (4.114)$$

식 (4.114)를 E에 대하여 미분하면 극대지속가능 어획을 생산하는 어획 노력량의 수준은 다음과 같이 주어진다.

$$E = \ln(1-r)/\ln R \quad (4.115)$$

이는 동시에 Schaefer 로지스틱모델에서 $r < 1$ 일 때, 스톡이 고갈된 상태의 어획노력량수준이다. 그러나 로지스틱모델과 달리, 만일 지수성장 모델이 적절하다고 하더라도 스톡은 고갈될 수는 없을 것으로 보여진다. $E \rightarrow \infty$ 에 따라, $R^E \rightarrow 0$ 이 되나, 어획곡선은 점근적으로 $k/\exp(1r)$ 에 가까워지게 된다. 분모(denominator)는 항상 양의 값을 가지므로, 어획은 언제나 0보다 크다. 지수적 모델은 <그림 4-7>에 나타나 있다. <그림 4-7>과 식 (4.115)로부터 $r < 1$ 일 때 극대지속가능어획이 유일하게 발생한다. $r = 1$ 일 때, 극대지속가능어획량은 모든 어획노력량수준(an infinite number of levels of effort)에서 성취되며, $r > 1$ 일 때, 극대지속가능어획량은 무한의 어획노력량수준(an infinite effort level)에서 유일하게 성취된다.

<그림 4-7> 지수성장함수에서의 어획량과 어획노력량과의 장기적 관계



(3) 생물경제 모델

경제적 파라미터들을 모델 내로 결합하였을 때 복잡성이 증대된다. 가격이 일정하고 어획노력량의 한계비용이 일정하다고 가정하면, 단순잉여생산의 생물경제모델은 로지스틱 성장모델로부터 발전될 수 있으며, 다음과 같이 표현된다.

$$\pi = \frac{pk}{r}(r-1+R^E)(1-R^E) - vE \quad (4.116)$$

π 가 수산업의 지속가능한 이윤수준일 때, p 는 각 어획단위의 평균가격이며, v 는 상수값을 갖는 어획노력량생산의 한계비용이다. 이윤함수를 어획노력량에 대해 미분하면

$$\frac{d\pi}{dE} = \frac{-2pk\ln(R)r^{2E}}{r} - \frac{pk(r-2)\ln(R)R^E}{r} - v \quad (4.117)$$

따라서 연간 지속가능한 이윤은 아래 수준에서 극대화된다.

$$(pk\ln(R)R^E)(2(1-R^E)-r) = vr \quad (4.118)$$

이는 비선형이므로 대수적으로 쉽게 풀 수는 없다. 그러나 이윤을 극대화하는 어획노력량의 수준은 파라미터 p, c, k, R 및 r 의 적절한 값이 존재하면, 반복적으로 추정될 수 있다.

이와 유사하게, 지수성장의 이윤극대화조건 역시 추정될 수 있다. 가격과 비용을 식 (4.114)와 결합하여 이윤함수를 이끌어 낼 수 있다.

$$\pi = pk(1-R^E) \exp\left(-\frac{(1-R^E)}{r}\right) - vE \quad (4.119)$$

이를 어획노력량에 대해 미분하면 이윤극대화의 조건이 나온다.

$$(pk\ln(R)\exp[R^E/r + E\ln(R) - (1/r)])(\exp(E\ln(R)) + (r-1)) + rv = 0 \quad (4.120)$$

이 역시 고도의 비선형 형태이므로 대수적으로 쉽게 풀 수 없다. 그러나 로지스틱 모델과 같이 이윤극대화 수준은 파라미터 p, v, k, R 및 r 의 적절한 값이 존재할 때 반복적으로 추정 가능하다.

4. 장단기 이윤에 대한 어획노력량감소의 효과

생산함수의 형태는 최적어획노력량수준에 실질적인 영향을 줄뿐만 아니라, 어획노력량의 감소로 발생하는 편익의 상대적 타이밍에도 영향을 미친다.

1) 단기선형어획노력량연관모델

$$\pi = pqEB - vE \quad (4.121)$$

따라서 장기이윤의 어획노력량변화 효과는 다음과 같이 표현된다.

$$\frac{\partial \pi}{\partial E} = pqB - v \quad (4.122)$$

수산업 이윤의 어획노력량에 대한 단기탄력성은 다음과 같이 표현된다.

$$\frac{\partial \pi}{\partial E} \bigg/ \frac{\pi}{E} = \frac{pqB - v}{pqB - v} = 1 \quad (4.123)$$

따라서 어획노력량의 감소에 비례하여 단기 이윤은 감소한다.

단순로지스틱모델을 가정하였을 때, 장기이윤은 식 (4.14)에 의해, 그리고 이윤에 대한 어획노력량변화의 효과는 식 (4.15)에 의해 주어진다. 어획노력량에 대한 수산업이윤의 장기 탄력성은 다음과 같이 주어진다.

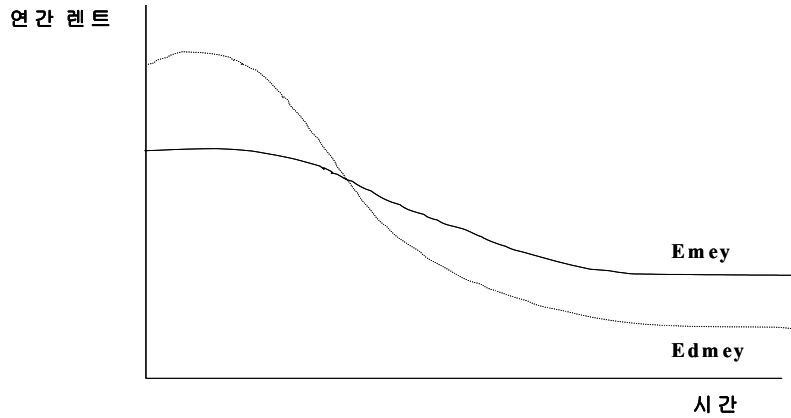
$$\frac{d\pi}{dE} \bigg/ \frac{\pi}{E} = \frac{pqk(1 - 2\frac{q}{r}E) - v}{pqk(1 - \frac{q}{r}E) - v} \quad (4.124)$$

탄력성의 부호는, 수산업의 어획노력량수준에 따르는 식(4.124)의 분자와 분모의 부호에 따라 결정된다. 식 (4.16)으로부터, 어획노력량의 수준이 MEY를 생산하는 것보다 작을 경우, 분자는 양의 값이 될 것이며, 더 높은 수준의 어획노력량에서는 음의 값이 된다. 식 (4.18)로부터 분모는 자유어업균형보다 작은 모든 어획노력량의 가치에 대해 양의 값을 갖게 될 것이다. 따라서, 위의 이론과 같이, 어획노력량이 자유어업균형수준 이하로 감소할 때 장기이윤이 증가할 것이다.

전통적인 잉여생산함수에서는 모든 어획노력량감소의 편익은 단기 장기에 걸쳐 증가한다. 단기의 경우, 어획노력량수준의 감소에 비례하여 어업 이윤이 감소한다. 전통적 모델의 어획노력량감소에 의한 편익이 단기 장기에 증가한다고 할 때, 단기에는 비용손실이 발생하는 반면, 사회의 시간선택호가 고려되기만 한다면 어획노력량의 최적수준은 더 작아 질 것이다. 할인율이 고려되었을 경우 장기이윤극대화 어획량은 동태적 MEY(DMEY)로 정의된다. 시간선택호문제가 포함되고 이는 시간에 걸친 이윤의 할인율로부터 유도된다. DMEY는 어획량의 균형수준이다. DMEY는 극대경제어획량의 경우보다 더 높은 어획노력량과 더 낮은 바이오매스의 수준으로 특성을 나타낼 수 있다. 그러나 어획수준은 바이오매스의 수준이 어떠한가에 따라 극대경제어획량보다 높거나 낮을 수 있다. 이는 <그림 4-8>에 나타나 있다. 어획노력량의 수준을 E_{MEY} 에 동등하게 적용하면 결국 미래 어느 시점의 극대경제어획량이 나온다. 그러나 새로운 어업의 자원량은 자원량의 균형수준보다 크기 때문에 단기에 있어 어획량 또한 균형수준일 때보다 높다. 따라서 이윤 역시 균형수준일 때보다 단기에 더 높다.

〈그림 4-8〉

시간의 흐름에 따른 이윤계적



더 높은 어획노력량수준을 적용하면 초기 몇 년 동안 더 높은 이윤을 낚는다. 그러나 그 이후에는 더 낮은 이윤을 낚는다. 미래의 균형점에서 이윤이 더 낮지만, 두 번째 꺾이는 수입에 대한 시간선택이 고려되었을 경우 여전히 최적수준일 수 있다.

잉어생산모델을 추정할 때, 스톡자원량의 변화는 스톡성장률과 어획수준에 의해 결정된다고 가정되었으며, 다음과 같다.

$$\frac{dB}{dt} = \dot{B} = g(B) - f(EB) \quad (4.125)$$

$g(B)$ 가 개체군의 성장이며, 이는 자원량(B)의 함수이고, $f(E, B)$ 는 자원량과 어획노력량의 함수인 어획의 수준이다. 식(4.115)를 재정리하고 다시 상수인 한계가격 p 를 가정하고, 또 단위어획비용 $v(B)$ 는 자원량의 수준에 따라 변화한다고 가정하면, 무한한 기간에 걸친 이윤의 현재가치는 아래와 같게 된다.

$$PV = \int_0^{\infty} e^{-\delta t} [p - v(B)] [g(B) - \dot{B}] dt \quad (4.126)$$

제 4 장 균형모델

여기서, δ 는 소득과 소비에 대한 사회의 시간선호를 반영하는 할인율이다.

Clark에 의하면, 이윤의 최대현재가치는 극대화를 위한 오일러 필요조건을 적용하여 아래와 같이 결정될 수 있다.

$$\frac{\partial PV}{\partial B} = \frac{d}{dt} \frac{\partial PV}{\partial \dot{B}} \quad (4.127)$$

여기서,

$$\frac{\partial PV}{\partial B} = e^{-\delta t} \{ -v'(B)[g(B) - \dot{B}] + [p - v(B)]g'(B) \} \quad (4.128)$$

$$\frac{d}{dt} \frac{\partial PV}{\partial \dot{B}} = \frac{d}{dt} \{ e^{-\delta t} [p - v(B)] \} = e^{-\delta t} \{ \delta [p - v(B)] + v'(B) \dot{B} \} \quad (4.129)$$

식 (4.128)과 (4.129)를 같다고 놓고, 단순화하면 다음을 얻을 수 있다

$$-v'(B)g(B) + p[p - v(B)]g'(B) = \delta[p - v(B)] \quad (4.130)$$

이를 재정리하면

$$g'(B) - \frac{v'(B)g(B)}{p - v(B)} = \delta \quad (4.131)$$

이로부터, 장기최적스톡규모가 추정될 수 있다. 예를 들어 Schaefer 모델에서 성장과 비용은 다음과 같이 주어진다.

$$g(B) = rB(1 - B/k) \text{ and } v(B) = v/qB \quad (4.132)$$

이를 식 (4.132)와 결합하면

$$\left(r - \frac{2k}{k} B \right) - \frac{(-v/qB^2)(rB - rB^2/k)}{p - v/qB} = \delta \quad (4.133)$$

이를 B 에 대해 풀면 2차 식이 나오며, 근들(roots) 중 하나만이 양의 값을 갖는다. 따라서 최적자원량의 크기 B 는 다음과 같이 표현된다.

$$B^* = \frac{k}{4} \left[1 + \frac{v}{pkq} - \frac{\delta}{r} \right] + \sqrt{\left[1 + \frac{v}{pkq} - \frac{\delta}{r} \right]^2 + \frac{8v\delta}{rpkq}} \quad (4.134)$$

최적스톡수준이 주어질 경우, 자원량의 수준을 결정할 수 있는 어획노력량의 수준을 구할 수 있으며, 어획노력량수준과 결합된 어획량 및 이윤의 수준도 구할 수 있다.

지수성장모델이 주어졌을 때, DMEY의 자원량을 결정하기 위한 식도 유사한 방법으로 유도할 수 있다. Clarke, Yoshimoto, Pooley에 따르면 결정식(resultant equation)은 다음과 같다.

$$\ln\left(\frac{k}{B^*}\right) = \left(1 + \frac{\delta}{r}\right) \left(1 - \frac{v/pq}{B^*}\right) \quad (4.135)$$

E_{mey} 의 해(solution)로써, B_{dmeY} 는 반복하거나, 스프레드시트의 솔버 도구를 사용해 풀 필요가 있다.

2) 비선형단기모델

어업의 장,단기 이윤수준에 대한 어획노력량수준의 변화효과는 콤퍼글라스 생산함수를 이용해 설명될 수 있다. 상대적인 효과의 유도가 보다 복합적임에도 불구하고, Coppola 생산 함수와 유사한 효과의 발생이 가능하다.

식 (4.55)로부터, 단기 어업의 총이윤은 다음과 같이 주어진다.

$$\pi = pqE^{\alpha}B^{\beta} - vE \quad (4.136)$$

이때 p 가 어획단위당 평균가격이라면, q 는 어획가능 상관계수이며, E 는 어획노력량의 수준 그리고 B 는 자원량이다. 이때 계수 α 와 β 는 각각 어획노력량과 자원량에 대한 어획의 탄성치이다. 단기에 자원량의 수준은 주어져 있다.

$$\frac{d\pi}{dE} \frac{E}{\pi} = \frac{\alpha pq E^{\alpha-1} B^{\beta} - v}{pq E^{\alpha-1} B^{\beta} - v} \quad (4.137)$$

이로부터 어획노력량의 탄력성은 다음 조건하에 음의 값을 갖게 될 것이다.

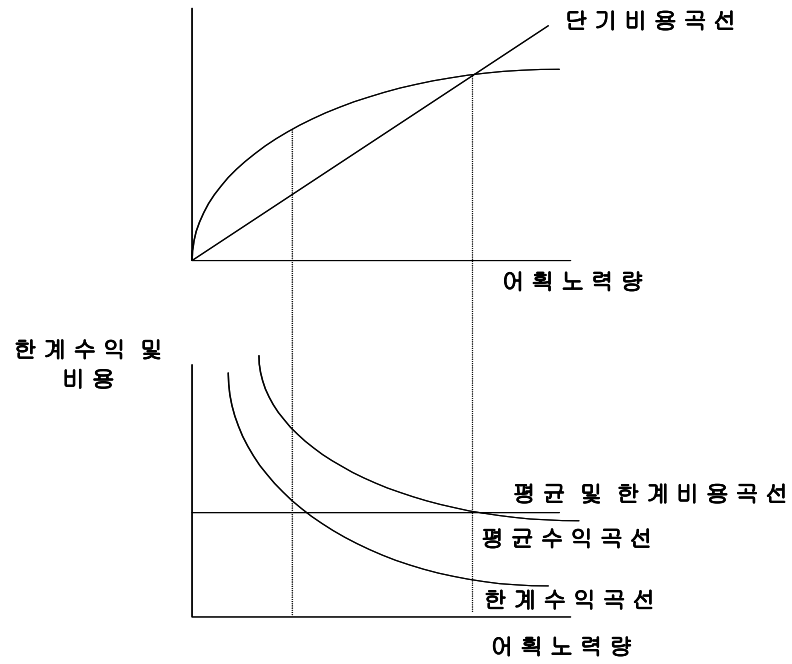
$$\alpha pq E^{\alpha-1} B^{\beta} < v \quad (4.138)$$

$\alpha pq E^{\alpha-1} B^{\beta}$ 는 어획노력량단위당 한계수입을 의미하며, v 는 한계비용을 의미한다. 수산업에 대한 규제가 없을 경우, 어획노력량은 경제적 이윤이 없어질 때까지 증가한다. 이 점에서 평균수입은 평균비용과 같아지나, 평균수입은 한계비용보다 작게 된다. 한계수입은 자유어업균형수준과 이윤극대화 수준 사이의 어획노력량수준에 대한 한계비용보다 작다.

α 와 β 가 1일 경우, 어획노력량 탄력성은 어획노력량의 모든 값에 대해 1이 된다. 결과적으로, 어획노력량의 증가가 단기이윤의 증가를 가져오는 반면, 어획노력량감소는 단기이윤의 감소를 가져온다. 그러나 α 와 β 가 1이 아닐 경우, 식 <4-138>의 탄력성함수는 연속적이지 못하다. 어획노력량이 총비용과 총수입이 같은 점에 접근함에 따라, 이윤의 어획노력량탄력성은 감소한다. 그러나 이 점을 넘어 식 <4-138>의 분모는 음의 값을 갖게 되고 이는 탄력성의 값이 양이 되게 한다. 어획노력량에 대한 단기 자유어업균형수준을 넘어, 어획노력량탄력성은 어획노력량의 추가단위로 인한 손실의 변화비율을 나타낸다고 하겠다.

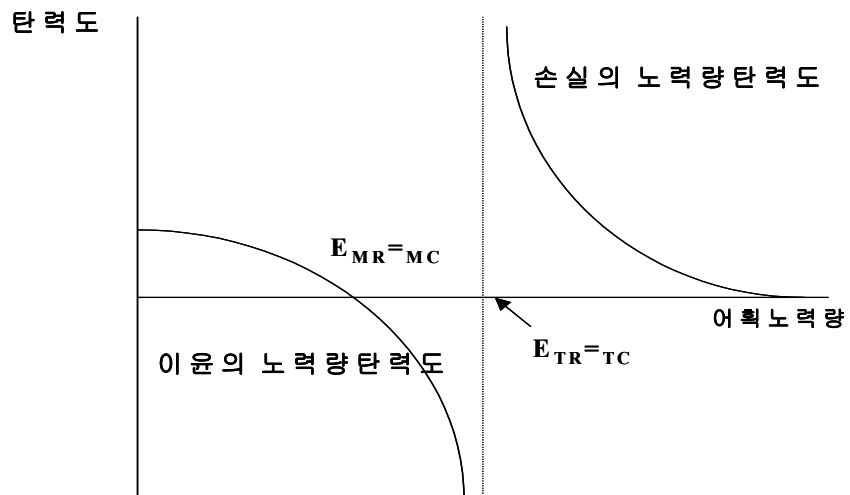
〈그림 4-9〉

단기 비용과 수익



〈그림 4-10〉

이윤과 손실의 어획노력량 탄력성



장기에 자원량의 균형수준은 어획노력량수준의 함수이다. 식 (4.61)에서 주어진 장기이윤함수는 어획노력량수준 및 어획에 대한 어획노력량과 자원량의 탄력성일 뿐만 아니라, 생물학적, 경제적 파라미터들의 함수이다. 앞에서 언급한 바와 같이, 증가탄력성을 측정하기 위해 이 함수를 미분하는 것은 상당히 번거로우며 심지어 불가능할 수도 있다. 이윤극대화의 1계조건 추정의 경우, 어획노력량의 장기탄력성은 $\beta=1$ 일 때 쉽게 추정될 수 있다. 이 결과는 다음과 같다.

$$\frac{d\pi}{dE} \frac{E}{\pi} = \frac{\alpha p q k \left(E^{(\alpha-1)} - 2 \frac{q}{r} E^{(2\alpha-1)} \right) - v}{p q k \left(E^{(\alpha-1)} - \frac{q}{r} E^{(2\alpha-1)} \right) - v} \quad (4.139)$$

단기의 경우, 장기한계수입 $\alpha p q k (E^{\alpha-1} - 2qE^{2\alpha-1}/r)$ 이 한계비용 v 보다 작을 때, 어획노력량에 대한 장기이윤 탄력성은 음의 값을 가진다. 따라서, 이윤극대화 보다 높은 어획노력량수준에서 작업하는 어업의 경우, 장기이윤은 어획노력량의 감소에 따라 증가할 것이다. 그러나 단기탄력성 추정의 경우, 장기추정은 자유어업균형보다 위에 있는 어획노력량수준의 손실탄력성을 대표한다. 식 (4.139)의 추정탄력성은 총어업 이윤 중 어획노력량감소에 따른 장,단기 효과를 포함한다. 후자는 스톡의 실질규모와 성장률에 의존하는 반면 전자는 자원량의 현재 크기에 의존함에 따라 이 효과들을 분리하는 것은 불가능하다.

장기와 단기 편익의 분포는 전통적인 모델보다 단기 비선형어획노력연관모델에서 덜 명확하다. 어떤 경우, 어획노력량감소를 통해 얻은 많은 편익들이 단기의 비용감소로부터 유도되었을 수도 있다. 스톡 복구는 이러한 편익을 더욱 증가시키는 반면 추가적 편익은 총편익과 다소의 상관성을 갖고 있다. 편익의 분포는 대개 경험적인 질문이라 할 수 있다. 이러한 환경 하에서 동태적인 최대경제어획량을 추정하는 것은 매우 어렵다. 스톡을 회복하기 위해 고려된 최적어획량이 존재하나, 최적 자원량의 추정은 이러한 주제의 범위를 넘어선다.

5. 요약

어업자원 스톡의 잉여생산은 가입량의 수준(the level of recruitment)과 자연사망율의 수준(the level of natural mortality)의 차이이다. 이 두 요소는 잉여생산모델의 기초가 되는 개체군성장모델(population growth model)의 단일매개변수와 결합된다. 어업에 적용가능한 성장모델은 여러 가지가 있으나, 가장 일반적인 것은 로지스틱 그리고 지수적 성장모델이라 할 수 있다.

어업은 어획수준이 스톡의 성장률과 동일할 때 균형을 이룬다. 성장량에 대한 가정 및 어획량과 어획노력량 및 자원량의 수준 사이의 연관성에 대한 가정을 고려할 때, 그 관계는 개체군의 성장과 어획노력량으로부터 이끌어 낼 수 있다. 이처럼 잉여생산모델은 주어진 어획노력량수준에서 장기에 걸쳐 지속되는 어획량의 지표를 제공한다.

가격과 비용 데이터는 단순균형생물경제모델의 유도를 위해 각각 잉여생산모델에 통합될 수 있다. 이 모델로부터 최대경제어획량의 추정치가 유도될 수 있으며, 유사한 방법으로 최대경제어획량과 장기 자유어업하에서 발생할 수 있는 어획노력량의 총량을 추정할 수 있다.

잉여생산모델을 추정하기 위해 여러 방법들이 유도되었다. 이런 방법들은 관찰된 어획과 어획노력량의 데이터에 기초를 두고 있다. 이러한 방법들이 서로 다른 생물학적 가정으로부터 유도되는 반면, 어떠한 가정이 주어진 스톡에 더욱 적용되기 좋은가를 미리 안다는 것을 불가능하다 할 수 있다.

제 5 장 사례분석에 의한 생물경제모델의 적합성평가

1. 어획량과 어획노력량 실적자료

어획노력량은 생물경제분석에 있어서 주요한 변수로서, 모든 생물경제모델의 어획량수준은 어획노력량과 자원량수준의 함수로 가정한다. 즉, $C_t = qB_t E_t$. 어업자원관리에서 많이 이용되는 어획노력량에 대한 측정치는 어업형태에 따라 조업일수, 선박크기, 마력크기, 어망 등 어구크기, 조업인원수 및 이들간의 조합 등이 있다. 불행하게도 조업일수와 같은 어획노력량의 관찰가능한 측정치는 어획량을 충분히 설명하기 어렵다. 따라서 어획노력량의 측정치를 얼마나 잘 표준화하느냐는 매우 중요하다.

본 연구의 실증분석에서는 기선권형망어업(멸치)의 경우 선박엔진의 크기(마력수), 근해채낚기(오징어)의 경우 총조업일수(조업일수×조업인원), 그리고 기타 대형선망어업(정어리, 전갱이, 삼치, 고등어)의 경우 어망길이(km nets × lifts)를 적용한다. 이들에 대한 시계열자료는 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.

2. 어가와 어업비용

어가와 어업비용은 MSY를 제외한 MEY, OAE 및 동태적 MEY를 추정하는데 있어서 주요한 자료이다. 본 연구의 실증분석에서는 인플레이션을 조정한 평균불변 어가와 비용자료(1994년~1999년)를 이용한다(<표 5-1>참조). MEY, OAE 및 동태적 MEY를 추정할 때 이용되는 단위당 비용은 어획노력당 한계비용(marginal cost of effort), $v = \text{total cost}/\text{effort}$ 이어야 한다. 그런데, 어획노력당 한계비용자료를 구하는 것은 쉬운 일이 아니다. 실제 통계자료에서 쉽게 구할 수 있는 자료는 단위어획량당 비

용, $w = \text{total cost} / \text{catch} = \text{total cost} / (CPUE \times \text{effort})$ 이다. 따라서, 본 연구에서는 편의상 단위어획당 비용(w)을 이용한 단위노력당 한계비용, $v = w \times CPUE = wqB$ 을 적용한다.¹⁶⁾

〈표 5-1〉 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(<표 5-2>~<표 5-7> 참조). 여기서 CYP 모델을 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.¹⁷⁾ 반면에, CYP 모델을 이용한 추정치는 10%이내의 수준에서 통계적으로 유의성을 갖고 있다. 따라서, 본 연구에서는 CYP 모델에 의한 분석에 초점을 둔다. 이와 같이 지속가능한 생산량 등을 추정하는데 있어서 어종별 해역환경별 적합한 모델을 선정하는 것은 주요한 절차 중의 하나이다. CYP 모델의 추정된 방정식과 통계결과는 <표 5-7>에 요약되어 있다.

16) $w = \text{total cost} / (CPUE \times \text{effort}) = (\text{total cost} / \text{effort}) \times CPUE = v \times CPUE \therefore v = w \times CPUE = wqB$. 그런데, 여기서 주의할 점은 어느 시점의 qB 를 이용하느냐 하는 논란이 생길 수 있다. 본 연구에서는 이러한 점을 무시한다.

17) 최근의 연구결과(Clarke. et al., 1992) 일반적으로 CYP모델이 타 모델들보다 더 좋은 통계적 적합성을 보이고 있다.

<표 5-8>은 CYP 모델에 의해 추정된 MSY의 적합성을 파악하기 위해서 참고적으로 장창익 등(2000)에 의해 추정된 생물학적 모델 (ABC)의 MSY 및 실적자료의 평균 어획노력량과 어획량이 추가되었다. CYP 모델과 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, ABC 모델에 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 CYP 모델에 의해 추정된 MSY (129,000톤)가 ABC 모델의 것(20,000~40,000톤) 보다 3 ~ 6.5배정도 많다. 그러나, 비록 정어리의 최근 어획실적이 10,000~44,000톤 사이로 급격하게 하락하고 있지만, CYP 모델에 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 다어종다어법모델로 확대되어야 할 것이다.

한편, 본 실증연구에서는 단일어종의 대표적인 어업으로서 멸치잡이가 90% 이상인 기선권형망어업과 오징어잡이가 90% 정도인 근해채낚기어업에 대한 분석을 추가하였다. 기선권형망어업의 경우 R^2 가 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 5-9>와 <그림 5-1>에 나타난 바와 같이 CYP 모델에 의한 MSY의 노력량과 어획량 (114,040 마력과 116,670톤)은 실제 노력량과 어획량의 평균값 (107,905마력과 96,160톤)과 비교할 때 적합한 것 같다. 다시 말해서, 최근의 연간 어획량이 110,00~160,000톤인 점을 감안할 때 100,000톤 내외의 수준에서 멸치에 대한 최대지속가능수준을 유지할 수 있을 것으로 예상된다. 반면에, MEY의 수준은 95,000톤으로서 MSY의 81% 수준에서 경제적 이익을 최대화할 수 있음을 암시하고 있다. 또한,

제 5 장 사례분석에 의한 생물경제모델의 적합성 평가

손익분기점이라고 할 수 있는 OAE의 수준은 108,000톤 정도로서 MSY의 93% 수준인데, 이는 어획한계비용이 어업한계수입에 비해 보다 탄력적(steeper)인 것을 나타낸다. 또 하나의 주목할 만한 사항은 전절에서 언급된 바와 같이¹⁸⁾ 할인율 8% 수준에서 동태적 MEY의 어획노력량과 어획량 (59,363마력과 98,114톤)은 MEY의 것 (56,085마력과 95,399톤)보다 더 높고, 동태적 MEY의 자원량 (215,264톤)은 MEY의 자원량(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 단일어종어업으로서의 오징어잡이 근해채낚기어업의 경우 Durbin-Watson 통계치로부터 자기상관이 발견되어 Corchrane-Orcutt 처리를 통해 R^2 가 0.72에서 0.90으로 개선되었고, t-검정에서도 어획노력량과 CPUE의 계수는 1% 수준에서 통계적으로 유의성을 갖게 되었다. 그런데, 이 추정모델이 통계적으로 유의함에도 불구하고, 이 추정모델을 이용한 추정치 (MSY, MEY 등)는 크게 비현실적이었다. 예컨대, MSY의 추정된 노력량은 평균실제노력량보다 약 10배정도가 더 낮고, MSY의 추정된 어획량은 평균 실제어획량보다 1,000배정도 더 높다. 오징어나 멸치와 같이 단년생(1년생)의 본질적 성장률(intrinsic growth rate: r)은 빠른 성장률을 감안할 때 r 은 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.

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

$$\ln(\overline{U}_t) = \frac{2}{3} \ln(qk) - \frac{q}{3} (\overline{E}_t + \overline{E}_{t+1}) \quad 19)$$

18) DMEY는 MEY보다 더 높은 어획노력수준과 더 낮은 자원량을 나타낸다. 그러나, 어획량수준은 자원량수준에 따라 MEY보다 더 높을 수도 있고, 더 낮을 수도 있다.

19) 이 식은 다음과 같이 도출된다.

상기와 같이 재구성된 모델을 이용하여 오징어잡이 근해채낚기를 위한 모델을 추정하였지만, 이 추정식의 R^2 값은 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.

〈표 5-9〉 CYP model에 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
$\bar{E}(\text{msy})^{(2)}$	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

(뒷면 계속)

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

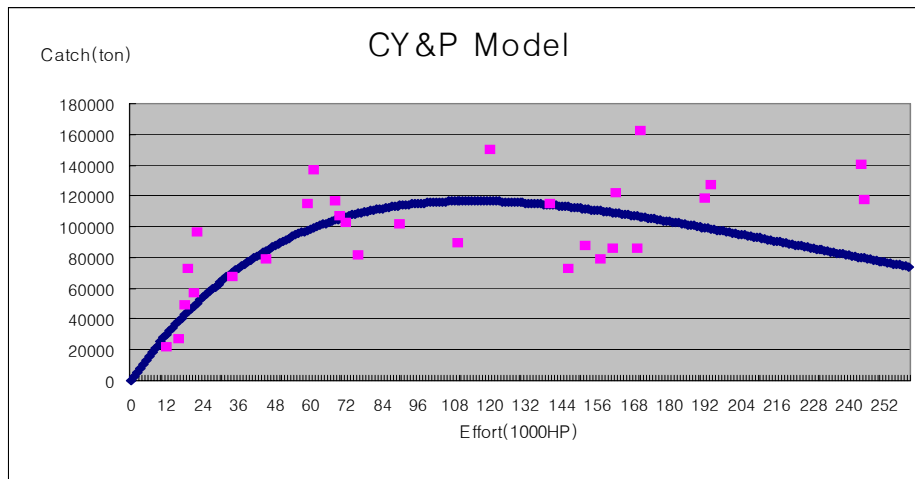
여기서, 최초의 CYP 모델에서의 변수 'r'은 상수 '1'로 대체된다.

제 5 장 사례분석에 의한 생물경제모델의 적합성 평가

파라미터	멸치	오징어	오징어 (r=1)	전갱이	정어리	고등어	삼치
$\bar{M}(mey)^{2)}$	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
$\bar{M}(oae)$	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
$\bar{M}(dmey)^2$	15,894	2,245,346	2,551	768	5,164	8,777	1,044

- 1) 이는 ABC모델(장창익 등, 2000)에 의한 MSY추정치를 나타낸다.
- 2) $\bar{M}(dmey)$ 는 할인율 8%에서 무한대까지의 순현재가치를 나타내고, $\bar{M}(msy)$, $\bar{M}(mey)$, $\bar{M}(oae)$ 는 할인율을 고려하지 않은 정태적 연간 순이윤 (단위: 1000 달러)을 의미한다. 여기서 적용된 할인율 (8%)은 Pyo (2000)의 것을 적용한 것이다.
- 3) 추정치와의 비교를 위해 1970년에서 1999년 동안의 실제 평균 노력량과 어획량이 추가되었다.

〈그림 5-1〉 CYP 모델에 의한 멸치어업의 어획노력량과 어획량간의 관계



제 6 장 생물경제모델을 이용한 잠재적 정책분석

1. 다어종다어법모델의 개발

전장에서 검토된 단일어종과 단일어법에 의한 자원량추정은 현실세계에서의 한계점을 드러낸다. 일반적으로 어업행위는 어장과 어종의 특성에 따라 다른 어법에 의해 이루어지고, 여러 어종이 어획되기 때문에 다어종다어법모델(multi-species, multi-metiers model)의 개발이 필요하다. 이와 같은 다어종다어법모델은 대상어업의 최적어획노력수준과 경제적 이윤의 잠재적 변화 효과를 측정하기 위해 유용한 모델이다.

전술된 바와 같이 어업관리의 공통된 목적은 경제적 이윤의 극대화, 고용 유지 및 폐기량의 극소화를 들 수 있다. 경제적 목적인 이윤의 극대화와 자원보존의 목적인 폐기량의 극소화는 서로 보완적인 관계를 유지하지만, 고용 유지의 목적과 이윤극대화의 목적은 상충관계에 있다. 이윤극대화를 위한 목적은 경제적 효율성과 관련되기 때문에 이는 일반적으로 어선척수와 고용의 감축을 통한 어획노력량의 감소를 초래한다. 이와 같은 다목적 최적화함수-성취함수와 관련목적은 다음과 같이 형성될 수 있다.

$$\min Z = w_1 \frac{n_1}{profmax} + \sum_i w_{2,i} \frac{n_{2,i}}{Labour_i} + \sum_j w_{3,j} \frac{p_{3,j}}{TAC_j}$$

제약조건은 다음과 같다.

$$\sum_s Boats_{i,s} crew_s + n_{2,i} - p_{2,i} = Labour_i$$

(여기서, 고용은 각 지역 i 를 위한 고용임.)

$$Catch_j + n_{3,j} p_{3,j} = TAC_j$$

(여기서, TAC는 각 어종 j 를 위한 것임.)

Z 는 어업의 총경제적 이윤이라고 할 때, Profmax는 경제적 이윤의 목표수준, $Boat_{i,s}$ 는 i 지역, s 규모등급 어선수, $crew_s$ 는 s 규모등급 어선의 평균선원수, $Labour_i$ 는 각 지역의 고용목표수준, $Catch_j$ 는 j 어종의 어획, 그리고 TAC_j 는 j 어종에 대한 총허가어획량이다. 성취함수는 이윤목표의 음(陰)의 편차, 고용목표의 음의 편차 그리고 보호목적의 양의 편차에 대한 가중치를 고려한 합계이다.

다목적최적화모델은 각각의 목적에 대한 가중치에 따라 결과가 크게 달라질 수 있다. 고용유지목적과 자원보존목적을 고려한 목적함수의 결과는 경제적 효율성만을 고려한 함수의 산출결과와 다르게 보여줄 수 있다.

2. 잠재적 관리정책

최근 국제적 어업여건의 급속한 변화, 특히 우리나라 주변해역을 중심으로 한 연안국가들(한국, 일본 및 중국)간의 어업자원의 공동관리 및 자원의 배분을 위한 협상의 중요성이 크게 대두됨에 따라, 200해리 EEZ 시대에 대응한 수산자원보존 및 관리를 위한 TAC제도의 정착을 서둘러야 한다. 이와 같이 우리나라의 어업자원관리는 어업권의 면허 혹은 허가에 의해 일정기간 어획노력량을 제한하거나 중요 어종의 산란기간의 어업행위제한과 같은 투입제한에서 TAC제도와 같은 선진국에서 많이 이용되고 있는 입하량제한방법으로의 방향전환의 계기가 되었다.

제2장에서 전술된 바와 같이 TAC제도를 실시함으로써 얻어지는 장단점이 있지만, 이와 같은 어업자원의 양적 관리를 위한 필수적인 자료는 어업자원량의 추정과 어업자원관리 기준의 설정에 있다. 자원량추정방법은 크게 생물학적 방법과 생물경제학적 방법으로 구분할 수 있다. 생물학적 방법은 수음향 어탐-트롤조사(hydroacoustic-trawl survey)기법과 같은 직접적인 방법과 연급군분석(cohort analysis)에 의한 실제개체군분석(virtual population analysis)과 같은 간접적인 방법이 있다(장창익 등, 2000). 생물경제학적 방법은 본 연구에서 집중적으로 검토된 다양한 균형모델과 동태모델 등이 있는데, 실증분석에서 평가된 바와 같이 생물경제학적 방법에 의한 결과는 생물학적 방법(장창익 등, 2000)에 의한 것과 상당한 유사점을 발견할 수 있었다. 더 나아가 생물경제학적 모델은 생물학적 모델에서 평가할 수 없는 MEY와 동태적 MEY를 동시에 추정할 수 있다는 이점을 가지고 있어 생물학적 모델에 비해 훨씬 비용효과적일 뿐만 아

나라 모델의 포괄성과 신축성을 내포하고 있다. 한편, 본 생물경제학적 방법에 의한 결과는 최적어업자원관리기준으로서의 MSY와 MEY를 비교검토할 수 있는 방향을 제시하여 주고 있다. <표 5-8>에 나타난 바와 같이 6개 대상어종의 MEY는 MSY의 거의 절반 수준밖에 미치지 못한다. 이는 대상어종어업의 경제적 채산성이 굉장히 낮다는 것을 의미한다. 감척 등을 통한 단위어획노력당 어획량(CPUE)을 배증하거나 단위당 비용을 감소하는 방안과 어가의 상승을 유도하여야 한다는 것을 암시하고 있다.

이와 같은 어획노력량과 어획량의 관계에 의해 형성된 단일어종모델과 달리 다어종다어법모델은 고용의 구조, 어선의 동력방식의 변화가능성을 허용하며, 어획률과 가격의 계절적 변동을 인정하며, 어획량과 입하량과의 차이, 어선규모등급에 따른 어선의 차이를 반영하여야 할 것이다. 어획노력량배분을 뒷받침하는 주요 가정은 어획노력량의 추가 단위는 그들이 최대 편익을 산출하는 곳에서 추가된 어획노력량의 단위가 어업방법(metier)에 배분된다는 것이다. 이 경우 편익은 총수익에서 변동비(운영비용이나 선원노무비)를 공제한 것으로서, 이것은 본질적으로 단기이윤극대화를 나타낸다. 즉, 고정비용과 자본비용이 어업활동과 무관하게 발생하므로, 수익과 가변비용의 차이를 극대화하여 이윤을 극대화한다.

최적어획노력량수준을 추정하기 위해 이윤극대화를 위한 경제적 효율성의 관점과 어업 경영자의 시각에 가까운 다목적 관점의 모델을 형성함에 따라 다양한 실질적 경영변화에 의한 잠재적 정책을 분석할 수 있다. 예컨대, 이윤, 어획량 및 TAC나 조업일수 감소의 포기에 대한 단기효과가 검토될 수 있다. 이러한 정책은 어업의 추가비용-관리비용회복부담금, 면허수수료, 어선처리능력단위에 대한 부과금 및 입하량가치에 대한 부담금 등을 부과하는 방안을 고려할 수 있고, 이에 대한 어업목적에의 파급효과를 분석할 수 있다. 장기선단규모의 효과 및 어민에 대한 비용회복부담금의 부과에 대한 구조 또한 모델을 통해 검토될 수 있다. 어업자원의 이용료(access fees)를 통해 장기어획노력량수준을 감소할 수 있다. 즉, 어획노력량의 감소는 이용료 시행을 통해 달성할 수 있다. 최저왜곡부과금(least distortionary charge)은 모든 어종의 입하량가치의 비율에 기초한 부과금이다. 그러나 이는 입하량을 체크하는데 따르는 어려움으로 인해 가장 시행하기 어려워 보인다. 이와 달리 가장 단순한 제도인 면허이용료제도는 가장 왜곡된 부과금제도일 수도 있다.

제 7 장 요약 및 결론

1. 요약

본 연구는 우리나라 어업자원관리를 위해 기초가 될 수 있는 생물경제학적 모델들을 구축하고, 이용하는 방법을 제공하기 위한 것이다. 제2장에서는 수산경제분석의 기초가 되는 경제이론적 근거, 최적어획량의 개념, 다양한 수산자원관리기법 및 우리 나라의 어업제도를 간략하게 소개하였다. 수산업 내에서 생물학적, 기술적 및 경영적 요인 등이 상호작용하고 있기 때문에 이러한 관계를 체계적으로 모델화하는 것이 필요하다. 제3장에서는 이와 같은 생물경제모델의 종류(균형모델, 동태모델, 최적화모델 및 시뮬레이션모델)별 장단점을 비교하고, 어업관리의 다목적성을 이들 모델과 접합하는 방안 등을 살펴보았다. 제4장에서는 균형모델의 일종인 다양한 단기선형모델과 비선형모델들이 검토되었다. 단기선형모델은 어획량과 어획노력량의 관계가 선형관계라는 가정을 바탕으로 한 전통적인 모델로서 크게 로지스틱 성장함수(Schaffer 모델, Schnute 모델 및 Walters and Hilborn 모델)와 지수 성장함수(Fox 모델과 Clarke, Yoshimoto and Pooley 모델)로 구분된다. 비선형모델은 어획량과 어획노력량이 비선형적인 관계를 유지한다는 가정을 바탕으로 한 모델로서 크게 Cobb-Douglas 생산함수모델과 Coppel 생산함수로 나누어진다. 특히, 이 장에서는 각 모델들의 형성과정과 이 모델을 이용한 MSY, MEY 및 OAE 등의 도출과정을 상세히 설명함으로써 이 분야에 대한 지식습득과 응용에 있어서의 기반을 구축하는데 역점을 두고 있다. 제5장에서는 우리나라의 대표적인 6개 어종 (단일어종의 어업에 해당하는 오징어와 멸치, TAC제도의 도입을 위해 선정평가된 전갱이, 정어리, 고등어 및 삼치)에 대한 선형모델들의 적합성평가와 MSY, MEY, OAE 및 동태적 MEY가 추정되었다. 이와 같은 모델 중에서 평가하고자 하는 어종들에 대한 적합한 모델을 선택하기 위하여 6개 어종의 30년 정도의 어획노력량과 어획

량자료를 이용하였다. 놀랍게도 CYP 모델을 제외한 다른 모델들은 적합성과 신뢰도와 같은 통계적 기준을 만족하지 못하였다. 그 이유는 최근의 생물경제분석 연구결과에서 자주 지적되는 바와 같이 CYP 모델을 제외한 다른 모델들의 결함에 비해 CYP 모델의 함수형태(functional form)는 이런 점을 보완한 최근의 모델이기 때문이다. 대체로 CYP모델은 적합성이 우수하고 6개 어종의 추정식은 모두 통계적으로 10%이내의 수준에서 유의성을 갖고있었다. 그러나 1년생으로서 본질적 성장률이 높은 오징어에 대한 CYP모델은 MSY, MEY, OAE, 동태적 MEY를 적절하게 설명하지 못하였다. 그 주된 이유는 오징어의 빠른 성장의 특성과 달리 본질적 성장률이 0.0716으로서 아주 낮게 나타났기 때문이다. 따라서, 본 연구에서는 오징어의 본질적 성장률을 '1'로 하는 수정된 모델을 개발하였다.

대부분의 CYP모델은 통계적 적합성과 유의성을 갖고 있지만, 이 모델 또한 파라미터에 상당히 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 다목적계획모델의 개발이 보다 바람직할 것이다. 따라서, 본 연구의 제2차년도에는 비선형모델의 응용을 포함한 다어종다어법모델에 근거한 다목적계획모델을 개발하려고 한다.

마지막으로, 제6장에서는 이러한 생물경제모델을 개발하여 우리나라의 어업에 적용할 경우 그 결과에 의해 예상될 수 있는 잠재적 관리정책에 대하여 검토하였다. 먼저, 다어종다어법모델에 의한 다목적 계획모델의 기본적인 틀의 구상과 개발에 대한 필요성을 제시하였다. 다음으로 어업의 국제적 여건의 급속한 변화에 따라 TAC제도의 도입과 함께 자원량추정과 최적자원관리기준에 대한 설정방향이 제시되었다. 특히 다목적계획모델의 개발시에 (1) 조업일수제한; (2) 쿼터의 감소; (3) 관리비용회복부담금; (4) 면허수수료; (5) 어선처리능력단위에 대한 부과금 및 (6) 입하량가치에 대한 부담금제도들의 파급효과분석을 포함할 것을 제안하고 있다.

2. 미래의 연구영역

학문연구에 있어서 완벽한 모델은 존재하지 않는다. 모델은 연속적으로 더 많은 특징을 포함하고 더 많은 정보를 제공하며 전개되어 나간다. 본 연구에서 제안된 모델은 우리나라 어업의 광대한 모델개발에 대한 첫 단계에 불과하다. 따라서, 이 연구의 연속사업인 제2차년도에는 비선형모델의 적용과 다어종다어법모델을 이용한 다목적계획모델을 개발하는 것이다.

두 번째 중요한 개발은 자원량 동태과정의 결합에 관한 것이다. 생물학자들에 의해 많은 투입요소가 모형 내에 포함되어야 할 것이다. 분석이 모든 선단에 걸쳐 동시에 실행되고 단지 한 선단만이 조업하고 있을 때, 만일 모델이 장기분석을 위해 사용된다면 자원량의 동태과정은 매우 본질적이 된다고 볼 수 있다. 방식 사이의 연결 역시 한 방식이 다른 방식에 미치는 효과를 결정하는데 필요하다. 현재 모델에서, 각 방식들은 생물학적으로 상호작용하지 않고 있다고 가정된다. 어느 한 방식에 의한 어획노력량의 수준은 다른 방식의 어획률에 영향을 주지 않는다. 개체군역학(population dynamics)에 대한 정보 역시 조사된 관리대책의 범위를 확장시킬 수 있다. 모델 내에서 연령구조(age structure)에 대한 정보는 동력제한에 따른 변화효과를 검토할 수 있도록 해준다. 편익의 시간조절에 대한 지표는 경영자들에게 매우 귀중하다.

모델 발전을 위한 세 번째 초점은 선단비용구조 및 주어진 가격 등 모델내의 주요 경제적 변수들이다. 현재 모델은 단지 일년 동안의 비용 데이터이다. 시간에 걸친 추가적 비용정보는 조업활동에 따라 비용이 어떻게 변화하는가에 대해 더 큰 통찰력을 줄 수 있다. 현재 모델에서의 가격은 모든 계절에 일정하다고 가정한다. 주요 어종의 시장가격이 매우 변동이 심한 특성을 감안할 때 이 가정을 보다 현실화하는 것이 필요하다.

3. 결론

얼마나 정교한가에 관계없이 모델은 현실에 대해 단순화된 형태이다. 모델은 실제 세계에서 일어나는 모든 가능한 상호작용을 포함할 수 없다. 생물학적 과정은 어획량, 어획노력량, 어획물의 연령분포와 같은 관찰 가

능한 요소의 변화를 통해 추정될 수 있을 뿐이다. 참된 과정은 관찰이 불가능하므로, 많은 생물학적 과정은 언제나 불확실하다. 이와 마찬가지로, 대부분의 경제적 관계 또한 변화에 대한 반응의 관찰에 기초를 두고 있다. 지난 사건에 기초를 둔 경제적 관계를 추정하는 것은 모든 기초과정 이 알려져 있지 않으므로, 미래 유사한 변화가 유사한 반응을 보일 것이라는 주장을 보증할 수 없다. 미래의 가격수준과 같은 미래 조건에 대한 지식의 부족은 모델의 예측력을 제한한다. 그 결과, 모델이 얼마나 잘 구축되었는가에 관계없이, 모든 모델의 결과는 사실보다 지표로서 인식되어야 한다.

Box(1979)는 간단한 문장을 통해 모델의 한계를 요약했다. 모든 모델은 틀리다. 그러나 유용하다. 어업정책분석에 생물경제모델을 사용하는 것은 현실세계에서 불가능할 때 한 시스템이 행동할 수 있는 방법에 대해 이해하도록 도와줄 수 있다. 그러나 정책분석을 위해 사용된 모델과 같이 모델해석의 결과는 그것의 기초를 이루는 단순화된 가정들을 충분히 고려해야 한다. 모든 모델은 단지 사실의 근사치일 뿐이며, 결과는 단지 모델에 포함된 기초적인 가정과 비슷할 뿐이다.

모델은 어업의 주요 상호작용을 포함하고 있다. 중요함에도 불구하고 통합될 수 없는 이러한 관계의 생략(자원량 역학과 변동가격)은 모델결과의 유효성을 떨어뜨릴 것으로 예상된다. 이 요소들을 배제할 경우, 효과적인 어업관리로부터 발생하는 실질경제편익은 감소되어 나타날 것이다. 모두가 어업은 현재 경제적 시각으로 보아 과잉개발 되었다고 함에 따라 다양한 모델의 결과들은 동일하게 나타난다. 모델의 결과는 어업은 어떤 경제적 이윤도 산출하지 못한다는 주장을 뒷받침한다.

세계적으로 수산자원의 고갈이 진행됨에 따라 수산자원의 지속가능한 개발이 세계적인 과제가 되고 있으며, 나아가 OECD, UN, FAO 등 국제기구들은 각 연안국들이 어업의 지속가능한 개발을 위한 노력과 그 진행 상황을 관찰하고 평가하며 나아가 장래를 예측하기 위한 지표의 개발에 관심을 기울이고 있고, 이제 이에 대한 논의가 앞으로 활발히 진행될 것이다. 이를 보완하기 위해서는 현재 추진중에 있는 TAC 제도가 더욱 본격적으로 도입되어야 할 것이며, 무엇보다 이들 자료를 생산하는 기관을 통계법에 의한 지정통계기관으로 지정하여 자료의 공신력과 규칙적이고 주기적인 생산이 될 수 있도록 추진되어야 할 것이다.

참 고 문 헌

- 유동운, 2000. 「현대수산경제학」, 태화출판사.
- 장창익 등, 2000. 「EEZ 체제하에서의 TAC 어업자원 관리기법 및 공동 이용자원에 대한 쿼터시스템개발에 관한 연구」, 해양수산부.
- Advisory Committee on Fishery Management(ACFM), 1996. *Report of the ICES Advisory Committee on Fisheries Management*, 1995(Report No. 214). Copenhagen : International Council for the Exploitation of the Sea(ICES).
- Allan, C. M., 1972. The demand for herring : a single equation model. *Scottish Journal of Political Economy*, 19(1), 91-98.
- Allen, P. M. and J. M. McGlade, 1987. Modelling complex human systems : a fisheries example. *European Journal of Operational Research*, 30(1), 147-167.
- Anderson, L. G., 1975 Analysis of commercial exploitation and maximum economic yield in biologically and technologically interdependent fisheries. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32(10), 1825-1842
- Anderson, L. G., 1985 Potential economic benefits from gear restrictions and licence limitation in fisheries regulation. *Land Economics*, 65(4), 49-56.
- Anderson, L. G., 1986 *The Economics of Fisheries Management*. John Hopkins University Press. Baltimore.
- Anderson, L. G., 1989 Conceptual constructs for practical ITQ management policies. In : P. A. Neher, R. Arnason and N. Mallett, eds. *Rights Based Fishing*. The Netherlands : Kluwer Academic Publishers, 191-209.
- Anderson, L. G., 1994 An economic analysis of highgrading in ITQ

- fisheries regulation programs. *Marine Resource Economics*, 9(3), 209-226.
- Anderson, L. G., 1980 Some theory of inverse demand for applied demand analysis. *European Economic Review*, 14(3), 281-290.
- Androkovich, R. A. and K. R. Stollery, 1992, A stochastic dynamic programming model of bycatch control in fisheries, *Marine Resource Economics*, 9(1). 19-30.
- Arnason, R., Ocean fisheries management : recent international developments. *Marine Policy*, 17(5) : 334-339.
- Asche, R., 1993b, The Icelandic individual transferable quote system : a descriptive account. *Marine Resource Economics*, 8(3), 201-218.
- Asche, F., 1996. A system approach to the demand for salmon in the European Union. *Applied Economics*, 28(1), 97-101.
- Banks, R., [no date]. *The UK fleet composition, licensing and quote management*(NFFO Political Series No. 5). Grimsby, UK : National Federation of Fisherman's Organisations(NFFO).
- Baranov, F. I., 1925. On a question of the dynamics of the fishing industry, *Byull. Rybn. Khoz.* 8, 7-11.
- Barten, A. P. and L. J. Bettendorf, 1989. Price formation of fish. *European Economic Review*, 33(8), 1509-1525.
- Begg, D., S. Fischer and R. Dornbusch, 1991. *Economics*(3rd Edition). UK : McGraw Hill.
- Beverton, R. J. H. and S. J. Holt, 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fishery Investigations Series II*, 19, 1-533.
- Bhat, M. G. and R. G. Huffaker, 1991. Private property rights and forest preservation Karnataka West Ghats, India. *American Journal of Agricultural Economics*, 73(2), 375-87.
- Bird, P., 1986. Econometric estimation of world salmon demand. *Marine Resource Economics*, 3(2), 169-182.
- Bjorndal , T., 1988. Optimal harvest time in fish farming. *Marine Resource Economics*, 5(2), 139-159.
- Bjorndal , T., D. V. Gordon and B. Singh, 1993. A dominant firm

참 고 문 헌

- model of price determination in the US fresh salmon market : 1985-1988 *Applied Economics*, 25(6), 743-750.
- Bjorndal , T., K. G. Salvanes and J. H. Andreassen, 1992 The demand for salmon in France : the effects of marketing and structural change. *Applied Economics*, 24(9), 1027-1034.
- Boggess, W. G., D. J. Cardelli and C. S. Barfield, 1985. A bioeconomic simultaion approach to multi-species insect management. *Southern Journal of Agricultural Economics*, 17(2), 43-55.
- Boncoeur, J. and B. Le Gilic, 1997. *Economic and financial performance indicators of the British and French fishing fleets of the English Channel : A comparison of former CEMARE and CEDEM methodologies and proposal for a unified methodology*.(CEDEM Working Paper). Brest : CEDEM, Universite de Bretagne Occidentale.
- Bose, S. and A. McIlgorm, 1996. Substitutability among species in the Japanese tuna market : a cointegration analysis, *Marine Resource Economics*, 11(3), 143-155.
- Box, G. E. P., 1979. Robustness in the strategy of scientigic model building. In : R. C. .Lauries and G. N. Wilkinson, eds. *Robustness in Statistics*. NY: Academic Press, 201-236.
- Brooke, A., D, Kendrick and A. Meerays, 1992. GAMS : A user's guide. USA : Boyd and Fraser Publishing Company.
- Brown, B. E., J. A. Brennan and J. E. Palmer, 1978. Linear programming simulations of the effects of bycatch on the management of mixed species fisheries off the northeastern coasts the United States. *Fishery Bulletin*, 76(4), 851-860.
- Buchanan, N., 1973. *The fishing power of Scottish inshore while fish vessels*. Edinburgh : Fisheries Economics Research Unit. White Fish Authority.
- Buhler, D. D., R. P. King and S. M. Swinton, 1997. Field evaluation of a bioeconomic model for weed management in soybean(*Glycine max*). *Weed Science*, 45(1), 158-65.

- Burton, M. P., 1992. The demand for wet fish in Great Britain. *Marine Resource Economics*, 7(1), 57-66.
- Call, S. T. and W. L. Holahan, 1980. *Microeconomics*(2nd Edition). USA. Wadsworth Publishing Company.
- Campbell, D. and J. Haynes, 1990. Resource Rent in Fisheries(*ABARE Discussion Paper 90.10*). Canberra : ABARE.
- Campbell, H. F., 1991. Estimating the elasticity of substitution between restricted and unrestricted inputs in a regulated fishery : A probit approach. *Journal of Environmental Economics and Management*, 20(3), 262-274.
- Campbell, H. F., A. J. Hand and A. D. M Smith, 1993. A bioeconomic model of the management of orange roughy stocks. *Marine Resource Economics*, 8(2), 155-72.
- Campbell, H. F., R. K. Lindner, 1990. The prduction of fishing effort and the economic performance of licence limitation programmes. *Land Economics*, 66(1) 56-66
- CEMARE(Centre for the Economics and Management of Aquatic Resources), 1996. *Current Economic Policies and Their Impact on Fisherues Over-exploitation*. Report to the World Wide Fund for Nature(UK), Portsmouth : Centre for the Economics and Management of Aquatic Resources, University of Portsmouth.
- Charles, A. T., 1989. Bio-socio-economic fishery models: labour dynamics and multi-objective management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 46(8)m 1313-1322
- Charnes, A., W. W. Cooper and R. Ferguson, 1955. Optimal estimation of executive compensation by linear programming. *Management Science*, 1(1), 138-151.
- Cheng, H. T. and R. E. Townsend, 1993. Potential impact of seasonal closures in the US lobster fishery. *Marine Resource Economics*, 8(2), 101-119.
- Christensen, S. and N. Vestergaard, 1993. A bioeconomic analysis of the greenland shrimp fishery in the Davis Strait. *Marine*

- Resource Economics*, 8(4), 345-65.
- Clark, C. W., 1978. *Restricted entry to common-property fishery resources: a game-theoretic analysis*(Technical Report No. 78-9). Vancouver: The University of British Columbia.
- Clark, C. W., 1985. Comment: Modelling fishermen and regulatory behaviour. In: Scott, A., ed. *Progress in Natural Resource Economics*. Great Britain: Clarendon Press, 171-172.
- Clark, C. W., 1990, *Mathematical Bioeconomics: The Optimal Management of Renewable Resources*(2nd Edition). USA: John Wiley and Sons.
- Clark, C. W., F. H. Clarke and G. R. Munro, 1979. The optimal exploitation of renewable resource stocks: the problem of irreversible investment. *Econometrica*, 47(1), 25-47.
- Clark, C. W. and G. P. Kirkwood, 1979. Bioeconomic model of the Gulf of Carpentaria prawn fishery. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 36(11), 1304-12.
- Clark, C. W., G. R. Munro and A. T. Charles, 1985. Fisheries, dynamics and uncertainty. In: A. Scott, ed. *Progress in Natural Resource Economics*. Great Britain: Clarendon Press, 99-120.
- Clark, I. N., 1994, Fisheries management in New Zealand. In: E. A. Loayza, ed, *Managing Fishery Resources* (World Bank Discussion Paper 217, Fisheries Series), Washington D.C.: World Bank, 49-58.
- Clark, I. N., P. J. Major and Mollett, 1988. Development and implementation of New Zealand's ITQ management system. *Marine Resource Economics*, 5(4), 325-349.
- Clark, R. P., S. S. Yoshimoto and S. G. Pooley, 1992. A bioeconomic analysis of the North-western Hawaiian Islands lobster fishery. *Marine Resource Economics*, 7(3), 115-140.
- Coglan, L. and S. Pascoe, 1997a. *Fisheries economics and bioeconomic modelling terms: a glossary* (CEMARE Miscellaneous Publication M37), Portsmouth: CEMARE, University of Portsmouth.

- Coglan, L. and S. Pascoe, 1997b. Resource rents, intra-marginal rents and fisheries economic performance measures (*CEMARE Research Paper*). Portsmouth: CEMARE, University of Portsmouth.
- Collins, a., S. Pascoe and D. Whitmarsh, 1998. Fishery-pollution interaction, price adjustment and effort transfer in adjacent fisheries: a bioeconomic model. Paper presented at *the First World Congress of Environmental and Resource Economists*, Venice, Italy, 24-27 June 1998.
- Collins, A., M. Stapleton and D. Whitmarsh, 1998. Fishery-pollution interactions: a modelling approach to explore the nature and incidence of economic damages. *Marine Pollution Bulletin*, 36(3), 211-221.
- Collins, P., 1995 Regional Price Determination for major Shellfish and Crustacean Species in the English Channel Fishery, *MSc Fisheries Economics Dissertation*, University of Portsmouth.
- Comitimi, S. and D. Huang, 1967. A study of production and factor shares in the halibut fishing industry. *Journal of political Economy*, 75(1), 366-77.
- Commission of the European Communities, 1997. *Annual Report to the Council and to the European Parliament of the results of the Multi-Annual Guidance Programmes for the fishing fleets at the end of 1996*(COM(97) 352 final), Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Conrad, J. M., 1992. A bioeconomic model of the pacific whiting. *Bulletin of Mathematical Biology*, 54(2/3) 219-239.
- Conroy, M. J., 1993, The use of models in natural resource management: prediction not prescription. *Transactions of the 58th North American Wildlife and Natural Resources conference*, 58, 509-519.
- Cooper, J. C., 1993. A bioeconomic model for estimating the optimal level of deer and tag sales. *Environmental and Resource*

- Economics*, 3(6), 356-79.
- Cooper, N. and D. Whitmarsh, 1994. Production and prices in the herring industry of England and Wales, 199 to 1944, *International Journal of Maritime History*, 6(2), 175-193.
- Copeland, T. E, and J. F. Weston, 1988. *Financial Theory and Corporate Policy*(3rd Edition). USA: Addison and Wesley.
- Copes, P., 1970. The backward bending supply curve of the fishing industry. *Scottish Journal of Political Economy*, 17(1), 69-77.
- Copes, P., 1972. Factor rents, sole ownership and the optimum level of fisheries exploitation. *The Manchester School of Economic and Social Studies*, 40(2), 145-163.
- Copes, P., 1986. A critical review of the individual transferable quota as a device in fisheries management. *Land Economics*, 62(3), 278-291.
- Copes, P., 1996. *Social impacts of fisheries management regimes based on individual quotas* (Discussion paper 96-2), Barnaby B.C.: Institute of Fisheries Analysis, Simon Fraser University.
- Coppola, G., 1995. A production function for fisheries: an analytical approach. Paper presented at *the 5th Bioeconomic Modelling Workshop*, Edinburgh, 24-27 October 1995.
- Coppola, G. and S. Pascoe 1998. A surplus production model with a non-linear catch-effort equation. *Marine Resource Economics*, 13(1), 37-50.
- Corten, A., 1996. The widening gap between fisheries biology and fisheries management in the European Union. *Fisheries Research*, 27(1), 1-15
- Crutchfield, J. A., 1982, Keynote address. In : N. H. Sturgess and T. F. Meany, eds. *Policy and Practice in Fisheries Management*. Canberra: AGPS.
- Crutchfield, S. R. and J. M. Gates, 1985. *The Importance of Skill and Experience in Commercial Fisheries*(Agricultural Experiment Station Contribution No. 2262). Rhode Island.

- CSO(Central Statistics Office), 1996(and earlier issues). *Economic Trends*. London : HMSO.
- Cunningham, S., 1993. Outcome of the workshop on individual quota management In : S. Cunningham, ed. *The use of individual quotas in fisheries management*. Paris : OECD, 7-14
- Cunningham, S., M. R. Dunn and D. Whitmarsh, 1985. *Fisheries Economics : An Introduction*, London : Mansell Publishing
- Cunningham, S., and D. Whitmarsh, 1980, Fishing effort and fishing policy, *Marine Policy*, 4(4), 309-316.
- Daan, N., H. J. L. Heessen and J. G. Pope, 1994. Change in the North Sea cod stock during the twenties century, *ICES Marine Science Symposium*, 198, 229-243.
- Dann, T. and S. Pascoe, 1994, *A Bioeconomic Model of the Northern Prawn Fishery*, (ABARE Research Report 94.13), Canberra : ABARE
- Davidse, W. P. 1996. Fishery regulation and the creation of property right : the Dutch case. In : CEMARE, ed. *Proceedings of the VII th Annual Conference of the European Association of Fisheries Economics*, Portsmouth : CEMARE, University of Portsmouth, 223-228.
- Davidse, W. P., J. P. Boude, F. Daures, P. le Floc'h, E. Oakeshott, M. Duran, C. L. Jensen, M. H. Smit, C. Taal and M. O. van Wijk, 1997. *Return on capital in the European Fishery Industry* (Onderzoekverslag 158), The Hague : Agricultural Economic Research Institute (LEI-DLO)
- Davidse, W. P., K. Cormack, E. Oakeshott, H. Frost, C. Jensen, H. S. Rey, F. Foucault and C. Taal, 1993. *Costs and Earnings of Fishing Fleets in Four EC Countries Calculated on Uniform Basis for the Development of Sectoral Fleet Models*. The Hague : Agricultural Economic Research Institute (LEI-DLO)
- Davis, O. A. and M. I. Kamien, 1977. Externalities, information and alternative collective action. In : R. Dorfman and N. S. Dorfman,

참 고 문 헌

- eds. *Economics of the Environment*. 2nd Edition. New York : W. W. Norton and Company, 111-129
- Davis, P. A., N. E. Olague and M. T. Goodrich, 1991. *Approaches for the validation of model used performance assessment of high-level nuclear waste repositories*(SAND90-0575/NUREG). Albuquerque: Sandia National Laboratories.
- Deriso, R. B., 1987. Optimal $F_{0.1}$ criteria and their relationship to maximum sustainable yield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 44(suppl. 2), 339-348.
- DG(Diretorate General) XIV[no date]. *The Union's policies-fisheries*[Online]. Available from : <http://europa.eu.int/pol/fish/en/info.htm> [accessed 3 November 1997].
- Diaby, S., 1996. Economic impact analysis of the Ivorian sardinella fishery. *Marine Resource Economics*, 11(1), 31-42.
- Die, D. J., V. R. Restrepo and J. M. Hoenig, 1988. Utility per recruit modelling : a neglected concept. *Transactions of the American Fisheries Society*, 117, 274-281.
- Dol, W., 1995. Flatfish 2, 0 : a spatial bioeconomic simulation model for the Dutch beam trawl fishery, Paper presented at *the IVth EAFE Bioeconomic Modelling Workshop*, Edinburgh, 24-27 October 1995.
- Doran, H. E. and J. W. B. Guise, 1984. *Single Equation Methods in Econometrics : Applied Regression Analysis*(Teaching Monograph Series 3), Armidale, NSW : University of New England.
- Drynan, R. G. and F. Sandiford, 1985. Incorporating economic objectives in goal programs for fisheries management. *Marine Resources Economics*, 2(2), 175-195.
- Dunn, M. R., S. D. Potten and D. Whitmarsh, 1995. *Future economic evaluation of the bass fishery in England and Wales 1992/93*(CEMARE Research Report No. 30), Portsmouth : CEMARE, University of Portsmouth.
- Dunn, M. R., S. I. Rogers, Y. Morisur, A. Tetard, B. Aublet, P. Le

- Niliot and D. Miossec, 1996. *Biological Sampling of Non-Quota Species*(MAFF DFR Final Report EC Study Contract C934C018). Lowestoft : MAFF Directorate of Fisheries Research.
- Dupont, D. P., 1991. Testing for input substitution in a regulated fishery. *American Journal of Agricultural Economics*, 73(1), 155-164.
- Dymond, P., 1997. Gone fishing... the Sea Fisheries Committees of England and Wales. *CoastNET*, 2(1), 3.
- Edwards, B, S., 1994. Simplification of UK fishing vessel licensing scheme. Letter from MAFF Fisheries Division IV to All Interested Organisations, 4 November 1994.
- Enriquez, R. R. and G. Sylvia, 1994. Multi-objective programming : an application to the Pacific whiting(*Merluccius productus*) fisher. In : Antona, M., J., Catanzano and J. G. Sutinen, eds. *Proceedings of the 6th Biennial Conference fo the International Institute of Fisheries Economics and Trade*, Paris : IFRENER, 145-159.
- Eurofish Report, 1993. UK days at sea limits postponed pending EC judgement. *Eurofish Report*, 420(December22), FS/1.
- Foresight Marine Panel, 1997. *Marine Fisheries and Aquaculture Sub-Group Final Report December 1996*. UK : Office of Science and Technology
- Fox, W. J. Jr., 1970. An exponential surplus yield model for optimizing exploited fish populations. *Transactions of the American Society*, 99(1), 80-88.
- Friedman, L. S., 1986. *Microeconomic Policy Analysis*. USA : McGraw-Hill.
- Frost, H., P. Rodgers, G. Valatin, F. Lantz, P. Lewy and N. Vestergaard, 1993. A Bioeconomic Model of the North Sea Multispecies Multiple Gears Fishery. Esbjerg : South Jutland University Press.
- Gao, X, M., T. H. Spreen and M. A. DeLprenzo, 1992. A bioeconomic dynamic programming analysis of the seasonal supply response

참 고 문 헌

- by florida dairy producers. *Southern Journal of Agricultural Economics*, 24(2), 211-20.
- Garrod, B. J., 1993. An Economic Evaluation of Fisheries Policy in the United Kingdom, *PhD Dissertation*, University of Portsmouth, UK.
- Garrod, B. and D. Whitmarsh, 1991. Overcapitalisation and structural adjustment : recent development in UK fisheries. *Marine Policy*, 15(6), 289-296.
- Gates, J. M., 1988. *Bioeconomic Models*(REN Staff Paper Series 88-01), Department of Resource Economics, University of Rhode Island, Kingston, RI, USA.
- Geen, G. and M. Nayer, 1988. Individual transferable quotas and the southern bluefin tuna fishery : an economic appraisal. *Marine Resource Economics*, 5(4), 365-387.
- Geen, G. and M. Nayer, 1989. *Individual transferable quotas in the southern bluefin tuna fishery*(ABARE Occasional Paper 105), Canberra, AGPS.
- Geen, G., D. Brown, and S. Pascoe, 1991. Restructuring the south east trawl fishery. In : K. Abel, M. Williams and P. Smith, eds. *Proceedings of the Southern Trawl Fisheries Conference : Issues and Opportunities*(Bureau of Rural Resources Proceedings 10). Canberra : AGPS.
- Geen, G., W. Nielander and T. F. Meany, 1993. Australian experience with individual transferable quotas. In : S. Cunningham, ed. *The use of individual quotas in fisheries management*. Paris : OECD, 73-94
- Gittinger, J. P., 1982. *Economic Analysis of Agricultural Projects*(2nd Edition). USA : John Hopkins.
- Gridon, D. V., K. G. Salvanes, and F. Atkins, 1993. A fish is a fish is a fish? testing for market linkages on the Paris fish market. *Marine Resource Economics*, 8(4), 331-34.
- Gordon, H. S., 1954. The economics theory of a common property

- resource : the fishery. *Journal of Political Economy*, 62(2), 124-142.
- Graham. M., 1935. Modern theory of exploiting a fishery, and application to North Sea trawling. *Journal du Conseil International et Exploration du Mer*, 10(3), 264-274.
- Gravelle, H. and R. Rees, 1992. *Microeconomics*(2nd Edition). UK : Longman.
- Greenberg J. A. and M. Herrmann, 1993. Some economic impacts of pot limits in the Bristol Bay red king crab fishery. In : G. Kurse, D. M. Eggers, R. J. Marasco, C. Pautzke and T. J. Quinn II, eds. *Management Strategies for Exploited Fish Populations*(Alaska Sea Grant College Programme Report No. 93-02). Alaska : University of Alaska Fairbanks, 705-721.)
- Greene, W. H., 1993. *Econometric Analysis*(2nd Edition). USA : Macmillan.
- Gujarati, D. N., 1995. *Basic Econometrics*(3rd International Edition) USA : McGrawHill
- Gulland, J. A., 1956. On the fishing effort in England demersal fisheries. *MAFF Fishery Investigation Series II*, 20(5), 1-41.
- Gulland, J. A., 1961. Fishing and the stocks of Iceland. *Ministry for Agriculture, Fisheries and Food Fisheries Investigation Series II*, 23(4), 1-32.
- Gulland, J. A., 1961. *Fish stock assessment : a manual of basic method*. USA : Wiley Interscience Publications.
- Gwiazda, A., 1993. The Common Fisheries Policy : economics aspects. *Marine Policy*, 17(4), 251-255
- Hannesson, R., 1983. Bioeconomic production function in fisheries : theoretical and empirical analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 40(7), 968-982.
- Hannesson, R., 1983. *Bioeconomic Analysis of Fisheries*, UK : Fishing New Books.
- Hannesson, R., 1996. *Fisheries Mismanagement : the Case of the*

참 고 문 헌

- North Atlantic Cod*. UK : Fishing News Books.
- Harris, R. I. D., 1995. *Using Cointegration Analysis in Econometric Modelling*. Hemel Hempstead : Prentice-Hall.
- Hatcher, A. C., 1997. Producers' organisations and devolved fisheries management in the United Kingdom : collective and individual quota systems. *Marine Policy*, 21(6), 519-533.
- Hatcher, A. and S. Cunningham, 1994. *The development of fishing rights in UK fisheries policy*(Research Paper 69), Portsmouth : Centre for the Economics and Management of Aquatic Research, University of Portsmouth.
- Hatcher, A., P. Holland, and S. Cunningham, 1995. *Attitudes to membership of fish producers' organisations in England : the case of the South Western FPO*(Phase III national report, Devolved and regional management systems in fisheries : the role of products' organisations in EC fisheries management). CEMARE, Portsmouth, UK.
- Hatcher, A. and S. Pascoe, 1998. *Charging the UK fishing Industry*(A Report to the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food), (CEMARE Report R49), Portsmouth : CEMARE
- Haynes, J. and S. Pascoe, 1988. *A Policy Model of the Northern Prawn Fishery*. (ABARE Occasional Paper 103), Canberra : AGPS.
- Haynes, J., G. Geen and L. Wilks, 1986. *The Beneficiaries of Fisheries Management*(Bureau of Agricultural Economics Discussion Paper 86.1). Canberra : AGPS.
- Heady, E. O, and J. L. Dillon, 1961. *Agricultural Production Functions*. USA : Iowa University Press.
- Healy, M. C., 1984 Multiattribute analysis and the concept of optimum yield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 41(8), 1393-1406.
- Heaps, T., 1993. The optimal feeding of farmed fish. *Marine Resource Economics*, 8(2), 89-100

- Heathfield, D. F. and S. Wibe, 1987. *An Introduction to Cost and Production Functions*. Hong Kong : MacMilan Education Ltd.
- Herrmann, M. L., R. C. Mittlehammer and B. H. Lin, 1993. Import demand for Norwegian farmed Atlantic salmon and wild Pacific salmon in North American, Japan and EC. *Canadian Journal of Agricultural Economics*, 41(1), 111-125.
- Hilborn, R. and C. J. Walters, 1992. Quantitative Fish Stock Assessment : *Choice, Dynamics and Uncertainty*. New York. Chapman and Hall.
- Hilborn, R. and M. Ledbetter, 1985, Determinants of catching power in the British Columbia salmon purse seine fleet. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 42(1), 51-56.
- Hill, B. J., 1992. Minimum legal sizes and their use in management of Australian fisheries. In : D. A. Hancock, ed. *Legal sizes and their use in fisheries management, Australian Society of Fish Biology workshop, Lorne, 24 August 1990*(Bureau of Rural Resource Proceedings No. 13)m Canberra : Australian Government Publishing Service(AGPS).
- Hillis, J. P., M Fitzsimons, V. McEwanm P. E. Rodgersm R, O'Connor and B. J. Whelan, 1994. *Overall Profit Optimisation in Irish Sea Fisheries : a Management, Economics, Socio-economic and Biological Study*(EC supported FAR Project MA. 1.222). Dublin : Irish Sea Fisheries Board.
- Hillis, J. P. and B. J. Whelan, 1994. Fisherman's time discounting rate sand other factors to be considered in planning an rehabilitation of depleted fisheries. In : M. Antona, J. Catanzano and J. G. Sutinen, (Eds)*Proceedings of the 6th Biennial Conference of the International Institute of Fisheries Economics and Trade*, Paris: IFRMER, 657-670).
- Holden, M., 1994, *The Common Fisheries Policy : origin, evolution and future*. Great Britain : Fishing News Books.
- Homans, F. R. and J. E. Wilen, 1997. A model of regulated open

참 고 문 헌

- access resource use. *Journal of Environmental Economics and Management*, 32(1), 1-21.
- Houghton, R. G., 1977. The fishing power of trawlers in the western English Channel between 1965 and 1968. *Journal du Conseil Internationale et Exploration du Mer*, 37(2), 130-136
- House of Commons Agricultural Committee, 1993. *The Effects of Conservation Measures on the UK Sea Fishing Industry. Sixth Report*(HC Paper 620). London : HMSO.
- House of Lords Select Committee on Science and Technology, 1996. *Fish Stock Conservation and Management. Second Report*(HL Paper 25)London : HMSO
- Hovart, P. and K. Michelson, 1975. Relationship between fishing powers and vessel characteristics of Belgian beam trawlers. *Rapport R- V Reunion du Coseil Internationale et Exploration du Mer*, 168, 7-10.
- Hu, D., R. Ready and A. Pagoulatos, 1997. Dynamic optimal management of winderosive rangelands. *American Journal of Agricultural Economics*, 79(2), 327-40.
- Huffaker, R, G., 1993. Optimal management of game and forage resources in a private fee-hunting enterprise. *American Journal of Agriculture Economics*, 75(3), 697-710.
- Huffaker, R, G., J. E. Wilen, and G. B. Gardner, 1990. A bioeconomic livestock/wild horse trade-off mechanism for conserving public rangeland vegetation. *Western Journal of Agricultural Economics*, 15(1), 73-82.
- ICES(International Council for the Exploitation of the Sea), 1995. *Report on the Working Group on the Assessment of Southern Shelf Demersal Stocks*(ICES CM 1995/Assess : 5), Copenhagen : ICES.
- ICES, 1996a. *Report on the Working Group on the Assessment of Southern Shelf Demersal Stocks*(ICES CM 1996/Assess : 5), Copenhagen : ICES

- ICES, 1996b. *Report on the Working Group on the Assessment of North Sea and Skagerrak*(ICES CM 1996/Assess : 6), Copenhagen : ICES
- Ignizio, J. P. and T. M. Cavalier, 1994. *Linear Programming*. USA : Prentice Hall.
- International Atomic Energy Agency, 1982. *Radioactive waste management glossary*(IAEA-TECDOC264).Vienna : IAEA.
- Ioannidis, C. and D. Whitmarsh, 1987. Price formation in fisheries. *Marine Policy*, 11(2), 143-145.
- Jaffry, A., 1995. Determinants of fishing powers of UK otter trawlers operating in the English Channel, *MSc Fisheries Economics Dissertation*, University of Portsmouth,
- Jaffry, S., S. Pascoe and C. Robinson, 1997. Long run price flexibilities for high valued species on the UK market. Paper presented at *the IXth annual conference of the European Association of Fisheries Economists*, Quimper, 28-30 April.
- Johnson, R. N., 1995. Implications of taxing quota value in an individual transferable quota fishery. *Marine Resource Economics*, 10(4)27-340.
- Jorgensen, H. P., 1990. Baltic Sea cod price responsiveness. In : Frist and P. Andersonm (Eds.), *Proceedings of the 4th Biennial Conference of the International Institute of Fisheries Economics and Trade, 7-12 August, 1988, Esbjerg, Denmark, Volume 1*, Esbjerg : DIFER, 408-423.
- Kailola, P. J., M. J. Williams, P. C. Stewart, R. E. Reichelt, A. McNee and C. Grieve, 1993. *Australian Fisheries Resources*. Canberra : Bureau of Resource Science.
- Kaufmann, B. and G. Geen, 1997. Cost recovery as a fisheries management tool *Marine Resource Economics*, 12(1), 57-66.
- Kennedy, J. O. S., 1992. Optimal annual change in harvest from multicohort fish stocks : the case of western mackerel. *Marine Resource Economics*, 7(3), 95-114.

참 고 문 헌

- Kennedy, J., 1994. Individual transferable quotas: the Australian experience. In : J. P. Hillis, ed. *Proceedings of the Third Annual Conference of the European Association of Fisheries Economists*(Irish Fisheries Investigations Series B(Marine)No. 42), Dublin : The Stationary Office.
- King, M., 1995. *Fisheries Biology*, Assessment and Management, Fishing New Books, Great Britain.
- King, R., 1993. Bioeconomic models of crop production systems : design, development and use. *Review of Agriculture Economics*, 15(2), 389-401
- Kirman, A., 1994 Market structure and prices : the Marseilles fish market. In : M. Antona, J. Catanzano and J. G. Sutinen, (Eds) *Proceedings of the 6th Biennial Conference of the International Institute of Fisheries Economics and Trade*, Paris : IFREMER, 1051-1058.
- Large, P. A., 1992. Use of a multiplicative model to estimate relative abundance from commercial CPUE data. *ICES Journal of Marine Science*, 49(3), 253-161.
- Large, P. A. and R. C. A. Bannister, 1986. *The fishing power of Lowestoft trawlers fishing place in the North Sea*(Fisheries Report No. 82). Lowestoft : MAFF Directorate of Fisheries Research.
- Lee, C., 1980, *Models in Planning*(Urban and Regional Planning Series volume 4).Great Britain : Pergamon Press.
- Lee, C., 1994, The potential economic impact of lobster stock enhancement. Unpublished MSc dissertation, University of York.
- Linton Park PLC, 1995. *Report and Accounts* 1994. London : Coppers & Lybrand.
- Lopes. J., P. Michel and G. Rotillon, 1996. Bioeconomic management of red swamp crayfish(*Procambrus clarkii*) in the presence of environmental externalities. *Marine Resource Economics*, 11(1), 1-10

- Ludwig, D. and C. J. Walters. 1985. Are age-structured models appropriate for catch effort data? . *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 42(6),1066-1072.
- Ludwig, D. C. J. Walters and J. Cooke, 1988. Comparison of two models and two estimation methods for catch and effort data. *Natural Resource Modelling*, 2(4), 457-498.
- Mace, P., 1994. Relationship between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries managements strategies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 51(1), 110-122.
- MacKay, G. A., 1981. The UK fishing industry and EEC policy. *Three Banks Review*, 132(December), 59.
- MacSween, I., 1974, *An analysis of the movements in fish prices*. Fisheries Economics Research Unit Occasional Paper, Edinburgh : Seafish Industry Authority.
- MAFF, 1995. *Agriculture in the UK 1994*. London : HMSO.
- MAFF, 1996(and earlier issues). *Mouthly Return of Sea Fisheries Statistics, England and Weales, Month of March 1996*(and earlier issues), Fisheries Statistical Unit, MAFF, London.
- MAFF, 1996. *Farm Incomes in the UK 1994-95*. London : HMSO.
- MAFF, 1997a. Decommissioning of fishing vessels : details of 1997 scheme announced. *News Release 232/97*, 6 August 1997.
- MAFF, 1997b. Non-sector whitefish quota management arrangements in Area VII for over 10 metre vessels. *News Release 139/97*, 30 May 1997.
- MAFF, 1997c. Non-sector whitefish quota management arrangements in Area VII for over 10 metre vessels. *News Release 228/97*, 31 July 1997.
- MAFF, 1997d. Non-sector whitefish quota management arrangements in Area VII for over 10 metre vessels. *News Release 245/97*, 31 August 1997.
- MAFF, 1997e. Non-sector whitefish quota management arrangements

- in Area VII for over 10 metre vessels. *News Release 281/97*, 30 September 1997.
- Mardle, S. and S. Pascoe, 1997. *A review of applications to fisheries using multi objective Programming techniques*(CEMARE Research Paper No 117), Portsmouth, CEMARE.
- Mardle, S., S. Pacoe, M. Tamiz, 1998. An investigation of genetic algorithms for the optimisation of multi-objective fisheries bioeconomic models. Paper presented at *the 3th International Conference on Multi-Objective Programming and Goal Programming : Theory and Applications*, Quebec City, May 31-June 3, 1998.
- Mardle, S., S. Pacoe, M. Tamiz and D. Jones, 1997. *Resource allocation in the North Sea fishery : a goal programming approach*(CEMARE Research Paper No 119), Portsmouth, CEMARE.
- Mathlich, S. C. and J. E. Hanson, 1986. Modeling supply response in bioeconomic research: an example from wildlife enhancement. *Land Economics*, 62(3), 292-305.
- McCarl, B. A. and J. Apland, 1986. Validation of linear programming models, *Southern Journal of Agriculture Economics*, 18(2), 155-64
- McCarl, J. T. and F. H. Dietrich, 1994. *Statistics*(6th Edition). USA : Dellen Macmillan
- Menz, K. M. and P. Grist, 1996. Increasing rubber planting density to shade Imperata : a bioeconomic modelling approach. *Agroforestry Systems*, 34(3), 291-303.
- Moffitt, L. J. and R. L. Farnsworth, 1981. Bioeconomic analysis of pesticide demand. *Agricultural Economics Research*, 33(4), 12-18
- Monk, N., 1997. Herrings or sprats?. *CostNET*, 2(1), 4.
- Murawski. S. A. and J. T. Finn, 1985. Optimal effort allocation among competing mixed-species fisheries, subject to fishing mortality constraints. *Canadian Journal of Fosheries and Aquatic Science*,

43(1), 90-100.

- Nautilus Consultants, 1997. *The Economic Evalution of the Fishing Vessels(Decommissioning)Schemes*, Report on behalf of the UK Fisheries Departments, Edinburgh.
- Nicholson, W., 1989. *Microeconomic Theory : Basic Principles and Extensions*. USA : Dryden Press.
- Nyamusika, N., 1994. A bioeconomic analysis of bovine respiratory disease complex. *Review of Agriculture Economics*, 16(1), 39-53.
- Oreskes, N., K. Shrader-Frechette and K. Belitz, 1994. Verification, validation and confirmation of numerical models in the earth sciences. *Science*, 263(4 February 1994), 641-646
- Oriade, C. A., 1996. A bioeconomic analysis of site specific management for weed control. *Review of Agriculture Economics*, 18(4), 523-35.
- Oriade, C. A. and C. R. Dillon, 1997. Developments in biophysical and bioeconomic simulation of agricultural systems: a review. *Agricultural Economics*, 17(October), 45-58.
- Padilla, J. E., 1994. A bioeconomic model for fisheries management in tropical countries with applications. In : Indo-Pacific Fishery Commission, ed., *Papers Presented at the seventh session of the Standing Committee of Resource Research and Development*(FAO Fisheries Report No. 499 Supplement FIRL/R499).Rom : FAO.
- Phaloeimo, J. E. and Y. Chen, 1993. Estimation of effective effort from catch-at-age data. *Canadian. Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 50(11), 2421-2428.
- Pascoe, S., 1988. The effectiveness of the northern prawn fishery voluntary adjustment scheme. ABARE paper persented at *the 1988 Australian Economics Congress*, Australian National University, Canbera, 28 August - 2 September.
- Pascoe, S., 1993. ITQs in the south east fishery. *Marine Resource Economics*, 8(4), 395-401.

참 고 문 헌

- Pascoe, S., 1994. Modelling fisheries adjustment : application of the asset replacement principle. Paper Presented at *the European Association of Fisheries Economists 4th Bioeconomic Modelling Workshop*, Edinburgh, Scotland, 24-25 October.
- Pascoe, S., 1995, Modelling the UK demersal trawl component of the English Channel, Paper presented at *the 5th EAFE Bioeconomic Modelling Workshop*, Edinburgh, 24-27 October 1995.
- Pascoe, S., 1997a *Bycatch management and the economics of discarding*(FAI Technical Paper 370). Rome : FAO
- Pascoe, S., 1997b The relative contribution of stock recovery in generating economic benefits from effort reduction. Paper presented at *the European Association of Fisheries Economists 7th Bioeconomic Modelling Workshop*, Portsmouth, 17-18 December.
- Pascoe, S., 1997c *A Preliminary bioeconomic model of the UK component of the fisheries of the English Channel*(Research Paper P112). Portsmouth : CEMARE.
- Pascoe, S., 1998 A Bioeconomic analysis of the UK fisheries of the English Channel, *PhD Thesis*, University of Portsmouth.
- Pascoe, S., T. Battaglene and D. Campbell, 1992 *A Bioeconomic Model of the Southern Shark Fishery*, (ABARE Research Report 92.1), Canberra : AGPS
- Pascoe, S., T. Dann and C. Reid, 1994. Bioeconomic modelling of Australian prawn fisheries. In : Indo-Pacific Fishery Commission, ed., *Papers presented at the seventh session of the Standing Committee of Resources Research and Development*(FAO Fisheries Report No. 499 Supplement FIPL/R499). Rome : FAO, 11-24.
- Pascoe, S., Geen and P. Smith, 1987. Price determination in the Sydney seafood market. ABARE Paper presented at *the 31st Annual Conference of the Australian Agriculture Economics Society*, University of Adelaide, 10-12 February.

- Pascoe, S. and C. Robinson, 1998. Input controls, input substitution and profit maximisation in the English Channel beam trawl fishery. *Journal of Agricultural Economics*, 48(1), 16-30
- Pascoe, S., C. Robinson and L. Cogan, 1997. *Economic and Financial Performance of the UK English Channel Fishery*(CEMARE Report No. 44). Portsmouth : CEMARE, University of Portsmouth.
- Pascoe, S. and M. Stephens, 1994. Making sense of ABARE survey results. *Australian Fisheries*, 53(4), 33-36.
- Pascoe, S., M. Tamiz and D. Jones, 1997. Multi-objective modelling of the UK fisheries of the English Channel. Paper presented at the *IXth conference of the European Association of Fisheries Economists*, Quimper, France, 28-30 April 1997
- Pawson, M. G., 1995. *Biogeographical identification of English of English Channel fish and shellfish stocks*(Fisheries Research Technical Report No. 99), Lowestoft, UK : MAFF Directorate of Fisheries Research.
- Pawson, M. G. and G. D. Pickett, 1994. *Sea Bass : Biology, Exploitation and Conservation*, Chapman and Hall, London.
- Pearce, D. W. and R. K. Turner, 1990. *Economics of Natural Resource and the Environment*. Great Britain : Harvester Wheatsheaf.
- Pella, J. J. and P. K. Tomlinson, 1969. A generalized stock production model. *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission*, 13(3), 421-458.
- Perman, R., Y. Ma and J. McGilvary, 1996, *Natural Resource and Environmental Economics*. Singapore : Longman.
- Perrin, R. K., 1972. Asset replacement principles. *American Journal of Agricultural Economics*, 54(1), 60-67.
- Placenti, V., G. Rizzo and M. Spagnolo, 1992. A bioeconomic model for optimisation of a multi-species, multi-gear fishery : the Italian case. *Marine Resource Economics*, 7(4), 275-295.

참 고 문 헌

- Polacheck, T. J., R. Hilborn and A. E. Punt, 1993. Fitting surplus production models : comparing methods and measuring uncertainty. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 50(12), 2597-2607.
- Polovina, J. J., 1989. A system of simultaneous dynamic production and forecast models for multi-species or multiarea applications. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 46(6), 961-963.
- Pope, J. G. and Shepherd J. G. 1985, A comparison of the performance of various methods for tuning VPAs using effort data. *Journal du Conseil International et Exploration du Mer*, 42, 129-151.
- Pyo, H. D. and Chang, H. B., 2000. *Fisheries sustainability indicators: initial development of economic and social indicators*, Korea Maritime Institute.
- Quinn, T. J., R. B. Deriso and S. H. Hoag, 1985. *Methods of population assesment of Pacific halibut*(Report No 72). International Pacific Halibut Commission.
- Radford, A. F., A. C. Hatcher and D. J. Whitemarsh, 1990. An Economic Evaluation of Salmon Fisheries in Great Britain. Report in three volumes submitted to *the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food*, London.
- Raizin, M., 1993. Individual transferable quotas for the surf clam and ocean quahog fishery of th northwest Atlantic. In : S. Cunningham, ed. *The use of individual quotas in fisheries management* Paris : OECD, 161-172.
- Reid, C., P. Collins and T. Battaglene, 1993, *Torres Strait Prawn Fishery : an economic analysis*(ABARE Research Report 93.15), Canberra : ABARE.
- Resoudarmo, B. P., 1995. The construction of a bioeconomic model of the Indonesian flying fish fishery. *Marine Resource Economics*, 10(4), 357-72.
- Robinson, C. and S. Pascoe, 1996. Input controls and input substitution

- in the English Channel beam trawl fishery. In : R. Franquesea, ed. *Proceedings of the VIII Annual Conference of the European Association of Fisheries Economists*. Madrid : Ministerio de Agricultura, Pesca Y Alimentacion, 135-150.
- Robinsonm C. and S. Pascoe, 1997. Fisher behavior : Exploring the validity of porfit maximising assumption. Paper to be presented at *the IX EAFE conference*, Quimper, France, 28-30 April 1997.
- Robson, G. 1993. Sea fisheries management : the UK position. *Marine Policy*. 17(5), 347-349.
- Rodgers. P., 1995. Another economist's problem with fishing effort. In : CEMARE. ed. *Proceedings of the Vllth Annual Conference of the European Association of Fisheries Economics*, Portsmouth : CEMARE, University of Portsmouth, 9-24.
- Ruff, L. E., 1977. The economic common sense of pollution. In: R. Dorfman and N. S. Dorfman, eds. *Economics of the Environment*. 2nd Edition. New York :W. W. North and Company, 41-58.
- Ruth, M. and B. Hannon, 1977. *Modeling Dynamic Economic System*. USA : Springer.
- Sumlia, U. R., 1997. Strategic dynamic interactions : the case of the Barents Sea fisheries. *Marine Resource Economics*, 12(2), 77-94.
- Sampson, D. B., 1992. Fishing technology and fleet dynamics : predictions from a bioeconomic model. *Marine Resource Economics*, 7(1), 37-58.
- Sampson, D. B., 1994. Fishing tactics in a two species fisheries model : the bioeconomics of bycatch and discarding. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 51(12), 2688-2694.
- Sandiford, F., 1986. An analysis of multiobjective decision-making for the Scottish inshore fishery. *Journal of Agriculture Economics*, 37(2), 207-219.
- Sathiendrakumar, R. and C. A. Tisdell, 1987. Optimal Economic Fishery Effort in the Maldivian Tuna Fishery : An Appropriate Model. *Marine Resource Economics*, 4(1), 15-44.

참 고 문 헌

- Schaefer, M. B., 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. Bulletin of the Schaefer, *Inter-American Tropical Tuna Commission*, 1(2), 26-56.
- Schaefer, M. B., 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellow fin tuna in the Eastern Tropical Pacific Ocean. *Inter-American Tropical Tuna Commission*, 2, 247-285.
- Schnute, J., 1977. Improved estimates from the Schaefer production model : theoretical considerations. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 34(5), 583-603.
- Scott, A. D., 1955. The fishery : the objective of sole ownership. *Journal of Political Economy*, 63(2), 116-24.
- Seijo, J. C., Defeo and A. DE Alava, 1994. A multi-criteria optimisation approach for the management of multispecies fishery with ecological and technological interdependencies. In : Antona, M., J. Catanzano and J. G. Sutinen, eds. *Proceedings of the 6th Biennial Conference of the International Institute of Fisheries Economics and Trade*. Paris : IFREMER, 161-169.
- SFIA(Sea Fish Industry Authority), 1996. *Key Indicators, August 1996*(and previous issues), Sea Fish Industry, Edinburgh.
- SHAZAM, 1993. *SHAZAM User's Reference Manual Version 7.0*, Canada : McGrawHill.
- Shepherd, J. G. and D. J. Garrod, 1981. Modelling the response of a fishing fleet to changing circumstances using cautious non-linear optimisation. *Journal du Conseil Internationale et Exploration du Mer*, 39(3), 231-238.
- Siegel, R. A., J. J. Mueller and B. J. Rothschild, 1979. A linear Programming approach to determining harvesting capacity : a multiple species fishery. *Fishery Bulletin*, 77(2), 425-433.
- Sinclair, S. F., 1985. A linear programming analysis of Scotian shelf offshore fisheries. In : Mahon, R., *Towards the Inclusion of Fisheries in Management Advice*(Canadian Technical Report of

- Fisheries and Aquatic Science No. 1347), 92-103.
- Skonhøft, A. and J. T. Solstad, 1996. Wildlife management, illegal hunting and conflicts : a bioeconomic analysis. *Environment and Development Economics*, 1(2), 165-81.
- Smit, W., 1994. Productivity and capacity of the Dutch cutter fleet. Paper presented at *the VIth EAFE Conference*, Iraklion, Crete, 28-30 March.
- Somers, I. and Y. Wang, 1997. A simulation model for evaluating seasonal closures in Australia's multispecies northern prawn fishery. *North American Journal of Fisheries Management*, 17(1), 114-130.
- Sparre, P. J. and R. Willmann, 1993, *BEAM 4 : Analysis bio-economic simulation of space-structured multispecies and multifleet fisheries*. Rome : FAO.
- Squires, D., 1987. Fishing effort : its testing specification, and internal structure in fisheries economics and management. *Journal of Environmental Economics and Management*, 14(3), 268-282.
- Squires, D., 1994. Sources of growth in marine fishing industries, *Marine Policy*, 18(1), 5-18.
- Squires, D., H. Campbell, S. Cunningham, C. Dewees, R. Q. Grafton, S. F. Herricks Jr., J. Kirkley, S. Pascoe, K. Salvanes, B. Shallard, B. Turriss, and N. Vestergaard, 1998. Individual transferable quota in multispecies fisheries. *Marine Policy*, 22(2), 135-160.
- Squires, D., J. Kirkley and C. Tisdell, 1995. Individual transferable quotas as a fisheries management tool. *Reviews in Fisheries Science*, 3(2), 141-169.
- Standiford, R. B. and R. E. Howitt, 1992, Solving empirical bioeconomic models : a rangeland management application. *American Journal of Agricultural Economics*, 74(3), 421-33.
- Standiford, A., 1988. The effects of the pot reduction in the South Australian southern zone rock lobster fishery. *Marine Resource*

- Economics*, 4(4), 271-288.
- Stollery, K., 1986. A short run model of capital stuffing in the Pacific Halibut fishery. *Marine Resource Economics*, 3(2), 137-153.
- Su, A. and Q. Liu, 1998. a continuous Fox-form of the surplus production observation error estimator. *Fisheries Research*, 34(1), 59-76.
- Sylvia, G., 1994. The role of multiobjective policy models in fisheries and aquaculture development. In: Antona, M., J. Catanzano and J. G. Sutinen, eds. *Proceedings of the 6th Biennial Conference of the International Institute of Fisheries Economics and Trade*. Paris: IFREMER, 171-182.
- Tai, S. Y. and T. Heaps, 1996. Effort dynamics and alternative management policies for the small pelagic fisheries of Northwest Peninsular Malaysia. *Marine Resource Economics*, 11(2), 85-103.
- Tamiz, M., D. F. Jones and E. El-Darzi, 1995. A review of goal programming and its applications. *Annals of Operations Research*, 58, 39-53.
- Taylor, T. G. and F. J. Prochaska, 1986. Fishing power functions in aggregate bioeconomic models. *Marine Resource Economics*, 2(1), 87-107.
- Tétard, A., M. Boon et al 1995. *Catalogue International des activités des flottilles de la Manch, approche des interactions techniques*. Brest, France: IFREMER.
- Thoma, R, L., 1993. Introductory Econometrics: *Theory and Applications*(2nd Edition). NY: Longman.
- Thoma, R. L., 1997. *Modern Econometrics: An Introduction*. Padstow UK: Addison-Wesley.
- Towesend, R. E., 1985. On capital stuffing in regulated fisheries. *Land Economics*, 61(2), 195-97.
- Tsoa, E., W. E. Shrank, and N. Roy., 1985. Generalizing fisheries models: an extension of the Schaefer analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 42(1), 44-50.

- Tyson, P., 1990. An econometric analysis of the price determination of fresh cod landings in the UK. *MSc Dissertation*, University of Bristol.
- UK fisheries Departments, 1988. *Measuring the Catching Capacity of Fishing Vessels*(MAFF Consultation Document CER188F2). London: MAFF.
- United Nations, 1983. *The Law of the Sea: The United Nations convention on the Law of the Sea*. New York: United Nations Publications.
- Varian, H. R., 1990. *Intermediated Microeconomics: A Modern Approach*(2nd edition). USA: W. W. Norton and Company.
- Verhulst, P. F, 1838. Notice sur la loi que la population suit dans son accroissement. *Correspondance Mathématique et Physique*, 10, 870-875.
- Vestergaard, N., 1996. Discard behaviour, highgrading and regulation: the case of the Greenland shrimp fishery. *Marine Resource Economics*, 11(4), 247-266.
- Walters, C. J., 1986. *Adaptive Management of Renewable Resources*. NY: MacMillan.
- Weitman, A. S. and R. J. Ebert, 1981. Goal programming to assist in decision making. *Fisheries*, 6(1), 5-8.
- Wessells, C. R. and J. E. Wilen, 1993. Economic analysis of Japanese household demand for salmon. *Journal of the World Aquaculture Society*, 24, 361-378.
- Whitaker, T. K(Chair), 1991. Review of Common Fisheries Policy, Report of Advisory Group, July 1991, Brussels: EU.
- White, K. J. 1978. A general computer program for econometric methods - SHAZAM, *Econometrica*, 46(1), 239-240.
- Whitmarsh D., H. Pickering and M. T. Sarch, 1995. Economic Appraisal of Artificial Reef Structures for Lobster production(*CEMARE Research Report 33*). Portsmouth: CEMARE, University of Portsmouth.

참 고 문 헌

- Whitmarsh, D. J. and J. A. Young, 1985. Management of the UK mackerel fisheries: an economic perspective. *Marine Policy*, 9(3), 220-236.
- Willen, J. E., 1990. ITQs and the bycatch problem. In: C. M. Dewees and E. Ueber, eds. *Effects of different fishery management schemes on bycatch, joint catch and discards: summary of a national workshop* (California Sea Grant College Report No. T-CSGCP-019), La Jolla: California Sea Grant College, University of California, 50-51.
- Williams, H. P., 1994. *Model Building in Mathematical Programming (3rd edition)*. UK: John Wiley and Sons.
- Wilson, J., 1995. A critical analysis of the Common Fisheries Policy review and points for reform the fishing industry perspective, *MSc Dissertation*, University of Portsmouth.
- Wise, M., 1984. *The Common Fisheries Policy of the European Community*. Cambridge : Methuen & Co.
- Yeh, S. Y, T. S. Tsou and H. C. Liu, 1991. Assessment of the south Atlantic albacore resource by using surplus production models, 1976-1988. *Collection Volume of Scientific Paper ICCAT*, 39, 166-170.
- Yoshimoto, S. S. and R. P. Clarke, 1993, Comparing dynamic versions of the Scharfer and Fox production models and their application to lobster fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 50(1), 181-189.
- Young, T., 1984. *A Study of Demand for Fresh, Cured and Frozen Fish in Great Britain*. Fisheries Economics Research Unit Occasional Paper, Edinburgh : Seafish Industry Authority.
- Zijlstra, J. J. and J. F. de Veen, 1963. On the relative fishing powers of Dutch trawlers. *Journal du Conseil International et Exploration du Mer*, 28(2), 241-45.

부 록

1. 비선형단기모델산출

1. 콤팩트클래스 생산함수

1) 로지스틱 성장모델

제4장의 방정식 (4.87)은 콤팩트클래스 생산함수에 기초를 두고 어획노력연관의 장기균형을 추정하는 데 필요한 여섯 가지 파라미터 $r, q, k, m, \alpha, \beta$ 가 있다. 이 파라미터들을 추정하기 위해 TSoa, Schrank and Roy(1985) 세 사람은 비선형회귀기법을 사용해 추정할 수 있는 시차구조모델(a lagged structured model)을 개발하였으며, 다음과 같이 가정한다.

$$B_t - B_{t-1} = rB_{t-1} - \frac{r}{k} B_{t-1}^m - C_{t-1} \quad (A1)$$

제4장의 방정식 (4.82)를 다시 정리하면

$$B_t = \left(\frac{C_t}{qE_t^\alpha} \right)^{\frac{1}{\beta}} \quad (A2)$$

그러면 식 (A1)는 다음과 같이 표현된다.

$$B_t = (1+r) \left(\frac{C_{t-1}}{qE_{t-1}^\alpha} \right)^{\frac{1}{\beta}} - \frac{r}{k} \left(\frac{C_{t-1}}{qE_{t-1}^\alpha} \right)^{\frac{m}{\beta}} - C_{t-1} \quad (A3)$$

식 (A3)의 자원량에 대한 표현을 식 (4.82)로 대치하면

$$C_t = qE_t^\alpha \left[(1+r) \left(\frac{C_{t-1}}{qE_{t-1}^\alpha} \right)^{\frac{1}{\beta}} - \frac{r}{k} \left(\frac{C_{t-1}}{qE_{t-1}^\alpha} \right)^{\frac{m}{\beta}} - C_{t-1} \right]^\beta \quad (A4)$$

비선형추정과정을 이용해 어획량과 어획노력량에 대한 모델평가는 파라미터의 수가 많아 다소 정확하지 않다는 점이 증명되었다. Taso,

Schrank and Roy(1985)는 국지적 최적화 범위에 따라 변수값이 정의되지 않은 문제, 그리고 수렴의 문제 등을 지적하였다. 대부분의 비선형회귀 패키지는 반복적 탐색절차를 사용하는 데, 이 방법은 수렴이 어렵거나, 추정과정에서 사용된 시작값(the starting value)에 따라 다른 값으로 수렴될 수 있다. 따라서, 모델 파라미터의 신뢰도에는 여전히 많은 불확실성이 존재한다.

2) 지수적 성장모델

Tsao, Schrank and Roy(1985)는 콤퍼클래스 모델의 로지스틱성장방식만을 개발하였으나 지수적 성장방식도 유사한 방법으로 구축될 수 있다. 식 (4.94)에 의해, 주어진 해(year)의 지속적 어획수준은 다음과 같다.

$$C = qE^a B^\beta = rB \ln(k/B) \quad (A5)$$

따라서, 한해로부터 다음해까지 자원량의 변화는 아래와 같이 주어진다.

$$B_t - B_{t-1} = rB_{t-1} \ln(k/B_{t-1}) - C_{t-1} \quad (A6)$$

식 (A2)에서 t기간의 자원량이 주어질 때, 식 (A6)을 다시 표현하면,

$$B_t = (1+r) \left(\frac{C_{t-1}}{qE_{t-1}^a} \right)^{\frac{1}{\beta}} \left[\ln(k) - \frac{1}{\beta} (\ln C_{t-1} - \ln q - a \ln E_{t-1}) \right] - C_{t-1} \quad (A7)$$

이 식을 식 (A5)의 일반어획방정식으로 대치하면

$$C_t = qE_t^a \left\{ (1+r) \left(\frac{C_{t-1}}{qE_{t-1}^a} \right)^{\frac{1}{\beta}} \left[\ln(k) - \frac{1}{\beta} (\ln C_{t-1} - \ln q - a \ln E_{t-1}) \right] - C_{t-1} \right\}^\beta \quad (A8)$$

비선형회귀기법을 이용해 모델의 파라미터들을 추정할 수 있다. 그러나 모델의 추정은 위에서 간략히 설명된 것과 유사한 문제점을 갖는다.

2. Coppola 생산함수

1) 로지스틱 성장모델

모든 균형모델은 어느 한 해로부터 다음 해까지 자원량의 변화는 모집단(population)의 자연성장과 총어획량(the amount of catch taken)의 차이에 의존한다는 기본적 가정을 하고 있으며, 이는 다음과 같이 표현된다.

$$\Delta B_t = C_e - C_t \quad (A9)$$

ΔB_t 가 일정기간의 자원량의 변화라고 할 때, C_t 는 그 기간동안의 어획량이며, C_e 는 지속적인 어획수준이다. 로지스틱모델의 단순화를 위해, 지속가능한 연간어획량은 다음과 같이 주어질 수 있다.

$$C_e = (r/K)B(K-B) \quad (A10)$$

$$C_t = B(1 - R_e^{E_t}) \quad (A11)$$

이때 E_t 는 t년도에 소비된 어획노력량이다. 식 (A10)과 (A11)로부터 한 해로부터 다음 해까지 자원량의 변화는 다음과 같이 표현될 수 있다.

$$\Delta B_t = B_{t+1} - B_t = \frac{C_{t+1}}{(1 - R_e^{E_{t+1}})} - \frac{C_t}{(1 - R_e^{E_t})} \quad (A12)$$

ΔB_t 에 대한 이 식을 식 (A9)와 결합하면, 어획의 균형수준은 다음과 같이 표현된다.

$$C_e = \frac{C_{t+1}}{(1-R_e^{E_{t+1}})} - \frac{C_t}{(1-R_e^{E_t})} + C_t \quad (A13)$$

또한 식 (A10)으로부터

$$C_e = \frac{r}{k} \frac{C_t}{(1-R_e^{E_t})} \left(k - \frac{C_t}{(1-R_e^{E_t})} \right) \quad (A14)$$

식 (A13)과 (A14)을 같다고 놓고, 다시 풀면

$$\frac{C_{t+1}}{C_t} = \frac{(1-R_e^{E_{t+1}})}{(1-R_e^{E_t})} \left(r - \frac{r}{k} \frac{C_t}{(1-R_e^{E_t})} + R_e^{E_t} \right) \quad (A15)$$

이 식은 비선형회귀기법을 이용해 풀 수 있다. 이 식에서는 r, K, R_e 만이 알려지 않음에 따라, Tsoa, Shrank, Roy에 의해 체험되었던 비선형 회귀알고리즘에 관련된 문제들은 감소하였다.

2) 지수적 성장모델

지수적 성장모델에 대한 함수형태의 유도는 로지스틱 모델의 경우와 유사하다. 지수적 잉여성장함수 (주어진 자원량에 대한 지속 가능한 어획 함수)는 다음과 같다.

$$C_e = rB \ln(k/B) \quad (A16)$$

어느 한 해의 어획량은 다음과 같으며

$$C_t = B(1-R_e^{E_t}) \quad (A17)$$

식 (A17)로부터 (A9)는 다음과 같이 표현될 수 있다.

부 록

$$\Delta B_t = B_{t+1} - B_t = \frac{C_{t+1}}{(1 - R^{E_{t+1}})} - \frac{C_t}{(1 - R^{E_t})} \quad (A18)$$

유사한 방법으로 식 (A16)과 (A17) 역시 다음과 같이 표현될 수 있다 .

$$C_e = \frac{C_{t+1}}{(1 - R^{E_{t+1}})} - \frac{C_t}{(1 - R^{E_t})} + C_t \quad (A19)$$

$$C_e = \frac{rC_t}{(1 - R^{E_t})} \ln \left(\frac{k(1 - R^{E_t})}{C_t} \right) \quad (A20)$$

이 두 식을 같다고 놓으면

$$\frac{C_{t+1}}{(1 - R^{E_t})} - \frac{C_t}{(1 - R^{E_t})} + C_t = \frac{rC_t}{(1 - R^{E_t})} [\ln(k) + \ln(1 - R^{E_t}) - \ln(C_t)] \quad (A21)$$

이를 다시 정리하면

$$\frac{C_{t+1}(1 - R^{E_t})}{C_t(1 - R^{E_{t+1}})} - 1 + (1 - R^{E_t}) = r [\ln(k) + \ln(1 - R^{E_t}) - \ln(C_t)] \quad (A22)$$

따라서 아래와 같이 정리된다.

$$\frac{C_{t+1}}{C_t} = \frac{(1 - R^{E_{t+1}})}{(1 - R^{E_t})} [r [\ln(k) + \ln(1 - R^{E_t}) - \ln(1 - R^{E_t}) - \ln(C_t)] + R^{E_t}] \quad (A23)$$

마지막 식은 비선형회귀기법을 이용해 파라미터 r, R, K 를 추정하는데 사용되었다.