

경제적 환경규제수단의 실현가능성 제약요인*

정 준 금

사회과학부 행정학전공

<요 약>

일반적으로 세계 각국에서 가장 많이 이용되고 있는 환경규제수단은 명령지시적 직접규제방식이다. 그러나 명령지시적인 수단이 가지고 있는 문제점들 때문에 세계 여러나라에서는 시장원리를 적용한 경제적 또는 시장유인적 환경규제수단을 도입함으로써 환경규제를 개선하려는 노력을 기울이고 있다. 그러나 경제적 수단은 선진국의 경우에도 여전히 주된 환경정책수단이 되지 못하고 있으며, 경제적 수단을 채택하고 있는 많은 나라에서도 경제학자들이 주장하고 예측한 것과 같은 효과를 거두지 못하고 있는 것으로 분석되고 있다. 이 연구는 왜 경제적 수단이 채택되지 못하고 또 채택되더라도 효과를 발휘하지 못하는 요인이 무엇인가를 분석하고 이를 극복할 수 있는 방안을 모색하였다.

The Feasibility of Environmental Market-Type Instruments

Jung, Joon-Keum

Professor of Public Administration

<Abstract>

This paper examine the feasibility of environmental economic instruments, i.e., the manifold obstacles to an economization of environmental regulations. Although governments have been engaged in widespread environmental regulation for several decades, reliance on markets for pollution control is quite limited. Application of market-type instruments generally is different from the economist's view.

After having briefly defined meaning and types of economic instruments, this paper consider various factors which seem to play a role in the shortcoming of economic

* 이 논문은 1998년도 울산대학교 연구비 지원에 의하여 작성되었음.

instruments. The first one, called ideological obstacle, is environmentalist's view which considers environment as a non-tradable thing; then procedural obstacles linked mainly with budgetary principles and with the complexity of a process are pointed out; then we focus on more political obstacles, which explain the difficulties in finding support for an economization of environmental policies, from public actors as well as from target groups. Last we point out the regulatory culture as an context obstacle to market-type instruments.

I. 서 론

환경규제 수단은 매우 다양하다. 이것은 환경오염원이 다양하므로 이에 대응하기 위한 규제수단도 다양하지 않으면 안되기 때문이다. 또한 같은 오염원에 대해서도 규제의 효과성을 극대화시키기 위해서 여러 가지 서로 다른 규제수단을 사용하고 있다.

일반적으로 세계 각국에서 가장 많이 이용되고 있는 환경규제수단은 이른바 명령지시적(command and control) 직접규제방식이다. 우리나라의 환경규제도 예외는 아니어서 거의 대부분이 명령적 수단으로 이루어져 있다. 이 직접규제방식은 그 내용이 단순하여 이해하기 쉽고, 오염원에 대한 확실적인 관리가 가능하여 단기적인 오염감소효과를 가져올 수 있는 장점이 있다. 그러나 명령지시적인 직접규제방식이 가지고 있는 문제점¹⁾은 사회전체적으로 일정한 환경보전을 달성하는데 있어서 사회적으로 필요이상의 비용부담을 초래하게 하고 있다. 이에 따라 세계 여러나라에서 시장원리를 적용한 이른바 경제적 환경규제수단 또는 시장유인적(market-type) 환경규제수단을 도입함으로써 환경규제를 개선하려는 노력을 기울이고 있다. 예를들면, 부과금(charge), 보조금(subsidies), 오염배출권 거래제도(emission trading), 환경세(environmental tax), 예치금제(deposit-refund system) 등이 새로운 규제수단으로 이용되고 있다.²⁾ OECD에서도 수년전부터 오염자부담원칙(polluters' pay principle)을 적용하는 경제적 환경규제수단을 도입할 것을 권고하고 있으며(OECD, 1991), 리우선언에서도 환경비용의 내부화를 촉진할 수 있는 경제적 수단을 보다 광범위하게 사용할 것을 촉구하고 있다.³⁾ 또한 'Agenda 21'에서도 환경법규만으로는 환경과 개발의 문제를 동시에 추구할 수 없음을 지적하고 경제적 수단과 기타 인센티브 수단을 효과적으로 사용할 것을 권고하고 있다. 우리나라의 경우도 1990년대 이후 환경개선부담금, 폐

-
- 1) 직접규제방식은 다음과 같은 문제점을 가지고 있다. 첫째, 규제기준이 단순하고 불충분한 정보에 의해 작성된다. 규제기준을 정하기 위해서는 기술적 요소뿐만 아니라 경제적 요소들을 고려해야 한다. 즉, 직접적 규제기준을 정확히 정하기 위해서는 많은 양의 데이터를 수집해야 하며, 비용과 통제기술, 생산과정에 대한 판단을 해야한다. 그런데 실제로는 이러한 요소들을 고려하지 않고 기준을 정함으로써 기준자체의 불합리로 인한 문제를 야기하는 경우가 많다. 둘째, 배출기준을 적용하는 과정이 획일적이다. 오염배출은 선, 구오염원에 따라, 또 그 양에 따라, 기준의 순용에 따르는 경제적 부담능력에 따라 다른데 직접규제기준은 이를 고려하지 못하고 획일적으로 적용된다. 셋째 기술 혁신을 저해한다. 규제기준 이하로 더 낮추는 경우에도 아무런 보상이 없기 때문에 규제기준만 충족하던 더 이상 오염률을 낮추려는 노력이 불필요해진다. 이로 인하여 환경오염저거 또는 비용절감을 위한 기술혁신의 동기가 부족하다.
 - 2) 이런 제도들은 후술하는 바와 같이 환경오염 원인자들로 하여금 오염물질의 배출에 대해서 응분의 가치를 치르게 하는 방법들이기 때문에 시장기구를 통한 규제 또는 경제적 유인제도라고 부른다. 따라서 환경규제의 경제화(economization of environmental regulation)란 기존의 직접규제방식의 환경규제를 이러한 경제적 유인수단으로 대체 또는 보완하는 것을 의미한다.
 - 3) 리우선언 제 16조.

기물예치금, 폐기물부담금, 수질개선부담금 등의 시장유인적 규제수단이 사용되고 있다.

그러나 경제적 수단은 선진국의 경우에도 여전히 주된 환경정책수단이 되지 못하고 있으며, 경제적 수단을 채택하고 있는 많은 나라에서도 경제학자들이 주장하고 예측한 것과 같은 효과를 거두지 못하고 있는 것으로 분석되고 있다.(Larrue, 1995; Lotspeich, 1998) 우리나라의 경우에도 경제적 규제수단이 환경오염을 감소시키는 인센티브를 제공하는 수단이 되지 못하고 정부의 재정수입 증대 수단으로만 이용되고 있다는 비판이 제기되고 있다.(최병선, 1992; 정준금, 1994) 물론 경제적 규제수단을 통해 부족한 환경투자자원을 조달하는 것이 나름대로의 정책적 의미가 전혀 없는 것은 아니지만 환경규제의 본래적 목표인 환경개선 효과를 달성하기 위해서는 현재 시행되고 있는 경제적 수단에 대한 재검토가 필요하다.

그런데 경제적 환경규제수단에 대한 기존의 논의는 주로 직접적 규제수단의 단점을 제시하면서 다양한 경제적 수단을 소개하는 것이 주류를 이루고 있다.(이호생, 1993) 즉 경제적 규제수단은 직접규제에 비해 효율성 또는 형평성 면에서 우수한 제도라는 것을 소개하면서 직접규제수단을 보완 또는 대체할 수 있는 경제적 수단들을 설명하는 연구가 많이 시도되었다. 그러나 하나의 제도가 가지고 있는 이론적 장점들이 현실 정책에서 효과를 발휘하기 위해서는 그 정책이 채택되고 집행되는 실제의 상황과 과정에 대한 검토가 선행되어야 한다. 아무리 이론적으로 정교한 정책수단이라고 할지라도 정책결정과정에서 채택되지 않거나 집행과정에서 실제 적용상에 한계가 있다면 그 효과를 발휘할 수 없기 때문이다. 특히 경제적 수단은 직접규제방식에 비해서 정치적 갈등이 높다. 이것은 직접규제의 세부사항은 전형적으로 행정적 영역에서 개발되는 반면, 경제적 규제수단, 예컨대 부과금의 수준과 적용범위에 대한 세부사항은 본래 논란이 심한 정치적 영역에서 개발되기 때문이다.(de Savonin Lohman, 1994) 그래서 Turner & Opschoor(1994) 등은, 규제는 정치적, 행정적 상황과 일치해야 한다는 이른바 '일치의 원칙'(concordance principle)을 주장하였다. 아무리 우수한 경제적 환경규제수단이라고 하여도 정치적, 행정적 상황과 일치하지 않으면 여러 가지 문제를 야기할 수 있다는 것이다.

이와 같이 경제적 수단들은 이론적 근거, 내용의 체계성, 효율성 등의 측면에서는 분명히 큰 강점을 가지고 있지만 정부가 정책을 결정하고 집행하는 실제의 정책과정에 존재하는 여러 가지 제도적, 행태적, 구조적 장애물들을 극복하기는 쉽지 않다. 예를들면 기존의 예산결정과정과 상충되거나 피규제집단이 반대하는 것과 같은 장애요인들이 등장할 수 있다. 이것은 경제적 수단이 가지고 있는 장점들이 제대로 효과를 발휘하기 위해서는 기존의 정책과정, 구조 또는 관련자들의 행태가 변화하여야 하는데 이것이 현실적으로 어렵기 때문이다. 요컨대 경제적 규제수단이 많은 장점에도 불구하고 환경정책의 주된 수단으로 자리잡지 못하고, 또 일부 도입되더라도 환경보전 효과를 제대로 달성하지 못하는 중요한 이유 중의 하나는 경제적 환경규제수단들이 기존 정책과정의 특징들과 상충됨으로써 그 실현가능성이 낮아지기 때문이다. 따라서 경제적 수단이 그 이론대로 성공적인 환경개선 효과를 가져오기 위해서는 경제적 환경규제 수단이 가지고 있는 특성 중 어느 것이, 왜 기존의 정책과정과 상충되고, 이를 극복하기 위해서는 또 어떠한 조치를 취해야 하는가에 대한 본격적인 연구가 진행되어야 할 것이다.

이러한 맥락에서 이 연구에서는 경제적 수단이 이론적인 우수성에도 불구하고 환경규제의 주된 수단이 되지 못하는 이유를 분석하고자 한다. 이를 위해 우선 경제적 환경규제수단의 특징과 종류를 살펴본 후, 이 논문의 핵심인 경제적 환경규제수단이 정부의 정책수단으로 채택되고 집행되는 과정에서 등장하는 장애요인, 즉 경제적 환경규제수단의 실현가능

성(feasibility)을 제약하는 요인들을 분석하고자 한다. 여기서 말하는 실현가능성의 개념 속에는 여러 가지 의미가 포함된다.(정정진, 1997) 그런데 이 논문에서는 주로 경제적 환경규제수단의 정치적 실현가능성(political feasibility)을 제약하는 요인들을 중심으로 분석하고자 한다. 즉 경제적 수단들이 환경정책과정에서 공식적인 정책수단으로 채택되는데 있어서 왜 정책과정참여자들의 지지를 얻지 못하고 있으며, 기존 제도와 상충되는가 하는 것을 분석하고자 한다. 그리고 나서 이 논문의 마지막 부분에서는 이러한 실현가능성 제약요인을 극복할 수 있는 방안을 제시하고자 한다.

II. 경제적 환경규제 수단의 특징과 종류

1. 특징

순수한 의미의 배출부과금제도 또는 환경세제도와 같은 경제적 환경규제수단은 서구의 여러나라에서 전통적으로 채택되어온 환경관리 체제하에서의 방만한 환경투자와 방대한 환경행정이 막대한 자원의 낭비를 초래하였다는 분체의식에 따라 보다 적은 비용으로 보다 많은 환경개선 효과를 달성하기 위한 대안으로 주로 경제학자들에 의해서 강력히 주장되어온 제도이다. 경제학적으로 볼 때 환경오염 문제란 환경이라는 자원, 즉 환경재를 과도하게 이용한 결과 그 환경재의 다른 용도에 현저한 지장을 초래함으로써 발생하는 문제로 이해된다. 그런데 환경재에 대해서는 시장이 형성되어 있지 않기 때문에 환경재를 어떤 특정 용도에 과도하게 이용한 결과 다른 용도에 현저한 지장을 초래하더라도 이에 대해서 대가를 치르게 할 방법이 없게 되어 있다. 따라서 공권력에 의거해서 그 피해에 상응하는 만큼 환경재 이용에 대가를 치르게 함으로써, 다시말하면 환경재에 인위적으로 적정가격을 설정함으로써 환경재의 남용을 막을 필요가 있다. 이와 같이 환경재에 적정가격이 설정되면 사회적으로 적정한 수준의 환경오염 수준이 달성되며, 시장기구의 자원배분기능을 보완하여 환경재를 포함한 모든 자원의 효율적 이용이 달성된다.(이정전, 1994)

따라서 경제적 환경규제수단의 핵심은 환경오염 또는 환경재에 가격을 부여하고 이를 거래할 수 있게 하는 일종의 오염시장(market for pollution) 또는 환경재 시장(market for environmental goods)을 형성하는데 있다.⁴⁾ 적정가격이 정해지면 오염물질을 배출하는 기업들은 비용을 최소화할 수 있는 오염제거기술을 사용하려고 노력할 것이며, 이에 따라 각 기업의 한계오염제거비용(marginal cost of abatement)이 동일해 지고, 이로 인해 사회전체적인 면에서 오염제거 활동의 효율적 자원배분상태가 달성된다.⁵⁾ 더구나 기업들은 가급적 비용최소화 기술을 적용하려고 노력하게 되므로 경제적 수단은 기업들로 하여금 기술혁신을 자극하는 유인을 제공한다.⁶⁾ 요컨대 시장유인적 수단의 핵심은 오염배출 기업으로 하

4) 이러한 아이디어는 이미 1세기 전에 후생경제학자인 Pigou에 의해서 제시되었지만 이를 하나의 환경정책수단으로 제안한 학자는 Dales(1968)이다. 특히 그는 오염권거래제도를 제안하였다. 그런데 배출부과금과 오염권거래에 대한 조기의 제안들은 환경오염과 환경규제의 물리적, 사회적 자원에 대해 지나치게 단순화된 모형에 의존하였기 때문에 구체적인 정책으로 전환되기에는 많은 어려움이 있었다.

5) 시장유인적 환경규제수단의 기본원리에 대해서는 여러 환경경제학 교과서에 잘 정리되어 있다. 예를들면, Callan & Thomas(1996), Lesser, Dodds, & Zerbe(1997) 등이 있다.

6) 경제적 수단의 주장자들이 명령적 직접규제수단에 가하는 가장 큰 비판은 이들 규제수단에는 피규제기업의 기술혁신을 자극하는 유인이 없다는 것이다.

여금 그들이 배출하는 오염물질이 사회에 야기시킨 손해에 해당하는 만큼의 비용을 부담하도록 하면서도 해당기업으로 하여금 오염물질 처리에 관한 결정을 독립적으로 할 수 있는 권한을 부여하는 것이다.(Lotspeich, 1998)

이러한 경제적 환경규제수단은 다음과 같은 점에서 명령적 규제수단과 구별된다.

첫째, 시장유인 수단과 명령적 수단은 기업의 오염물질 처리권을 제한한다는 점에서 근본적으로 동일하지만 권한 축소 가능성에 대한 입장에 큰 차이가 있다. 즉 명령적 수단에서는 기업이 가지고 있는 오염물질처리권이 환경기관에 의해서 강제적으로 광범위하게 축소될 수 있는 것으로 가정하고 있는데 반해, 시장유인수단에서는 강제적인 기업의 권한 축소는 거의 또는 전혀 없지만 기업이 그 권한을 행사하기 위해서는 오염물질처리권을 시장 거래를 통해서 명시적으로 획득해야 한다고 가정하고 있다. 다시말하면 일정한 대가, 즉 적정가격을 지불해야만 오염물질을 배출할 수 있는 권한을 가질 수 있고, 일단 권한을 가지면 이의 행사에는 기업이 독립성을 보유하게 된다.⁷⁾

둘째, 이에 따라 양 정책수단을 사용하는데 있어서 정부는 서로 다른 역할을 수행하고 있다. 즉 명령적 수단에서는 정부가 기업의 오염처리권한 축소 방법을 만들어 이를 강제로 집행하는 역할을 하며, 시장유인적 수단에서는 기업의 오염처리권한 획득 및 정당화 절차를 만드는 역할을 한다.

셋째, 시장유인수단과 명령적 수단 중 어느 것을 사용하여도 동일한 환경개선 효과를 얻을 수도 있으나 관련된 정보처리(information processing) 업무에 있어서 시장유인적 수단은 환경기관이 접하게 되는 정보수집 및 처리 문제를 단순화시켜 준다는 점에서 명령적 수단 보다 효율적이다. 즉 환경규제의 비용-효과적인(cost-effectiveness) 결과는, i)비용최소화 기술의 선택, ii)한계 오염처리 비용의 균등배분이 있어야 가능하므로 환경기관이 비용-효과적인 환경규제 수단을 만들기 위해서는 비용최소화 기술 수준과 한계비용 수준을 알아야 한다. 이 때 시장유인수단은 보다 분산된 방법으로 이에 필요한 정보를 수집, 처리할 수 있으므로 명령적 수단 보다 효율적인 방법이 될 수 있다.

2. 종류

피규제자의 행태변화를 위해 경제적인 인센티브를 사용하며, 또 피규제자의 규제에 대한 대응에 있어서 융통성을 부여하는 경제적 또는 시장유인적 환경규제수단에는 다음과 같은 것들이 있다.⁸⁾

(1) 부과금(charge)

부과금은 오염물질을 배출하기 위해서 지불해야 하는 일종의 가격에 해당한다. 즉 오염물질의 배출에 따라 야기되는 사회적 비용(이는 곧 환경자원의 이용에 따른 사회적 비용

7) 그런데 환경기관이 기업이 일정한 대가를 지불하고 정당하게 획득한 권한(legitimate acquisition)도 축소시키는 경우가 있기 때문에 시장유인과 명령적 수단의 차이가 흐려지는 경우가 있다. 예컨대 미국의 오염권거래제도 중에는 기업이 특정의 기술기준(technology standards)에 순응하는 경우에만 오염권 획득을 허락하는 것이 있다. 즉 정당한 오염권 획득에 일정한 조건을 달아 이 조건의 준수를 강제하고 있다는 점에서 기업의 권한을 제한하고 있는 것이다.

8) 이들 제도에 대한 자세한 내용은 Opschoor & Vos(1989), Fiorino(1995), Callan & Thomas(1996), Lesser, Dodds & Zerbe(1997) 및 이호생(1993), 정준금(1994) 등을 참고할 것.

을 의미한다.)을 오염물질 배출자에 내부화시킴으로써 환경자원의 남용을 억제하는 역할을 한다. 부과금은 생산과정에 투입되는 생산요소에 부과할 수도 있고, 생산과정에서 배출되는 오염물질에 부과할 수도 있다. 따라서 부과금은 환경자원을 이용하는 인간의 다양한 활동에 부과할 수 있으므로 그 형태가 다음과 같이 다양하다. 부과금은 유럽에서 많이 이용되고 있다.

첫째, 가장 흔히 볼 수 있는 것이 배출부과금(effluent charge)이다. 이는 오염물질 배출자에게 오염량과 농도에 따라서 일정액을 지불하도록 하는 제도이다. 오염물질배출자는 부과금과 오염물질 처리비용을 비교하여 오염물질처리 한계비용과 부과금이 일치하는 수준에서 오염물질을 관리하므로 사회전체적으로 효율적인 오염관리가 달성된다.

둘째, 배출된 오염물질의 집합적인 처리에 소요되는 비용을 충당하기 위해 일정액을 부과하는 사용자부담금(user charge)이 있다. 국립공원 입장료와 같이 자연자원의 사적인 이용에 일정액을 부과하는 것도 이에 해당한다.

셋째, 소비과정에서 오염을 유발하는 제품이나 생산과정에 투입되어 오염물질을 배출하는 생산요소에 부과하는 제품부과금(product charge)이 있다. 예컨대 비료, 농약, 운할유 등에 적용되고 있으며, 이산화탄소의 배출을 줄이기 위해 화석연료에 부과하는 탄소세와 납의 채광, 판매, 수입 등에 부과하는 부과금도 이에 해당한다.

넷째, 제품부과금과 유사한 것으로서 환경친화적 제품 또는 공정에 조세혜택을 주거나 반대로 환경과파괴적인 제품과 공정에 조세차등을 두는 차등조세(tax differentiation)도 부과금의 일종이다.

다섯째, 환경규제를 시행하는 행정당국의 관리비용을 조달하기 위하여 등록 또는 법집행 비용을 해당 업소에 부과하는 관리부담금(administrative charge)도 있다.

(2) 오염권거래제도(tradable permit system)

특정 오염물질에 대해 일정량의 배출권을 설정하고 정해진 방식에 따라 배출권을 초기 배분한 후에 인위적으로 배출권 시장을 형성하여 배출권의 거래를 허용하는 제도이다. 즉 배출권을 구입한 기업은 자신이 평가하는 경제적 가치에 따라 이것을 거래할 수 있는 바, 배출권을 보유한 기업이 허가 받은 배출량 보다 낮은 수준으로 오염물질의 배출을 줄일 수 있다면, 사용하고 남은 배출권을 기준을 충족시키기 어려운 기업에 팔 수 있다. 이 제도는 배출권 시장에서 형성되는 배출권의 가격에 따라 주어진 오염물질의 총배출량이 효율적으로 배분되도록 유도하는 장점이 있다. 이 제도는 행정당국이 일종의 오염권거래 시장을 형성(market creation)하는 것으로서, Bubble, Offset, Banking, Netting 등과 같은 변형된 형태의 오염권 거래제도가 등장하고 있다. 오염권거래제도가 가장 활발하게 이용되고 있는 나라는 미국이다.

(3) 예치금제도(deposit-refund system)

제품의 부적절한 처리로 인하여 환경오염 문제가 야기될 우려가 있는 경우, 해당 제품의 판매가격에 일정액의 예치금을 납부토록 하고, 그 제품이 사용된 후 공급자에게 되돌아 오면 예치금을 환불함으로써 폐기물의 양도 줄이고 자원의 재활용을 촉진하는 효과를 가져온다. 만일 제품이 반환되지 않으면 예치금을 그 처리에 소요되는 비용으로 충당한다. 재활용이 불가능한 제품의 경우는 그 제품의 처리에 소요되는 사회적 비용을 부담토록 하는 제도도 이에 해당한다.

(4) 보조금(subsidy)

오염처리시설 설치를 위한 오염배출기업의 자본지출을 지원하기 위하여 정부는 여러 가지 형태의 보조금을 지급한다. 이런 보조금은 오염권시장을 형성하거나 환경오염처리를 촉진하는 동기부여가 없으므로 엄격한 의미의 시장유인수단은 아니다. 그러나 보조금은 환경정책의 분배적 문제를 해결하고, 또 피규제자의 정책순응을 확보하는데 매우 중요한 역할을 한다. 따라서 OECD 국가들도 보조금이 없으면 심각한 재정적 문제가 야기되는 상황, 국제무역과 투자가 심각하게 왜곡되어 있지 않은 상황에서는 보조금을 사용하도록 허용하고 있다.(Opschoor & Vos, 1989)

정부보조금과 관련하여, 정부의 다른 정책에 의해서 환경과피가 조장되거나 방치되는 경우가 많이 나타나는 바, 이러한 환경과피적인 정부의 시장개입 활동을 축소 또는 억제하는 것이 환경보전에 도움이 된다는 주장도 있다.(Fiorino, 1995) 예컨대 보조금 지급에 의한 정부주도의 해안지역 개발정책은 해안 생태계의 과피를 가져오며, 농업 보조금의 지급은 토지의 황폐화를 초래한다. 따라서 이러한 부문에의 과도한 정부개입은 환경과피를 가져오므로, 정부개입을 줄여 시장기능을 복원하는 것이 환경문제해결 수단이 된다는 것이다.

3. 우리나라의 시장유인적 환경규제수단

우리나라에서 사용되고 있는 경제적 유인수단은 다음과 같은 다섯가지로서 부과금과 예치금 형태가 있다. 다음의 경제적 유인수단에 의해 확보된 자금은 '환경개선특별회계'에 의해서 관리되고 있으며, 하수종말처리장, 폐기물처리시설 등 환경기초시설의 설치에 투자되고 있다.⁹⁾

첫째, 배출부과금은 배출허용기준을 초과하여 오염물질을 배출하는 사업자에 대하여 초과배출한 오염물질의 처리에 소요되는 비용에 상당하는 경제적 부담을 주어 배출허용기준의 준수를 확보할 목적으로 1983년 9월 1일부터 시행되고 있다. 배출부과금은 사업장 규모에 따라 정액 부과하는 기본부과금과 기준초과 배출오염물질의 처리비용에 상당하는 처리부과금으로 구성되어 있다. 배출부과금 부과대상 오염물질 및 적용분야에는 대기분야 10종, 수질분야는 BOD 등 17종, 축산폐수분야에 2종 등이 있다.

둘째, 환경개선부담금제도는 오염자부담원칙에 따라 오염원인자에게 오염물질처리비용을 부담토록 하여 오염저감을 유도하고 환경개선을 위한 투자재원을 조달하기 위하여 환경개선비용부담법을 근거로 1993년도부터 시행되고 있다. 환경개선부담금은 유통, 소비분야의 시설물과 경유자동차를 부과대상으로 하고 있다. 시설물의 경우 국토이용관리법에 의한 농림지역을 제외한 전지역에 소재하는 점포, 사무실 등 지붕과 벽 및 기둥이 있는 각종 바닥면적의 합계가 160m² 이상인 시설물을 부과대상으로 하고 있으며, 자동차는 자동차관리법에 의해 등록된 전국의 경유사용 자동차를 대상으로 부과하고 있다.

셋째, 폐기물예치금 제도는 다량으로 발생하는 제품, 용기 중 사용한 후 회수, 재활용이 용이한 제품의 제조, 수입업자에게 폐기물 회수, 처리비용을 예치하게 하고 적정하게 회수, 처리한 경우 이 실적에 따라 예치비용을 환불해 줌으로써 폐물의 재활용을 촉진하는 제도이다. 이 제도는 1992년부터 폐기물관리법에 의하여 시행되었으며, 현재 6개품목 12종이

9) 우리나라의 각종 '환경부담금'의 동원과 관리에 대해서는 정준금(1994) 및 환경부(1997)을 참고할 것.

예치금 대상품목으로 규정되어 있다.

넷째, 폐기물부담금제도는 1993년 7월부터 시행된 '자원의 절약과 재활용 촉진에 관한 법률'에 근거한 제도로서 제품에 유해물질을 함유하고 있거나 회수, 재활용이 곤란한 제품, 재료, 용기에 대해 폐기물의 처리비용에 상당하는 비용을 부과하여 제품의 가격에 환경비용을 내재화시킴으로써 환경비용을 합리적으로 배분하고 제품의 환경친화성을 제고하기 위해 도입된 제도이다. 부과대상품목은 살충제, 유독물용기 등 10개 품목 28종이다.

다섯째, 수질개선부담금은 공공의 지하수자원을 보호하고 먹는 물의 수질개선에 기여하기 위하여 먹는 샘물의 제조업자 및 수입판매업자에게 부과하는 제도로서 1995년 5월 1일 먹는물관리법의 시행으로 도입되었다. 수질개선부담금은 먹는 샘물의 제조업자 및 수입업자에게 허가, 등록기관인 시도지사가 판매가액의 20%를 부과하고 있다.

III. 경제적 환경규제 수단의 실현가능성 제약요인

1. 이념적 문제

환경을 보는 윤리적 또는 이념적 관점은 두 가지가 있다. 그것은 환경을 인간복지 증진의 한 수단으로 보는 도구주의자(instrumentalists)와 환경보전 그 자체를 목적으로 하는 환경보전주의자(environmentalist)이다. 배출부과금은 돈을 지불하고 오염권을 산다는 점에서 비록 그것이 오염물질 감소의 효과성을 보장하고 또 배분적 의미를 가지고 있을지라도 환경주의자가 수용하기는 어렵다. 환경주의자들은 환경가치에 가격을 부여할 수 없다고 생각하기 때문이다. 이 양자의 입장은 정책과정에서 동시에 표출되며 이 양자의 입장이 정책과정에서 증대된 결과 특성의 환경정책수단이 채택된다. OECD 국가들의 경우를 보면 환경주의자들은 오염을 정당화해 주는 시장유인적 수단에 반대하는 것으로 나타났다.(Lotspeich, 1998)

이러한 윤리적, 이념적 갈등과 시장유인수단의 효과성에 대한 의문 제기는 경제적 수단의 채택의 심각한 장애요인이 되고 있다.(Bohm & Russell, 1985) 환경단체의 적극적인 정책과정의 참여, 그리고 이들이 가지고 있는 시장유인수단에 대한 부정적인 인식은 시장유인수단의 채택에 환경에 대한 관점의 차이가 영향을 미치고 있음을 입증해 주고 있다. 즉 경제적 수단의 채택에는 환경가치를 화폐가치로 환산할 수 없다는 환경주의라는 이념적 장애물이 존재하고 있는 것이다.

2. 예산과정과의 불일치

경제적 규제수단이 기존의 정책과정과 불일치하기 때문에 채택되기 어려운 경우가 있다. 이것은 경제적 수단 중 오염권 거래제도 보다는 주로 부과금(charge)에 해당하는 것으로서, 경제적 규제수단으로 인해 동원되는 재원을 관리하는 것이 기존의 예산과정과 맞지 않는 경우가 이에 해당한다.

경제적 환경규제 수단은 재정적 조치를 수반하는 경우가 많은데 이러한 것들이 일반적인 예산과정의 틀에 맞지 않는 경우가 많다. 즉 경제적 수단에 수반되는 재정적 수입의 관

리가 기존의 예산과정과 불일치하여 채택이 어려운 경우가 있다. 미국의 사용자 부담금 (utility user charge)이 이의 좋은 예에 해당한다. 미국의 경우 수도 공급 및 하수처리를 위한 사용자 부담금은 예산과정상의 제약으로 경제적 규제수단이 가져야 하는 여러 가지 필수적인 요소들을 충족시키지 못한다. 예컨대 부담금 요율 책정과정의 예산규칙과 연계되어 있기 때문에 요율이 한계비용 수준에서 책정되지 못한다. 이것은 미국에서 지방정부는 예산균형이 가능한 수준에서만 부담금 요율을 책정할 수 있으며, 운영경비를 초과하는 수입을 올리는 것은 법으로 금지되어 있기 때문이다. 따라서 경제적 유인수단의 기본원리인 한계비용원칙은 예산원칙과 일치할 수 없다. 동일한 이유로 배출부과금도 미국에서 제대로 시행되기 어렵다. 이와 같이 일반적인 예산제도하에서는 인센티브를 부여할 수 있는 환경 부담금의 부과가 불가능하므로 환경서비스를 위해 소요되는 재정을 조세를 통해 조달할 수밖에 없거나, 아니면 환경부담금이 환경개선 효과를 고려하여 결정되는 것이 아니라 자원동원가능성을 고려하여 결정되는 상황이 나타난다.

또한 배출부과금이나 사용자부담금의 규모를 정확히 예측하기는 쉽지 않은 바, 이러한 경제적 환경규제 수단을 통해 조달되는 자금의 규모에 대한 불확실성도 일반적인 예산과정과 맞지 않는다. 또한 경제적 수단은 특정한 대상에 특정한 비용을 부과하는 성격을 띠고 있으므로 주요 예산원리의 하나인 예산중립성(neutrality)¹⁰⁾과 맞지 않는다. 따라서 예산과정 관리자들이 경제적 규제수단을 쉽게 받아들이기 어렵다.

3. 경제적 규제수단 자체의 약점

경제적 규제수단 자체가 가지고 있는 약점이 이 제도 채택의 장애물이 되고 있다. 우선 경제적 규제수단을 실제의 정책과정에 채택하여 구체화시키는데 있어서 시장유인적 특성을 그대로 반영하기 위해서는 많은 양의 정보를 수집하고 처리해야 하는 바, 제도 자체를 고안하는 것이 매우 복잡하고 어려운 작업이 된다. 또한 경제적 규제수단이 가지고 있는 분배적인 영향도 이 세도의 채택에 장애물이 되고 있다. 이를 보다 자세히 보기로 한다.

(1) 복잡성

요율결정과정의 복잡성이 경제적 수단 자체가 가지고 있는 장애물이 된다. 환경개선 효과를 극대화시키기 위해서는 최적 요율, 즉 환경재의 가격을 최적수준에서 결정해야 하는 바, 이에 필요한 정보와 지식이 부족하다. 예를 들어 질소나 인산염으로 인한 농업용수의 오염을 해결하기 위해 농가에 생산량 만큼 부과금을 부과하는 경우에, 그 기준과 요율을 결정하기는 쉽지 않다. 우선 어떤 특정한 지역의 토양에 질소와 인산염이 어느 정도 있는지를 알기 힘들며, 설사 알 수 있더라도 이의 조사와 집행에 소요되는 비용이 엄청나다. 또한 농업으로 인한 오염의 정도는 지역에 따라 같은 양의 비료를 사용하는 경우에도 서로 다르며, 농부들의 기술에 따라서도 다르게 나타난다. 이와 같이 시장기구의 장점을 살리려는 규제체제를 만드는 것 자체가 고도의 정보집중적인 일이 될 가능성이 크다. 즉 경제적 수단을 실제 적용하는데 있어서 제도를 만드는 작업 자체가 매우 어렵고 복잡한 업무이다.¹¹⁾

10) 이 원칙은 바람직한 예산제도는 자원배분에 영향을 미치지 않는다는 것을 의미한다.

이와 같이 경제적 규제수단의 구체화 과정에서 부딪치게 되는 일반적인 어려움은 다음 두가지이다. 첫째는 부과금의 최적 기준과 요율(optimum base and rate) 정하는 것이다. 보통 부과 대상 또는 기준은 배출오염물질이나 제품생산량을 생각할 수 있는 바, 확인가능(계량가능)하면서 동시에 규제대상이 되는 오염물질을 대표하는 적절한 오염물질을 찾아내는 것이 쉽지 않다. 부과 기준은 동기부여 효과를 가져올 수 있는 것이어야 할 뿐만아니라 성공적인 집행, 즉 집행을 강제할 수 있을 정도로 명백한 것이어야 한다. 요율을 정하는데 있어서도 행정적으로 인센티브와 배출 오염물질의 영향을 동시에 고려한 최적의 요율을 정하는 것은 쉽지 않다. 우선 행정기관은 다양한 산업 분야에서 오염 제거에 소요되는 비용이 얼마인지 모르고, 또 알더라도 실제로는 이론적으로 결정된 수준 보다 더 낮은 수준 혹은 더 높은 수준에서 인센티브 효과가 충족될 수 있다. 이것은 기업입장에서 오염 제거 비용을 정확히 모르기 때문이다. 결국 요율은 시행착오적인 방법으로 결정될 수밖에 없다. 사용자 부담금의 경우에도 비용을 고려할 때 단기한계비용 또는 장기한계비용 중 어느 것으로 고려하느냐에 따라 그 요율이 달라질 수 있다.

둘째, 요율이 효과적이기 위해서는 오염물질이 확산되는 매개체의 질적 수준을 고려해야 하는 데에 따르는 어려움이다. 이를 위해서는 부과금이 지역에 따라 또 시간에 따라 다양해져야 하는데 이렇게 요율을 정하기는 사실상 불가능하다.

이러한 복잡성 때문에 부과금의 집행을 위해서는 각각의 오염원으로부터 배출되는 오염물질과 오염방지시설의 효과성에 대한 지속적인 정보를 필요로 한다. 그런데 이에는 매우 막대한 비용이 소요된다. 이러한 문제점은 오염권 거래제에도 그대로 해당된다. 즉 기업간에 거래규칙을 정하는 것도 어렵고 각 기업에 할당된 양 이상의 오염물질을 단속하는 것도 많은 공권력과 자원을 필요로 한다. 환경행정기관 요원들은 기술자거나 법률가여서 이러한 경제적 수단의 복잡성에 대한 이해가 적은 것도 이러한 장애물을 극복하지 못하는 주요 요인이 되고 있다.

(2) 분배적 영향

경제적 수단의 분배적 영향이란 경제적 환경규제 수단의 비용을 누가 부담하고 효과는 누가 누리는가 하는 문제이다. 일반적으로 정부의 환경보전 정책의 비용은 오염자, 소비자(오염자가 생산한 제품의), 납세자(국가가 부담할 때) 등이며, 이들 셋의 조합에 의해 비용이 부담된다. 그런데 환경규제 수단을 경제적 수단으로의 전환시키게 되면 기존의 명령지시적 수단에 의해 나타났던 3자간의 비용부담 분배에 변화가 생긴다. 예컨대 배출부과금이 없을 경우에는 환경오염의 비용을 오염피해자가 부담하지만, 오염자에게 배출부과금을 부과하고 또 오염자가 부과금을 환경처리 비용에 포함시키면(즉 환경오염비용을 내부화시키면) 환경오염의 비용부담이 오염피해자에서 오염자로 변화게 된다. 이러한 변화는 오염자 부담 또는 환경오염 비용의 내부화라는 점에서 사회적으로 바람직하다고 할 수 있다.

그러나 부과금으로 높아진 생산비용을 소비자가격에 반영시켜 소비자가 추가적인 비용을 부담하게 되는 경우에는 사회적 형평성의 문제를 야기한다. 물론 환경오염을 야기하는 제품의 소비자가 환경오염 비용의 일부를 부담하는 것이 오염자부담 원칙에 맞는 것이기

11) 이 외에 1)오염제거 비용과 환경개선 편익의 불확실성, 2)변화하는 조건(예컨대 경제성장 또는 인플레이와 같은 상황) 하에서의 시장기구의 실적에 대한 불확실성 등의 요인 때문에 시장요인이 가지고 있는 단순성이란 매력에 감소된다.(Lotspeich, 1998)

는 하지만, 조세체계가 누진적이라면 일반적인 조세에 의한 비용부담이 보다 형평적이라는 반론도 제기될 수 있다. 예컨대 환경오염을 유발하는 제품의 소비자들이 저소득층이라면 이들에게 환경오염비용까지 부담시키는 것은 형평적이지 못하다는 것이다. 따라서 환경오염비용은 누진적인 조세체계에 의해서 동원된 일반적 조세로 충당하는 것이 보다 형평적이라는 주장에 제기될 수 있다. 이것은 다시말하면 조세체계가 역진적인 경우 소비에 근거한 비용부담원칙을 적용하는 것이 오히려 비형평적이 될 수도 있음을 의미한다. 이와 같이 경제적 수단은 사회적 형평성을 둘러싸고 논쟁이 벌어질 수 있기 때문에 정부가 선호하지 않을 수 있다.

한편 경제적 규제수단들은 사회전체적인 차원에서 최소의 환경개선 비용으로 전체적인 오염규모를 감소시키는 효과를 가져오는 규제방식이므로 오염의 감소가 지역적으로 어떻게 배분되는가에 대해서는 고려하지 않는 경향이 있다. 바로 이러한 특징 때문에 경제적 규제수단은 오염정도의 차이에 따른 지역간 형평성 문제를 야기할 수 있다는 주장이 있다.(Fiorino, 1995) 즉 경제적 수단은 전체적인 오염규모만 제한하면 목표가 달성되므로 오염이 심한 지역과 덜한 지역의 차이를 구분하지 못한다. 그래서 경제적 수단에 의존하면 오염지역은 더욱 오염되고, 오염이 덜한 지역의 오염도는 상대적으로 낮게 유지되는 결과를 가져오게 된다. 그런데 일반적으로 오염이 심한 지역에는 저소득층이 거주하는 경우가 많기 때문에 경제적 수단은 결과적 오염배분의 형평성문제를 야기한다는 것이다. 요컨대 효율성을 추구하는 경제적 수단은 이른바 환경정의운동(environmental justice movement)에서 주장하는 형평성과 상충된다.¹²⁾

실질적인 분배적 효과와 상관없이 분배적 영향에 대한 일반시민들의 인식도 경제적 수단의 채택에 장애요인이 된다. 이것은 누가 비용을 부담하고 혜택을 누린다고 인식하고 있는가 하는 문제로서 이 장애물은 경제적 수단의 배분적 효과의 가시성(visibility)와 관련이 있다. 일반적으로 환경정책 수단의 혜택, 즉 환경개선 효과는 공간적, 인구통계적으로 분산되어 있고, 또 시간적으로 장기적이므로 환경정책의 형성과 집행과정의 갈등이 높고 그 성공가능성이 매우 낮다고 알려져 있다. 그런데 경제적 수단은 직접규제 방식 보다 이러한 특성이 더욱 두드러지게 나타난다. 즉 경제적 수단의 채택으로 달성되는 환경개선 효과가 불명확할 뿐만 아니라 이의 비용부담도 불명확하므로 이 수단에 대한 적극적인 지지집단이 존재하지 않는다.¹³⁾

경제적 수단의 분배적 효과에 대한 기업의 인식도 이 제도의 채택에 장애요인이 되고 있다. 우선 기업들은 단기적인 비용부담 때문에 이에 반대한다. 즉 환경오염처리에 소요되는 비용의 장기적 귀착(incidence)은 초기의 영향과 매우 다를지라도, 이 초기에 미치는 영향이 정치적 논쟁의 초점이 된다.(OECD, 1994a) 따라서 기업은 우선 납부해야 하는 배출부과금이 자신의 부를 환경기관에 이전시키므로 이에 반대한다. 오염권거래제도에 있어서도 초기에 오염권이 환경기관의 경매에 의해서 기업들에 배분되면 이러한 부의 이전이 나타난다.(오염권을 구입한 기업의 돈이 오염권을 판 환경기관에 간다는 점에서) 그 결과 배출부과금 수준도 환경개선 인센티브를 부여할 수 있는 높은 수준이 아니라 기업의 반대를

12) 환경정의(environmental justice)에 대해서는 Bryant(1995)를 참고할 것.

13) 예컨대 Paris 도심을 연결하는 지하철을 건설하는 LASER project의 경우, 이를 통해 교통혼잡 비용의 감소 및 환경보전이라는 사회적 편익을 달성할 수 있지만 이것이 불명확하였으므로 다수의 시민들 심지어 환경단체에서도 그 혜택이 부자에게만 돌아간다는 이유로 반대함에 따라 결국 취소되었다.(Larrue, 1995)

‘달랠’ 수 있는 수준, 즉 매우 적은 소득 이전이 일어나는 수준으로 정해진다.(기업의 입장에서 낮은 수준의 부과금은 정부의 보조금 수입을 예상하면 크게 반대할 이유가 없다.) 오염권거래 제도에 있어서도 초기 경매제도가 시행되지 않고 과거의 오염물질 배출 패턴에 따라 오염권을 부여하는 방식이 채택되고 있다.

4. 정치적 지지 부족

환경규제 수단의 결정과정에 참여하는 다양한 정책참여자들 간에 경제적 규제수단을 둘러싸고 수평적, 수직적 차원에서 갈등이 발생하며, 경제적 규제수단에 대한 대상집단이나 관련단체의 정치적 지지도 부족하다. 이러한 갈등과 정치적 지지의 부족이 경제적 수단의 채택에 장애요소가 됨은 물론이다.

(1) 다른 정부부처의 반대

환경부처가 추진하는 경제적 환경규제 수단은 경제와 예산을 담당하고 있는 기존의 다른 부처의 업무영역을 침범하게 된다. 따라서 환경부처는 경제적 규제수단을 채택, 집행하기 위해서 다른 부처들과 협의를 해야 한다. 이 협의는 예산이나 경제부처의 인정 또는 승인을 받아야 한다는 점에서 예산배분 협상과는 다르다. 이러한 부처간 협의의 필요성은 다음 두 가지 측면에서 경제적 환경규제 수단의 채택에 영향을 미친다.

첫째, 경제적 규제수단의 재정적 측면 때문에 경제적 수단은 환경정책 목적 뿐만아니라 보다 일반적인 재정적, 예산적 목적을 충족시켜야 한다. 따라서 재정지출의 삭감이라는 재정적 압력이 있는 상황에서는 새로운 부과금을 부과하는 경제적 규제수단은 제한받지 않을 수 없다. 이러한 이유로 미국 정부는 부과금 보다 오염권거래제도를 선호한다고 한다.(Larrue, 1995) 왜냐하면 후자는 재정수입 증대에 대한 일반적인 반대와 갈등을 야기하지 않기 때문이다. 이러한 점에서 다른 부처와의 협의의 필요성은 경제적 수단을 제한할 뿐만아니라 그 선택에도 영향을 미친다. 배출부과금 또는 제품부과금에 대해 그들이 유발하는 인플레이션을 이유로 반대하는 것도 여기에 해당한다. 예를 들면 프랑스 환경부처에서는 대대적인 부과금 프로그램을 수립하였으나 경제부처의 물가상승 억제라는 주장에 밀려 모두 취소되었다. 거의 인센티브 효과가 없는 낮은 요율의 부과금이 채택되는 것도 이러한 이유 때문이다.¹⁴⁾

둘째, 환경부처의 영향력이 경제부처 또는 예산 부처에 비해 매우 낮은 것도 경제수단의 채택을 어렵게 하는 요소이다.(정준금, 1991) 그 결과 환경부처는 경제부처와 갈등을 빚는 경제적 수단을 자기 스스로 추진하려고 하지 않거나, 경제부처가 경제적 환경규제 수단을 받아들이는 경우에도 환경보전을 위한 동기부여 보다는 재정적 목적을 더 중시하는 경향이 있다.

(2) 지방정부의 반대

첫째, 대부분의 경우 지방정부는 새로운 부담을 부과할 수 있는 권한을 가지고 있지 않

14) 이와 같은 다른 부처의 반대를 극복하기 위해 환경당국은 경제적 수단 보다는 비경제적 수단을 사용하려고 한다. 예컨대 프랑스와 독일에서 조세차별 보다는 상품 부착물제도(labelization)를 도입한 것이 이에 해당한다.(Larrue, 1995) 우리나라의 예에 대해서는 정준금(1991)을 참고할 것.

다. 많은 나라에서 지방재정은 중앙에 의해 통제되고 있으며, 이에 따라 환경보전을 위한 새로운 조세나 부과금을 가할 수 있는 권한이 지방정부에 없다. 따라서 지방정부는 자신의 지역에 부담이 되는 새로운 환경규제수단이 중앙정부에 의해 도입되는 것을 지지하지 않는다.

둘째, 지방정부가 경제적 환경규제 수단을 사용할 수 있는 권한을 가지고 있는 경우라도 그러한 수단의 비용 전부를 지방정부와 지역주민들만이 부담하고 그 혜택은 부분적으로만 누린다면 해당 지방정부는 경제적 수단을 도입할 인센티브가 없다. 더구나 인접 다른 지역에서 시행하지 않고 있는 부과금을 도입하는 것은 고용과 경제성장을 위한 다른 지역과의 경쟁에서 불리해 진다. 따라서 지방정부는 자발적으로 경제적 유인수단을 도입하려는 노력을 하지 않는다.

(3) 대상집단의 지지부족

경제적 환경규제 수단에 대해서는 환경단체로부터의 지지가 부족하다. 이들은 최근까지도 이 수단들을 환경오염권을 돈주고 사는 것이라고 생각하였는 바, 이것은 그들의 환경철학과 배치되는 것이다. 경제적 환경규제 수단은 산업계 및 가정과 같은 정책대상집단에게도 지지를 받지 못하고 있다. 왜냐하면 이들은 부과금을 직접적으로 부담해야 하는 당사자들이기 때문이다. 더구나 기업들은 규제기관과의 협상과정에서 보다 많은 정치적 권한을 행사할 수 있다고 생각하기 때문에 경제적 수단 보다는 명령지시적 수단을 더 선호하는 경향이 있다. 더 나아가 명령지시적 수단들은 일종의 진입장벽을 형성하여 기존 오염자들의 이익을 증대시켜 주는 결과를 가져오기 때문에 기업들이 더 선호한다는 주장도 있다.

5. 규제문화의 영향

규제문화(regulatory culture)는 규제수단의 채택에 영향을 미친다. 규제문화는 규제기관과 규제대상 간에 형성되어 있는 상호관계의 양상을 의미하는 것으로서, 규제기관과 기업들이 협력적 또는 대립적 관계를 형성하고 있는 정도에 따라 규제의 집행과 정보수집 및 처리 비용에 영향을 미친다.(Lotspeich, 1998) 예를 들면 관련당사자들의 이해를 모두 포괄하는 협력적 과정을 통해 정책이 형성될 수 있으면 관련자들의 정치적 지지를 얻을 수 있고 이로 인해 집행비용은 감소한다. 더구나 환경정책의 결정과 집행에 필요한 주요 정보를 피규제기업이 가지고 있는 경우에 정보수집 및 처리과정을 용이하게 하기 위해서는 기업과 환경기관 간의 협력적 관계의 형성이 필요하다. 따라서 비용절감이라는 시장유인수단의 장점이 실현되느냐의 여부는 환경기관과 피규제기업 간의 어떠한 관계가 형성되어 있느냐에 달려 있다. 이것은 곧 규제문화가 시장유인적 규제수단의 채택에 장애물이 될 수 있음을 의미하는 것이다.

규제문화의 형성에는 한나라의 역사적 배경과 시장지향성(market orientation)의 정도, 정부가 기업의 경제활동에 개입하는 정도 등이 영향을 미친다. 대체로 경제분야에서 정부의 역할이 큰 나라일수록 환경정책과정에서의 관계가 협력적인 것으로 나타난다. 예컨대 코포라티즘의 전통을 가지고 있는 유럽이나 유교적 전통을 가지고 있는 일본에서는 규제기관과 기업 간의 관계가 매우 협력적이다.¹⁵⁾ 반면 미국에서는 대립적인 경향을 나타낸다.

따라서 미국을 제외한 다른 나라에서는 명령지시적 환경규제 수단을 사용해도 기업과의 협력적인 규제문화 때문에 집행이나 정보처리에 소요되는 비용이 크지 않다. 굳이 복잡하고 정치적 지지도 없는 시장유인적 수단을 채택할 이유가 없는 것이다. 한편 미국은 기업의 경제활동에 대한 정부의 개입이 거의 없고 자율적인 시장지향적 문화를 가지고 있으므로 기업의 자율권 또는 재산권을 강제로 제한하는 명령지시적 수단을 사용하는 것이 규제문화에 맞지 않는다. 이에 따라 미국은 다른 나라에 비해서 시장지향적 환경규제수단이 비교적 활발하게 또 효과적으로 이용되고 있다.(Lotspeich, 1998)

IV. 결론: '환경정책의 경제화' 가능한가?

전술한 경제적 규제수단의 실현가능성을 저해하는 요인들 때문에 환경정책이 수십년 동안 발전되어 왔음에도 불구하고 세계 여러나라에서 시장유인적 환경규제수단을 적용하는 것이 극히 제한적으로 이뤄지고 있다.(Lotspeich, 1998) 사용되고 있는 경제적 규제수단들도 경제학자들이 원래 주장했던 구상과는 다르게 이용되고 있다. 즉 경제적 환경규제수단 중 보조금이 가장 보편적으로 사용되고 있으며, 배출부과금은 환경개선 인센티브로서 보다는 환경사업에 필요한 재원조달 수단으로 이용되고 있는 것이 현실이다.(Opschoor et al, 1994)

그렇다면 '환경정책의 경제화'는 불가능한 것인가. 우선 경제학자들은 경제적 환경정책수단이 명령지시적 수단에 비해서 효율적이므로 정책결정과정에서 쉽게 채택될 수 있다는 생각을 고쳐야 한다. 또한 환경정책과정에서의 장애요인들을 극복하기 위해서는 경제적 수단의 내용에도 실질적인 변화가 필요함을 인식해야 한다. 이러한 인식의 전환을 바탕으로 하여 경제적 규제수단의 실현가능성을 제약하는 요인들을 적절히 극복할 수 있다면 이들 수단이 가지고 있는 장점인 오염처리의 비용-효과성을 달성할 수 있을 것이다. 실제로 나라에 따라서는 시장유인적 유인수단이 매우 효율적인 정책수단이 되고 있다는 연구 결과가 보고되고 있다.¹⁶⁾ 이러한 점에서 다음에서는 전술한 장애요인들을 극복하여 경제적 규제수단들의 실현가능성을 제고시킬 수 있는 방안을 모색해 보고자 한다.

첫째, 경제적 수단의 내용을 단순화할 필요가 있다. 경제학적 이론을 바탕으로 매우 정교하게 구성된 시장유인적 수단들을 그대로 실제 정책에 적용하는 데에는 엄청나게 많은 정보가 필요하므로 가급적 환경기관과 피규제기업에 대한 정보요구를 낮출 수 있는 제도를 마련하는 것이 필요하다.(Hahn & Hester, 1989) 또한 오염권거래 제도의 경우에는 거래를 활성화할 수 있는 보조적인 제도적 장치들을 마련할 필요가 있다.

둘째, 직접규제 방식과 적절히 혼합하거나 아니면 다른 시장유인적 규제수단과 혼합하는 복합적 형태(hybrid form)의 규제수단을 사용하는 것을 고려해야 한다. 실제로 많은 나라에서 채택하고 있는 환경규제수단은 경제적 수단과 명령적 수단을 적절히 혼합한 형태가

15) 유럽에서도 특히 이른바 유도계획(indicative planning)을 통해 경제활동에 대한 정부의 개입이 큰 프랑스가 가장 협력적인 관계를 형성하고 있으며, 정부위주의 경제개발 전략을 실천한 일본도 상당히 협력적인 관계를 유지하고 있다.

16) Hahn & Hester(1989)에 의하면 미국에서 bubble 제도의 채택으로 연간 132건의 오염권거래가 이뤄져 4억불의 오염처리비용의 절감이 있었으며, netting 제도에 의해서는 수십억불의 비용절감 효과가 나타났다고 한다.

많다. 이것은 경제학자들이 주장한 완전한 형태의 시장유인적 수단을 아니지만 생태계의 복잡성과 경제적 규제수단에 대한 정치적 반대를 고려할 때 불가피한 면이 있다. 예를 들면 가솔린에 함유된 납성분을 규제하는데 있어서 직접규제방식과 함께 유럽에서는 조세차별수단, 미국에서는 거래제도가 매우 효과적으로 이용되고 있다. 물론 주된 환경규제 방식이 시장유인 수단과 직접규제 중 어느 것이냐의 문제가 제기될 수 있지만 환경수단은 그 자체가 목적이 아니고 환경개선을 달성하는 '수단'이므로 환경개선 효과만 확실히 달성할 수 있다면 이런 측면을 지나치게 고려할 필요는 없을 것이다.¹⁷⁾

셋째, 경제적 수단의 분배적 측면에서의 역진성을 해소하기 위해 보조금을 활용하고, 또 경제적 수단에 의한 재정수입의 지출대상을 일정한 분야에 제한하는 것을 고려해야 한다. 즉 경제적 수단으로 인해 비용을 집중적으로 부담하는 집단이나 오염피해가 가중될 가능성이 큰 지역에 보조금을 비롯한 재정적 보상을 제공하는 방법을 도입한다. 또한 경제적 수단에 의한 수입을 부과금등을 납부한 기업의 환경투자재원으로 지원하는 것도 분배적 문제를 해결하는 방안이 될 수 있다.¹⁸⁾

넷째, 경제적 수단을 사용하는데 있어서 발생하는 예산과정과의 불일치 현상을 제거할 수 있는 제도적 장치들 마련한다. 이와 관련하여서는 경제적 환경규제 수단의 수입을 별도로 관리하는 특별회계제도를 운용하거나, 수입규모의 예측가능성을 높이기 위해 부과대상을 일정한 규모로 한정하고 요율을 표준화하는 것 등을 고려할 수 있다.

다섯째, 경제적 규제수단에 대한 정치적 지지를 얻기 위한 노력을 기울인다. 관련부처와 피규제기업에 대해서는 한편으로는 경제적 수단이 가지고 있는 장점을 적극 홍보하여 경제적 수단으로 인한 기업의 단기적인 비용부담이 장기적으로는 오히려 효율적인 결과를 가져올 것이라는 것을 인식시킨다. 다른 한편으로는 환경당국이 동원가능한 정치적 자원을 이용하여 정부내의 정책과정에서 다른 부처의 반대들 극복하는 노력을 기울여야 할 것이다.¹⁹⁾ 이 때 환경당국이 사용가능한 전략은 여러 가지가 있지만 관련부처와의 갈등상황을 공개시킴으로써 여론을 동원하여 자신에 유리한 상황을 조성하는 방법이 성공가능성이 높다.

17) 이와 관련하여 명령적 수단의 가장 큰 문제점인 융통성 부족을 완화할 수 있는 방법을 모색하면 명령적 수단도 시장유인수단에 못지 않은 비용-효과성을 달성할 수 있다는 주장이 있다. 즉 명령적 수단의 경우에도 특정한 기술을 사용할 것을 강제하는 기술기준이 아니라 성과기준을 사용하면 기업이 오염처리기술을 선택할 수 있는 자율성을 가질 수 있으며, 배출기준도 지역상황에 따라 다양하게 설정하여 지역의 특성을 반영할 수 있다. 더 나아가 오염처리기술 개발에 있어서도 기업의 자율성을 보장하여 스스로 기술개발 노력을 기울이게 할 수도 있지만 정부가 직접 개입하여 환경관련 R&D 또는 기술개발을 추진하는 것이 효과적일 수도 있다는 것이다. (Turner & Opschoor, 1994) 이러한 주장들은 환경개선의 비용-효과성을 보장하고 또 기술개발을 촉진하는 인센티브를 제공하는 것이 경제적 수단에 의해서만 가능한 것이 아니고 명령적 수단 또는 경제적 수단과 명령적 수단의 혼합도 효과적인 환경정책수단이 될 수 있음을 시사하고 있다.

18) 환경부과금을 환경개선 인센티브를 부여할 정도로 높게 부과하는 경우에는 경제적 수단의 분배적 문제를 고려하여 부과금 수입을 환경사업에만 지출하도록 제한하는 것은 정치적으로는 매력이 있지만 그것이 항상 최선의 사용은 아니라는 주장이 있다. (Lotspeich, 1998) 즉 환경부과금 수준이 높게 책정된 경우에는 부과금수입 수준이 환경사업 소요재원의 규모를 초과할 것이므로 사용용도를 환경사업에 국한할 필요가 없다는 것이다. 이런 경우는 부과금을 통해 환경개선 인센티브 효과도 얻고 재정수입도 증가시킬 수 있을 것이다. 그러나 이러한 방식은 다른 분야의 세금(예컨대 소득세나 부가세) 감면이 수반되어야만 정치적으로 수용될 수 있을 것이다. 또한 이런 조치는 환경정책과 관련된 재정구조의 전면적인 재개편을 필요로 할 것이다. 즉 전체적인 조세체계가 환경문제를 중심으로 재편되어야 할 것이다. OECD(1994b)에 의하면 스웨덴은 이미 이러한 방향으로 조세제도의 변화를 시행하고 있다고 한다.

19) 환경정책의 결정과정에서 발생하는 환경기관과 다른 부처 간의 갈등의 원인 및 해소방안에 대해서는 정준금(1991)을 참조할 것.

또한 환경보호집단이 가지고 있는 이념적 지향, 즉 환경오염권을 대가를 지불하고 사는 것은 허용할 수 없다는 이들의 인식에 대해서도 경제적 수단의 효과성을 입증하여 이에 대한 신뢰감을 갖도록 해야 할 것이다. 최근에는 환경단체의 분위기도 변화하여 경제적 수단에 대한 신뢰성이 많이 증가하고 있다. 예컨대 미국에서 1990년의 Clea Air Act의 제정을 둘러싼 협상과정에서 환경단체들은 SO₂ 전체량만 제한된다면 오염권거래제도를 받아들일 것이라고 하였다. 그렇지만 아직도 환경단체가 경제적 수단을 지지하는 것은 그것이 부여하는 환경개선 인센티브 기능때문이 아니라 환경보전에 필요한 재원동원 때문에 지지하는 경향이 있다. 따라서 환경기관은 다른 정부부처의 반대를 극복하기 위한 정치적 지지의 획득을 위해서라도 환경단체의 지지를 유도하기 위한 노력을 해야 할 것이다.

여섯째, 환경문제 상황을 고려하여 환경규제수단을 선택한다. 모든 환경문제의 해결에 경제적 유인수단이 효과적인 것은 아니다. 즉 특정 정책수단이 다른 정책수단에 비해 효과적인 상황이 있을 수 있으므로 문제상황에 따라 그에 적합한 정책수단을 선택하는 것이 중요하다.(Fiorino, 1995) 따라서 경제적 수단과 정책문제 간의 적합성에 대한 검토를 통해 경제적 수단의 장점이 극대화 되는 문제에 경제적 수단을 집중적으로 사용하는 것이 효과적이다. 예컨대 경제적 수단 중 오염권거래제도는 i)특정 오염원에 대한 규제기준을 정하는데 필요한 정보가 부족하고, ii)오염자에게 새로운 생산기술이나 오염처리기술을 개발하도록 인센티브를 줄 필요가 있을 때, iii)확실적인 기준에 순응하는데 소요되는 한계비용이 오염자에 따라 매우 다양하게 나타날 때 사용하는 것이 효과적이다. 또한 이 수단은 (CFC가 대기에 미치는 영향과 같이) 배출되는 오염물질의 영향이 오염원의 장소에 크게 좌우되지 않을 때, 오염물질의 배출시기와 환경오염에 대한 영향이 밀접히 관련되지 않을 때, 그리고 오염권의 거래시장이 형성될 수 있을 정도의 오염자들이 존재할 때 효과적으로 이용될 수 있다. 이와 관련하여 OECD(1991)에서는 경제적 수단별로 최선의 사용이 가능한 문제상황을 다음 <표 1>과 같이 제시하고 있는 바, 문제상황에 적합하게 경제적 수단을 사용하면 정책수단의 효과성이 높아져서 경제적 수단에 대한 신뢰감이 형성되고 또 이에 따라 정치적 지지도 증가할 것이다.

<표 1> 경제적 환경규제수단의 최선의 사용시기

정책수단	최선의 사용시기
생산요소애 부과하는 공해세	<ul style="list-style-type: none"> - 생산요소의 투입과 환경오염 간에 강한 상관관계가 있을 때 - 정책목표가 환경의 전체적인 오염정도를 줄이는 것일 때 - 기업들이 대체물질을 사용할 수 있거나 생산효율성을 증진시킬 수 있을 때 - 물질의 생산, 수입, 사용을 추적하는 것이 가능할 때
배출물에 부과하는 공해세	<ul style="list-style-type: none"> - 한계오염처리비용이 생산자마다 다를 때 - 오염자가 공해세에 대응하여 행태를 바꿀 능력을 가지고 있을 때 - 배출물을 모니터링하는 것이 가능할 때

- 기업내에 기술혁신을 위한 잠재력이 있을 때

오염권거래제도

- 한계오염처리비용이 생산자마다 다를 때
- 총배출량 또는 배출감소량이라는 확정된 목표가 있을 때
- 환경에 미치는 영향이 오염원 및 배출시기와 무관할 때
- 오염자의 수가 시장을 형성할 수 있을 정도로 클 때

에치금제도

- 폐기물과 관련된 심각한 환경문제가 있을 때
 - 재활용이 가능하고 또 경제적 이익이 있을 때
 - 행정비용이 적을 때
 - 제품의 공급자 및 소비자 모두 협력할 의사를 가지고 있을 때
-

인금액, 규제문화를 고려하여 경제적 수단을 활용한다. 전술한 바와 같이 규제문화는 사회의 시장지향성의 정도, 오염자와 규제기관 간의 관계 등에 의해서 형성되는 바, 시장지향성이 높고 규제기관과 오염자 간에 대립적인 관계가 형성되어 있는 규제문화에 적합하다. 또한 명령지시적 수단을 효과적으로 사용하기 위해서는 다양한 형태의 명령적 지시를 만들 수 있는 행정력을 보유해야 한다. 따라서 규제기관의 행정력이 부족한 경우에는 경제적 수단을 활용하는 것이 보다 효과적이다. 예를들면 동구국가들이 환경오염에 대처하는데 있어서 시장문화가 부족하고 정부개입의 경험이 많기 때문에 명령적 수단을 선호하고 있지만 이들 국가의 행정력 부족(Opschoor et al., 1994; Peterson, 1995; Porfiriev, 1997)으로 효과를 거두지 못하고 있으므로 경제적 수단이 더 적합하다는 주장이 제기되고 있다.(Lotspeich, 1998)

이와 같이 사회의 시장지향성이 부족하고 정부의 시장개입으로 기업과 정부 간에 협력적인 관계가 형성되어 있으며, 환경규제기관이 어느정도의 행정력으로 보유하고 있는 경우에는 경제적 수단의 활용을 확대하려고 노력해도 성공가능성이 낮다. 따라서 사회의 규제문화와 행정력에 맞는 규제수단을 채택해야 한다.

<참고문헌>

이정전(1994), 녹색경제학, 나남.

이호생(1993), 환경관련 경제적 수단의 운용 현황 및 전망, 대외경제정책연구원.

성준급(1991), "환경규제정책 결정과정의 갈등에 관한 연구: 정부부처간 갈등을 중심으로," 현대사회, 39.

----- (1994), "환경부담금의 합리적인 동원과 배분," 사회과학논집, 4(2), 울산대학교.

최병선(1992), "최근의 환경규제정책수단의 평가," 행정논총, 30(2), 서울대학교 행정대학원.

환경부(1997), 환경백서.

Bohm, P & Russell, C (1985), "Comparative Analysis of Alternative Policy Instruments," in A. Kncese & J. Sweeney(Eds.), *Handbook of Natural Resources and Energy Economics*, Vol.1. Amsterdam: North-Holland.

Bryant (1995), *Environmental Justice*, Berkeley, CA.: University of California Press.

Callan, S. & Thomas, J. M.(1996), *Environmental Economics and Management: Theory Policy and Applications*, Chicago, IL: Irwin.

Dente, B. (ed.) (1995), *Environmental Policy in Search of New Instruments*, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

de Savonin Lohman, L. (1994), "Economic Incentives in Environmental Policy: Why are They White Ravens?," in J. B. Opschoor & R. K. Turner (Eds.), *Economic Incentives and Environmental Policies: Principles and Practice*, Dordrecht: Kluwer Academic.

Fiorino, D. J. (1995), *Making Environmental Policy*, Berkeley, CA: University of California Press.

Gamman, J. K. (1994), *Overcoming Obstacles in Environmental Policymaking*, Albany, N.Y.: SUNY Press.

Hahn, R. W. & Hester, G. L.(1989), "Marketable Permits: Lessons for theory and practice," *Ecology Law Quarterly*, 16(2).

Larrue, C. (1995), "The Political Unfeasibility of Environmental Economic Instruments," in B. Dente (ed.) *Environmental Policy in Search of New Instruments*, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

Lesser, J. A., Dodds, D. E., & Zerbe, R. O.(1997), *Environmental Economics and Policy*, Reading, MA: Addison-Wesley.

Lotspeich, R. (1998), "Comparative Environmental Policy: Market-type Instruments in Industrialized Capitalist Countries," *Policy Studies Journal*, 26(1)

OECD (1991), *Environmental Policy: How to Apply Economic Instruments*, Paris: OECD.

OECD (1994a), *The Distributive Effects of Economic Instruments for Environmental Policy*, Paris: OECD.

OECD (1994b), *Environment and Taxation: The Cases of the Netherlands, Sweden and the United States*, Paris: OECD.

Opschoor, J. B. & Vos, H. B. (1989), *Economic Instruments for Environmental Protection*, Paris: OECD.

Opschoor, J. B. & R. K. Turner (Eds.) (1994), *Economic Incentives and Environmental Policies: Principles and Practice*, Dordrecht: Kluwer Academic.

Opschoor, J.B. et al, (1994), *Managing the Environment: The Role of Economic Instruments*, Paris: OECD.

Peterson, D. J. (1995), "Building Bureaucratic capacity in Russia: Federal and Regional Responses to the Post-Soviet Environmental Challenge," in J. DeBardeleben &

Hannigan (Eds.), *Environmental Security and Quality after Communism: Eastern Europe and the Soviet Successor*, Boulder, CO: Westview.

Porfiriev, B. (1997), "Environmental Policy in Russia: Economics, Legal and Organizational Issues," *Environmental Management*, 21(2).