환경부담금의 이론적 근거에 관한 소고*

김 성 수**

차 례

Ⅰ. 문제의 제기
Ⅱ. 환경부담금의 개념과 이론적 기초
Ⅲ. 맺는 말

Ⅰ. 문제의 제기

오늘날 우리나라뿐만 아니라 세계 각국에서는 환경보호를 목적으로 하는 헤아리기 어려운 수단들이 매우 다양한 형태로 발전하고 있으며, 그 중에서 자국의 현실에 적합한 정책수단들이 입법을 통하여 구체화되고 있다. 우리나라에서 환경을 보호하기 위한 목적으로 환경침해행위에 대하여 부담금이나 조세 등 공과금을 부과하기 시작한 것은 그리 오래 전의 일이 아니다. 물론 배출부과금이나 환경개선부담금과 같이 환경보호를 위한 경제적 인센티브 수단이 이미 우리 사회에서도 보편화된 것은 사실이지만 여전히 환경보호행정은 보다 직접적이고 제재적인 수단을 선호하고 있는 것이 우리의 현실이다.

다시 말하자면 기존의 환경행정은 주로 환경기준과 배출허용기준 등을 설정하고 이에 위반한 경우 사업자에 대한 인허가의 취소나 영업의 정지 등과 더불어 관

* 이 논문은 한양대학교 교내 연구비 지원에 의하여 이루어졌음.
** 한양대학교 법과대학 교수, 공법학

련법규의 내용에 따라 벌금을 부과하는 보다 직접적인 제재수단을 선호하였다. 그런데 이러한 직접적인 규제나 제재수단만으로 환경보호의 목적을 효과적으로 달성하고 사업자들이 환경보호를 위한 바람직한 행태를 가지도록 유도하는데 한계를 가지고 있는 것은 이미 우리의 경험을 통하여 확인된 사실이다. 또한 이러한 직접적 규제수단들은 이를 위하여 투입되는 비용이나 노력이 상당하지만 효과는 그에 미치지 못하는 경우가 많다. 이는 직접적 규제나 제재수단들이 규제의 대상이 되는 개인이나 사업자의 경제적 상황이나 경영상태 등을 적절하게 고려하지 않기 때문에 국가의 정책수단에 대한 국민의 순응도와 정책의 효과성을 저감시키는 것으로 평가되기 때문이다.

특히 환경부담금과 환경세는 사업자에게 입법목적에 따라 환경보호에 동참할 것인가 혹은 그에 대한 위반 시에 경제적 부담을 감수할 것인가 하는 대안을 선택하도록 하는 경제적 유인을 제공하는 것이므로 사업자들의 합리적인 행태를 유도하고 시장친화적 환경보호의 목적을 달성할 수 있다는 장점을 가지고 있다. 이러한 장점 때문인지 이미 우리나라에서도 다양한 분야에서 매우 많은 종류의 환경부담금이 부과되고 있다. 어떻게 보면 오늘날 우리나라에서 부과되는 환경부담금의 종류와 액수가 지나칠 정도로 많아 사업자와 기업에 불필요한 부담을 주고 우리경제의 경쟁력을 약화시키는 요인이라고 지적하는 견해도 있다.[1)]

그러므로 환경부담금이나 환경세가 경제유인적 규제수단으로서 가지는 유용성에도 불구하고 이들은 환경보호를 위한 다양한 수단들 중의 하나이며 그 정책효과도 일정한 범위에서 제한적일 수밖에 없다는 한계를 가지고 있다. 법적인 측면에서도 환경부담금은 그 부과와 징수에 있어서 일정한 헌법적·법적 한계를 준수하여야 그 합헌성과 적법성을 유지할 수 있다. 우선 검토되어야 할 것은 환경부담금 또는 환경세로 부과되는 공과금의 정확한 법적 성격을 파악하는 것이다. 우리나라에서 부과되는 환경부담금은 대체로 조세, 사용료 및 수수료, 분담금, 특별부담금의 형태로 부과되는데, 환경부담금을 이와 같이 서로 다른 공과금으로 분류

1) 이에 대해서는 김상겸, 우리나라 환경세제의 개편방안, 한국경제연구원 2003년, 205면 이하.

하는 것은 각각의 공과금이 그 부과대상과 산정의 원리를 달리하기 때문이다.

대표적으로 조세는 공공재로서 환경에 대한 소비 또는 침해에 대하여 납세자의 담세능력을 고려하여 부과되며, 사용료 및 수수료는 예를 들어 지하수나 지표수 등 물의 취수 또는 이용에 대하여 그 이용 등으로 인한 경제적 이익을 대상으로 부과된다. 마지막으로 환경부담금의 가장 흔한 형태인 특별부담금은 환경에 대한 일반적인 소비를 넘어서 환경침해에 대하여 특별한 원인을 제공하는 자에 대하여 침해의 복구에 소요되는 비용의 범위 안에서 부과하는 공과금이다. 현재 실무상은 물론 학계에서조차 환경부담금의 성격을 구분하지 않고 환경세라는 개념에서 이 모든 공과금을 포괄하고 있으며 환경부담금에 대한 정확한 이해도 이루어지지 못하고 있는 실정이다.

그러나 조세와 특별부담금을 구별하지 않고 특정한 환경에 대한 공과금을 환경세 또는 환경부담금으로 혼동하여 입법화하는 경우에는 평등권 위반 등 심각한 헌법적 문제를 야기할 수 있다. 따라서 본 연구에서는 환경부담금과 환경세를 개념적으로 구분하는 입장에서 그 이론적인 기초를 경제학과 법학의 관점에서 검토하기로 한다.

Ⅱ. 환경부담금의 개념과 이론적 기초

1. 환경부담금과 환경세의 개념

이미 언급한 바와 같이 우리나라에서는 환경부담금 또는 환경세에 대한 개념을 정의함에 있어서 상당한 혼란을 겪고 있다. 물론 환경부담금이나 환경세의 개념에 대한 법적인 정의가 흠결되고 있다는 상황이 이러한 혼란을 가중시키는 하나의 요인이 되는 것도 사실이다. 그러나 환경부담금이나 환경세의 현황과 문제점을 논의하고 향후의 입법과제를 설정하기 위해서는 과연 무엇을 그 대상으로 하는 것인지 확정하는 것이 매우 중요하다. 일반적으로 환경부담금(Umweltabgaben)이란

환경을 보호할 목적으로 환경에 대한 침해의 예방, 현실적인 침해행위 및 그로 인한 피해의 복구에 소요되는 비용을 조달하기 위하여 부과되는 일체의 공과금(oeffentlich-rechtliche Abgaben)을 의미한다.

따라서 환경부담금의 형태는 조세의 성격을 가지는 것, 일종의 공공재로서 환경에 대한 사용을 통하여 수익을 취하는 행위에 대하여 부과되는 사용료 및 수수료, 조세로 표현되는 일반적인 환경침해, 또는 소비행위를 넘어서 특별한 환경침해 요인을 제공하는 자에게 부과되는 특별부담금의 형태 등 다양하다. 따라서 환경부담금은 환경보호와 관련하여 부과되는 모든 공과금을 포괄하는 일종의 상위개념이라고 할 수 있으며 환경부담금의 부과를 통하여 환경보호를 위한 재정수입을 확보하는 외에 납부의무자들에게 환경보호를 위하여 바람직한 행태를 유도하는 목적을 가지는 것이 일반적이다. 그 중에서 환경세는 국가 또는 지방자치단체가 환경보호를 위한 재정수요를 충족시키거나 일정한 환경정책을 실현하기 위하여 국민 또는 주민에 대하여 아무런 반대급부 없이 강제적으로 부과·징수하는 과징금을 말한다. 따라서 환경세는 법적으로는 적어도 그 부과 및 징수의 주체가 국가 또는 지방자치단체이어야 하며, 재정목적 또는 환경정책을 실현하는 유도적 목적을 가지고, 납무의무자에게 특별한 반대급부를 부여하지 않는다는 개념적 징표를 가지고 있어야 한다.

다만, 우리나라에서는 환경세의 개념에 대하여 이러한 법적인 정의보다는 실무상의 편의나 경제학적 접근방법이 보다 보편화 된 것으로 보인다. 이에 따르면 정부가 환경에 개입하는 환경정책의 수단 중에는 여러 가지가 있을 수 있는데, 대표적으로 직접적인 규제수단, 경제적 유인제도 그리고 공공투자의 세 가지로 구분된다. 한편 경제적 유인제도는 다시 오염물질의 배출량 자체를 측정하고 이에 대하여 부과금을 부과하는 공해배출세(measured emission tax)와 사용과정에서 오염물질을 배출할 가능성이 큰 재화 및 용역에 대하여 간접세의 형태로 부과금을 부과하는 제품부과금(product charge)으로 구분된다. 경제적 유인제도에는 이와 같은 두 가지의 형태 외에도 사용료(user charge), 보조금(subsidies), 예치금(deposit-refund system), 방출허가권제도(tradable permit) 등 다양한

형태가 거론될 수 있다.

이렇게 보면 환경세란 광의로는 오염물질의 배출행위 자체를 과세기반으로 하여 그 행위에 따르는 사회적 비용과 사적 비용의 차이를 오염물질의 배출자에게 부과함으로써 오염물질의 배출을 사회적으로 최적의 수준으로 유지시키기 위한 모든 형태의 부과금을 총칭하는 것이며, 대부분의 경제적 유인제도가 이에 속하는 것으로 본다. 다시 말해서 광의에 있어서 환경세란 환경오염에 관련된 모든 형태의 피구적 조세(Pigouvian Tax)를 의미하는 것이다. 반면에 협의의 환경세라 함은 그 중에서도 간접세의 형태를 띤 제품부과금만을 의미한다.[2] 이상에서 살펴본 바와 같이 주로 경제학적 관점에서 환경세는 일정한 환경적 정책목표를 실현할 수 있도록 개인에게 일정한 경제적 유인을 제공하는 일체의 수단 내지 제도를 의미하는 것으로 볼 수 있다.

그러나 후술하겠지만 법학적인 관점에서는 이러한 모든 경제적 유인수단을 환경세 또는 환경부담금으로 볼 수는 없으며, 이러한 유도적 기능을 가지는 다양한 정책수단 중에서도 공과금으로서의 요건과 특징을 충족한 것에 한하여 인정할 수 있을 뿐이다. 다시 말하자면 환경부담금은 납부의무자에게 유도적 기능을 가지고 있으나 일정한 부과요건이 충족되면 강제로 부과되는 공법상의 부담금이며, 그 중 환경세는 위에서 언급한 조세로서의 개념요소를 구비한 환경부담금의 한 종류를 형성한다. 그러나 대부분의 환경세는 환경침해나 오염을 방지하고 환경침해로 인한 복구비용을 조달하기 위하여 특정한 물건에 대한 소비행위를 그 과세대상으로 하는 간접세의 형태를 띠기 때문에 협의의 경제학적 환경세 개념은 법학적인 관점에서도 여전히 유효하다.

따라서 본 연구에서는 환경과 관련하여 그 유도적인 기능에도 불구하고 법률상 일정한 부과요건이 충족되는 경우 강제로 부과되는 공과금을 총칭하여 환경부담금으로 정의하기로 한다. 그러므로 환경부담금은 광의의 개념으로서 환경세, 사용료와 수수료와 같은 환경수익자부담금, 특별부담금의 형태로 부과되는 환경특

2) Opschoor, J.B.& Vos H.B., Economic Instruments for Environmental Protection, OECD Paris, 1989 참조.

별부담금으로 구분하기로 한다.

2. 환경부담금의 경제학적 이해

(1) 서설

환경부담금에 대한 이론적 기초는 환경경제학(Umweltoekonomie)에서 제공하였다고 하여도 과언이 아니다. 환경경제학의 이론적 기초는 신고전주의 경제학에서 직접적인 영향을 받았으나, 방법론적으로 볼 때에는 지난 십수년간 비약적인 이론적 성장을 경험한 것으로 평가할 수 있다.[3] 환경경제학의 다양한 방법론상의 차이에도 불구하고 이러한 선행연구들은 거래비용의 개념을 도입하여 보다 현실정합적인 분석을 시도하고 있다는 점이 두드러진다. 환경경제학은 환경문제에 대한 경제학적인 분석을 위하여 미시경제학의 기본개념을 사용하고 있다. 즉 환경이라는 재화는 이를 이용하고자 하는 수요에 비하여 부족하다. 특정한 공산품에 대한 수요가 유한한 공급을 초과하는 것과 마찬가지로 숨쉬기 위한 신선한 공기는 제한적이라는 전제하에서 환경문제의 본질을 이해하고 있다.[4] 그러므로 이러한 유한한 재화인 환경에 대한 최적의 배분상태는 여타의 다른 경제적 재화나 용역과 마찬가지로 이른바 파레토 최적상태에서 이루어진다.

다시 말해서 일반적인 소비재의 생산은 그에 소요되는 한계비용이 이를 소비하는 한계효용과 같은 지점에서 파레토최적과 특정 재화 및 용역에 대한 최적의 자원배분이 이루어진다. 이를 환경이라는 공공재에 적용하여 본다면 환경에 대한 최적의 이용상태는 환경의 이용으로 인한 한계효용이 그 복구에 소요되는 한계비용과 일치하는 경우이다. 이렇게 볼 때 환경경제학적 방법론이 지향하는 것은 환경에 대한 침해나 이용을 가능한 정도로 제한하거나 완벽하게 봉쇄하여 어떠한

3) 대표적으로 Gawel, Institutionentheorie und Umweltoekonomik, in : ders.(Hg.), Institutionelle Probleme der Umweltpolitik, 11면; Bonus/Haeder, Zertifikate und Neue Institutionenoekonomik, in : Bonus(Hg.), Umweltzertifikate, 33면.

4) Feess, Umweltoekonomie und Umweltpolitik, 1면; Weimann, Umweltoekonomik, 27면.

오염물질도 자연환경에 배출할 수 없도록 하는 것이 결코 아니다. 오히려 환경경제학은 환경에 대한 이용 또는 침해를 적정화하여 최적의 환경보호상태를 유지하는 것이다.[5)]

다만 재화나 용역에 대한 최적의 배분상태는 시장을 전제로 한다는 점을 간과할 수 없다. 즉 시장에서의 수요와 공급을 통하여 특정 재화나 용역의 가격과 교환량의 최적상태가 실현될 수 있기 때문이다. 그러나 환경에서는 시장이 존재할 수 없다는 점이 근본적으로 고려되어야 할 사항이다. 물론 환경이라는 공공재는 분명히 희소성을 가지고 있는 것이 사실이기는 하지만 이러한 희소성이 가격에 반영되는 것은 아니다. 다시 말하자면 환경은 가격으로 평가되기 어렵기 때문에 결국 환경에 대한 과도한 이용 내지 침해가 빈번하게 이루어지는 것으로 볼 수 있다.[6)]

그러므로 환경경제학에서는 이른바 외부효과라는 개념이 사용된다.[7)] 외부효과라는 것은 가격에는 반영되지 않지만 특정한 개인이나 사업자가 다른 경제활동의 주체에게 미치는 영향을 말한다. 그러므로 이런 외부효과는 긍정적인 효과도 있을 수 있으며 반면에 부정적인 의미를 가질 수도 있다. 흡연행위로 인하여 타인의 건강을 해하는 행위는 전형적인 부정적 의미의 외부효과에 해당하는 것이며 자신의 땅에 정성스레 수목을 가꾸어 이웃 주민에게 미적 감각과 신선한 공기를 제공하는 것은 긍정적 외부효과의 예라고 할 수 있다. 특히 환경분야는 부정적 의미의 외부효과가 문제되는 영역이라고 볼 수 있다.

그런데 이와 같은 외부효과가 존재하는 경우에는 시장에서의 자원배분은 불완전하거나 왜곡되는 결과를 가지고 온다. 그러므로 지난 십수년간 환경경제학이 당면한 중심적인 과제는 이러한 외부효과를 어떻게 내부화하여 환경을 침해하는 행위를 적절하게 통제할 것인가에 집중되고 있다. 물론 이러한 비용의 내부화 과

---

5) Michaelis, Oekonomische Instrumente in der Umweltpolitik, 7면; Fees, 상게서, 33면.

6) Hansjuergens, Umweltabgaben im Steuersystem, 24면; Dickermann, Erscheinungsformen und Wirkungen von Umweltabgaben aus oekonomischer Sicht, in : P. Kirchhof,(Hg.), Umweltschutz im Abgaben- und Steuerrecht, 35면 이하.

7) 이에 대한 상세한 논의는 Endres, Umweltoekonomie, 14면 이하; Feess, 전게서, 41면 이하.

정을 전적으로 시장기구에 맡길 것인가 아니면 경우에 따라서 국가적 개입과 조정행위가 필요한 것인가에 대해서는 아직도 논쟁이 계속되고 있다.

(2) 문제해결의 방식

기본적으로 경제학자들은 물론 환경경제학자들도 국가의 개입과 조정에 의한 환경문제의 해결에는 매우 회의적이다. 그 이유는 국가에 의한 개입이나 규제는 비효율성을 동반하는 경우가 많기 때문에 이른바 정부실패가 문제될 수 있다는 것이다. 그러므로 환경경제학자들은 환경침해로 인한 환경비용을 내부화하는 방법으로 우선적으로 당사자간의 협상을 통한 문제해결의 방식을 선호하지만, 또 다른 견해를 가진 사람들은 시장실패에 대한 궁극적인 교정수단으로서 국가의 규제와 조정을 당연한 것으로 받아들인다.

(가) 협상수단

특히 시카고학파는 환경문제의 해결을 위한 국가의 개입과 조정행위에 대하여 상당히 부정적이다. 따라서 국가의 역할은 환경재의 귀속권한이 누구에게 있는 것인가 하는 문제만을 정하는데 그쳐야 하는 것으로 보고 있다. 이러한 이른바 재산권이론은 1960년대의 로널드 코즈(Ronald Coase)의 경제학이론에 의하여 상당한 영향을 받은 것으로 평가받고 있다.[8)]

A. 코즈의 정리

우리에게 코즈의 정리로 잘 알려진 그의 이론은 일정한 조건 하에서 환경침해자와 그로 인한 피해자 당사자간의 협상을 통하여 경제학적으로 매우 효과적인 문제해결방식에 도달할 수 있다는 결론을 제시하고 있다. 물론 여기에서 환경이라는 공공재의 소유권이 누구에게 속하는가 하는 문제는 중요하지 않다. 다만, 중요한 것은 환경문제에 있어서 비용의 내부화과정은 환경침해자가 피해자에게 그

8) Coase, Journal of Law & Economics 3 (1960).

에 대한 손해를 배상하는 것으로만 효과적으로 이루어지는 것은 아니며, 경우에 따라서는 피해자가 환경침해자에게 환경침해행위를 중지하거나 제한하도록 일정한 경제적 보상을 행하는 경우에도 가능하다는 것이 강조되고 있다. 그러므로 경제학적 관점에서는 소유권의 귀속이 문제되는 것이 아니라 어떻게 침해자의 행위가 피해자에게 외부효과를 발생시키지 않을까 하는 방법을 모색하는 것이 중요하다.

그러므로 코즈의 견해에 의하면 A가 B에게 피해를 줄 수 있도록 허용된 것인지, 아니면 거꾸로 B가 A에게 피해를 줄 수 있는 상태에 있는 것인지를 결정하는 문제가 보다 중요한 의미를 갖는다. 이와 같이 환경에 있어서의 외부효과는 상호적인 것이기 때문에 법질서 하에서 완전한 소유권만 보장될 수 있다면 당사자간의 협상을 통하여 얼마든지 환경에 대한 외부효과를 내부화할 수 있다는 것이다. 그러나 잘 알려진 바와 같이 코즈의 이론은 그 자신이 지적하듯이 두 가지 중요한 전제조건이 충족되어야 그 실천적 의미를 가질 수 있다. 우선 첫째, 위에서 언급한 피해자와 침해자 사이의 협상에는 거래비용이 들지 않아야 한다. 다시 말하자면 이와 같은 협상의 결과 당사자간에 체결되는 계약을 준비하고 실행하는 과정에서 당사자에게 어떠한 비용도 부담시킬 수 없다는 것이다. 이는 피해자들이 스스로를 조직화 하고, 침해자에 대하여 그들의 집단적 이익을 정확하게 전달하는 과정에서 어떠한 비용도 부담하지 않음을 의미한다.

둘째, 후술하는 이른바 게임이론에 있어서와 같이 코즈의 이론이 현실화하기 위해서는 당사자 상호간에 충분한 정보를 동등하게 공유하여야 한다는 조건이 충족되어야 한다. 이러한 조건이 충족되지 않는 경우에는 당사자 중 일방이 정보를 독점하여 상대방을 정략적으로 이용할 수 있는 위치에 서게 되기 때문이다. 그러나 환경이라는 공공재에 있어서는 현실적으로 이러한 조건이 존재하기 어렵다. 일반적으로 환경에 대한 효용가치는 이에 관련되는 사람들에게만 알려져 있으며 거래비용 역시 전혀 소요되지 않을 것이라는 가정 역시 현실세계에서는 통용되기 어렵다. 주지하는 바와 같이 환경을 침해 또는 이용하는 자와 이로 인한 피해는 불특정 다수이며 이와 같은 다수의 사람들 간에 거래비용은 천문학적인 액수로 증가한다. 물론 환경문제를 해결함에 있어서 협상이라는 수단이 전혀 불가능한 것은

아니다. 이미 미국에서 중재나 조정 등 일반화한 대체적 분쟁해결(alternative dispute resolution, ADR)이 이러한 종류의 환경분쟁을 해결하는 수단으로 매우 유용하지만 그 적용영역은 매우 한정적인 것이 또한 사실이다.[9)]

B. 공공재로서의 환경

코즈의 이론에 대한 이와 같은 반론과 함께 환경은 일종의 공공재로서 다음과 같은 두 가지의 특징을 가지고 있다. 첫째, 이른바 공급자가 수요자를 임의로 배제할 수 있는 배타성의 원칙이 적용되지 않는다. 둘째, 소비에 있어서 다수의 소비자가 동일한 재화나 용역을 소비하는 동시성의 원칙이 지배한다.[10)] 배타성의 원칙은 공공재의 공급측면의 특징을 나타내는 것이며, 동시성의 원칙은 수요측면의 특성을 반영하고 있다. 이러한 특징은 일반적인 사적 재화와의 비교를 통하여 분명하게 드러난다. 다시 말하자면 사적 재화의 공급자는 이를 필요로 하는 수요자에게 우선적으로 일정한 가격을 제시하여 다른 수요자들을 기술적으로 배제할 수 있다.

그러나 공공재의 경우에는 이러한 의미의 이용배제는 사실상 불가능 하거나 상당한 비용을 들이지 않고는 어렵다. 또한 사적 재화의 경우에는 동일한 의상을 동시에 많은 사람들이 동시에 입을 수 없으며, 특정한 빵을 동시에 많은 사람들이 동시에 같이 먹을 수 없음에 반하여 환경과 같은 공공재는 동시에 불특정 다수인이 동시에 이를 이용할 수 있다는 점에서 동시성의 원칙이 적용될 수 있는 것이다. 다시 말하자면 환경을 이용하는 자는 기존의 이용자의 이용편익을 해하지 않기 때문에 동시이용이 가능한 것이다. 깨끗한 공기는 우리 모두가 호흡할 수 있으며 도로를 이용하는 모든 사람들은 도로의 조명을 이용할 수 있다. 그러므로 환경경제학자들은 환경의 추가적인 이용자의 한계비용은 0에 가깝다고 말하고 있다.

9) 협상과 중재를 통한 문제해결에 관한 독일의 논의에 대해서는 Hoffmann-Riem/Schmidt-Assmann(Hg.), Konfliktbewaeltigung durch Verhandlungen, Bd. I, II; Holznagel, Konfliktloesung durch Verhandlungen.

10) Musgrave/Kullmer, Die oeffentlichen Finanzen in Theorie und Praxis, Bd.I, 66면 이하; Zimmermann/Henke, Finanzwissenschaft, 42면 이하.

물론 공공재와 사적 재화와의 중간적 영역 또는 혼합적 형태의 이용도 가능하다. 많은 사람이 이용하는 도로는 공공재이므로 특정한 운전자의 운전행위가 다른 운전자의 이용을 방해하지 않는 것이 일반적이다. 그러나 이러한 가정은 도로의 이용에 여유가 있어서 서로 방해받지 않는 상태에서 운전행위를 할 때에 가능한 것이고, 많은 운전자가 한꺼번에 도로로 밀려나오는 경우에는 교통체증이 발생하여 공공재의 정상적인 이용이 불가능해지는 경우도 있다.

그럼에도 불구하고 공공재는 이른바 '무임승차론'으로 불리는 문제를 내포하고 있다. 따라서 어떠한 특정인도 공공재의 이용에서 배제되지 않아야 하는 원칙이 존재함에도 불구하고 어느 누구도 공공재가 부족해지는 경우에 그의 생산에 기여할 준비가 되어 있지 않다는 점을 가리키는 것이다. 그러므로 환경과 같은 공공재의 경우에는 코즈의 이론에도 불구하고 자발적으로 협상하려는 유인이 매우 작은 것으로 볼 수 있다. 이러한 공공재이론은 과거 게임이론을 제기하는 경제학자들에 의하여 상당한 정도의 이론적 발전을 이루었다.

C. 게임이론과 사회적 딜레마

게임이론은 인간의 합리적 행태가 사회적으로는 비합리적 결과를 야기한다는 가설을 전제로 하고 있으며,[11] 우리에게 잘 알려진 이른바 죄수의 딜레마가 바로 그러한 예라고 할 수 있다. 두 공범자가 서로 협력하여 범죄사실을 숨기면 증거불충분으로 형량이 낮아지는 최선의 결과를 누릴 수 있음에도 불구하고, 상대방의 범죄사실을 밝혀주면 형량을 감해준다는 수사관의 유혹에 빠져 서로 상대방에게 죄를 씌워 최악의 결과를 초래하게 된다는 죄수의 딜레마는 물론 경제학적으로 보면 파레토 최적상태가 아니다. 그러므로 두 명의 죄수에게 문제해결을 전적으로 맡기는 경우 사회적으로 최선의 결과에 이르지 못하는 것이다.

그런데 이러한 죄수의 딜레마는 환경문제의 영역에서도 유사한 결과를 야기할 수 있다.[12] 한여름 오후의 오존경보를 예로 들어 보자. 최근 우리나라의 대도시

11) Weimann, 전게서, 60면 이하; Fees, 전게서, 13면 이하.
12) Hardin, Science 162(1968), 1243면 이하.

에도 자주 오존경보가 내려지고 있는데, 이는 도시에서의 쾌적한 삶을 위협하는 심각한 환경문제이다. 오존경보가 내려지면 특히 호흡기가 약한 노약자은 외출을 삼가야 하며 심지어 천식환자는 생명의 위협을 받을 수도 있다. 또한 오존 때문에 옥외에서 운동도 하지 못하는 등 여름철의 삶의 질은 현저히 떨어진다. 그런데 이와 같은 오존농도를 증가시키는 주범은 바로 자동차에서 나오는 배출가스인데, 여름철 삶의 질을 우려하는 자동차 운전자는 딜레마에 빠지게 된다. 그런데 이러한 사람들이 오존농도를 더 이상 높이지 않기 위해 자동차 운행을 포기한다고 하더라도 여전히 자동차를 운행하는 사람들이 많다면 개인적으로는 별로 이득이 될 것이 없다. 그러므로 오존농도를 저감시켜 도시의 여름을 쾌적하게 살아간다는 목표와는 정반대의 결과가 발생하는 것이 보다 일반적인 경우가 된다.

따라서 자동자운전자들은 다른 운전자들도 계속하여 자동차를 운행한다는 사실을 알게 되면 자신 역시 자동차의 운행으로 인한 비용, 시간, 번거로움 등을 무릅쓰는 것이 일반적인 행태이기 때문에, 오존의 위협으로부터 안전하고 쾌적한 여름철의 도시생활을 즐긴다는 사회적 목적은 이루어질 수 없다. 오히려 자동자운전자들은 다른 운전자들이 보다 사회적으로 바람직한 목적을 실현하기 위하여 자신의 차량을 차고에 세워둔다는 정보를 알게 된다면 자신의 자동차 운전행위를 보다 합리적인 행태로 인식하여 보다 사회적으로 바람직한 목적의 실현은 난관에 부딪친다. 이러한 예들은 시장이 환경문제를 해결함에 있어서 절대적인 한계를 가지고 있음을 분명하게 보여주는 것이다.[13] 그러므로 이는 환경과 같은 공공재로부터 발생하는 문제는 사회의 구성원인 개인의 자발적인 의사결정에 의하여 해결되기 어렵다는 것을 의미하는 것이며, 경우에 따라서 국가에 의한 규제와 조정이 불가피하다는 것을 암시하고 있다.

(나) 국가의 규제와 조정

경제학자들의 입장에서 보면 국가의 환경정책도 가능한 경제적으로 효과적이어야 한다. 가장 최선의 국가환경정책은 이를 통하여 환경이라는 공공재에 대한

13) Weimann, 전게서, 74면 이하.

파레토 최적이 실현되어 자원배분이 이루어지는 경우라고 할 수 있다. 국가는 환경에 대한 외부효과를 내부화하는 환경정책을 실현함에 있어서 두 가지의 대안을 가질 수 있다. 하나는 특정한 환경재의 소비 내지 이용에 대하여 가격을 부여하는 것으로서, 그 방법으로는 본 연구의 주제인 환경부담금을 부과하는 것이다. 다른 한편으로는 환경을 참해하는 유해물질의 총량을 확정하고 환경을 오염시키는 사업자에게 이를 배분하는 제도로서, 이른바 오염총량제 및 이에 따르는 방출허가권제도를 들 수 있다. 이러한 두 가지 제도는 환경경제학에서 커다란 의미를 가지는 것으로 평가되고 있다.

A. 가격정책으로서의 환경부담금

이미 언급한 바와 같이 외부효과의 내부화과정이 완벽하게 이루어진다면 환경분야에서의 파레토 최적상태가 실현될 수 있다. 이러한 제안과 문제해결의 모형은 이미 1920년대 피구(A.C. Pigou)가 시도한 바 있다.[14] 피구가 문제를 제기한 시발점은 공공재에서 개인적 비용과 사회적 비용의 간극을 어떻게 메울 것인가 하는 것이었다. 그는 이러한 문제의 해결방안으로서 조세을 제안하였고, 이를 흔히 피구세라고 부른다. 피구세를 통하여 환경침해와 같은 사회적 비용이 사업자의 생산비에 반영된다. 사업자의 상품에 대한 생산의 한계비용이 증가하면 할수록 당해 상품에 대한 소비는 줄어든다. 파레토 최적상태에서의 한계비용이 피구세의 세액과 동일하게 이루어지는 경우 특정한 환경재에 대한 최적의 자원배분이 이루어진다.

물론 이러한 피구세의 개념은 매우 이상적인 것이기는 하지만 이는 현실세계에서 실현하기에는 매우 어려운 조건이 충족되어야 한다. 이러한 피구세를 부과하기 위해서는 국가는 매우 풍부하고 정확한 정보를 가지고 있어야 한다. 이러한 정보는 우선 첫째, 피구세의 정확한 수준을 결정하기 위해서 국가는 환경침해활동을 하는 개별 사업자나 기업의 한계비용과 환경침해를 피하기 위한 비용이 얼마인지 정확하게 알고 있어야 하는데, 이는 사실상 불가능에 가깝다. 이는 기업의

14) Pigou, The Economics of Welfare.

영업상 비밀 등 법적인 문제와도 결부되어 있기 때문에 기업이 자발적으로 제공하는 정보는 신뢰성이 떨어진다. 둘째, 국가는 환경에 대한 이용 내지 침해비용이 얼마인지 또한 정확한 정보를 가지고 있어야 한다. 그러나 이를 위해서는 환경을 가격으로 환산할 수 있어야 하는데, 이 역시 결코 용이한 일이 아니다.

물론 최근 환경경제학에서는 이러한 환경에 대한 가격을 산정하는 작업이 이루어지고 있기는 하지만,[15] 아직은 초보단계에 머물고 있으며 환경침해를 피하기 위한 비용이나 이를 복구하기 위한 비용을 계산하는 것만으로는 환경에 대한 가격을 정확하게 파악하고 있다고는 말할 수 없다. 또한 미적인 관점이나 건강과 관련된 가치 등 물질적으로 계산할 수 없는 가치들은 물론 전혀 불가능한 것은 아니지만 이를 화폐가격으로 환산하기 어렵다. 또한 경제학에서는 개인의 기호나 성향의 集積値를 계산할 수는 있지만 국가가 이러한 개인의 기호나 성향을 파악할 수 있는 통로는 존재하지 않는다. 따라서 환경경제학자들은 일반적으로 피구세를 비현실적인 것으로 보고 있다.[16]

그러므로 환경침해행위에 공과금을 부과하는 가격정책방식은 모든 비용을 완벽하게 내부화하지 못하기 때문에 차선책으로서 정치체제 안에서 환경침해의 적절한 수준이 어디까지인가를 찾아내는 것에 집중되고 있다. 따라서 환경문제를 해결하는 정치적 권한을 가지는 기관은 일단 사회적으로 용인될 수 있는 환경침해의 수준이 어느 정도인지를 정치사회학적으로 결정한다. 경제학적 관점에서 보면 이와 같이 정치사회적으로 결정된 환경기준을 가장 비용이 적게 소요되는 방식으로 여하히 효과적으로 집행하는가 하는 것이 중요하다.

이와 같은 정치사회학적 방법론도 피구세와 마찬가지로 본질적으로는 환경에 대한 가격을 매기는 것이라는 점에서 유사성이 있으며, 1971년 보몰(Baumal)

15) Endres/Jarre/Klemmer/Zimmermann, Der Nutzen des Umweltschutzes; Endres/Holm-Mueller, Die Bewertung von Umweltschaeden; Markgraf/Streb, Oekonomische Bewertung der natuerlichen Umwelt, Klook, Umweltkostenrechnung, in : Junkernheinrich/Klemmer/Wagner(Hg.), Handbuch der Umweltoekonomie, 195면 이하.

16) Siebert, Analyse der Instrumente der Umweltpolitik, 22면; Hansjuergens, 전게서, 31면; Weimann, 전게서, 208면.

등에 의하여 이론화되었다.[17] 이에 따르면 환경부담금의 구체적인 수준은 오염물질의 양이 정치적으로 설정된 환경기준에 부합하는 선에서 결정된다. 물론 이러한 목적을 달성함에 있어서는 피구세에서 국가에게 요구되었던 사업자의 한계비용이나 환경침해의 한계효용 등을 정확하게 인식하여야 하는 부담을 덜 수 있다. 보몰은 환경문제의 해결을 위하여 일종의 시행착오의 과정을 제안하고 있다. 즉 처음에는 일단 정치적으로 국민들에게 수용가능한 오염수준에 대하여 일정한 액수의 공과금을 부과하지만 시간이 지남에 따라서 오염물질의 양이 증가하는 경우에는 이에 상응하여 공과금의 수준도 상향조정된다. 반면에 일정한 공과금의 액수에 대비하여 오염물질의 양이 감소하는 경우에는 장기적으로 공과금의 수준이 하향조정된다. 따라서 점차적으로 이러한 과정을 거쳐서 정확한 환경부담금의 수준이 결정된다는 이론이다.

그러나 이러한 시행착오론도 이상적인 것이 아님은 물론이다. 특히 초기에는 일단 사회적으로 용인될 수 있는 (그러나 경제적으로는 검증되지 않은) 공과금의 수준이 결정되어야 하기 때문에 이에 필요한 사회적 비용이 과도하게 계산될 수 있다. 특히 환경침해를 방지하기 위한 시설의 설치비용은 사업자가 필요로 하는 통상적인 생산시설의 설치비용에 비하여 상당히 높은 편이며, 기술의 발전과 시간이 지남에 따라 매우 유동적이다.

B. 총량규제와 방출허가권제도

환경부담금과 같이 가격정책을 통하여 사업자와 환경참여자들의 행태를 유도하는 방식과 더불어 행태유도적 수단으로는 총량규제와 이를 위한 방출허가제를 들 수 있다. 국가는 특정 오염물질의 총량을 정하고 그러한 오염물질을 시장에서 유통시킬 수 있는 권리를 사업자에게 부여하는 방식이다. 따라서 총량규제방식에서 국가는 오염물질의 총량만 정하고 그의 유통이나 양도는 그 후에 모두 시장기제를 통하여 결정된다. 그러므로 총량규제와 방출허가권제도는 특히 코즈의 이론

17) Baumol/oates, The Use of Standards and Prices for Protection of Envionment, in : Swedisch Journal of Economics 73(1971), 42면 이하.

을 신봉하는 경제학자들이 선호하는 방식이다. 총량규제제도는 환경기준을 준수하고 환경을 개선하기 위하여 오염물질의 총 배출량을 통제하는 것으로서 대표적인 방식으로는 환경기준을 달성하기 위하여 지역의 오염부하량의 총량을 산출하고 규제대상인 개별 사업장마다 오염물질의 총량을 정하는 방식이 있다. 만약 사업자가 자신의 사업장에 배정된 오염물질의 총량을 현저히 저감하여 오염행위를 '자제 또는 절약'하는 경우에는 여분의 오염물질 방출권을 타인에게 양도할 수 있다. 또 다른 방식으로는 환경기준의 달성을 위한 오염부하량의 삭감량을 정하고 사업장마다 오염물질 배출량을 정하는 것이다. 삭감목표량은 반드시 환경기준을 달성하기 위하여 필요한 양으로 정하지 않고 실현가능성을 고려하여 결정한다.[18]

우리나라에서도 방출허가권제도가 2005년 '수도권 대기환경 개선에 관한 특별법'이 제정되면서 도입되었다. 이에 따르면 환경부장관은 제14조 제1항의 규정에 의한 사업장설치의 허가 또는 변경허가를 받은 자 및 동조 제3항의 규정에 의하여 사업장설치허가를 받은 것으로 보는 자에게 제8조 제2항 제8호의 규정에 의한 배출허용총량의 할당기준에 따라 5년마다 연도별로 구분하여 총량관리대상오염물질의 배출허용총량을 할당한다(제16조 제1항). 이 때 환경부장관은 제1항의 규정에 따라 사업자에게 배출허용총량을 할당하는 때에는 다음 각호의 사항을 고려하여야 한다(제2항). 1. 제8조 제2항 제5호의 규정에 의한 배출량의 저감계획 2. 지역배출허용총량 3. 당해 사업장의 과거 5년간의 총량관리대상오염물질 배출량 및 에너지 사용량 4. 최적방지기술 수준과 향후 총량관리대상오염물질의 추가적인 저감가능 정도 5. 당해 사업자의 연도별 총량관리대상오염물질 저감계획 6. 제8조 제6항의 규정에 의한 수도권대기환경연구지원단의 자문결과 7. 그 밖에 환경부령이 정하는 사항. 제1항의 규정에 따라 배출허용총량을 할당받은 사업자(이하 "총량관리사업자"라 한다)는 당해 연도의 배출허용총량을 초과하여 총량관리대상오염물질을 배출하여서는 아니된다(제3항).

이에 따라서 총량관리사업자는 대통령령이 정하는 바에 따라 총량관리대상오염물질의 배출량을 측정할 수 있는 기기를 부착·가동하여 배출량을 산정하고,

18) 박균성·함태성, 환경법, 160면.

그 산정결과를 기록·보존하여야 한다. 다만, 배출시설의 특성으로 인하여 측정기기를 부착·가동하기가 어려운 경우에는 환경부령이 정하는 바에 따라 그 배출량을 산정한다(제4항). 또한 총량관리사업자는 환경부령이 정하는 바에 따라 제4항의 규정에 의한 배출량의 산정결과를 환경부장관에게 제출하여야 한다(제5항). 또한 이 법에 따라서 이러한 방출허가권은 일정한 요건 하에 타인에게 이전될 수 있다. 즉 총량관리사업자는 할당받은 연도별 배출허용총량의 일부를 총량관리대상오염물질별로 당해 연도 내에 다른 총량관리사업자에게 매매 등을 통하여 이전할 수 있다(제18조 제1항). 제1항의 규정에 의하여 배출허용총량의 일부를 다른 총량관리사업자에게 이전하고자 하는 자는 양 당사자가 서명한 이전계약서 등 이전에 관한 증명서류를 환경부장관에게 제출하여 확인을 받아야 한다(제2항). 또한 제1항의 규정에 의하여 배출허용총량을 이전한 자는 이전한 만큼 당해 연도의 배출허용총량이 감량된 것으로 보며, 이를 이전받은 자는 이전받은 만큼 당해연도의 배출허용총량이 증량된 것으로 보며(제3항), 환경부장관은 총량관리사업자가 제1항의 규정에 의하여 이전할 수 있는 배출허용총량을 당해 연도에 사용하지 아니한 경우 그 일부를 대통령령이 정하는 범위안에서 당해 총량관리사업자의 다음 연도 배출허용총량에 증량할 수 있다(제4항).

위에서 언급한 '수도권 대기환경 개선에 관한 특별법'외에 기존의 총량규제를 위한 법적 수단으로는 4대강 수계특별법을 들 수 있다. 우선 '한강수계 상수원 수질개선 및 주민지원 등에 관한 법률'에 따라 시장·군수는 지역수질관리상 필요하다고 인정하는 경우에는 대통령령이 정하는 바에 따라 오염총량관리계획을 수립·시행할 수 있으며(제8조 제1항), 이 경우 다음의 사항을 포함하여 환경부장관의 승인을 얻어야 한다. 1. 지역개발계획의 구체적인 내용 2. 지역 안에서 발생하는 오염부하량 총량 및 연차적 삭감계획 3. 지역개발계획으로 인한 오염부하량 및 오염부하량 삭감계획 4. 기타 대통령령이 정하는 사항(제2항). 또한 '낙동강·금강·영산강·섬진강 수계 물 관리 및 주민지원 등에 관한 법률'에 따라 환경부장관은 위 강 수계의 이용상황 및 수질상태 등을 고려하여 대통령령이 정하는 바에 따라 수계구간별 목표수질(목표수질)을 정하고 이를 고시하여야 한다(제9조

제1항). 환경부장관은 환경친화적으로 토지를 이용하고 제1항의 규정에 의한 목표수질을 달성·유지하기 위하여 낙동강수계관리위원회와의 협의를 거쳐 오염총량관리(오염총량관리)에 관한 기본방침(이하 “오염총량관리기본방침”이라 한다)을 수립하여 관계 시·도지사에게 통보하여야 하며(제2항), 오염총량관리기본방침에는 다음 의 사항이 포함되어야 한다. 1. 오염총량관리목표 2. 오염총량관리대상 오염물질의 종류 3. 지방자치단체별·수계구간별 오염부하량(오염부하량)의 할당 4. 오염부하량의 산정방법(제3항).

이에 따라 시·도지사는 오염총량관리기본방침에 따라 다음의 사항이 포함된 오염총량관리기본계획을 수립하거나 이를 변경하는 경우에는 환경부령이 정하는 바에 따라 환경부장관의 승인을 얻어야 한다. 1. 지역개발계획의 구체적인 내용 2. 관할 지역에서 배출되는 오염부하량의 총량 및 연차적 삭감계획 3. 지역개발계획으로 인하여 추가로 배출되는 오염부하량 및 그 삭감계획(제10조 제1항) 또한 환경부장관 또는 광역시장·시장·군수는 제9조 제1항의 규정에 의한 목표수질을 달성·유지하기 위하여 필요하다고 인정되는 경우에는 「수질환경보전법」 제12조 제3항·제32조, 하수도법 제16조 제1항 또는 오수·분뇨및축산폐수의처리에관한법률 제5조의 규정에 의한 배출허용기준 또는 방류수수질기준을 적용받는 자 중 환경부령이 정하는 자에 대하여 환경부령이 정하는 바에 따라 최종방류구별·단위기간별로 오염부하량을 할당하거나 배출량을 지정할 수 있다. 이 경우 환경부장관 또는 광역시장·시장·군수는 이해관계자가 지정내용을 미리 알 수 있도록 필요한 조치를 하여야 한다(제12조 제1항).

학자들과 전문가들은 총량규제와 방출허가권제도가 기존의 환경부담금방식에 비하여 시장기능을 중시하고 보다 강한 경제적 유인을 제공하여 사업자의 자발적인 환경보호노력을 촉진시킨다는 점에서 비교우위를 가지고 있는 것으로 평가하고 있다. 따라서 최근 각국에서는 총량규제제도를 상당히 적극적으로 도입하고 있으며, 일부 환경분야에서는 상당한 정책적 효과를 거두고 있는 것으로 보고되고 있다. 그러나 방출허가권제도는 일단 다수의 경쟁자가 있는 시장의 존재를 전제로 한다. 따라서 독점의 가능성이 있고 충분한 자유경쟁이 보장되지 못한 상황

에서는 자원의 적절한 배분을 기대하기 어렵다.[19] 그리고 총량규제제도는 대기와 같이 일정한 지역적인 문제에 머물지 않는 환경문제의 해결에만 제한적으로 의미가 있다. 다시 말하자면 총량규제는 대기와 같이 모든 곳에 환경적 영향을 미치는 문제에 대해 그 규제의 의미가 있기 때문에 극단적으로 말하면 한 사업자가 시장에서 다른 경쟁자들을 물리치고 모든 방출허가권을 취득하는 것도 가능해야 한다. 실제로 방출허가권제도는 대기 및 기후보호의 목적에 적합한 제도로서 잘 알려진 바와 같이 이산화탄소의 발생량을 억제하기 위한 국제적 협약에서 중요한 수단으로 등장하였다.[20]

이 제도를 택하고 있는 대표적인 나라는 미국인데, 캘리포니아에서는 아황산가스와 산화질소의 배출을 억제하기 위해서 도입되었으며, 전국적으로는 산성비를 억제하기 위하여 아황산가스에 대한 배출허가권제도가 시행되고 있다.[21] 그런데 우리나라의 경우에도 총량규제와 방출허가권제도가 수도권의 대기환경이나 4대강의 수질을 개선하기 위하여 도입된 것과 마찬가지로 이 제도는 다양한 영역에서 그 운영이 가능한 환경부담금제도에 비하여 그 적용영역이 제한되어 있다. 또한 방출허가권제도는 이 제도의 시행을 위 새로운 시스템을 구축하여야 하는데, 여기에 소요되는 비용과 시간적 부담이 만만치 않다는 점이 문제로 지적되고 있다.[22]

(다) 기존의 질서환경법의 수단과 환경부담금의 비교

환경법의 영역에서 환경부담금을 도입하고 운영하는 것이 의미를 가지기 위해서는 다른 환경법의 집행수단과의 비교를 통하여 그 우위성이 입증되는 것이 필요하다. 이는 특히 집행수단의 저비용과 고효율성을 강조하는 환경경제학에서는

19) Weimann, 전게서, 229면 이하; Endres, 전게서, 144면 이하.
20) Weimann, 상게서, 244면 이하; Endres/Schwarze, Zertifikate im Klimaschutz, in : Bonus(Hg.), Umweltzertifikate, 166면 이하.
21) 이에 대한 독일 문헌상의 논의는 Endres/Schwarze, in : Endres/Rehbinder/Schwarze, Umweltzertifikate und Kompensationsloesungen aus oekonomischer und juristischer Sicht, 137면 이하.
22) Ackerman/Stewart, Columbia Journal of Environmental Law 13(1988), 171면 이하.

중요한 문제가 아닐 수 없다. 특히 이러한 환경부담금 제도는 기존에 환경법 영역을 지배한 집행수단인 행정처분 등 명령과 강제를 중심으로 하는 이른바 질서환경법(Ordnungsumweltrecht)과의 비교를 통하여 그 효율성과 환경보호적합성이 보다 우월해야 한다. 질서환경법의 특징은 법령에 의하여 일정한 배출기준을 정하여 이를 준수하거나 일정한 시설부담을 부과하고, 이를 지키지 않는 경우 각종의 제재적 행정처분을 가하거나 벌칙을 부과하는 것을 중심으로 한다. 이하에서는 환경부담금과 질서환경법의 수단을 효율성 측면과 환경보호적합성 측면에서 상호 비교하기로 한다.

A. 경제적 효율성

환경보호의 목적을 위하여 환경부담금을 부과하는 가장 큰 이유는 전통적인 질서환경법의 수단들에 비하여 경제적으로 효율성이 크다고 보기 때문이다. 즉 환경법규에 규정된 환경기준이나 환경보호시설의 설치 등 사업자의 의무는 국민경제적으로 볼 때 환경부담금을 통하여 보다 효율적으로 이행이 가능하다는 것이 일반적인 견해이다. 특히 환경부담금의 본질은 경제적인 부담을 통하여 사업자의 행태를 환경보호를 위한 목적으로 유도하는 것이므로 직접적인 국고부담이 수반되는 질서환경법상의 수단에 비하여 정치적으로 관철이 용이하다. 국민경제 전체의 관점에서 보면 이와 같은 환경부담금의 경제적 효율성이 인정되는 반면에 개별 기업이나 사업자의 입장에서는 환경부담금이 반드시 환경문제의 해결을 위하여 경제적으로 효율적인 수단인가에 대해서 회의적인 견해가 지배적이다. 특히 사업자의 입장에서 환경부담금은 생산비용의 상승으로 인하여 매출을 감소시키고 기업의 수지를 악화시키는 것으로 인식하고 있다. 따라서 우리나라는 물론 세계 각국에서 기업의 입장을 대변하는 기관이나 단체는 이러한 환경부담금의 비효율성과 경제적 왜곡효과를 강조하여 부담금에 대한 저항을 보이는 것이 보편적인 현상이다.

B. 환경보호적합성

환경부담금에 대하여 비판적인 견해를 제시하는 사람들은 흔히 환경문제 해결

을 위한 적실성 내지 적합성이 결여되었음을 지적한다. 이에 비하여 전통적인 질서환경법상의 수단들은 구체적으로 일정한 배출허용기준을 명령하고, 이에 위반하는 경우 또한 구체적인 내용의 행정처분이나 벌칙을 가하기 때문에 환경보호를 위한 목적과 과정이 가시적이다. 반면에, 환경부담금은 본질적으로 유도적 기능을 중심으로 하는 것이기 때문에 이를 통하여 사업자가 어느 정도 환경보호를 위하여 자신의 활동을 제한 또는 중지할 것인지가 지극히 불투명하다. 예를 들어 부담금의 액수가 비교적 과학적으로 정확하게 정하여진다고 하더라도 이를 통하여 행정청이 의도하는 환경보호의 목적을 구체적으로 어느 정도 달성할 수 있는지는 미지수이다. 그 이유는 부담금의 납부의무자인 사업자가 환경부담금의 유도적 목적에 적응하는 것에 시간이 필요하고 예상하지 못한 다른 많은 요인들에 의하여 그 효과가 달라질 수 있기 때문이다.

이미 언급한 바와 같이 환경부담금은 이른바 시행착오의 과정을 거쳐서 집행되는 것이 보다 일반적인 경우에 해당하기 때문에 특히 초기 단계에서 환경보호의 적실성은 크게 떨어진다. 그렇다면 환경질서법상의 수단은 어떠한가? 질서법의 수단도 이미 환경법 분야에서는 보편화된 개념으로 이른바 집행의 결여(Vollzugsdefizit) 현상이 나타난다. 그 이유는 행정청이 사업자의 환경기준 준수와 시설의 설치·운영을 상시적으로 감시 또는 통제하는데 일정한 물리적 한계를 드러낼 수밖에 없기 때문이다. 다만, 환경질서법상의 집행의 결여현상을 환경부담금이 보완할 수 있을지에 대해서도 회의적인 견해가 우세하다. 실무상으로는 차라리 특정 환경침해시설의 상태를 감시하고 통제하는 것이 이러한 시설로부터 발생되는 유해물질과 환경부담금간의 상관관계를 관찰하는 훨씬 용이하고 효과적이기 때문에 환경부담금이 환경보호의 목적에 보다 적합한 수단이라고 쉽게 예단하기 어렵다.

C. 환경부담금의 기능적 장점

위에서 언급한 바와 같이 환경부담금에 대하여 그 경제적 효과성과 환경보호적 합성에 대해 높은 점수를 줄 수 없다면 오히려 전통적인 환경질서법상의 수단이 환경보호의 목적 실현을 위하여 보다 비교우위에 있다는 것인가? 그러나 환경부

담금의 경제적 효용성과 환경보호적합성을 보다 동태적인 관점에서 이해하는 경우 환경질서법의 수단에 비하여 그 우수성이 잘 드러난다. 환경질서법의 수단이 법령에 의하여 사업자에게 일정한 환경기준을 준수하도록 명령하는 경우 사업자는 법령상의 환경기준을 가능한 한 사업활동의 최대한의 허용기준으로 인식하고 이를 극대화하도록 노력한다. 이것이 그의 사업활동에 가장 유리한 행동방식이라고 할 수 있으며, 사업자는 환경기준 이하로 오염물질을 배출하는 조업활동을 할 아무런 인센티브를 가지지 않는다.[23] 이러한 상태에서 사업자는 오염물질을 저감시키는 환경시설을 개발하거나 이러한 시설의 개발을 위한 투자유인을 가지지 못하기 때문에 환경질서법상의 수단만으로는 환경기술의 발전을 기대하기 어렵다.

반면에 환경부담금의 경우 사업자는 환경부담금의 부과로 인한 경제적 부담을 피하기 위해서 지속적으로 환경기술을 개발하고 오염물질의 저감을 위한 노력을 하게 된다. 이러한 과정을 통하여 환경보호를 위하여 끊임 없이 환경기술을 개발하는 사업자는 그렇지 못한 사업자에 비하여 시장에서 절대적인 비교우위를 점하게 되며, 결국 이러한 기업가 정신이 기업혁신으로 이어지게 되어 그 나라 산업의 경쟁력이 지속적으로 제고되는 결과를 가져오게 된다. 결국 이러한 과정은 환경보호를 위한 기술혁신과 국가 환경정책의 발전을 담보하는 것이다.

D. 평가

환경부담금은 환경경제학자들이 기존의 질서환경법상의 명령과 강제수단을 시장경제질서에 보다 적합한 수단으로 대체하는 과정에서 성립하고 발전하였다. 그러나 이미 언급한 바와 같이 환경부담금이 질서법상의 수단에 비하여 비교우위가 있다고 일반적으로 말하기는 어렵고, 대부분의 환경경제학자들은 양자간의 상호보완을 통하여 보다 효과적으로 환경문제를 해결할 수 있다는 견해를 제시하고 있다.[24] 예를 들어 환경법령에서 특정한 유해물질의 방출을 절대적으로 금지하

23) Rahmeyer, Volkswirtschaftstheoritische Grundlagen der Umweltoekonomie, in : Stengel/Wuestner(Hg.), Umweltoekonomie, 58면.

24) Ewringmann, Umweltsteuern, in : FS Hansmeyer, 275면; Hansmeyer/Schneider, Umweltpolitik, 54면.

는 경우, 이러한 법규상의 목적은 오로지 질서법상의 수단을 통해서만 실현될 수 있으며, 여기에 환경부담금이 적용될 가능성은 전무하다. 그러나 환경부담금이 부과되는 경우에도 환경경제학적으로 보아 다음의 몇 가지 전제조건이 충족되어야만 환경보호를 위한 목적 실현이 효과적으로 이루어질 수 있다.

우선 환경부담금을 통하여 수행하려는 유도적인 목적이 분명하게 제시되어야만 부담금이라는 수단의 합리성에 대한 평가가 가능하다. 예를 들어 부담금의 부과수준은 사업자가 그러한 부담금을 피하고 환경보호를 위한 행태를 유지할 수 있도록 합리적인 범위 안에서 결정되는 것이 매우 중요하다. 다시 말하자면 부담금의 납부를 무릅쓰고 사업활동을 하는 것이 보다 유리할 것인지, 아니면 이를 피하도록 사업을 경영하는 것이 유리한 것인지, 혹은 이러한 방안 이외에 또 다른 대안을 가질 수 있는 것인지에 대한 선택의 여지를 반드시 남겨두어야 한다. 따라서 흔히 폐유와 같이 특정폐기물의 처리를 위한 비용을 부담시키는 형태의 환경부담금은 납부의무자인 사업자에게 선택의 여지를 남기지 않은 변형된 형태의 명령 또는 강제수단에 불과한 것으로서 환경부담금으로서 본래의 기능을 효과적으로 수행하는 것으로 볼 수 없다. 따라서 단순하게 환경오염행위에 대한 징벌적 기능만을 갖는 부담금은 환경보호의 목적을 효과적으로 달성하는 수단이 아니다. 또한 환경부담금의 부과를 위한 요건을 법적으로 규정함에 있어서 부과의 예외사유나 감면사유를 지나치게 많이 설정하는 경우에는 부담금의 목적이나 효과가 상당한 정도로 저감될 수 있다는 점을 유의할 필요가 있다.

결론적으로 환경부담금과 환경질서법상의 수단 중 어느 것이 비교우위를 가지는가의 문제를 총론적인 관점에서 제기하는 것은 의미가 없다. 중요한 것은 각각의 수단들이 과연 환경분야 중 어떠한 영역에 투입되거나 적용되는가 하는 문제를 정확히 분석해야 한다는 점이다.[25] 예를 들어 환경법령이 절대적으로 일정한 기준을 고수해야 하는 경우 부담금의 효과는 저감되며, 사업자의 행태를 유도하는 것보다는 총량적인 관점에서 오염물질을 관리하는 것이 목적이라면 부담금의

25) Hansjuergens, Affinitaet zwischen Typen von Umweltabgaben, in : Zimmermann (Hg.), Umweltabgaben, 41면 이하.

수단은 역시 그 효과가 매우 제한적이다. 오늘날 극도로 다양화하고 분화된 사회에서 환경문제에 대처하는 수단 역시 매우 다양할 수밖에 없으며, 다양한 수단의 효과성 또한 수행하는 목적과 분야의 성격에 따라 달리 선택되는 것은 오히려 자연스러운 일이다.[26]

3. 환경부담금의 법이론적 기초

(1) 간접적 규제, 경제적 유인수단으로서의 환경부담금

법학의 영역에서 환경보호를 위한 국가의 정책수단을 분류하는 것에는 다양한 견해가 있지만 대체로 환경부담금은 그 중에서도 명령·강제와 같은 직접적 규제수단에 비하여 사업자의 행태를 일정한 방향으로 유도하거나 자신의 판단에 따라 일정한 대안을 선택하도록 하는 간접적 규제수단으로서 주로 경제적 유인효과를 가진 수단으로 인식되고 있다.[27] 우리나라 환경정책기본법도 환경보호의 법적·정책적인 수단으로 직접적 수단과 함께 경제적 유인수단을 양대 축으로 규정하고 있다. 환경정책기본법 제20조는 "정부는 환경보전을 위하여 대기오염·수질오염·토양오염 또는 해양오염의 원인이 되는 물질의 배출, 소음, 진동, 악취의 발생, 폐기물의 처리, 일조의 침해 및 자연환경의 훼손에 대하여 필요한 규제를 하여야 한다"고 규정하여 직접적 규제수단을 규정하고 있다.

그러나 동시에 제20조의3에서는 "정부는 자원의 효율적인 이용을 도모하고 환경오염의 원인을 야기한 자 스스로 오염물질의 배출을 줄이도록 유도하기 위하여 필요한 유인수단을 강구하여야 한다"고 하여 정부에게 직접적 규제수단과 함께 경제적 유인수단을 개발하고 적용할 것을 주문하고 있다. 우리나라의 경우 학자들은 경제유인적 규제의 전형적인 예로는 환경부담금의 한 형태로 부과되는 배출부

26) Gawel, Umweltpolitik durch gemischten Instrumenteneinsatz; 동인, Die mischinstrumentelle Strategien in der Umweltpolitik, jahrbuch fuer Sozialwissenschaft, 43(1992), 267면 이하.

27) 고영훈, 환경법, 102면 이하; 박균성/함태성, 전게서, 174면 이하; 홍준형, 환경법, 268면 이하.

과금을 들고 있다. 대기환경보전법과 수질환경보전법 등 환경관련 법규에 의하여 대기나 하천 등에 오염물질을 방류한 사업자에게 부과되는 배출부과금이 가장 전형적인 형태라고 할 수 있다. 이 외에도 경제유인적 규제로는 1. 배출과징금, 이용자과징금, 제품과징금 등과 같은 각종의 부과금제도와 2. 매매가능배출권 또는 배출권거래제 3. 적립금제도 4. 자금지원제도 등을 들 수 있다.[28]

독일의 저명한 환경법학자인 Kloepfer는 환경보호를 위한 법적인 수단으로 1. 환경계획법적 수단 2. 직접적 규제수단 3. 간접적 규제수단 4. 개별 사업장 차원의 환경관리수단 등을 들고 있다.[29] 환경부담금은 이 중에서 간접적 규제수단으로 분류되고 있으며, 이러한 간접적 규제수단에는 사업자에 대한 환경재 사용의 편의부여, 직접 또는 간접적 자금지원행위, 환경부담금, 방출허가권을 비롯한 유사한 경제적 수단이 포함되어 있다.[30] 이렇게 본다면 환경부담금의 법적 성격이나 분류체계는 대체로 환경경제학적 분류와 크게 다르지 않은 것으로 볼 수 있다. 그러나 법학분야에서 환경부담금에 대한 논의는 환경침해 비용의 내부화 과정보다는 주로 부담금납부의무자의 행태를 환경보호를 위한 목적으로 유도하는 유도적 기능에 중점을 두고 있다.

(2) 환경부담금의 유도적 기능

환경부담금이라는 경제적인 부담을 통하여 납부의무자를 환경보호를 위한 목적으로 유도하는 기능은 1970년대 말 독일에서 처음으로 법적인 논의의 대상이 되었다. 가장 전형적인 예로는 1976년 독일에서 도입된 하수부담금(Abwasserabgabe)을 들 수 있다. 하수부담금의 목적은 이로부터 일정한 재정적 수입을 확보하는 것이라기보다는 납부의무자인 사업자로 하여금 하천에 하수유입을 제한하는데 두어졌다. 환경유도적 기능을 수행하는 하수부담금은 일정한 시험기간을 거쳐 적어도 독일에서는 확고한 위상을 구축한 것으로 평가받고 있다.[31] 일반적으로 환경부

28) 홍준형, 상게서, 136면.
29) Kloepfer, Umweltrecht, 197면 이하.
30) Kloepfer, 상게서, 263면 이하.

담금은 한편으로 환경침해를 유발한 사업자에게 부과됨으로써 환경침해를 복구하는데 소요되는 비용을 조달하기 위한 재정적 목적과 더불어 다른 한편으로는 납부의무자를 유도하는 기능을 가지는 것이 보편적이다. 또한 후술하는 바와 같이 환경부담금 중의 일부는 환경이라는 공공재에 대한 사용 또는 이용에 대한 대가로서 지불되는 측면도 있다.[32]

그러나 독일에서는 환경부담금의 정당성의 근거로서 이러한 다양한 환경부담금의 목적 중에서 특히 입법자에 의하여 유도적 기능이 강조됨으로 인하여 '환경부담금 = 환경유도적 부담금'이라는 등식이 성립하고 있다. 우리나라 헌법재판소도 구 먹는물관리법 제28조 제1항에 대한 위헌제청사건에서[33] 이 법에 의하여 먹는샘물제조업자에게 부과되는 수질개선부담금의 기능을 다음과 같이 언급하고 있다. "이 사건 법률조항이 수질개선부담금을 부과하는 것은, 수원(水源)을 개발하고 지하수를 채취하여 이를 판매함으로써 공공자원인 지하수를 소모시킬 뿐만 아니라 그 과정에서 수자원오염이라는 환경침해를 일으키는 먹는샘물제조업자에게 재정적 부담을 지움으로써 환경을 고갈시키고 침해하는 기업활동을 억제하도록 간접적으로 유도함과 아울러 먹는물, 특히 수돗물의 수질개선이라는 환경정책실현을 위한 재원을 마련하고자 하는 것이다. 그러므로 수질개선부담금은 그 내용상 환경에 관한 부담금이고 기능상으로는 정책목표 달성을 유도하고 조정하는 성격을 가진 부담금이다."

결국 환경부담금은 입법과정에서나 그 실제적인 적용에 있어서 우리나라나 독일을 막론하고 납부의무자에게 부담금을 납부할 것인가 혹은 부담금이 의도하는 법령상의 환경보호의무를 이행할 것인가에 대한 선택권를 부여함으로써 국가가 일방적으로 명령하거나 강제하는 전통적인 환경질서법상의 수단보다 한 단계 발전한 형태이며 실효성 측면에서도 보다 효과적인 것으로 평가되고 있다. 이러한 입장은 기본적으로 환경경제학에서 제시된 견해를 바탕으로 한 것이지만, 후술하

31) Kloepfer, 상게서, 314면.
32) Messerschmidt, Umweltabgaben 민 Rechtsproblem, 1986, 35면 이하.
33) 헌재전원재판부 1998.12.24. 98헌가1.

는 바와 같이 환경부담금은 전통적인 질서법상의 수단과 결합되지 않는 한 그 실효성에 한계가 있다는 것이 보다 일반화된 견해라고 할 수 있다.

(3) 환경부담금에 대한 비판

(가) 환경의 상업화?

환경부담금을 비판하는 사람들은 환경부담금을 통하여 공공재인 자연환경이 상업화되고 이를 판매하는 행위가 만연된다는 견해를 제시하고 있다.[34] 그러나 환경부담금이 부과된다고 하여 전통적인 질서법상의 수단들을 모두 포기하는 것은 결코 아니기 때문에 이러한 견해는 다소 과장되어 있다. 이미 언급한 바와 같이 환경부담금과 질서법상의 수단이 서로 유기적으로 결합하여여만 환경보호를 위한 입법목적이 효율적으로 달성될 수 있기 때문에 환경부담금이 부과된다고 하여 '환경의 전적인 상업화'는 이루어지지 않는다. 따라서 '상업화'보다는 '환경법의 경제화 내지 경제적 유인의 제공'이라는 것이 보다 정확한 표현이라고 할 수 있다.[35] 물론 환경부담금이 경제적 유인을 제공하는 것이기는 하지만 매우 신중하게 부과되어야 하며, 이를 통하여 납부의무자를 비롯한 국민 전체가 환경규범에 대한 준법의식을 약화시키는 결과를 초래해서는 아니 된다.

'환경의 상업화'라는 비판과 더불어 이미 언급한 바와 같이 주로 사업자나 기업의 입장에서는 환경부담금이 개별 기업에게 상당한 경제적 부담을 초래하여 기업의 환경보호를 위한 투자를 저해하며, 이는 결국 환경부담금을 부과하고 징수하는 과정에서 행정비용만을 증대시키는 결과를 초래할 뿐이라고 주장하기도 한다. 이와 더불어 이른바 간접적 규제수단으로서 환경부담금이 가지고 있는 치명적인 약점의 하나로 유도적 기능의 부정확성이 지적된다. 다시 말하자면 아무리 환경부담금의 부과요건과 그 효과를 법적으로 정밀하게 구성한다고 하더라도 모든 납부의무자들이 그 유도적 목적에 동일하게 영향을 받는다는 보장이 없다.[36] 예를

34) Malunat, NuR 1984, 1면 이하.

35) Assmann, Wirtschaftsrecht in der Mixed Economy, 1980, 230면; Kuebler(Hg.), Verrechtlichung von Wirtschaft, Arbeit und sozialer Solidaritaet, 1984.

들어 비교적 재정적 여건이 튼튼한 사업자나 기업의 경우에는 손익계산을 통하여 환경부담금에 대하여 별로 민감하게 반응하지 않거나 경제적 부담을 기꺼히 감수하고 조업활동을 계속할 수 있다. 반면에 중소규모의 사업자나 기업의 경우에는 환경부담금을 통한 경제적 부담을 피하기 위하여 이에 대해 민감하게 반응할 수 있기 때문에 양자 간의 유도적 기능의 괴리현상으로 인하여 유도적 기능의 부정확성이 초래되는 것이다. 특히 법규가 환경기준의 절대적 준수를 의도한다거나 최소한 일정 수준의 환경보호가 요구되는 경우에 환경부담금은 적절한 수단으로 사용되기 어렵다.

이미 수차례 언급한 바와 같이 이와 같은 이유 때문에 환경법규상의 최소한의 환경기준을 유지하는 것이 절대적으로 요구되는 경우에는 반드시 명령·강제수단을 동반하는 환경질서법상의 수단을 동원하는 것이 불가피하다. 이미 언급한 바와 같이 우리나라 환경정책기본법 제20조와 제20조의3이 각각 직접적 규제수단과 경제유인적 수단을 규정하고 있는데, 이는 일종의 총론에 해당하는 규정으로서 수질환경보전법이나 대기환경경보전법을 비롯한 대부분의 개별 환경법규에서도 양자의 수단이 모두 예정되고 있다.

(나) 규제수단의 중첩화로 인한 권리보호의 문제

직접적인 규제수단으로서 전통적인 질서환경법상의 수단과 간접적인 유도수단인 환경부담금이 동시에 적용되는 경우에는 이른바 침해효과의 중첩성의 문제가 발생한다.[37] 이론적으로 환경부담금은 납부의무자에게 전적으로 선택의 여지를 부여하는 것이지만 환경부담금이 반드시 법령상의 명령이나 강제규정에 위반된 경우에만 부과되는 것은 아니므로 이러한 선택의 여지는 실제로는 그다지 큰 것이 아니다. 물론 환경보호의 목적을 실현하기 위하여 양자의 수단이 동시에 적용

36) P. Kirchhof, Verfassungsfragen der Gewaessernutzungsgebuehr und der Freistellung von wasserechtlichen Ausgleichsverpflichtungen, Rechtsgutachten erstattet im Auftrag der Landesregierung Baden-Wuerttemberg, 1987, 106면 이하.

37) Kloepfer, 전게서, 328면.

된다고 하여도 그 자체로는 이중처벌이 아니므로 원칙적으로 법적으로 문제가 있는 것은 아니지만, 일반적으로 환경부담금이 직접적 규제수단에 비하여 보다 마일드한 수단이라는 주장은 더 이상 유지되기 어렵다. 결국 이와 같은 침해적 효과의 중첩문제는 환경부담금의 납부의무자에게 효과적인 권리구제수단의 흠결이라는 문제를 야기할 수 있다.[38]

특히 이러한 권리구제수단의 흠결이 발생하는 이유는 행정청이 환경부담금을 행정지도와 같은 유도적 기능을 가진 비권력적 수단으로 납부의무자에게 부과하는 경우 전형적인 행정구제수단으로서 행정쟁송 등을 제기함에 있어서 처분성이 결여되거나 기타 공권력의 행사라고 볼 수 있는 행위의 전형성이 존재하지 않기 때문이다. 특히 독일의 경우에는 환경부담금은 이른바 간접적 규제수단의 일종이며 부담금의 부과요건이 존재하는 경우 그에 따르는 법적 효과의 발생을 당사자의 선택에 맡기고 있기 때문에(이른바 당사자의 자발성을 그 특징으로 하므로) 국가의 일방적인 처분이나 공권력의 행사가 있다고 보기 어려운 측면이 있는 것으로 지적되고 있다. 물론 이러한 자발성이 전통적인 직접적 규제수단에 비하여 일정한 장점을 가지고 있는 것이기는 하지만 환경부담금은 분명 납부의무자에게는 강제적 부담을 의미하는 것이므로 당연히 이러한 경우에는 행정쟁송의 가능성이 존재하여야 한다.

독일과는 달리 우리나라의 경우에는 환경부담금에 대해서는 당사자의 선택권이 존재하기는 하지만 환경부담금의 부과행위가 설사 환경지도의 과정에서 부과되는 것이라고 하여도 부과행위 자체는 처분성을 갖는 것으로서 당연히 행정쟁송의 대상이 된다. 다만, 행정쟁송이 제기되어 법원이 본안에서 환경부담금의 위법성을 심사하는 경우에 당해 부담금 부과처분이 과잉금지의 원칙에 위반되는 여부만을 가릴 뿐, 영업정지 등 제재적 행정처분을 비롯한 직접적인 규제수단과의 중첩적 효과를 전체적으로 고려하는 위법성 심사는 이루어지기 어렵다. 이러한 종합적이고 전체적인 효과를 고려하는 위법성 심사방식을 제시하는 견해도 있으나[39] 아

38) Kloepfer, JZ 1991, 737면 이하.
39) Hoffmann-Riem, Verwaltungsrechtsreform - Ansaetze am Beispiel des Umweltschutzes,

직 이러한 학설상의 주장이 판례를 통하여 수용된 것은 아니기 때문에 판례의 변화를 예의 주시할 필요가 있다.

Ⅲ. 맺는 말

환경부담금은 환경보호를 위한 정책적 수단으로서 상대방에 대한 직접적인 명령이나 강제보다는 경제적 유인을 제공하는 보다 mild한 수단이라는 점에서 장점을 가지고 있다. 물론 이러한 이유에서 환경부담금이 전통적인 환경질서법상의 수단에 비하여 선호되는 경향이 있으나, 환경부담금을 비롯한 경제유인적 수단들이 환경보호의 다른 수단에 비하여 절대적인 우위를 가지는 것은 물론 아니다. 따라서 환경보호의 목적과 해당되는 영역에 따라서 환경부담금을 포함하는 경제적 유인수단, 협력수단, 질서법상의 명령과 강제수단 등을 적절하게 조합하여 적용할 필요가 있다.

환경경제학에서는 이른바 외부효과의 내부화라는 과정을 통하여 환경부담금을 정당화하고 있으나 환경부담금을 환경세와 동일시하여 개념상의 혼란을 겪고 있는바 환경부담금 중 조세로서의 법적 개념 요소를 갖추고 있는 경우에 한정하여 이를 환경세라고 부를 수 있을 것이다. 오히려 우리나라에서는 다양한 형태의 환경부담금 중에서 대부분 특별부담금의 형태와 법적 성격을 가지는 환경부담금이 주류를 이루고 있다. 따라서 특별부담금의 성격과 형태를 가지는 환경부담금은 헌법재판소가 특별부담금의 헌법적 정당화 요건으로서 제시한 집단적 동일성, 집단적 효용성, 객관적 근접성, 집단적 책임성의 요건을 충족하여야 한다. 다만, 특별부담금의 형태로 부과되는 환경부담금은 대체로 유도적 기능을 가지고 있기 때문에 헌재가 제시한 요건 중 집단적 동일성과 집단적 효용성은 유도적 기능을 주

in : Hoffmann-Riem/Schmitt-Assmann/Schuppert (Hg.), Reform des allgemeinen Verwaltungsrechts, Bd. 1, 1993, 115면 이하; Rehbinder, Oekonomische Instrumente des Umweltschutzes aus juristischer Sicht, in : Kloepfer (Hg.), Umweltstaat als Zukunft, 1994, 70면 이하.

된 목적으로 하는 경우에는 이를 절대적으로 고집할 필요는 없다.

다만, 객관적 근접성과 집단적 책임성은 특별부담금을 헌법적으로 정당화 하는 본질적인 요건이기 때문에 비록 유도적 목적을 주로 하는 특별부담금의 경우에도 이를 결하면 헌법상 평등원칙 등에 반하여 위헌이다. 예를 들어 환경개선비용부담금법에 의하여 부과되는 환경개선부담금은 배출부과금 등 다른 환경부담금에 비하여 특별부담으로서의 정당성이 현저하게 떨어지는 것으로 보인다. 그러므로 향후 입법자는 환경개선부담금을 폐지하고 이에 소요되는 재원은 국가 또는 자치단체의 일반회계로 충당하는 것이 보다 순리에 부합하는 입법정책이라고 볼 것이다.

환경부담금이 환경법의 기본원리로서 연방폐기물법상 협력의 원칙의 기본정신에 반한다는 이유로 독일 연방헌법재판소가 위헌결정을 내린바 있으나(BVerfGE 98, 122), 이러한 결정례는 독일에서 극심한 논란을 불러일으킨바 있다. 우리나라의 경우에도 환경정책기본법을 비롯하여 환경관련 법규에서 협력의 원칙을 규정하고 또한 이를 구체화하는 다양한 제도적 방안들이 규정되고는 있으나 그것이 어떠한 규범적 효력을 갖는 것인지에 대해서는 아직 확립된 견해를 찾을 수 없다. 따라서 환경부담금이 협력의 원칙에 반하는 면이 있다고 하더라도 이것이 직접적으로 환경부담금의 위헌·위법성을 판단하는 기준이라고 보기 어렵다.

참고문헌

고영훈, 환경법, 법문사, 2000.

김상겸, 우리나라 환경세제의 개편방안, 한국경제연구원 2003년.

박균성·함태성, 환경법, 박영사, 2006.

홍준형, 환경법, 박영사, 2001.

Ackerman, Bruce/Stewart, Richard, Reforming Environmental Law : The Democratic Case for Market Incentives, in : Columbia Journal of Environmental Law 13(1988), S.171-199.

Baumol, William/Oates, Wallace E, The Use of Standards and Prices for Protection of Environment(1971), The Economics of the Environment, Edward Elgar Publishing Company, Brookfield, Vermont, 1994, S.161-173.

Bonus, Holger/Haeder, Michael, Zertifikate und Neue Institutionenoekonomik, in : Bonus(Hg.), Umweltzertifikate. Der steinige Weg zur Marktwirtschaft, ZAU-Sonderheft 8/1998, Berlin, 1998. S.32-44.

Coase, R.H. The Problem of Social Cost, in : Journal of Law & Economics 3(1960), S.1-44.

Dickermann, Dietrich, Erscheinungsformen und Wirkungen von Umweltabgaben aus oekonomischer Sicht, in : Kirchhof, Paul, (Hg.), Umweltschutz im Abgaben- und Steuerrecht. Veroeffentlichungen der Deutschen Steuerjuristischen Gesellschaft e.V. Bd. 15, Koeln, 1993, S.33-65.

Endres, Alfred/Holm-Mueller, Karin, Die Bewertung von Umweltschaeden, Theorie und Praxis soziooekonomischer Verfahren, Stuttgart, 1998.

Endres, Alfred/Jarre, Jan/Klemmer, Paul/Zimmermann, Klaus, Der

Nutzen des Umweltschutzes. Synthese der Ergebnisse des Forschungsschwerpunktprogramms "Kosten der Umweltverschmutzung/ Nutzen des Umweltschutzes, Berlin, 1991.

Endres, Alfred/Schwarze, Reimund, Das Zertifikatsmodell vor der Bewaehrungsprobe? in : Endres, Alfred/Rehbinder, Eckard/ Schwarze, Reimund, Umweltzertifikate und Kompensationsloesungen aus oekonomischer und juristischer Sicht, Bonn, 1994, S. 137-215.

Endres, Alfred/Schwarze, Reimund, Zertifikate im Klimaschutz, in : Bonus(Hg.), Umweltzertifikate. Der steinige Weg zur Marktwirtschaft, ZAU-Sonderheft 9/1998, S.166-181.

Endres, Alfred, Umweltoekonomie. Eine Einfuehrung, Darmstadt, 1994.

Ewringmann, Dieter, Umweltsteuern - Konzeptioneller Wandel des Abgabensystems und instrumentelle Folgen, in : Mackscheidt, Klaus/Ewringmann, Dieter/Gawel, Erik(Hg.), Umweltpolitik mit hoheitlichen Zwangsabgaben?. Karl Heinrich Hansmeyer zur Vollendung seines 65. Lebensjahres, Berlin, S.273-286.

Feess, Eberhard, Umweltoekonomie und Umweltpolitik, 2. Aufl., Muenchen, 1997.

Gawel, Erik, Die mischinstrumentelle Strategien in der Umweltpolitik. Oekonomischer Betrachtungen zu einem neuen Politikmuster, in : Jahrbuch fuer Sozialwissenschaft 43 (1992), S.267-286.

Gawel, Erik, Institutionentheorie und Umweltoekonomik, in : ders.(Hg.), Institutionelle Probleme der Umweltpolitik, ZAU-Sonderheft 8/1996, Berlin, 1996, S.11-25.

Gawel, Erik, Umweltpolitik durch gemischten Instrumenteneinsatz. Allokative Effekte instrumentell diversifizierter Lenkungsstrategien

fuer Umweltgueter, Berlin, 1991.

Hansjuergens, Berend, Affinitaet zwischen Typen von Umweltabgaben und Umweltproblemen - unter Beruecksichtigung neuer Vorschlaege in : Zimmermann(Hg.), Umweltabgaben. Grundsatzfragen und abfallwirtschaftliche Anwendung, Bonn, 1993, S.35-71.

Hansjuergens, Bernd, Umweltabgaben im Steuersystem. Zu den Moeglichkeiten einer Einfuegung von Umweltabgaben in das Steuer- und Abgabensystem der Bundesrepublik Deutschland, Baden-Baden, 1992.

Hansmeyer, Karl-Heinrich/Schneider, Hans Karl, Umweltpolitik. Ihre Fortentwicklung unter marktsteuerenden Aspekten, Goettingen, 1990.

Hoffmann-Riem/Schmidt-Assmann(Hg.), Konfliktbewaeltigung durch Verhandlungen, Bd. I, II, Baden-Baden, 1990.

Hoffmann-Riem, Wolfgang, Verwaltungsrechtsreform - Ansaetze am Beispiel des Umweltschutzes, in : Hoffmann-Riem, Wolfgang/ Schmitt-Assmann, Eberhard/Schuppert, Gunnar Folke, (Hg.), Reform des allgemeinen Verwaltungsrechts, Bd. 1, Baden-Baden, 1993, S.115-175.

Kirchhof, Paul, Verfassungsfragen der Gewaessernutzungsgebuehr und der Freistellung von wasserechtlichen Ausgleichsverpflichtungen, Rechtsgutachten erstattet im Auftrag der Landesregierung Baden-Wuerttemberg, Manuskript, Heidelberg, Februar 1987.

Kloepfer, Michael, Umweltrecht, 2. Aufl., Muenchen, 1998.

Klook, Josef, Umweltkostenrechnung, in : Junkernheinrich, Martin/ Klemmer, Paul/Wagner, Gerd Rainer, (Hg.), Handbuch zur Umweltoekonomie, Berlin, 1995, S.295-301.

Markgraf, Rainer/Streb, Sabine, Oekonomische Bewertung der natuerlichen Umwelt. Theorien, politische Bedeutung, ethische Diskussion, Heidelberg, 1997.

Messerschmidt, Klaus, Umweltabgaben als Rechtsproblem, Berlin, 1986.

Michaelis, Peter, Oekonomische Instrumente in der Umweltpolitik. Eine anwendungsorientierte Einfuehrung, Heidelberg, 1996.

Musgrave, Richard A/Musgrave, Peggy B/Kullmer, Lore, Die oeffentlichen Finanzen in Theorie und Praxis, Bd. I, 6. Aufl., Tuebingen, 1994.

Pigou, Arthur C, The Economics of Welfare, 4th. Edition, London, 1938.

Rahmeyer, Fritz, Volkswirtschaftstheoretische Grundlagen der Umweltoekonomie, in : Stengel, Martin/Wuestner, Kerstin, (Hg.), Umweltoekonomie, Muenchen, 1997, S.35-66.

Siebert, Horst, Analyse der Instrumente der Umweltpolitik, Goettingen, 1976.

Weimann, Joachim, Umweltoekonomik. Eine theorieorientierte Einfuehrung, 3. Aufl., Berlin, 1995.

Zimmermann, Horst/Henke, Klaus-Dieter, Finanzwissenschaft. Eine Einfuehrung in die Lehre von der oeffentlichen Finanzwirtschaft, 7. Aufl, Muenchen, 1994.

<Zusammenfassung>

Rechts- und Wirtschaftstheoretische Grundlagen von Umweltabgaben

Kim, Sung Soo

Vorteilhaft erscheinen die Umweltabgaben in dem Sinne, dass sie mildere Mittel als direkte Anordnung und Zwang darstellen. Aus diesem Grund werden die Umweltabgaben zwar bevorzugt als die ordnungsrechtliche Instrumente. Das Erste als Lenkungsmittel hat jedoch keinen absoluten Vorrang im Verhaeltnis zu dem Letzten. Demzufolge ist zu fordern, Lenkungs-, Kooperations- und ordnungsrechtliche Instrumente koordinierend angemessen anzuwenden.

Trotz der Tatsache, dass bei der Umweltoekonomie die Umweltabgaben mit der Internalisierung der externen Kosten rechtfertigt und als eine Art von Oekosteuern angesehen werden, sind nur diejenigen Umweltabgaben fuer Oekosteuern zu halten, die Begriffsmerkmale einer Steuer erfuellen. Hierzulande werden meisten Umweltabgaben als Sonderabgaben qualifiziert, die als solche zu rechtfertigen sind.

Verfassungsrechtlich koennen nur diejenigen Umweltabgaben als Sonderabgaben gerechtfertigt werden, die nach der Rechtsprechung des Koreanischen Verfassungsgerichts Kriterien von Gruppengomogenitaet, Gruppennuetzigkeit, Gruppenverantwortung und Sachnaehe erfuellen. Im Hinblick darauf, dass die meinsten Umweltabgaben an der Lenkungsfunktion orientiert sind, werden von den oben genannten Rechtfertigungsvoraussetzungen die Gruppenhomogenitaet und Gruppennuetzigkeit nicht unbedingt als Zulaessigkeitskriterien von Sonderabgaben angesehen.

Dennoch werden die an den Voraussetzungen der Sachnaehe und Gruppenverantwortung fehlenden Lenkungssonderabgaben fuer gleichheitswidrig

gehalten, denn Sie darstellen wesentliche Begriffsmerkmale von Sonderabgaben. Das Deutsche Bundesverfassungsgericht hat eine Umweltabgabe eines Landes mit dem sog. Kooperationsprinzip unvereinbar und deshalb als verfassungswidrig erklaert(BVerfGE 98, 122), was zur heftigen Diskussion in Deutschland fuerte.

Obwohl in Korea das Kooperationsprinzip im Umweltgrundsatzgesetz geregelt ist und seine institutionelle Verankerung in vielfaeliger Weise erwaegt wird, findet man bisher keine festlegende Auffassung ueber seine normative Wirkung. Somit fuehren die Umweltabgaben nicht unmittelbar zu ihrem Verfassungs- und Rechtswidrigkeit, obschon sie mehr oder weniger mit dem Kooperationsprinzip nicht vereinbar sind.

주 제 어 : 환경부담금, 환경세, 경제적 유인수단, 특별부담금, 협력의 원칙
Keywords : Umweltabgaben, Oekosteuer, Wirtschaftlche Lenkunngsmittel, Sonderabgaben, Kooperationsprinzip