

환경 정책 과 재산권

원동철 교수 (공주대학교)

발간사

대다수의 국민들이 우리 사회의 환경오염이 악화되고 있다고 느끼고 있다. 실제로 대도시의 오존과 미세먼지에 대한 주의보의 발령회수가 증가하고 있고 식수, 농업 및 공업용수를 공급하는 4대강 유역의 수질이 환경기준에 미치지 못하고 있다. 환경오염은 인간의 삶과 양면적인 관계를 갖고 있다. 인간은 생명의 유지를 위해 오염되지 않은 물, 공기, 토양 등과 같은 환경자원 또는 그 서비스를 직접적으로 소비한다. 한편 환경은 재화와 용역을 생산 또는 소비하는 과정에서 발생하는 오염물질에 의해 손상된다. 인간의 삶을 보다 풍요롭게 하기 위해서는 제한된 환경자원을 두 가지 용도에 적절하게 배분하는 것이 필요하다. 일반적으로 자원 배분의 효율성은 경쟁시장의 원리에 의해 달성된다. 그러나 대부분의 환경자원이 공유상태에 있기 때문에 환경자원에 대한 재산권 문제가 해결되지 않는 한 환경 문제를 시장원리에 의해 근본적으로 해결하기는 어렵다.

시장경제에서 정부의 일차적 역할은 재산권을 확립하고 안정적으로 유지하는데 있다. 따라서 환경에 대한 권리가 확립될 수 있다면 환경문제에 대해서도 이러한 원칙이 적용될 수 있다. 실제로 환경에 대한 권리가 법에 명시되어 있다. 예를 들어 헌법에는 모든 국민이 건강하고 쾌적한 환경에서 생활할 권리를 가진다고 명시되어 있고 다른 한편으로 환경법은 기업에게 배출허용기준 범위 내에서 오염 물질을 방출할 권리를 부여하고 있다. 이 보고서의 목적은 환경문제를 재산권이론의 관점에서 재exam하여 현행 환경정책의 문제점을 살펴하고 시장유인에 근거한 정책대안을 제시하는데 있다. 현재 정부는 환경문제를 재산권 제도나 시장원리의 도입보다는 규제나 간섭을 통해 해결해 왔다. 시장원리를 무시한 환경규제는 환경자원의 배분을 왜곡시킨다. 환경문제를 보다 근본적으로 해결하기 위해서는 앞으로도 시장원리의 도입에 관해 다양한 연구를 수행할 필요가 있다고 생각된다.

이 보고서가 우리 사회의 환경문제를 해결하는데 일조하기를 기대하며 이 연구를 맡아준 공주대학교의 원동철 교수에게 감사를 표한다. 또한 원고정리와 교정을 위해 수고를 아끼지 않은 본원의 박현숙씨와 이해진씨에게도 깊은 감사를 드린다. 아울러 이 연구의 내용은 필자의 견해이며 본원의 공식적인 입장이 아님을 밝혀둔다.

차례

1. 서론/9

2. 환경기준과 환경오염현황/14

1. 국민소득과 환경수요/14
2. 대기환경기준과 대기질현황/17
3. 수질환경기준과 수질오염현황/22
4. 환경오염방지지출/27
5. 환경오염에 대한 국민의식/31
6. 평가36

3. 자발적 거래와 환경문제: 코오즈 이론의 응용/40

1. 과세와 비용편익 정보/41
2. 코오즈Coase와 피구Pigou: 정보비용의 중요성/43
3. 재산권의 배분과 거래비용/47
4. 재산권 배분의 실행수단/54

4. 법에 의한 환경문제의 해결: 물권원리와 배상원리/62

1. 재산권과 배상원리/62
2. 외부효과와 배상원리/65

5. 환경정책수단의 평가/70

1. 명령통제에 의한 규제 /75
2. 배출부과금제도/79
3. 배출권 거래제도/83
4. 배출권 거래제도와 기술혁신/86

6. 사례연구: 낙동강 유역과 위천공단/89

1. 환경정보의 문제/90
2. 낙동강 수질오염 현황/93
3. 오염자부담원칙의 문제점과 개선방안/96

4. 배출권과 환경권의 배분/101

7. 결론/108

참고문헌/117

부록/121

영문초록/123

표 차례

- <표 1> 주요 대기환경기준의 국제적 비교/20
- <표 2> 선진국의 하수처리율/24
- <표 3> 수질오염의 배출허용기준/25
- <표 4> 배출허용기준 적용지역 조정내역/25
- <표 5> 4대강 주요지점의 환경등급과 BOD 오염도현황(1990~95)/27
- <표 6> 환경오염방지지출 추이/28
- <표 7> PAC/GDP 비율의 국제적 비교/31
- <표 8> 체감환경오염/33
- <표 9> 체감환경오염도 변화(1990년 대비)/33
- <표 10> 환경문제의 중요성에 대한 인식/34
- <표 11> 21세기의 국민의 선호도/34
- <표 12> 생활환경 개선을 위한 과제 우선순위/35
- <표 13> 상수원 보호지역 관리 방안/35
- <표 14> 상수원 보호구역내 주민지원수준/36
- <표 15> 상수도 민영화에 대한 의견/36
- <표 16> 재산권과 사회후생/50
- <표 17> 효율적이 재산권의 형태/50
- <표 18> 직접규제비용 vs. 최소비용/77
- <표 19> 낙동강 BOD, COD 오염도 현황/95
- <표 20> 4대강 유역의 유출량과 폐수 방류량/96

그림 차례

- <그림 1> 환경기준의 설정/15
- <그림 2> 최적오염배출 수준의 결정/41
- <그림 3> 비볼록 사회비용 함수/58

1. 서론

재산권 제도는 자유시장제도의 근간이라고 할 수 있다. 시장기능이 제대로 발휘 되려면 거래대상에 대한 권리가 사회적으로 명확히 규정되어야 하고 거래비용이 낮아야 한다. 거래대상에 대한 재산권이 확립되지 않거나 거래비용이 지나치게 크면 자발적인 거래가 발생하지 않는다. 시장기능이 제대로 발휘되지 않는 곳에서는 가격기구에 의한 효율적인 자원배분을 기대할 수 없다. 자본주의 사회에서 수많은 유형의 상품과 서비스에 대해 재산권이 확립되어 있고 이것들이 시장원리에 의해 거래되고 있다. 재산권제도가 발달되면서 시장에서 거래되는 대상의 수가 증가한다. 그러나 시장에서 거래되지 않는 대상은 여전히 수없이 많다. 재산권의 유형이 다양할수록 이해관계가 상충될 여지가 많아지기 때문에 오히려 시장이 실패하는 경우가 증가하는 경우도 있다. 예를 들어 고층빌딩이 밀집되는 지역에서는 건물주 또는 건물사용자들간에 일조, 통풍, 시계 등에 관한 마찰이 빈번히 일어난다.

환경오염과 같은 외부효과는 재산권을 행사한 사람이 그 과정에서 재산권의 가치 변화를 겪은 사람에게 상응하는 보상을 하지 않는 경우에 발생한다. 공장의 생산 과정에서 발생하는 암모니아가 공장과는 무관한 인근주민의 인체 또는 재산에 피해를 주었다면 공장은 주민에게 외부효과를 발생시킨 것이다.¹⁾ 대기오염과 같은 외부효과는 시장에서 거래되기 어렵다. 우선 대기의 권리가 누구에게 주어졌는지 불분명하다. 우리 나라 헌법은 모든 국민이 건강하고 쾌적한 환경에서 생활할 권리(환경권)를 가진다고 명시하고 있고 한편 환경법은 기업에게 배출허용기준 범위 내에서 오염물질을 방출할 권리(배출권)를 부여하고 있다. 이러한 권리가 상충되지 않을 때는 아무런 문제가 발생하지 않는다. 그러나 오염물질의 배출로 인해 피해가 발생하면 환경권과 배출권이 서로 상충된다. 두 권리가 상충하는 영역에서 재산권을 확립하는데 어려움이 따른다. 또한 외부효과에 대한 재산권이 도입된다고 해도 당사자들간에 거래를 성립시키는데 상당한 비용이 수반된다면 시장원리가 작동하는데 상당한 제약을 받는다.

1). 환경오염을 외부효과로 보는 것은 상대적인 관점이다. 인근에 주민이 없었다면 공장의 오염배출이 피해를 발생시키지 않았을 것이다. 이러한 관점에서 본다면 인근주민의 존재가 공장의 오염배출행위에 대해 외부효과를 발생시킨 것으로 볼 수 있다.

환경오염과 같은 외부효과가 발생하는 경우에 자원배분의 효율성은 재산권의 형태, 확립정도 및 재산권의 보호양식에 의해 영향을 받는다. 외부효과에 대해 재산권제도의 실패를 치유하기 위해서 정부는 오염발생행위에 대한 각종 환경규제를 도입하고 있다. 환경규제는 환경기준, 직접규제, 배출부과금, 배출권 거래제도 등 다양한 수단으로 이루어진다. 환경규제의 경제적 성과는 환경규제수단의 형태에 따라 다르게 나타난다. 그러나 환경규제가 시장원리에 바탕을 둔 제도적 장치를 통해 해결될 수 환경문제에 획일적으로 적용된다면 환경자원은 효율적으로 분배될 수 없다. 환경규제가 꾸준히 강화되어 왔지만 우리 나라의 환경오염문제는 날로 심각해지고 있다. 대도시의 오존과 미세먼지에 대한 주의보의 발령회수가 증가하고 있고 식수, 농업 및 공업용수를 공급하는 4대강 유역의 수질이 환경기준에 미치지 못하고 있다.

우리 사회가 직면한 환경문제를 개선하기 위한 대안을 제시하기 위해서는 우선 환경오염현황과 환경정책의 문제점에 대한 이해를 선행되어야 할 것이다. 이러한 전제를 보다 자세히 살펴보기로 하자. 첫째 우리 나라 환경오염현황을 파악해야 한다. 우선 수질, 대기 등 환경의 질과 관련된 환경통계를 검토하고 사회가 규정한 환경기준과 비교해 볼 필요가 있다. 만약 환경기준이 준수되지 않았다면 그 원인을 분석하고 보다 효과적인 환경정책수단을 도입하여 환경상태를 개선해야 할 것이다. 환경기준이 준수되었다고 해서 환경문제가 해결되었다고 할 수는 없다. 만약 환경기준이 사회가 원하는 적정수준에서 동떨어진 것이라면 환경기준의 준수는 의미가 없다. 만약 환경기준이 충족되었더라도 사회 구성원이 현재의 환경상태가 개선되기를 원하고 그 비용을 부담할 의사를 표명하면 현재의 환경수준은 적정수준이라고 볼 수 없다. 따라서 현재의 환경상태가 적정수준인지를 파악하려면 환경기준, 환경지출, 체감오염도, 사회의 환경비용 부담의사 등을 총체적으로 살펴보아야 할 것이다.

둘째, 현재 사용되고 있는 환경정책수단이 후생과 비용의 관점에서 효과적이지를 검토해야 한다. 환경기준이 올바르게 설정되었어도 이것을 달성하는데 사용되는 환경정책수단이 효과적이지 못하면 환경기준이 효율적으로 달성될 수 없다. 환경정책은 크게 직접규제와 시장유인적 수단으로 분류할 수 있다. 우리 나라를 비롯한 대다수의 국가들이 환경오염문제를 해결하기 위해 아직 직접규제방식에 높은

비중을 두고 있지만 점차적으로 시장유인적 수단과 시장 원리의 도입을 확대하고 있다. 환경기준을 최소비용으로 달성하려면 제환경규제수단의 경제적 성과를 비교하여 비용절감효과cost effectiveness가 가장 큰 수단을 도입해야 할 것이다. 환경정책수단의 경제적 성과는 환경정보의 비대칭성, 거래비용, 집행비용 등의 크기에 의해 영향을 받기 때문에 제수단들을 비교 분석하는데 이러한 요인들이 충분히 고려되어야 한다.

본 연구의 목적은 우리 나라의 환경오염현황, 환경기준 및 사회의 환경의식을 검토하여 환경정책의 성과를 살펴보고 환경에 대한 재산권제도와 제환경정책수단의 경제적 성과를 이론적으로 비교분석하여 환경문제를 보다 효율적으로 해결하기 위해 도입해야 할 제도적 장치를 모색하는데 있다. 환경문제에 대한 정부 역할에 관한 논의는 시장경제에서 정부의 고유 기능은 재산권을 확립하고 안정적으로 유지하는데 있다는 전제에서 출발한다. 환경기준에 의해 환경권과 배출권을 정의할 수 있기 때문에 본 논문에서는 환경기준을 환경에 대한 재산권제도의 근간으로 삼는다. 이러한 관점에서 보면 정부는 환경에 대한 재산권제도를 확립하고 효과적으로 유지하는데 역점을 두고 이것을 실현하는데 필요한 오염배출행위에 대한 측정, 감시체계를 마련하는데 환경정책의 우선순위를 두어야 한다. 또한 환경권의 사용과정에 간섭하지 않듯이 정부는 배출권의 사용과정에 대한 간섭을 지양하고 환경문제를 가능한 한 시장원리에 맡겨 해결할 수 있는 제도적 장치를 마련해야 할 것이다. 현재에 정부는 고유한 기능보다는 환경규제를 통해 배출권의 실현을 간섭하고 사회 또는 피해자와 배출자간의 거래를 직·간접적으로 중재하는데 정책적 역점을 두고 있다.

본 연구는 다음과 같은 장들로 구성된다. 2장은 대기 및 수질의 환경기준, 환경오염도, 환경오염지출, 사회의 환경의식에 관한 평가위에서 우리나라의 환경현실을 파악한다. 3장에서는 거래비용이 존재하는 경우와 그렇지 않은 경우로 나누어 효율적인 재산권의 도입과 관련하여 코오즈 이론의 시사점과 문제점을 논의한다. 또한 관련당사자들간에 정보가 분산되어 있는 경우에 정부가 코오즈 이론의 실현implementation을 위해 사용할 수 있는 메카니즘mechanism을 제시한다. 4장에서는 자발적 거래를 통해 환경문제가 해결될 수 없는 경우에 그 대안으로 도입될 수 있는 재산권의 보호양식에 관해 살펴본다. 특히 오염으로 인한 외부효과를 해결하는데 배상원리가 물권원리에 비해 더 효율적이라는 분석결과가 제시된다. 3

장과 4장에서 얻은 분석결과를 토대로 하여 5장에서는 직접규제, 오염세, 배출권 거래제도 등의 환경규제수단을 경제적 효율성의 관점에서 분석한다. 6장은 위천 공단을 중심으로 낙동강 유역의 수질환경자원의 분배문제를 논의한다. 낙동강의 수질이 악화된 원인을 기존 환경정책의 실패로 파악하고 수질개선을 위한 효과적인 수단으로 총량규제와 배출권 거래시장 및 공동수행joint implementation을 제안한다. 7장의 결론부분에서는 환경문제에 관한 정부의 역할을 환경에 대한 재산권제도를 확립하는 기능과 환경권과 배출권을 재분배하는 기능으로 분류하여 환경정책의 성과를 분석하고 정부의 역할에 관해 새로운 방향을 제시한다.

2. 환경기준과 환경오염실태

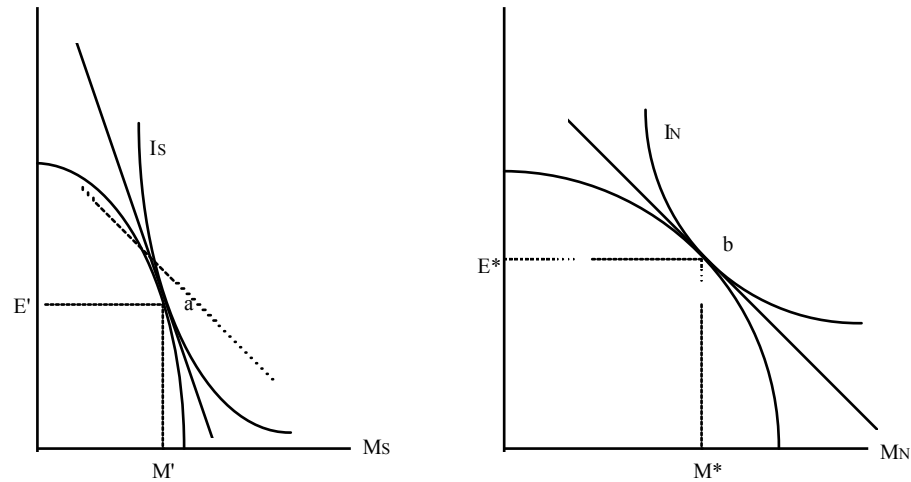
1. 국민소득과 환경수요

환경의 질에 대한 수요는 소득수준과 밀접한 관계가 있다. 일반적으로 소득수준이 높을수록 깨끗한 환경에 대한 수요가 커지는 반면에 소득수준이 낮으면 환경이 주는 만족이 상대적으로 작아진다. 국제적으로 환경정책을 비교해봐도 선진국 그룹은 높은 환경기준을 갖고 있는데 반해 개도국 그룹은 상대적으로 낮은 환경기준을 가지고 있다. 한 나라의 환경기준은 소득이외에 경제적, 사회적, 정치적, 환경적 제 요인에 의해 결정된다. 경제적인 주요 요인으로는 소득수준, 환경에 대한 국민의 선호, 경제구조, 산업화 단계 등을 들 수 있다. 기후, 영토, 영해 및 영공의 크기, 삼림 등의 환경적 요인은 한 국가의 환경오염을 정화할 수 있는 능력과 관련이 된다. 경제적 요인만을 고려한다면 환경기준의 차이를 결정하는 가장 중요한 요소는 소득수준이라 할 수 있을 것이다. 소득과 환경은 인간의 삶의 질을 결정하는 주요 요소이고 소득창출은 환경의 투입을 필요로 한다. 한 단위의 소득을 창출하는데 적은 환경의 투입을 필요로 하는 산업구조와 기술수준을 가진 국가는 그렇지 못한 국가에 비해 환경투입량의 생산성이 높게 나타나게 된다. 소득수준과 환경기준의 관계를 보다 분석적으로 설명해 보기로 하자.

주어진 여건 하에서 환경투입량과 소득수준의 관계를 고려할 때 환경의 질과 개인 소득수준 사이의 변환곡선과 사회후생함수의 무차별곡선은 <그림 1>과 같이 나타낼 수 있다. 변환곡선의 모양과 위치를 결정하는 주요 요소로 산업구조, 기술수준과 같은 경제적 요인과 생태계의 자정능력을 들 수 있다. <그림 1>에서 아래첨자 H와 L은 각각 고소득 경제와 저소득 경제를 나타내고 M은 개인소득수

준을 I는 사회후생함수의 무차별 곡선을 나타낸다.

<그림 1> 환경기준의 설정



무차별 곡선의 기울기는 소득수준과 환경의 질간의 한계대체율로 사회가 평가하는 환경의 질과 소득에 대한 상대적 가치를 나타낸다. 환경의 가치에 대한 평가는 소득수준에 따라 다르지만 동일한 소득수준에서 개인이 환경에 두는 가치는 기본적으로 유사하다고 할 수 있다. 따라서 동일한 소득수준하에서 L과 H 경제는 환경의 질에 대해 유사한 가치평가를 하고 있다고 가정할 수 있다. 또한 개인은 동일한 환경의 질 하에서 소득 수준이 높을수록 소득에 대한 환경의 가치를 높게 평가한다고 가정한다. 변환곡선의 기울기는 환경의 질과 소득의 한계변환율로 환경투입의 소득생산성을 나타낸다. 소득생산성이 L 경제에 비해 H 경제가 상대적으로 높다고 한다면 동일한 환경의 질에서 H 변환곡선의 기울기가 L의 것에 비해 완만하게 나타날 것이다. 그러면 각 경제의 사회적 최적선택은 어느 수준에서 결정되고 그 결과로 최적 환경의 질과 소득수준 차이는 어떻게 나타나는지 살펴보자. 각 경제의 최적선택이 변환곡선과 무차별 곡선이 접하는 점에서 결정된다는 사실은 잘 알려져 있다. 각각의 최적선택이 점(M' , E')과 (M^* , E^*)에서 결정되었다고 하자. 최적점 a와 b에서 $M^* > M'$, $E^* > E'$ 이 성립하므로 H 경제는 L 경제에 비해 높은 환경의 질을 유지하면서 높은 소득수준을 선택하였다. L 경제가 선택한 환경의 질이 H 경제보다 낮게 선택된 이유는 환경의 질이 H의 수준인 E^* 와 같거나 그보다 높은 경우에 환경에 대한 소득의 상대적 가치가 환경의 소득생산성보다 작기 때문이다. 따라서 최적점에서 H 경제의 한계대체율이 상대적으로 낮다. 즉 H 사회는 환경의 질에 보다 높은 가치를 부여하고 있다. <그림>의

결과에 의하면 H 경제는 환경의 질과 국민소득이 동시에 높을 뿐만 아니라 H 사회는 동일한 환경의 개선을 위해 L 경제보다 많은 비용을 지출할 용의가 있다. 이러한 국민의 선택은 민주적 정치과정을 통해 그 나라 환경기준의 결정에 반영된다. 따라서 소득에 대한 환경의 상대적 가치가 높은 H 사회는 L 사회에 비해 환경기준을 높게 설정하게 된다.

그로스만과 크루거Grossman and Krueger (1991)는 43개국의 선진국과 개도국의 대기오염수준을 조사하고 오염수준이 처음에는 1인당 소득수준과 같이 상승하다가 일정한 소득 수준을 지나서 하락한다고 결론짓고 있다. 이들은 도회지의 대기오염수준에 관한 국가별 패널panel자료를 이용하여 대기중의 분진 및 SO₂ 오염도와 국민소득수준과의 관계를 추정하였는데 그 결과에 의하면 오염물질이 1인당 GDP가 5천달러(1985년 US달러)까지 증가하다가 이 수준을 넘으면서 점차 감소한다. 즉 이들 GDP 5천달러가 이들 대기오염도의 전환점으로 나타났다. 셀덴과 송Selden and Song (1994)은 분진과 SO₂ 이외에 NO_x 및 CO를 추가하여 전국의 대기오염도와 국민소득과의 관계를 추정하였다. 이들도 그로스만과 크루거와 마찬가지로 경제개발과 대기오염수준과의 관계가 역 U자로 나타남을 확인하였다. 그러나 이들의 경우에 전환점이 되는 소득수준이 더 높아서 분진과 SO₂는 국민소득 8천달러가 전환점이다. 이러한 분석결과들은 앞에서 도출된 결론중의 하나인 $M^* > M'$, $E^* > E'$ 을 실증적으로 뒷받침해주고 있다. 한편, 이들의 결론은 무역자유화가 소득 수준을 증대시킨다면 그것은 오염수준을 낮추는데 기여할 수 있다는 것을 입증하고 있다. 위의 이론적 분석과 Grossman and Krueger(1991)의 실증적 검증 결과는 환경보호를 산업생산의 확대를 반대하는 환경론자의 주장과 지속가능개발(sustainable development)에 대해 시사하는 바가 크다. 선진국이 높은 소득 수준과 환경의 질을 선택할 수 있었던 이유중의 하나는 환경적합적인 산업구조와 생산기술을 갖고 있기 때문인데 이러한 것들은 경제발전에 의해 성취된 것이다. 환경론자들은 산업생산의 확장과정과 소득증대로 인한 소비의 증가는 결국 에너지 및 유한자원의 사용증대를 가져와 환경문제를 더욱 악화시킨다고 주장한다. 이들의 논지는 소득증대가 가져오는 소비효과에 편중되어서 나온 결론이라 할 수 있다. 소득 증대로 인한 기술발전효과와 산업구조의 변환효과를 무시한 것이다. 소득증대가 이러한 환경적합적 경제구조로 탈바꿈하는데 기여할 수 있다면 지속가능한 개발이 실현될 수 있을 것이다.

2. 대기환경기준과 대기질 현황

소득과 환경은 인간의 물질적인 삶의 질을 결정하는 주요요소이다. 사람들은 소득수준이 높을수록 좋은 질의 환경을 원한다. 소득을 창출하거나 지출하는 인간의 행위는 환경오염을 수반한다. 따라서 생활의 만족을 증진시키기 위해서는 적절한 수준에서 소득과 환경의 질을 유지하는 것이 필요하다. 한 사회가 원하는 환경의 질은 입법과정을 통해 환경관련법의 환경기준에 반영된다. 사회 또는 구성원이 달성하기 원하는 환경의 질은 법적으로 오염배출자에게 부과되는 개별적인 환경기준과 상이할 수 있다. 우리 나라의 환경관련법에서는 각 오염매체별로 환경기준을 정하여 환경의 질에 대한 목표로 제시하고 있으며 이것을 달성하기 위한 수단으로 각 오염원에 대한 배출허용기준을 규정하고 있다. 배출허용기준은 오염원이 배출할 수 있는 오염물질의 유형과 양을 구체적으로 규제하는 수단으로 환경기준에 따라 조정된다. 환경기준은 우리 사회가 도달하고자 하는 환경목표로서 지침적인 성격을 갖고 있는데 반해 배출허용기준은 배출업소의 오염발생행위를 직접 규제하는 수단으로 만약 이 기준이 위반되면 개별배출업소는 벌과금을 물거나 법적인 제재를 받게 된다.

대기부문의 경우에 환경기준은 대기오염 배출원인 공장, 자동차, 발전소, 난방기구 등 여러 오염원들이 방출하는 공해물질의 한도를 규정하는 대기오염 배출허용기준을 적절히 조절하여 달성할 수 있을 것이다. 대기오염의 정의는 국가와 기관에 따라 차이가 있으나 일반적으로 대기중의 오염물질인 매연, 먼지, 가스, 및 악취 등이 사람의 보건위생상에 위해를 주며 인간의 생활에 밀접한 관계가 있는 재산과 동식물 및 그 생육환경에 해를 미치는 현상을 말한다.²⁾ 대기오염물질은 발생원에서 직접 배출되는 1차 오염물질과 이들이 대기 중에서 화학반응을 일으켜 생성된 새로운 2차 오염물질로 구분된다. 가령 1차 오염물인 질소산화물, 아황산가스, 탄화수소, 일산화탄소 등은 공기중의 수분이나 태양광선과 반응하여 2차 오염물질인 황산, 질산, 오존, 광화학산화물로 변하여 대기를 오염시킨다.

사람의 건강과 쾌적한 환경의 유지를 위해서는 세계보건기구(WHO)가 권장하는 환경기준을 적용하는 바람직하지만 각 나라 또는 지역은 일반적으로 이것과 상이한 환경기준을 채택하고 있는데 그 이유는 인구, 환경의 자정능력, 기술수준, 환

2). 대기는 지상 5km에서 50%, 20km이하에 95%가 존재하며 99%의 공기는 지상 40km내에 있다. 한국의 환경통계평가 보고서 (1996) p134 참조.

경에 대한 국민의 선호 등과 같은 외생적 요인과 국민소득, 환경문제에 대한 정책결정과정 등과 같은 내생적 요인이 다르기 때문이다. 대기부문에서 우리 나라는 아황산가스, 이산화질소, 먼지, 오존, 일산화탄소, 납 등 6개 대기오염물질에 대한 환경기준을 전국적으로 설정하여 운영하는 한편, 지역환경의 특수성을 고려하여 지방자치단체의 조례에 의해 별도의 환경기준을 설정토록 하고 있으나 실제 별도의 기준을 설정하여 운영하는 지역은 없다.³⁾ 대기환경기준은 1979년 2월에 아황산가스, 1983년 8월에 일산화탄소, 이산화질소, 옥시탄트, 먼지, 탄화수소, 1991년 2월에는 납에 대해 설정되었다. 이 중에서 아황산가스, 일산화탄소 등 일부 오염물질의 환경기준이 달성됨에 따라 1993년도에 그 기준이 강화되었다. 자동차의 증가로 매연과 미세입자에 의한 오염이 심각해지자 입자 10 μ m이하(PM10)인 미세먼지에 대한 대기환경기준이 추가되었다. 다음 표에서는 1994년 1월부터 시행되고 있는 우리 나라의 대기환경기준과 다른 나라의 것을 비교하였다.

<표 1> 주요 대기환경기준의 국제적 비교

국가	항목	SO ₂ (ppm)		NO ₂ (ppm)		O ₃ (ppm)		TSP(μ g/m)	
		연평균	일평균	연평균	1Hr평균	8Hr평균	1Hr평균	연평균	일평균
한 국		0.03	0.14	0.05	0.15	0.02(년)	0.10	150	300
WHO		0.015	0.04		0.21	0.05	0.08	60	150
권고기준		~0.023	~0.06			~0.06	~0.1	~90	~230
미 국	1차	0.03	0.14	0.053			0.12	50	150
	2차		0.5	0.053			0.12	50	150
영 국		0.02 ~0.03	0.05 ~0.075		0.0675 ~0.1			80 ~130	250
대 만		0.03	0.1	0.05	0.25	0.06	0.12	65	125
일 본			0.04	0.04~0.06(24Hr)			0.06	100	200(1Hr)

자료: 환경규제기준 설정의 비용-편익분석에 관한 연구(1994)

먼지(TSP)의 경우 우리 나라의 환경기준이 다른 나라에 비해 높게 설정되어 있다. 그러나 먼지를 제외한 나머지 오염물질에 대한 환경기준에서는 우리 나라와 다른 나라간에 별다른 차이가 없다. 세계보건기구(WHO)가 권고하는 수준에 비해 우리 나라의 환경기준이 아황산가스, 먼지에 대해서는 높지만 질소산화물, 오존의 경우에는 오히려 더 엄격하다.

3). 1996년 환경백서 pp108 참조.

대기환경기준이 한 지역에서 달성하고자 하는 대기의 질에 관한 목적이라고 한다면 배출허용기준은 그 목적을 달성하는데 사용되는 대표적인 규제수단이라고 할 수 있다. 배출허용기준은 대기오염물질을 배출하는 업소에 개별적으로 적용되는 배출량의 법적 허용한도를 나타낸다. 배출허용기준은 대기의 질에 관한 목표가 되는 환경기준에 따라 달라지게 된다. 대기부문의 경우 황산화물 등 26개 오염물질에 대해 배출허용기준이 설정되어 있고 1991년 2월에는 그 기준이 20-80% 강화되었는데 업계의 기술수준과 대처능력을 감안하여 강화된 기준의 적용기간을 3단계로 나누어서 시행하고 있다. 3단계는 각각 1991년 2월-1994년 12월, 1995년 1월-98년 12월, 1999년 1월 이후로 구분되는데 1999년 이후에는 우리 나라의 환경기준이 현재의 미국, 일본 등 선진국 수준에 도달하도록 규정되어 있다.

대기오염도는 오염물질의 배출량 뿐 만 아니라 지역의 기상 및 지형조건에 따라 크게 영향을 받는다. 아황산가스(SO_2)는 주로 발전, 난방, 제련, 자동차 운행과 제조업에서 발생하고 이산화질소(NO_2)는 주로 자동차 배기가스에서, 분진(TSP)은 공사장, 에너지 다소비업체, 자동차 운행 등에서 주로 발생된다. 주요도시의 연도별 SO_2 오염도를 보면 1990년 이전까지는 서울, 부산 지역이 환경기준치인 0.03ppm을 초과하였지만 그 이후에는 저유황 유류가 공급되고 난방과 취사용인 경유와 벙커-C유 등이 청정연료인 가스 등으로 대체되면서 SO_2 오염도가 점차 감소하여 95년에는 대구(0.031ppm)를 제외한 5대 도시가 모두 환경기준을 만족하였다. SO_2 오염도는 계절에 따라 차이를 보이지만 서울과 부산의 경우 모든 계절에 걸쳐 대체로 환경기준을 만족시키는 편이다.

먼지(TSP)는 대기중의 아황산가스와 복합적으로 작용하여 호흡기 질환을 유발시킬 수 있으며 대기 중에 $150\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이 존재할 때 시정거리를 8km정도까지 감소시키는 것으로 알려져 있다. 우리 나라는 매년 봄 중국에서 발생하는 황사의 영향으로 이 기간 중에는 먼지농도가 평상시에 비해 2-4배 정도 높게 나타난다. 우리나라 주요도시의 먼지 오염도는 매년 감소하는 추세에 있고 1995년 서울 $85\mu\text{g}/\text{m}^3$, 부산 $93\mu\text{g}/\text{m}^3$, 대구 $73\mu\text{g}/\text{m}^3$, 광주 $63\mu\text{g}/\text{m}^3$ 등 7대도시 모두가 환경기준치인 $150\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이하를 달성하고 있다. 이산화질소, 오존, 일산화탄소의 경우도 도시별로 정도의 차이는 있으나 7대도시 모두 환경목표를 달성하였다. 그러나 최근 들어 자동차의 급증으로 대도시 오존오염도가 환경기준을 초과하는 사례가 빈번하고 이상 기온으로 고농도의 오존이 장시간 지속되는 경우가 많아짐에 따라

1995년 7월부터 서울지역에 오염 경보제를 실시하고 있고 1997년부터는 부산, 대구 등 6대도시로 확대시행하고 예보제를 병행하여 실시할 계획이다.

주요도시의 대기환경오염도와 환경기준을 비교해보면 대도시의 대기환경은 양호한 것으로 나타난다. 서울의 대기오염정도는 WHO 기준과 비교하여도 매우 양호한 편이다. 오염매체별로 발표된 95년 서울의 대기오염현황을 살펴보면 아황산가스 0.017ppm, 먼지 85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 이산화질소 0.032ppm, 오존 0.013ppm, 일산화탄소 1.3ppm로 모두 WHO의 권고기준을 만족한다.

3. 수질환경기준과 수질오염 현황

수질오염은 물의 자연적인 자정능력을 초과하여 오염물질이 배출되었을 때 발생된다. 오염물질 중에는 자연의 물리적, 화학적, 생물학적 작용에 의해 쉽게 분해되는 것도 있지만 분해되지 않고 잔류하여 생태계에 심각한 영향을 주는 물질도 있다. 수질오염을 발생시키는 오염원은 발생원별로 생활하수, 산업폐수, 농·축산폐수로 분류할 수 있다.

인구증가와 산업의 발달, 생활수준의 향상으로 용수량증가와 함께 생활하수도 크게 증가하였다. 생활하수 중에서 큰 비중을 차지하는 유기물은 동식물에서 나오는 단백질, 지방, 탄수화물과 그 분해물이다. 특히 생활하수에 포함된 많은 양의 합성세제는 수질오염의 중요한 요인이다. 인구증가와 경제성장에 따라 우리나라의 생활하수량은 꾸준히 증가하여 왔다. 1990년의 총 하수발생량은 10년전에 비해 약 2배로 증가하였고 특히 1989-90년 사이에는 19.4%가 증가하였다. 도시와 농촌의 BOD 배출량이 1980년에는 75%와 25%의 비중을 보였으나 그 이후 농촌의 비중이 감소하여 1993년에는 BOD 배출량의 비중이 89%, 11%로 변하였다. 1993년의 1인당 하루 하수발생량은 전국 평균이 314kg, 도시지역이 326kg, 농촌지역이 236kg으로 도시지역이 농촌지역보다 하수발생량이 1.4배 높게 나타났다. 또한 대도시로 갈수록 1인당 하수발생량이 높게 나타나 서울이 395kg, 부산이 361kg, 인천이 356kg, 대구가 354kg을 기록했다.

생활하수는 강과 하천오염의 60%를 차지하고 있다.⁴⁾ 하수도는 하수관거와 하수처리장으로 구성되는데 하수도가 생활하수를 제대로 처리하기 위해서는 하수처리장의 정상 운영 못지 않게 하수관거가 생활하수를 잘 수집할 수 있어야 한다. 그

4). 한국의 환경통계 평가 보고서(1996), pp126

러나 하수관거가 낡고 오래되어 상당량의 생활하수가 지하로 누수되고 있다.⁵⁾ 현재 생활하수는 하수관거를 거쳐 하수종말처리장에서 처리된 후에 공공수역으로 방류되고 있다. 생활하수 처리율은 1980년에 8%로 미미하였고 1986년까지 처리용량에 큰 변화가 없었다. 그러나 1987년에 처리시설에 대한 대폭적인 투자와 지원으로 처리용량이 급격히 증가하여 하수처리율이 30%에 육박하였다. 그 이후에도 꾸준한 증가를 보였지만 현재의 하수처리율은 45%에 지나지 않는다. 선진국의 하수처리율은 미국 71%, 캐나다 63%, 영국 87% 및 OECD 평균 51%로, 우리나라의 하수처리율은 선진국에 비해 매우 낮은 편이다.

<표 2> 선진국의 하수처리율

	미 국	캐나다	일 본	프랑스	영 국	OECD
하수처리율(%)	71	63	50	68	87	59

자료: 환경부 내부자료

산업폐수는 각종 산업활동에서 발생하며 생활하수와는 달리 고농도이며 중금속 등 유해성물질을 많이 함유하고 있는 것이 특징이다. 현재 우리 나라는 산업폐수를 허가된 배출시설에서 배출되는 폐수와 기타 산업활동에서 발생하는 폐수로 구분하고 있으며 후자는 생활하수에 포함된다.⁶⁾ 우리 나라의 폐수발생량은 1980에서 1990년에 2배로 증가하였고 최근에는 증가속도가 더욱 빨라져 95년에는 폐수발생량이 90년에 비해 2배로 증가하였다. 폐수방류량도 1986년과 96년 사이에 매년 10%의 증가율을 보였다. 폐수방류량과 발생량의 증가율은 우리 나라의 경제성장률보다 더 높게 유지되었는데 이는 물질적 부의 증대보다 수질오염이 더 가속적으로 일어나고 있음을 보여준다.⁷⁾ 주요 수계별 방류량을 보면 총 폐수배출량 중에 한강유역이 15.0%, 낙동강유역이 17.6%를 차지한다.

업소가 배출하는 수질오염은 환경기준에 의한 규제를 받는다. 수질규제기준은 환경기준을 달성하기 위한 수단이며 대표적인 것으로 배출허용기준과 방류수 수질기준이 있다. 배출허용기준은 개별배출업소에 적용되는 규제기준으로 대상지역의 환경기준과 하천의 자정능력을 감안하여 설정된다. 수질환경보전법 제8조는 28개

5). 국감자료에 의하면 전국 하수관거는 26m마다 1곳 씩 결함을 보이고 있고 특히 서울시의 경우 평균 5m마다 결함이 발견되었다. 중앙일보 1996년 11월 23일자.

6). 96 환경백서, pp101

7). 한국의 환경통계 평가 보고서 (1996), pp79.

항목에 대해 폐수배출허용기준을 설정하고 있고 지역별로 4단계(청정, 가, 나, 특례지역)로 구분하여 그 기준을 적용하고 있다. 방류수 수질기준은 하수, 폐수 및 분뇨처리시설과 같은 종말처리시설에 적용되는 기준으로 BOD, COD, SS 등 3개 항목으로 분류되며 1996년부터는 BOD의 경우 30mg/l에서 20mg/l로 33%로 강화되고 총질소, 총인 항목이 추가로 적용된다. 환경부는 폐수에 대한 환경기준을 단계별로 강화하기 위해 BOD, COD 및 부유물질SS에 대한 배출허용기준을 1996년 1월부터 최고 40%까지 하향 조정하였고 폐수 배출허용기준 지역중 ‘청정’ 및 ‘가’ 지역을 확대조정하고 ‘나’ 지역을 축소하여 96년부터 적용하도록 예고하였다.

<표 3> 수질오염의 배출허용기준

(단위: mg/ℓ)

폐수배출량 항목 지역	2,000m ³ /일 이상			2,000m ³ /일 미만		
	BOD	COD	SS	BOD	COD	SS
청 정	50→30	50→40	50→30	50→40	50유지	50→40
가	80→60	80→70	80→60	100→80	100→90	100→80
나	100→80	100→90	100→80	150→120	150→130	150→120
특 려	30유지	50→40	70→30	30유지	50→40	70→30

자료: 96환경백서(환경부)

<표 4> 배출허용기준 적용지역 조정내역

지 역	1995년까지		1996년부터	
	면 적(km ²)	%	면 적(km ²)	%
청 정	28,719	29	42,129	42
가	42,972	43	41,810	42
나	27,571	28	15,323	16

생활하수와 산업폐수가 우리 나라 폐수발생량의 대부분을 이루고 있기 때문에 발생량이 적은 축산폐수에 대한 사회적인 관심은 상대적으로 적었다. 그러나 최근에 그 폐해가 알려지면서 축산폐수의 처리문제가 중요한 문제로 대두되기 시작했다. 우리 나라 축산농가의 대부분이 영세규모이고 농업이외의 부업으로 운영되기 때문에 축산폐수처리시설이 매우 미흡한 실정이다. 따라서 소, 말, 돼지, 닭을 사육하는 축산농가에서 배출되는 폐수는 대부분이 강, 하천, 호수로 그대로 흘러 들어가 수질악화와 부영양화를 초래하고 있으며 특히 상수원지역에 위치하고 있을

경우 상수원의 수질을 악화시킬 우려가 있다.

우리 나라 환경기준은 수역별로 차등하여 여러 등급으로 설정되는데 하천과 호소는 5개 등급, 해역은 3개 등급으로 분류되어 환경기준이 적용된다. 4대강 유역의 수질오염은 대부분 환경기준의 오염치를 초과하고 있다. 현재 4대강의 유역 중에서 수질오염을 대표할 수 있는 주요지점 19개 지역을 수질측정지역으로 선정하여 4대강의 BOD, COD, 부유물질(SS), 대장균수 등의 수질오염정도를 측정하고 있다. 1981년 이후 BOD 수질오염 측정치를 보면 대부분의 지역에서 이 기간 동안에 수질오염이 환경기준을 초과하였다. COD 오염도는 더욱 심하여 4대강의 측정지역에서 대부분 환경기준치를 크게 상회하였다. 부유물질(SS)은 1990년대 이후 많이 개선되어 영산강의 일부지역을 제외하고 환경기준치를 밑돌았지만 대장균수의 경우에는 대부분의 지역에서 환경기준치를 크게 상회하였다. 4대강 유역 중에서도 낙동강과 영산강이 한강과 금강에 비해 오염도가 더 심한 것으로 나타났다.

<표 5> 4대강 주요 지점의 환경등급과 BOD 오염도 현황(1990~95)

한 강	의암(Ⅰ) : 1.3~1.5, 충주(Ⅰ) : 0.9~1.3, 팔당(Ⅰ) : 1.1~1.3 노량진(Ⅱ) : 3.1~3.9, 가양(Ⅲ) : 4.0~6.0
낙동강	안동(Ⅰ) : 0.9~1.2, 고령(Ⅱ) : 4.5~7.3, 남지(Ⅱ) : 3.2~5.7 물금(Ⅱ) : 3.0~5.1, 구포(Ⅱ) : 3.3~4.7
금 강	옥천(Ⅰ) : 1.3~1.5, 대청(Ⅰ) : 1.2~1.7, 청원(Ⅰ) : 2.7~4.7 공주(Ⅱ) : 3.1~4.8, 부여(Ⅱ) : 3.0~4.3
영산강	담양(Ⅰ) : 1.1~2.3, 광주(Ⅱ) : 2.6~3.6 나주(Ⅱ) : 4.5~7.3, 무안(Ⅱ) : 1.2~2.6

* 환경기준: Ⅰ등급(1.0mg/ℓ 이하), Ⅱ등급(3.0mg/ℓ 이하), Ⅲ등급(6.0mg/ℓ)

4. 환경오염방지지출

한 사회가 환경오염을 방지하고 깨끗한 환경을 유지하기 위해 지출하는 비용은 그 사회의 환경에 대한 관심도를 나타내는 지표라고 할 수 있다. 환경지출규모를 파악하기 위해서는 환경지출의 개념을 정의하는 것이 필요하다. 선진국에서는 OECD에 의해 만들어진 환경지출의 개념이 많이 사용된다. OECD는 환경오염방지지출(pollution abatement and control expenditure: PAC)이라는 환경지출개념을 사용하고 있는데 이것은 경제활동과정에서 발생하는 대기오염이나 수질오염

등 환경오염의 예방, 완화 또는 제거를 목적으로 이루어지는 정부, 기업, 가계의 지출을 의미하는 것으로 환경오염방지를 위해 직접적으로 관련된 지출만 포함된다.⁸⁾

<표 6> 환경오염방지지출 추이

(억원, %)

	'92	'93	'94	'95
환경오염방지지출 [대 GDP 비율]	39,436 [1.64]	43,460(10.2) [1.63]	50,525(16.3) [1.66]	59,205(17.2) [1.69]
지출주체별				
정 부	19,107	21,741(13.8)	24,565(13.0)	29,150(18.7)
기 업	17,651	18,371(4.1)	22,228(21.0)	25,912(16.6)
가 계	2,678	3,348(25.0)	3,732(11.5)	4,143(11.0)
지출형태별				
투 자	20,094	21,384(6.4)	24,726(15.6)	29,461(19.2)
경상지출	19,342	22,076(14.1)	25,799(16.9)	29,744(15.3)
오염매체별				
대 기	7,193	7,504(4.3)	9,161(22.1)	10,803(17.9)
수 질	19,508	21,220(8.8)	24,189(14.0)	28,937(19.6)
폐 기 물	10,841	12,823(18.3)	15,087(17.6)	17,011(12.8)
기 타	1,894	1,913(1.0)	2,088(9.1)	2,454(17.5)

주: ()내는 전년대비 증감률

자료: 한국은행

OECD에 가입하는 나라는 환경지출통계를 의무적으로 보고해야 되기 때문에 우리 나라도 최근에 OECD 분류방식에 의해 추산된 환경지출통계를 발표하였다. 한국은행이 발표한 자료에 의하면 우리 나라의 PAC이 증가하는 추세를 보이고 있다. PAC의 증가율이 93년에는 10.2%에 그쳤지만 94, 95년에는 각각 16.3%, 17.2%를 기록하였다. 오염매체별로 살펴보면 PAC에서 차지하는 수질부문에 대한 오염방지지출 비중이 최근 4개년에 걸쳐서 매년 48%-50%로 전체 환경지출비용의 절반을 차지한 것으로 나타났다. 또한 수질부문에 대한 환경지출의 증가율이 93년에 8.8%에 지나지 않았지만 94, 95년에는 각각 14.0%, 19.6%를 보여 95년에는 오히려 전체 PAC보다 높은 증가율을 보였다. 수질부문에서 정부와 기업의 지

8) 자연자원관리나 희귀종보호를 위한 지출, 식수공급을 위한 지출, 환경오염방지 및 제거를 부차적인 목적으로 하는 지출 (예를 들면 에너지 절약적인 기술개발을 위한 지출) 등은 OECD의 환경지출에서 제외된다. 현재 미국, 독일, 프랑스 등 14개 OECD 회원국이 환경오염방지지출 통계를 편제하고 있으며 OECD가 우리 나라의 가입시 보고를 요구하고 있음.

출비중은 각각 60%, 30%로 정부의 비중이 높는데 그 이유는 하수종말처리장, 폐수종말처리장과 같은 대규모 방지시설에 대한 정부의 투자비중이 높았기 때문이다. 한편 대기부문의 오염방지지출은 전체 PAC에서 약 18%를 차지하고 있다. 연도별 증가율을 보면 93년에는 4.3%에 불과했지만 94, 95년에는 급격히 증가하여 각각 22.1%, 17.9%를 기록했다. 95년도의 대기부문에 대한 지출주체별 비중은 정부, 기업, 가계가 각각 2.9%, 82%, 15.1%를 차지하여 수질부문과는 달리 대기부문에서는 기업의 지출이 대부분을 차지하였다.

환경지출의 적정성 여부를 판단하려면 환경지출에 대한 편익분석이 필요하다. 만약 최선first-best의 기준을 적용한다면 현재의 환경지출수준에서 한계지출비용과 그에 따른 환경개선효과가 일치하는가를 보아야 할 것이다. 차선second-best의 경우라면 현재의 환경지출규모가 주어진 환경목표를 달성하는데 필요한 최소의 비용요건을 만족해야 할 것이다. 일반적으로 환경개선효과를 측정하는데 필요한 정보가 절대적으로 부족하기 때문에 한 나라의 환경지출이 적정한 수준에서 이루어지고 있는가를 정확히 파악하는 것은 매우 어렵다. 환경개선효과는 경상지출의 크기에 의해서도 영향을 받지만 환경투자의 축적된 형태인 오염방지설비 즉 환경자본, 환경오염을 정화할 수 있는 자연의 환경용량 등에 의해서도 영향을 받는다. 따라서 두 국가간에 경상환경지출이 동일하다고 해도 환경자본 또는 환경용량이 큰 나라가 보다 큰 환경개선효과를 누리게 된다.

직접적인 방법으로 환경지출의 적정성 여부를 판단하기 어려운 경우에 차선택으로 환경지출에 관한 국가간의 비교분석을 통해 필요한 정보를 얻을 수 있다. 여기서는 비교대상으로 OECD국가들을 택하였다. 환경지출에 대한 국가간의 비교를 통해 우리 나라 환경지출의 적정성을 파악하려면 동일한 시점보다는 비교대상국들이 지금의 우리 나라와 경제적 상황이 비슷한 시점을 찾아 환경지출 규모를 비교하는 것이 바람직할 것이다. 특히 환경에 대한 선호가 소득수준에 의해 결정되고 환경오염방지를 위한 지출비용을 결정하는 주요 변수중의 하나가 소득수준이라는 점을 감안하면 국가간의 비교를 통해 환경비용지출 수준의 적정성을 평가할 때 비교 시점을 1인당 GDP가 유사한 시기에 맞추는 것이 타당하다고 할 수 있다.⁹⁾ OECD국가들을 살펴보면 환경오염방지지출 규모가 자연환경, 환경정책 등에 따라 다르게 나타난다. 그러나 주요 선진국의 경우에 1인당 GDP가 10,000달러

9). 환경지출과 국민소득에 관한 실증적 연구결과에 관해서는 김홍균과 임종수 (1995) pp111 참조.

수준에 이르기까지는 GDP 대비 환경오염방지지출 비율이 증가하다가 그 이후에는 하락하는 것으로 나타난다. 미국, 독일, 일본 등 주요선진국들의 1인당 GDP가 8천달러 내외에 도달한 기간에 PAC/GDP 비율은 미국이 1.73%, 독일이 1.32-1.50%, 일본이 1.23-1.30%로 나타난다. 우리 나라의 1인당 GDP가 8천달러 내외를 기록한 92-94년의 환경오염방지지출을 미국, 독일, 일본의 지출기준으로 각각 조정하여 얻은 PAC/GDP 비율은 1.62%, 1.22%, 0.8%로 해당국가에 비해 모두 낮다. 더구나 1인당 국민소득이 2배이상 차이가 나는 1990년과 비교해도 3개 선진국이 PAC/GDP 비율에서 우리 나라를 앞서고 있다. 이들 국가들은 국민소득이 2배이상 증가하여도 국민소득에서 차지하는 환경지출의 비중을 크게 줄이지 않았다. 1인당 국민소득만을 고려한다면 우리 나라의 환경지출 규모는 적절한 수준이라고 말하기 어렵다. 선진국들의 환경투자는 70년대부터 꾸준히 진행되어온 반면에 우리 나라의 경우는 90년대에 들어 환경투자가 본격화된 점을 감안하면 환경자본스톡의 차이는 더욱 크게 나타날 것이다.

<표 7> PAC/GDP 비율의 국제적 비교

	1975	1976	1977	1978	1980	1985	1990	'92-'94 ²⁾
미 국								
1인당GDP(달러)	7,351	8,120	8,969	10,017	11,891	16,786	21,866	7,668
GDP 대비 비율 ¹⁾	1.73	1.73	1.70	1.70	1.80	1.72	1.65	1.62
독 일								
1인당GDP(달러)	6,749	7,232	8,383	10,420	13,154	10,148	23,730	
GDP 대비 비율 ¹⁾	1.32	1.30	1.23	1.26	1.39	1.46	1.58	1.22
일 본								
1인당GDP(달러)	4,481	4,981	6,070	8,452	9,069	11,124	23,734	
GDP 대비 비율 ¹⁾	0.96	1.17	1.32	1.50	1.59	1.16	0.96	0.80

주 : 1) 환경오염방지지출 / GDP

- 미국 : 정부, 기업(금융보험부동산업, 개인서비스업 제외), 가계포함
- 독일 : 정부(하수도 배관시설에 대한 지출 제외), 기업(광공업, 전기, 가스, 수도업, 건설업), 가계 제외
- 일본 : 정부

2) 비교대상국가 기준으로 조정한 우리 나라의 '92-'94 평균 비율임.

출처 : “작년 환경오염방지지출 추계” 자료 '96. 7., 한국은행

5. 환경오염에 대한 국민의식

앞절에서는 수질과 대기를 중심으로 우리 나라의 환경기준, 수질 및 대기의 환경오염도 및 환경지출의 현황을 살펴보았다. 환경기준은 우리 사회가 목표로 하는 환경의 질이라고 할 수 있고 환경지출은 환경기준에 도달하기 위해 사회가 부담한 지출의 크기이다. 매체별 환경오염도는 실제로 관찰된 환경오염상태로 환경정책과 환경지출의 성취도를 평가하는데 중요한 정보를 제공한다. 환경오염도는 환경정책의 엄격성과 환경지출의 크기 뿐 만 아니라 그들의 효율적 운영에 의해 영향을 받는다. 따라서 사회적 후생의 관점에서 볼 때 현재의 환경정책과 환경지출이 적절한가를 판단하기 위해서는 두 가지 요건이 모두 고려되어야 한다. 이 중에서 환경정책의 엄격성과 환경지출의 규모는 환경의 질에 대한 국민의 태도와 밀접한 관련이 있다. 만약 환경의 질에 대한 국민의 선호가 정치적, 입법적 과정을 거쳐 환경정책과 환경예산을 결정하는데 실질적인 역할을 하고 이것들이 효율적으로 집행되었다면 환경오염수준은 사회가 선택한 결과라고 할 수 있다. 현재의 환경오염수준이 환경문제에 대한 사회적 의식이 제대로 반영된 산물인지를 파악하기 위해서는 환경의 질에 대한 국민의 의식구조를 진단해 볼 필요가 있다.

한국환경기술연구원 (1996)은 환경문제와 환경정책에 대한 국민의 의식구조를 파악하기 위해 일반인 1500명과 환경관련전문가 150명을 대상으로 설문조사를 하였다. 이 조사결과에 의하면 대다수의 국민이 환경오염이 매우 심각한 것으로 느끼고 있으며 특히 수질오염, 대기오염, 쓰레기 문제 등에 대한 체감오염도가 매우 높게 나타났다. 또한 설문대상자의 대부분이 우리나라의 환경문제가 전반적으로 심각하다고 생각하고 있다. 환경규제의 강화와 환경투자의 지속적인 확대에도 불구하고 일반인의 82% (전문가 81%)가 대기와 수질오염 및 쓰레기 문제를 포함한 환경문제가 전반적으로 오히려 악화되고 있다고 생각하고 있다.

<표 8> 체감환경오염

(단위: %)

항 목	심 각 함		심각하지 않음	
대기오염	91.5	(93.3)	8.5	(5.4)
수질오염	91.9	(95.4)	8.1	(3.4)
쓰레기처리 문제	88.2	(96.7)	11.7	(2.0)
환경문제 전반	89.8	(95.3)	9.8	(2.7)

주: ()는 전문가 견해

<표 9> 체감환경오염도 변화(1990년 대비)

(단위: %)

항 목	심 화		비 슷		개 선	
대기오염	87.6	(72.0)	10.7	(13.3)	1.6	(13.3)
수질오염	85.4	(72.0)	12.6	(21.3)	2.0	(5.3)
쓰레기처리 문제	70.9	(75.3)	13.3	(10.0)	15.6	(12.0)
환경문제 전반	82.2	(80.6)	14.3	(11.3)	3.4	(6.0)

주: ()는 전문가 견해

환경문제의 중요성에 대한 인지도 조사에서도 상당수가 경제발전보다 환경문제의 해결을 우선시하고 있으며 문화적 혜택이 부족하더라도 쾌적한 생활환경에 더 관심을 보였다. 일반인의 82%(전문가의 96%)가 환경문제해결을 위한 고통분담에 대해서 공감하고 있으며 대부분이 환경오염행위를 중대범죄로 다루어야 한다고 생각하고 있다. 21세기에 추구해야 할 것 중에서 일반인의 34%가 깨끗한 환경에 최우선을 두었으며 특히 그 비중은 전문가 집단에서 67%로 더욱 높게 나타났다.

<표 10> 환경문제의 중요성에 대한 인식

(단위: %)

	매우 공감	대체로 공감	공감 안함
1. 경제발전보다 환경우선	28.1 (50.7)	57.1 (40.7)	14.7 (6.7)
2. 문화적 혜택이 적어도 쾌적한 환경이 우선	37.6 (56.0)	48.9 (38.0)	13.1 (4.0)
3. 환경문제개선은 중장기 경제발전에 기여	37.7 (62.0)	48.9 (32.7)	13.1 (3.3)
4. 환경문제해결을 위한 고통분담 감수	24.9 (49.3)	57.4 (46.7)	17.6 (2.0)
5. 환경오염행위는 중대범 죄로 취급함	47.6 (57.3)	40.4 (36.0)	11.9 (4.7)

주: ()는 전문가 견해

<표 11> 21세기의 국민의 선호도

(단위: %)

	깨끗한 환경	사회복지	경제적 풍요	기 타
일 반 인	33.7	26.9	25.0	14.3
전 문 가	66.7	12.0	17.3	4.1

쾌적한 생활환경을 조성하기 위한 우선과제순위로 맑은 물의 공급, 맑은 공기의 확보, 폐기물의 최소화와 적정관리를 들고 있고 특히 일반인 및 전문가의 과반수 이상이 깨끗한 물을 확보하는 것에 대해 우선 순위를 두었다.

<표 12> 생활환경개선을 위한 과제우선순위

(단위: %)

세 부 과 제 명	현 재		21세기	
맑은 물의 공급	54.5	(65.3)	43.0	(46.7)
맑은 공기의 확보	24.9	(16.0)	23.9	(20.7)
폐기물 최소화와 적절한 관리	10.0	(10.0)	10.3	(10.7)
화학물질의 안전관리 등	5.3	(3.3)	11.2	(6.7)
쾌적한 녹지공간의 확보	5.0	(4.7)	11.3	(14.7)

주: ()는 전문가 견해

상수원 보호지역의 관리방안에 관해서 일반인들의 57%(전문가 22%)가 토지이용규제를 완화하고 오염처리를 강화해야한다고 생각하는 반면에 전문가의 58%(일반인 19%)가 토지이용규제를 강화하되 주민보상을 확대하는 것이 바람직하다고 인식하고 있다.

<표 13> 상수원보호지역 관리방안

(단위: %)

	토지이용규제완화 및 오염처리강화	토지이용규제 철저	규제강화와 주민보상	기 타
일 반 인	56.5	23.7	19.3	0.5
전 문 가	22.0	20.0	58.0	0.0

일반인과 전문가의 인식차이는 상수원 보호구역내의 주민에 대한 지원문제에서도 나타난다. 일반인들은 77%가 상수원 보호구역내의 주민에 대한 현재의 지원수준이 적절하다고 인식하고 있는 반면에 전문가들은 56%가 현재의 지원수준이 매우 부족하다고 인식하고 있다. 상하수도의 민영화에 대해서는 대다수가 찬성하고 있다. 특히 일반인의 민영화에 대한 의식도 매우 높아서 찬성비율이 74%로 나타났다.

다.

<표 14> 상수원보호구역내 주민지원 수준

(단위: %)

	너무 많다	적절하다	너무 작다	무 응 답
일 반 인	8.2	68.3	22.6	0.9
전 문 가	2.0	36.7	56.0	5.3

<표 15> 상수도 민영화에 대한 의견

(단위: %)

	찬 성	반 대	모르겠다
일 반 인	73.7	26.1	0.2
전 문 가	80.7	19.4	0.0

6. 평가

앞절에서는 수질과 대기를 중심으로 우리 나라 환경오염현황, 환경오염방지지출 및 환경오염에 대한 국민의식을 살펴보았다. 대기의 경우에 우리 나라 대기환경 기준은 선진국 기준 및 WHO 권고기준과 비교할 때 차이가 없으며 일부 항목에 대해서는 우리 나라 기준이 더 엄격하게 설정되어 있다. 따라서 우리 나라 환경 기준은 국제적으로 손색이 없다고 할 수 있다. 배출허용기준은 현재의 경우에 선진국에 비해 항목수와 강도면에서 뒤지고 있으나 점차적으로 강화되고 1999년 이후에는 선진국 수준에 도달하도록 규정되어 있다. 환경기준과 비교해 볼 때 우리 나라 주요도시의 대기오염현황은 매우 양호한 것으로 나타나 있다. 7대도시의 대부분이 오존의 경우를 제외한 나머지 대기오염물질의 환경기준을 만족하는 것으로 관찰되었다. 따라서 대기의 경우에 환경기준과 환경오염도만의 관계를 본다면 현재에 설정된 배출허용기준이 약하다고 볼 수 없으며 환경기준이 더 강화되지 않는 한 배출허용기준이 강화될 필요성이 매우 적다. 그러나 연평균 환경기준이 충족되었다고 해서 쾌적한 대기환경이 실현되었다고 볼 수는 없다. 오존의 경우에 서울을 비롯한 7대도시 지역에서 연평균 환경기준치를 대체로 초과하지 않고 있으나 단기적으로 환경기준치를 초과하는 회수가 점차 증가하고 있어서 오염 주

의보의 발령회수가 늘어나고 있다. 이러한 추세와 관련하여 인체나 자연환경이 유해한 환경오염에 잠시라도 노출되면 물리적 피해나 불쾌감이 심각할 수 있음을 감안할 때 오염물질의 단기 농도에 관한 관리의 필요성이 증가하고 있다.

그러나 수질의 경우에 4대강 유역의 수질오염이 대부분 환경기준을 초과하고 있는 것으로 나타났다. 환경기준이 준수되지 않는 원인으로 다음과 같은 가능성들을 들 수 있다. 첫째는 환경기준의 적합성 여부를 검토해 볼 필요가 있다. 둘째는 환경기준에 비해 수질규제기준이 엄격하지 않다고 볼 수 있을 것이다. 셋째는 배출허용기준 및 방류수 수질기준과 같은 수질규제기준이 제대로 준수되고 있지 않을 가능성이 있다. 만약 환경기준이 수질에 관한 현실적 욕구보다 엄격하게 설정되어 있다면 환경기준이 재조정될 필요가 있다. 환경기준은 사회가 목표로 삼은 환경의 질인 만큼 현실적으로 실현 가능해야 할 것이다. 그러나 1980년대 중반 이후에 4대강 유역의 수질환경기준이 만족된 적이 거의 없는 실정이다. 정부는 배출허용기준을 강화하고 ‘청정’ 및 ‘가’ 지역을 확대 조정할 뿐 만 아니라 새로운 오염물질항목을 규제대상에 추가하는 등 수질규제기준을 지속적으로 강화하고 있다. 그러나 환경기준이 실현되지 않는 이유가 환경기준에 비해 수질규제기준이 느슨해서인지 아니면 수질규제기준이 준수되지 않기 때문인지를 먼저 파악해 볼 필요가 있다. 만약 수질규제기준이 제대로 준수되고 있음에도 불구하고 환경기준이 지켜지지 않는다면 배출허용기준을 조정하는 것은 당연하다. 낙동강의 폐놀사건, 한탄강의 폐수무단방류 사건등 끊임없이 불법방류가 자행되고 있는 현실을 감안한다면 우선 주어진 수질규제기준이 제대로 지켜지도록 오염행위에 대한 감시감독 및 규제집행체계가 우선적으로 확립되어야 할 것이다. 환경오염사건의 빈발, 생활하수 및 공장폐수의 처리실태를 보면 수질규제가 효과적으로 준수되고 있다고 판단하기 어렵다.¹⁰⁾

우리 나라의 환경지출이 꾸준히 증가하여 왔지만 환경오염방지지출의 국가간 비교에서 나타났듯이 적정한 수준이라고 할 수 없다. 환경투자와 환경자본의 스톡면에서 우리 나라는 선진국에 비해 매우 열악한 편이다. 환경문제에 대한 설문조사에서 보았듯이 환경규제의 강화와 환경투자의 확대에도 불구하고 대다수의 국

10). 생활하수가 수질오염의 60%를 차지하지만 현재의 하수처리율은 45%에 지나지 않는다. 또한 폐수배출시설 수에 대한 위반업소의 비중을 나타내는 순부적합률을 살펴보면 1980년대에는 40-50%였고 1990년대 초반에는 81.6%까지 증가하였고 그 후에 지속적으로 감소하였지만 1994년에 25%를 기록하였다.

민이 대기 및 수질오염이 전반적으로 악화되고 있다고 생각하는 것으로 나타났다. 쾌적한 환경을 위한 우선 과제로 50% 이상의 국민이 깨끗한 물의 확보에 우선 순위를 두었고 그 다음 우선 순위로 약 20%가 맑은 공기를 들었다. 이러한 환경의식은 환경통계에 나타난 대기 및 수질오염의 환경기준 만족도와 일맥상통하다고 볼 수 있다. <표 10>가 보여주듯이 대다수의 국민이 경제발전과 문화적 혜택보다 환경을 중요시 하였으며 환경문제개선을 위해 고통분담을 감수할 의사를 보였다. 설문조사에서 나타난 환경의식을 환경의 질에 대한 욕구로 보고 <표 10>의 환경선호도를 환경개선을 위한 국민의 지불의사로 본다면 현재의 환경의 질이 우리 사회가 원하는 수준과는 동떨어져 있음을 알 수 있다. 즉 수질이나 대기의 질이 사회가 원하는 수준보다 악화되어 있고 환경오염방지지출도 환경개선을 위해 사회가 지출하고자 하는 수준에 못 미친다. 설문조사의 결과만을 본다면 환경지출을 확대하여 환경의 질 특히 수질을 개선하는데 사회적으로 문제가 발생하지 않는다. 그러나 환경문제가 효과적으로 해결되기 위해서는 환경지출의 확대와 더불어서 효율적인 환경기준 및 환경정책수단의 도입과 오염행위에 대한 감시 및 처벌체계의 확립이 필요하다.

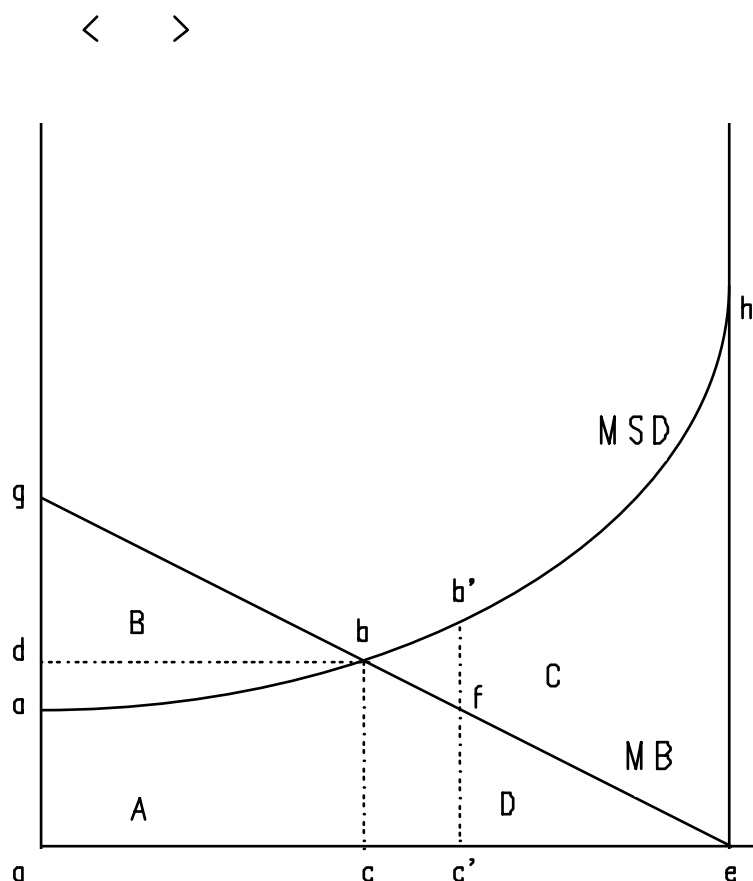
3. 자발적 거래와 환경문제: 코오즈Coase이론의 응용

외부비경제에 의해 발생하는 사회적 비용이 완전히 내부화되지 않으면 경제적 효율성은 달성될 수 없다. 외부비경제로 인해 사적비용과 사회적 비용의 괴리가 발생할 경우에 효율적 자원배분을 달성하려면 사적으로 지불하지 않은 비용만큼을 지불하게 만들어 사회적으로 바람직한 경제행위를 유도하면 된다. 사회적 비용은 다양한 방법으로 내부화될 수 있지만 문헌에서 이러한 방법들을 크게 피구적 접근방법(Pigouvian Approach)과 코오즈적 접근방식(Coasean Approach)으로 분류한다. 전자는 시장이나 당사자들간의 거래의 가능성을 무시하고 정부가 개입하여 해결하는 방법이다. 이에 반해 후자는 정부에 의한 외부적 강요에 의존하지 않고 당사자들간의 자발적 거래를 통해 이해관계의 상충을 해결하는 방법이다. 코오즈는 자발적 거래를 가능하게 하는 제도적 장치로 재산권의 중요성을 강조한다. 이중에 어느 방법이 더 효과적인가 하는 것은 두 접근방법의 시행에 드는 상대적 비용의 크기에 의해 좌우된다. 만약 재산권을 도입하고 당사자들간의 거래를 성사시키는데 드는 비용이 크지 않다면 피구적 방법보다는 코오즈적 방법이

더 효율적이다. 그러나 거래비용이 정부의 개입으로 인해 발생하는 비용보다 크다면 정부의 개입이 더 효율적일 것이다.

1. 과세와 비용편익 정보

두 접근방법들의 상대적 유효성을 검토하기 위해 매연을 배출하는 숲공장이 인근 지역 주민들의 건강과 세탁물에 피해를 주는 경우를 생각해 보자. 숲이 많이 생산될수록 그을음의 배출은 증가한다. 공장주인은 생산된 숲을 시장에 판매하여 이윤을 추구할 수 있기 때문에 그을음의 배출은 결국 공장주인에게 편익을 제공한다. 그러나 그을음의 배출은 인근지역에 사회적 비용을 발생시킨다. 한 단위의 그을음 배출이 공장주인에게 제공하는 한계편익을 MB, 인근지역주민에게 주는 피해를 MSD로 표시하고 그을음 배출량이 증가함에 따라 그림 <그림 2>에 나타난 것처럼 전자는 감소하고 후자는 증가한다고 가정한다.



만약 공장에서 배출되는 그을음으로 인해 인근 지역이 입게 될 피해를 보상하지 않아도 된다면 이윤을 극대화하는 숲의 생산량은 한계편익이 0이 되는 생산수준

즉 그을음의 배출량이 e 인 수준에서 이루어진다. 그러나 e 에 해당되는 숲의 산출량은 사회적으로 바람직한 수준과는 거리가 멀다. 왜냐 하면 점 c 이후부터는 그을음 한 단위의 배출이 가져오는 편익보다는 그로 인한 사회적 손실이 더 크기 때문이다. 숲의 산출량이 e 에서 c 로 줄어들수록 사회적 후생은 증가한다. 그러나 만약 산출량이 지나치게 줄어들어 점 c 의 좌측에서 이루어진다면 MB가 MSD보다 크게 되기 때문에 이 경우에는 그을음의 배출 증가가 사회적 후생의 증대를 가져온다. 따라서 사회적 후생은 점 c 에서 극대화됨을 알 수 있다.

외부효과에 의한 비효율이 제거되려면 점 c 에서 숲 생산이 이루어져야 한다. 공장이 환경오염의 사회적 비용을 지불하게 되면 사회적으로 바람직한 수준의 숲 생산이 유도될 것이다. 사회적 비용을 부담시키는 한가지 방법은 그을음의 배출량에 대해 정부가 적절한 세금을 부과하는 것이다. 정부의 과세는 사회적 비용을 내부화시키는 인위적인 가격기구의 역할을 수행한다. 만약 정부가 그을음 배출량에 관계없이 그을음 한 단위에 대해 cb 의 세율을 적용한다면 숲공장은 직선 db 를 그을음 배출에 대한 한계비용곡선으로 인식하게 된다. 이러한 비용조건하에서 이윤을 극대화하는 산출량은 점 c 에서 이루어진다. 그러나 과세에 의해 자원배분의 비효율성이 교정되려면 최적한계세율 cb 의 크기에 대한 정확한 정보가 확보되어야 한다. 최적한계세율은 인근주민의 한계피해곡선 MSD와 숲공장의 한계편익곡선 MB가 교차하는 점에서 결정되므로 정부는 이들에 대한 정보를 필요로 한다. 따라서 과세를 통해 자원배분의 왜곡을 교정할 수 있는 정부의 능력은 한계피해곡선과 한계편익곡선에 대해 정부가 얼마나 정확한 정보를 확보하느냐에 의해 결정된다고 볼 수 있다. 그러나 오염발생이 수반하는 피해와 편익에 대한 정확한 정보는 관련 당사자들만 알려져 있고 규제자에게 허용되지 않는 경우가 대부분이다. 규제자와 당사자들간에 정보의 비대칭informational asymmetry 문제가 존재하면 정확한 정보를 수집하기 어려울 뿐 만 아니라 정보를 수집하는데 드는 비용도 무시할 수 없다.

2. 코오즈Coase와 피구Pigou: 정보비용의 중요성

외부효과에 관한 사회적 비용과 사적비용의 괴리로 인해 발생하는 자원배분의 왜곡은 정부의 과세에 의존하지 않고 시장의 원리를 통해 해결하는 방법이 있다. 일반적으로 시장거래는 거래 대상에 대한 재산권의 확립을 전제로 한다. 코오즈Coase는 환경오염에 의한 자원배분의 왜곡은 외부효과에 대한 재산권의 확립을

통해 해결될 수 있음을 설명하였다. 위의 경우에 대기의 사용에 관한 재산권은 지역주민의 경우에는 깨끗한 공기를 향유할 권리, 공장의 경우에는 대기를 오염시킬 권리의 형태를 취할 수 있다. 코오즈는 당사자들간의 협상과정에 드는 비용이 없다면 지역주민과 공장 중에서 어느 누가 대기에 대한 권리를 소유하더라도 당사자들간의 자발적인 거래에 의해 자원배분이 효율적으로 이루어질 수 있음을 보였다. 이 결과를 코오즈 정리라고 부른다. <그림 2>를 이용하여 코오즈 정리를 설명해 보자. 지역주민에게 깨끗한 공기를 향유할 권리가 주어진 경우에 지역주민은 숲공장을 폐쇄시키거나 그을음으로 인한 피해에 대해 완전배상을 받는 조건하에서 숲공장의 가동을 허용할 것이다. 완전한 피해보상의 전제하에서 공장가동이 허용되면 피해보상은 사회적 비용곡선인 MSD를 따라 지역주민에게 이루어진다. 즉 배상비용이 숲의 생산비용이 된다. MSD가 숲의 생산비용곡선이 되기 때문에 공장의 이윤극대화는 그을음 배출량 c 에서 이루어지고 지역주민에게는 $A(ocba)$ 만큼의 배상이 이루어진다. 역으로 그을음을 배출할 권리가 공장에게 주어지면 지역주민의 피해는 MSD곡선에 의해 나타난다. 공장가동수준이 점 c 를 넘어서면 공장에게 돌아가는 편익보다 지역주민의 피해가 더 커진다. 이 경우에 지역주민이 그러한 편익에 해당되는 만큼을 공장에게 보상하여 공장가동을 감소시킨다면 지역주민은 적은 보상비용으로 피해의 크기를 줄일 수 있다. 따라서 지역주민이 공장의 총편익을 감소시키지 않고 자신들의 후생을 극대화하는 방법은 공장에게 ceb 만큼을 보상하여 공장가동이 c 에서 이루어지도록 하는 것이다. 만약 지역주민과 숲공장이 협상하는데 거래비용이 들지 않는다면 재산권의 분배결과와는 상관없이 숲 생산이 사회적으로 효율적인 수준인 c 에서 이루어진다. 초기에 재산권이 효율적으로 분배되지 않아도 만약 해당 재산권을 필요로 사람들간에 자발적 거래가 일어나도록 제도적 여건을 마련하는데 어려움이 없다면 경쟁시장에서와 마찬가지로 효율적인 재산권의 재분배가 이루어질 수 있다.

자원배분의 왜곡을 교정하는데 필요한 충분한 정보 즉 MSD와 MB곡선의 위치에 관한 정보를 이용하는데 비용이 들지 않는다면 효율적인 자원배분은 피구의 과세와 코오즈의 자발적 거래에 의해 모두 달성될 수 있다. 그러나 일반적으로 이러한 정보는 무료로 제공되지도 않고 충분한 정보량이 관련당사자 모두에게 존재하지도 않는다. 정부가 개입하여 적정조세를 부과하는 경우에는 정부가 MSD와 MB가 어디에서 교차하는지를 알아야 한다. MSD에 대한 정보는 지역주민의 피해를 조사하거나 지역주민의 자발적인 정보제공에 의해 얻어질 수 있지만 이 과

정에서 지역주민은 보다 많은 배상을 얻기 위해 피해의 크기를 왜곡시키려는 인센티브를 갖는다.¹¹⁾ 정부가 MB에 대한 정보수집에 나서면 공장주인도 배상을 축소시킬 의도로 그을음의 한계편익에 대한 정보를 왜곡시키려 할 것이다. 관련당사자들과 정부간에 발생하는 정보의 비대칭성 문제는 적정세율의 부과를 어렵게 만든다. 더구나 공공선택이론에 의하면 정부가 외부효과에 대한 직접적인 이해당사자가 아니기 때문에 정부가 관련당사자들의 입장에서 외부효과에 의한 자원배분의 왜곡을 해결할 아무런 인센티브를 갖지 않는다.

외부효과에 의한 자원배분의 비효율을 파레토적으로 개선하는데 사용되는 조세와 보조금을 통한 정부의 개입과 코오즈가 제시한 방법과의 근본적인 차이는 정부가 무임으로 사용할 수 있는 정보량의 크기에 있다. 피구적 접근방법은 주민에게 깨끗한 공기를 향유할 권리를 암묵적으로 부여하고 공장으로 하여금 정부가 결정한 배상액에 따라 환경적 피해에 대해 보상하도록 한 조치로 해석할 수 있다. 이 방법은 오염발생에 대처할 수 있는 주민과 공장의 능력을 전혀 고려하지 않는다. 코오즈 (1988)는 피구적 방법을 다음과 같은 이유에서 비판한다. 만약 주민이 $A(ocba)$ 보다 적은 비용인 G 를 들여서 피해를 모면할 수 있다면 정부의 과세는 비효율적이다. 왜냐하면 재산권을 공장에게 부여하면 주민은 고정비용 G 를 들여서 주민 스스로가 피해액 $A+D(ceb)$ 가 발생하는 것을 방지하려고 할 것이기 때문이다. 만약 오염피해를 줄일 수 있는 방법이 없다면 주민은 비용 D 로 공장을 ‘매수’하여 오염수준을 c 로 유지할 것이다. 코오즈의 주장대로 정부의 간섭에 의한 해결방법보다는 재산권의 설정을 통해 외부효과가 당사자들간에 자발적으로 거래될 수 있도록 하는 방법이 더 효율적이다. 그러나 만약 정부가 공장과 주민이 취할 수 있는 여러 대안들에 관한 비용 정보를 갖고 있다면 두 가지 접근방법은 여전히 동일한 자원배분결과를 달성한다. 예를 들어 정부가 주민이 비용 G 를 들여 피해를 방지할 수 있다는 사실을 알고 있다면 정부는 공장에 재산권을 부여함과 동시에 공장으로부터 G 만큼의 세금 *lump-sum tax*을 거두어서 전액을 주민에게 보조금으로 지급하면 그 결과는 코오즈의 방법과 같아진다. 따라서 코오즈와 피구가 제시한 방법의 근본적인 차이는 정부가 활용할 수 있는 무임정보 *free information*가 필요한 만큼 존재하느냐에 달려 있다. 일반적으로 무임으로 얻는 정보만으로 정부가 관련당사자들과 정보면에서 대등하게 될 수 없다. 정보 수집 비용과 정책의 집행비용은 정부의 개입으로 인해 발생하는 비용이며 관련당사자

11). 이러한 문제는 제6장의 위천공단 사례연구에서도 언급된다.

들보다는 사회 전체가 부담하게 되는 특징을 지닌다.

재산권이 도입되어 당사자들간에 자발적인 거래가 가능한 경우에는 정보의 비대칭성과 인센티브 문제가 일부 완화될 수 있다. 특히 당사자들간의 거래에 의한 해결방법은 조세를 부과하는 경우처럼 외부효과의 가격설정자인 정부와 관련당사자들간의 정보의 비대칭 문제가 존재하지 않는다. 가격은 당사자들간의 자발적인 협상과정에 의해 결정된다. 협상에 임하는 당사자들은 가격결정에 필요한 정보 또는 협상에서 보다 유리한 위치를 확보하는데 필요한 정보를 얻기 위해 비용을 지불할 것이다. 즉 자발적인 거래의 경우에 정보비용이 내부화된다. 그러나 코오즈가 주장하는 가격기구의 도입을 통한 자원배분은 외부효과에 대한 재산권이 확립되었다는 전제 위에서 가능하다. 코오즈 정리에 의하면 거래비용이 무시할 정도로 작다면 재산권이 어느 관련당사자에게 부여되든지 상관없이 항상 효율적인 자원배분이 일어난다.

환경오염에 대한 코오즈와 피구의 접근방법은 거래의 결과면에서도 다르다. 환경오염의 사회적 비용이 적정하게 부과되었다라도 그 수입이 피해자에게 모두 이전되지 않는다면 파레토 효율은 회복되지 않는다. 현실적으로 정부가 오염배출자에게 부과하는 배출부과금은 환경오염의 피해자에게 이전되지 않는다. 그러나 재산권제도가 확립되면 권리의 거래가 환경오염의 관련당사자들간에 자발적으로 이루어져 파레토 효율이 회복될 수 있다.

3. 재산권의 배분과 거래비용

거래비용이 존재하지 않는 경우에 정부는 재산권 배분을 위해 피해와 편익에 관한 정보를 필요로 하지 않는다. 왜냐 하면 초기의 재산권 설정이 효율적이지 않더라도 관련당사자들이 권리를 자발적으로 재거래하여 파레토 효율이 실현될 수 있기 때문이다. 따라서 재산권의 형태를 결정하는데 정보비용이 들지 않는다. 그러나 거래비용이 존재하는 경우에 상황은 달라진다. 당사자들간의 협상이 거래비용을 수반하면 코오즈 정리는 적용되지 않는다. 결론부터 말하자면 거래비용이 존재하는 경우에 재산권의 초기 형태가 사회적 후생의 크기에 영향을 미친다. 즉 거래비용이 존재하면 코오즈 정리가 성립하지 않는다. 이 경우에 정부가 임의적으로 결정한 재산권의 형태가 파레토 효율을 보장할 수 없다. 거래비용이 존재하면 정부는 효율적인 자원배분을 위해 거래비용이 사회적 후생에 미치는 영향에

관한 정보를 필요로 한다. 즉 효율적인 재산권의 형태를 결정하는데 거래비용의 존재는 정보비용을 수반할 수 있다.

달만Dahlman (1979)은 외부효과 그 자체가 거래비용의 존재를 의미한다고 주장한다. 그 이유는 만약 거래비용이 존재하지 않는다면 관련 협상비용을 들이지 않고 이해당사자간에 파레토 효율을 증진시키는 방향으로 거래가 이미 실현되어야 했기 때문이다.¹²⁾ 거래비용은 경제주체간에 재산권을 이전할 때 발생하는 모든 비용이다. 거래비용에는 교환의 기회포착, 협상, 감시 및 시행에 드는 교환비용과 교환을 가능하게 하는 제도적 장치를 유지, 보호하는데 드는 비용이 포함된다.¹³⁾ 불확실성과 불완전 정보를 특징으로 하는 현실세계에서 일어나는 교환은 거래비용을 수반한다. 거래비용이 존재하면 초기에 누구에게 재산권을 부여하느냐에 따라 그 자원배분의 결과와 효율성이 달라질 수 있다.

거래비용이 없으면 상이한 배상원리liability rules하에서도 동일한 자원배분이 이루어지지만 거래비용이 존재하면 배상원리는 자원배분을 결정하는데 중요한 역할을 한다. 코오즈Coase (1988)는 거래비용이 수반되는 경우에 상이한 법적 원리 legal rules하에서 어떤 자원배분의 결과가 초래될지 직관적으로 분명치 않으며 거래상황에 의해 좌우된다고 했다. 즉 주어진 상황하에서 자원배분에 대한 거래비용의 영향을 비교 분석하지 않고는 어떤 배상원리가 효율적인지 미리 판단할 수 없다는 것이다. 그러나 일부 문헌에서는 일관성 있는 재산권 배분에 관한 기준을 제시하고 있다. 포즈너Posner (1992)는 거래비용이 존재하는 경우 효율적인 재산권 분배는 재산권을 가장 높이 평가하는 측에 권리를 부여하는 것이라고 주장한다. 포즈너의 재산권 분배 원리는 법경제학 문헌에서 자주 인용된다. 이러한 원리는 코오즈의 직관과 상충된다. 거래비용이 자원배분의 결과에 영향을 미치는 경우에 효율성을 보장하는 재산권 배분 원리가 공식화될 수 있는지 여부를 판단하려면 일반적인 상황에 대한 분석이 필요하다. 다음의 분석 결과에 의하면 코오즈의 예견대로 거래비용의 영향을 분석하지 않고는 효율성을 보장하는 재산권 분배 원리를 공식화하는 것이 불가능하다. 특히 포즈너가 제시한 원리는 일반적으로 성립하지 않는다.

앞의 예를 확장하여 쌍방이 재산권의 거래에 관한 협상에 도달하는데 일정한 거

12). Dahlman (1979) p142.

13). Pejovich (1995) p84.

거래비용이 수반되는 경우를 분석해 보자. 환경에 대한 재산권이 주민에게 주어진 경우(환경권)에 공장은 주민과의 협상을 위해 거래비용 T_2 를 지출해야 하고 환경에 대한 재산권이 공장에 주어진 경우(배출권)에 주민은 공장과의 협상을 위해 거래비용 T_1 을 지출해야 한다고 가정한다. 분석의 편의를 위해 면적 $ocba$, abg , beh 및 ceb 를 각각 A, B, C 및 D로 나타낸다. 면적 B는 거래비용을 고려하지 않았을 경우에 비용곡선 MSD하에서 공장이 얻게 되는 이윤을 나타낸다. 한편 면적 C는 거래비용이 없을 때 주민이 D만큼 보상하여 공장의 가동수준을 e에서 c로 감소시켰을 때 주민이 얻는 이득을 나타낸다.

첫째, 주민이 환경권을 소유한 경우에 숲 생산이 가능하려면 공장은 협상비용과 보상비용을 지불해야 한다. 이러한 비용은 공장을 가동하는데 드는 비용이므로 T_2 를 가변비용, 보상비용을 가변비용으로 간주할 수 있다. 따라서 MSD은 한계비용을 나타낸다. 이러한 비용구조하에서 생산으로부터 얻을 수 있는 최대이윤은 점 c에서 결정되고 이때의 이윤은 $(B+A)-(T_2+A)=B-T_2$ 가 됨을 알 수 있다. 만약 $B < T_2$ 이면 이윤이 부(negative)가 되므로 공장주인은 공장을 폐쇄하는 것이 합리적이다. 주민이 환경권을 소유한 경우에 공장의 이윤은 $\max\{B-T_2, 0\}$ 로 나타난다.

둘째, 공장이 공해배출권을 소유하면 공장의 이윤은 MB곡선 상에서 결정된다. 즉 공장은 점e에서 최대이윤 $A+D+B$ 를 얻는다. 한편 생산이 점 e에서 이루어지면 주민의 손실은 $A+D+C$ 가 된다. 만약 주민이 협상을 통해 그을음 배출량을 c수준에 머물게 하려면 주민은 점 c에서의 그을음으로 인한 손실 A, 공장에 대한 배상 D 및 거래비용 T_1 즉 총비용 $A+D+T_1$ 를 지불해야 한다. 따라서 공장이 배출권을 소유한 경우에 주민이 입은 손실은 $A+D+\min\{C, T_1\}$ 로 나타난다.

<표 16> 재산권과 사회후생

재산권	주민손실	공장이윤	사회후생
환경권(주민)	0	$\max\{0, B-T_2\}$	$\max\{0, B-T_2\}$
배출권(공장)	$A+D+\min\{C, T_1\}$	$A+B+D$	$B-\min\{C, T_1\}$

<표 17> 효율적인 재산권의 형태

조		건	재산권 형태	오염 배출량	사회후생
$T_2 < B$	$\min\{C, T_1\} > T_2$	배출권	$c \ (C > T_1)$ $e \ (C < T_1)$	$B - T_1$ $B - C$	
	$\min\{C, T_1\} < T_2$	환경권	c	$B - T_2$	
$\min\{T_1, T_2\} > B > C$			배출권	e	$B - C$
$\min\{T_1, T_2, C\} > B$			환경권	0	0

숫 생산의 사회적 후생은 공장이윤과 주민손실의 합으로 나타난다. 사회적 후생은 권리가 주민에게 부여된 경우에 $\max\{B - T_2, 0\}$ 가 되고 반대로 권리가 공장에 부여된 경우에 $B - \min\{C, T_1\}$ 가 된다. 만약 전자가 후자보다 크면 환경권을 부여하는 것이 효율적이고 그 반대의 경우에는 배출권을 부여하는 것이 효율적이다. 재산권의 분배에 의해 달성되는 사회적 후생의 크기는 거래 당사자들에 돌아오는 이득 B, C 뿐 만 아니라 거래비용 T_1, T_2 에 의해서도 영향을 받는다. 즉 재산권 분배의 효율성은 이러한 요소들의 상대적 크기에 의해 결정된다.

자원배분의 효율성을 보장하는 재산권의 설정은 개별 경제주체에게 재산권이 부여되었을 경우에 얻어지는 사회적 후생의 상대적 크기에 의해 결정된다. 이러한 크기를 비교하기 위해 먼저 공장의 거래비용이 점 c 에서의 이윤보다 작은 경우 즉 $T_2 < B$ 인 경우를 상정하자. 이 경우에 만약 $\min\{C, T_1\} > T_2$ 이면 배출권을 부여하는 것이 효율적이다. 배출권을 부여받은 공장은 이윤 극대화를 위해 그을음을 점 e 수준에서 배출하려는 동기를 갖는다. 만약 C 가 거래비용 T_1 보다 크다면 주민은 협상을 통해 공장에 D 를 보상하고 그을음 배출을 점 c 로 감소시키는 것이 합리적이다. 그렇지 않은 경우에는 주민이 공장과 협상할 동기가 사라진다. 한편 $\min\{C, T_1\} < T_2$ 이면 환경권을 부여하는 것이 효율적이다. 이 경우에 공장은 주민

에게 A 를 배상하고 점 c 에서 숲을 생산하는 것이 합리적이다.

거래비용이 $\min\{T_1, T_2\} > B > C$ 을 만족하는 경우에는 공장에게 배출권을 부여해야 사회적 후생이 극대화됨을 쉽게 알 수 있다. 또한 쌍방 모두의 거래비용과 주민의 잠재적 손실 C 가 B 보다 커서 $\min\{T_1, T_2, C\} > B$ 을 만족하면 주민에게 환경권을 부여하는 것이 효율적이고 이 경우에 주민은 공장의 협상에 응할 이유가 없기 때문에 숲 생산은 이루어질 수 없다. 앞의 경우와 달리 이 두 가지 경우에는 공장의 거래비용 T_2 가 잠재이윤 B 보다 크다고 가정하였다.

거래비용이 존재하는 경우는 거래비용 T_1 및 T_2 , 공장의 잠재적 이윤 B 및 주민이 향유할 잠재적 편익 C 의 상대적 크기에 의해 재산권 배분의 효율성이 결정될 뿐 만 아니라 숲의 산출량도 점 o , c 및 e 중의 어디에서도 일어날 수 있다. 따라서 이들의 상대적 크기에 관한 정보가 없으면 재산권이 효율적으로 설정되기 어렵다. 이러한 사실은 거래비용이 없다는 전제하에서 얻어진 코오즈 정리의 결론과 매우 대조적이다. 거래비용이 없는 경우에는 정부가 재산권 설정에 필요한 정보를 관련당사자들로부터 얻어낼 필요가 없다. 왜냐하면 재산권이 누구에게 배분되든지 당사자들간의 거래를 통해 항상 파레토 효율적인 자원배분 상태에 도달되기 때문이다. 그러나 거래비용이 자원배분의 결과에 중대한 영향을 미치는 경우에는 재산권의 형태를 결정하는데 거래비용, 관련당사자들의 편익 및 피해의 크기에 관한 정보가 필요하다. 따라서 효율적인 재산권의 설정은 이러한 정보를 전제로 한다. 만약 정부가 활용할 수 있는 무임정보가 충분하지 않다면 효율적인 재산권의 형태를 결정하는데 정보비용이 수반될 것이다. 이러한 결과는 거래비용이 존재하지 않는 경우와 매우 대조적이다.

거래비용으로 인해 재산권을 어느 측에 부여하느냐에 따라 사회후생의 크기가 달라지는 경우에 법경제학 문헌에서는 다양한 형태의 재산권 분배 원칙을 사용하고 있다. 그 중에 대표적인 것이 포즈너Posner (1992 p52)에 제시된 원칙이다. 결론부터 말하자면 이 원칙은 일반적으로 자원배분의 효율성을 보장하지 않는다. 포즈너에 의하면 재산권은 그 가치를 가장 높이 평가하는 사람에게 부여하는 것이 바람직하다. 현실에서의 거래가 비용을 수반한다는 사실을 감안하면 효율성 제고를 위해 재산권은 가장 높은 금액을 지불할 의사가 있는 편에 배분되어야 한다는 것이다. 포즈너의 주장에 의하면 효율적인 재산권의 형태는 배출권의 가치인

$A+D+B$ 와 환경권의 가치인 $A+D+C$ 의 상대적 크기에 의해 결정된다. 따라서 만약 $C>B$ 이면 환경권이 부여되어야 하고 반대로 $B>C$ 이면 배출권이 부여되어야 한다. 그러나 이 주장은 거래비용이 존재하는 경우에 초기 재산권의 형태가 사회 후생에 미치는 영향을 고려하지 않고 내린 결론이라고 할 수 있다. 우선 $T_2 < B$, $\min\{C, T_1\} > T_2$ 인 경우에 여기서 얻어진 결론과 포즈너의 원칙을 검토해 보자. <표 17>에 의하면 효율적인 재산권의 형태는 배출권이다. 특히 $C > B > T_2$ 와 $T_1 > T_2$ 이면 환경에 대한 권리는 공장에 부여되어야 한다. 그러나 이 경우에 $C > B$ 이기 때문에 포즈너의 주장에 의하면 주민에게 환경권이 부여되어야 효율적이다. 따라서 포즈너의 주장은 성립하지 않는다. 마찬가지로 $T_2 < B$ 이고 $\min\{C, T_1\} < T_2$ 인 경우에도 포즈너의 원칙이 적용되지 않는 예를 찾을 수 있다. 포즈너의 원칙은 거래비용이 모두 편익보다 큰 $\min\{T_1, T_2\} > B > C$ 경우에 성립한다. 그러나 이 경우는 거래비용이 너무 커서 주민과 공장간에 협상이 이루어질 수 없다. 포즈너의 원칙이 효율적인 재산권 배분을 보장하지 못하는 이유는 여러 형태의 재산권 하에서 거래비용이 후생에 미치는 영향을 고려하지 않았기 때문이다. 어떤 경우에는 공장 또는 주민이 배출감축장치 또는 피해방지장치를 설치하여 오염배출 또는 피해를 제거할 수 있다. 이 경우에도 포즈너의 원칙은 성립되지 않는다.¹⁴⁾ 한편 캘러브레시와 멜라미드 Calabresi & Melamed (1972)는 거래비용이 적게 드는 쪽에 책임을 묻고 반대편에 권리를 부여하는 것이 효율적이라고 주장한다. 이들의 주장을 앞의 경우에 적용한다면 $T_1 > T_2$ 이기 때문에 권리는 공장에 부여되어야 할 것이다. 이들의 주장도 성립하지 않는다.

4. 재산권 배분의 실행수단 implementation mechanism

외부효과는 조세와 보조금을 사용하는 피구적 방법과 자발적 협상을 통한 코오즈적 방법에 의해 해결될 수 있다. 피구적 방법에서는 정부가 외부효과에 대한 가격을 결정하여 그 발생자에게 부과한다. 시장의 가격기구에 비해 피구적 접근방법은 두 가지 면에서 문제가 있다. 첫째, 거래당사자가 아닌 제3자가 가격결정에

14). 예를 들어 공장이 A보다 작은 비용 A^* 를 오염제거설비에 투자하여 그을음의 배출을 막을 수 있다고 가정하자. 이 경우에 재산권 구입을 위해 공장과 주민이 지불하고자 하는 최대 금액은 각각 A^* , $\min\{A^*+T_1, A+D+C\}$ 이다. 따라서 포즈너의 원칙에 의하면 재산권이 주민에게 주어지는 것이 효율적이다. 그러나 거래비용 T_1 이 다른 것들에 비해 상대적으로 크면 이러한 결론은 옳지 않다. 재산권이 주민에게 부여되면 사회 후생은 $B+A-A^*-T_2$ 이고 숏 생산은 점c에서 이루어지고 반대로 공장에 부여되면 사회 후생은 $B+D+A-(A^*+T_1)$ 가 되고 숏 생산은 점e에서 이루어진다. 만약 $T_1 > T_2+D$ 이면 후자가 전자보다 크기 때문에 효율성을 위해서는 재산권이 오히려 공장에 부여되어야 한다.

필요한 정보를 소유해야 한다. 정부가 거래당사자들로부터 적절한 정보를 확보하는데는 비용이 수반된다. 둘째, 전통적인 피구의 자세는 사회적 한계손실과 사적 한계편익이 교차하는 점에서 외부효과의 발생자에게 부과된다. 즉 외부효과의 피해자에게만 재산권이 인정되기 때문에 피해자가 적은 비용으로 피해를 방지할 수 있는 수단이 있어도 그 방법을 사용할 인센티브를 제공하지 못한다. 이에 반해 코오즈의 방법은 재산권의 토대 위에서 관련당사자간의 자발적 거래에 의한 자원 배분을 보장한다는 면에서 시장의 원리와 매우 유사하다. 경쟁시장과 다른 점은 코오즈의 협상과정에서 교환조건 즉 가격이 구체적으로 어떤 과정에 의해 결정되는지에 관한 설명이 부재하다는데 있다. 코오즈는 거래에 의한 편익의 증가분이 당사자들간에 어떤 방식으로 분배되는지에 관해 분명한 답을 제시하지 않았다. 만약 당사자들이 보다 많은 몫을 차지하려고 전략적으로 행동한다면 분배과정에서 상당한 협상비용이 발생할 수 있다. 앞의 예에서 주민의 허가 없이 공장을 가동할 수 없다면 주민은 공장으로부터 A이상의 배상을 얻어내기 위해 허가를 지연시킬 수 있다. 생산의 지연은 공장의 손실을 의미하기 때문에 공장은 주민의 동의를 얻어내기 위해 자신의 몫인 B중의 일부를 주민에게 줄 수도 있다.

시장의 교환과정과 코오즈 협상은 형평성 면에서도 차이가 있다. 시장교환은 당사자들 모두의 후생을 증진시킨다. 코오즈 협상의 전제조건이 되는 재산권의 확립과정에서 한편이 재산권을 부여받으면 다른 편은 그 권리를 잃게 된다. 재산권의 충돌로 인해 관련당사자간에 분쟁이 발생했을 경우 어느 편에 권리를 부여해야 할지 형평성의 측면에서 법적 근거가 분명치 않은 경우가 있다. 숲공장과 주민의 예에서 초기에는 외부효과가 미미하다가 지역개발로 인해 주민의 소득이 높아지고 숲공장의 생산용량이 증가하여 지역주민이 느끼는 피해가 이전과는 달리 심각해졌다고 하자. 만약 지역주민에게 환경권이 부여되면 공장은 환경오염에 대한 대가를 지불하게 되어 공장의 이윤은 전보다 악화된다. 역으로 공장에게 배출권이 부여되면 지역주민의 후생은 공장에 비해 상대적으로 악화될 것이다. 이와 같이 재산권을 부여받지 못한 측은 그 동안의 부분적 권리마저 잃게 되기 때문에 상대적 박탈감을 느끼게 된다.

코오즈 협상은 가격결정의 메카니즘이 부재하고 자원배분의 결과에 형평성이 결여된다는 문제를 갖고 있다. 이러한 문제와 관련하여 베리안Varian (1993)은 보상제도compensation mechanism를 도입하였다. 이 방법을 적용하면 한계비용과 한

계수입이 같아지는 점에서 거래가 성립되기 때문에 경쟁시장의 원리가 실현된다. 보상제도에 의한 자원배분의 결과는 피구의 과세와 같지만 정부가 가격결정에 필요한 정보의 요건을 갖추지 않아도 된다는 점에서 근본적으로 다르다.

보상제도를 실행하는데 필요한 정보적 요건은 코오즈의 경우와 유사하다. 주민과 공장 모두가 서로의 비용곡선을 파악해야 하지만 규제자인 정부는 이러한 정보를 필요로 하지 않는다. 그을음 배출량이 x 일 때 공장의 편익을 $R(x)$, 주민의 피해액을 $C(x)$ 로 나타낸다. 사회적 후생은 $R(x)-C(x)$ 로 나타내고 사회적 효율성은 이 함수가 극대화되는 점 즉 한계편익과 한계비용이 같아지는 점에서 결정된다. 사회적 효율성이 달성되는 점에서의 한계비용이 바로 피구의 적정과세율에 해당된다. 정부는 다음과 같은 2단계 경매메카니즘을 이용하여 $R(x)$ 와 $C(x)$ 에 관한 정보 없이도 효율적 자원배분을 유도할 수 있다.

베리안의 보상제도

공표단계: 공장과 주민은 자신들이 환경 한 단위에 대해 지불하고자 하는 가치를 동시에 공표한다. (공장이 공표한 가치를 p , 주민이 공표한 가치를 q 라고 표기한다.)

선택단계: 공장이 오염배출수준 x 를 선택한다. 발표된 (p, q, x) 에 따라 정부는 공장에게 부담금 $qx+n(p-q)^2$ 를 부과하고 주민에게 px 의 보조금을 지급한다. 비례상수 n 은 규제자에 의해 임의로 선택된 양의 상수이다.

이러한 경매조건하에서 p, q 및 x 가 결정되면 공장과 주민이 얻는 편익은 각각 다음과 같이 나타난다.

$$V(x, p, q) = R(x) - qx - n(p - q)^2$$

$$W(x, p, q) = px - C(x).$$

선택단계에서 공장과 주민은 편익의 극대화를 추구한다.

보상경매게임은 수많은 내쉬해 Nash equilibrium을 갖는다. 즉 공장과 주민이 공표한 세율과 그을음 배출량 x 가 $p=q$ 를 만족하고 x 가 $V(x, p, q)$ 를 극대화한다면 그러한 (x, p, q) 는 모두 내쉬해가 된다. 그러나 이중에서 내쉬해보다 강한 균형요건을 충족하는 균형의 수는 많지 않다. 특히 하위게임 완전균형(subgame

perfect equilibrium)을 적용하면 보상경매게임은 유일한 해(x^*, p^*, q^*)를 갖고 이것은 다음의 관계에서 얻어진다.

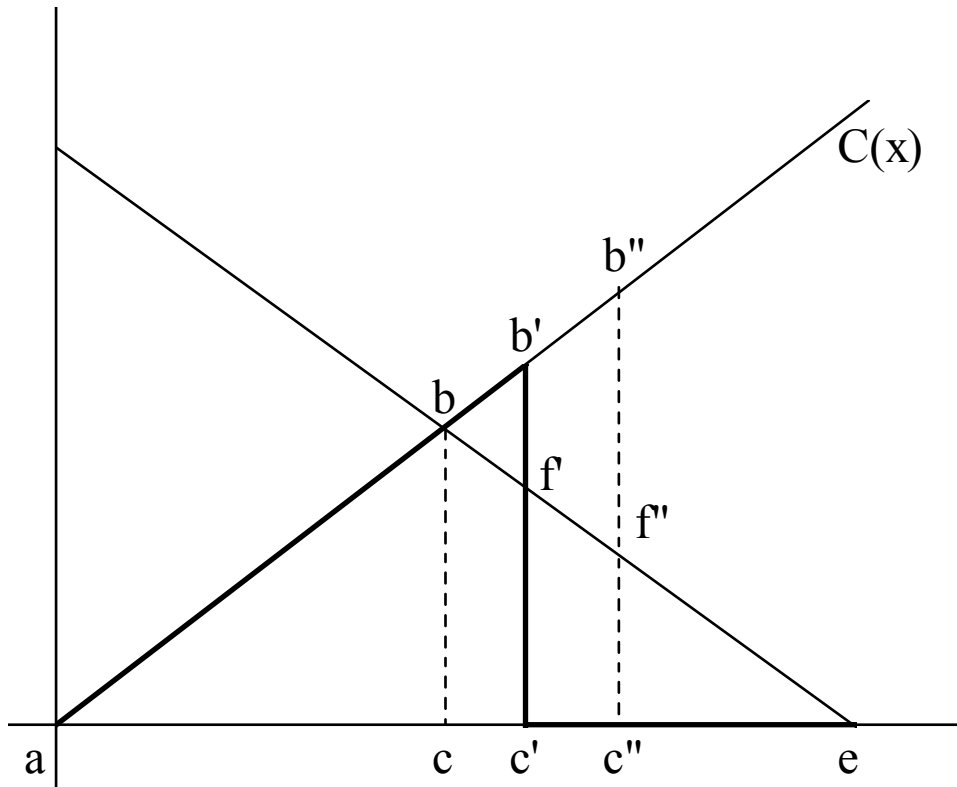
$$p^* = q^* = dR(x^*)/dx = dC(x^*)/dx$$

이 조건에서 한계편익과 한계비용이 일치하므로 보상제도에 의한 자원배분은 효율적이다. 또한 공장은 공급자 잉여를, 주민은 소비자 잉여를 향유하게 되어 경쟁 시장에서의와 같은 형평성이 실현된다.

그러나 이러한 결과는 몇 가지 중요한 전제에서만 가능하다. 첫째, 한계편익곡선이 좌하향한다는 것과 사회적 한계비용곡선이 볼록하며 convex 우상향해야 한다. 둘째 고정비용을 들여 주민의 피해를 제거할 수 있는 조치가 존재하지 않아야 한다. 이러한 가정이 성립하지 않는다면 베리안의 보상제도는 적용할 수 없다. 그 이유는 다음 그림을 통해 설명될 수 있다. 그을음 수준 c'' 에서 면적 $bf''b''$ 와 면적 $c''ef''$ 는 같다. 만약 주민이 고정투자 F 로 피해방지장치를 설치할 수 있다면 주민의 비용함수는 $D(x) = \min\{C(x), F\}$ 로 바뀐다. 이러한 피해방지의 대안이 존재하면 주민의 한계피해곡선은 오목성 가정을 만족하지 않는다. 오목성 가정이 충족되지 않으면 앞에서 얻은 결론이 성립할 수 없다. 예를 들어 $C(c'') < F$ 라고 가정하자. 그러면 $F = C(c')$ 를 만족하는 점 c' 가 존재한다. 그을음 배출이 c' 이상이면 주민은 피해를 입는 것보다는 F 를 투자하여 피해를 방지하려고 할 것이다. 따라서 주민의 한계피해곡선은 $ab'c'e$ 로 오목성 조건을 충족시키지 않는다. 면적 $bf'b'$ 이 면적 $c'ef'$ 보다 작기 때문에 사회후생은 공장가동이 점 e 에서 이루어질 때 극대화가 된다.¹⁵⁾ 피구나 베리안의 분석에서와 같이 주민이 피해방지를 위해 취할 수 있는 대안이 없거나 허용되지 않는 경우에는 사회적 효율성이 점 c 에서 달성되지만 대안이 선택될 수 있는 경우에는 일반적으로 점 c 가 사회적으로 효율적인 오염배출량이 되지 않는다. 또한 베리안의 경우처럼 자원배분이 한계가격설정원리(marginal pricing rule)에 의해 이루어진다면 생산의 모든 편익은 공장에게 돌아가고 주민은 아무런 보상도 받지 못한다. 즉 피해를 줄일 수 있는 대안이 존재하면 한계비용곡선의 오목성 가정이 위배되어 베리안이 고안한 보상메카니즘은 효율적 자원배분을 도출하지 못할 뿐 만 아니라 설령 한계가격설정원리에 따라 자원배분이 이루어져도 형평성이 달성되지 않는다.

15). 만약 $c' \geq c''$ 이면 사회적 후생을 극대화하는 생산수준은 c 이다.

<그림 3> 비볼록non-convex 사회비용함수



두 번째 전제하에서 베리안의 보상제도는 주민에게 비용저감적인 조치를 취하게 할 인센티브를 주지 못한다. 앞에서 언급했듯이 코오즈는 이 문제로 인해 피구의 조세가 비효율적인 결과를 초래할 수 있다고 지적했다. 예를 들어 지역주민의 피해가 100만원인 경우에 만약 주민이 40만원의 비용으로 그 피해를 방지할 수 있다면 공장에 100만원의 조세를 부과하는 것은 비효율적이다. 따라서 베리안의 주장과는 달리 보상메카니즘은 코오즈적 접근방법을 시현한다기 보다는 정부가 비용과 편익에 관해 필요한 정보를 확보하지 못한 상황에서 피구적 접근방법을 시현하는데implement 사용될 수 있는 게임의 형태라고 보아야 할 것이다.

보상메카니즘하에서는 당사자들에게 분산된 환경정보와 각자의 선택이 정부에게

자연스럽게 알려지므로 거래를 진행하는데 드는 비용이 코오즈의 협상보다 현저하게 줄어들 수 있다. 거래비용의 유무와 관계없이 피해자가 고정비용을 지출하여 피해를 예방할 수 있는 대안이 존재하면 피해자의 실질적인 피해곡선은 <그림 3>과 같이 볼록하지 않게 된다. 이러한 경우에 코오즈 이론의 시현메카니즘은 아직 알려져 있지 않다. 그러나 만약 특별한 가정이 만족되면 고정비용이 존재하는 경우에도 코오즈 이론을 시현하는 메카니즘을 고안할 수 있다. 피해예방을 위해 주민에게 필요한 고정비용을 F 로 나타내자. 만약 공장이 누릴 수 있는 지대 $Q(=총이윤-F)$ 가 F 배보다 크고 (즉 $총이윤 > 2F$) 이러한 사실을 정부가 알고 있다면 정부는 다음과 같은 보상경매메카니즘을 통해 자원배분의 효율성 및 형평성을 달성할 수 있다.

보상경매제도

제1규칙: 주민과 공장은 권리에 대해 지불하고자 하는 가격을 적어서 정부에 동시에 제출한다. 정부는 높은 금액을 제출한 편에 권리를 부여하고 그 금액을 낮은 가격을 제출한 편에 이전시킨다. 만약 가격이 동일하면 공장에 권리를 부여하고 그 금액으로 주민을 보상한다.

제2규칙: 권리의 재거래를 금한다.

보상경매제도하에서 주민과 공장은 환경의 사용권에 대해 각각 금액 F 를 제출하는 것이 합리적이다. 공장이 제출한 금액이 F 보다 작으면 주민은 그것보다 약간 큰 금액을 제출하여 권리를 소유하려고 할 것이다. 이 경우에 권리의 포기에 대한 대가로 얻는 보상이 Q 보다 작기 때문에 공장은 F 이상의 금액을 제출할 것이다. 주민이 F 미만을 제출한다면 공장은 주민과 같은 금액을 제출하여 그 권리를 소유하려 할 것이다. 그러나 권리가 공장에게 부여되면 주민은 피해방지를 위해 F 를 지출해야 되기 때문에 주민은 F 미만의 가격을 제출하지 않는 것이 합리적이다. 주민은 또한 F 보다 큰 금액을 제출하여 그 권리를 살 이유가 없고 이 사실을 고려하면 공장도 F 이상을 제출하려고 하지 않을 것이다. 따라서 보상경매제도의 내쉬균형은 주민과 공장이 각각 F 를 제출하는 전략을 선택하는 것이다. 내쉬균형에서 공장은 배출권을 얻어서 점 e 에서 생산하게 되고 주민은 오염의 피해를 방지하는데 필요한 투자비용 F 를 보상받게 되어 자원배분의 효율성과 형평성이 달성된다. 지금까지 제2규칙은 사용되지 않았다. 제2규칙을 보상경매제도에

도입한 이유는 권리를 낮게 평가하는 측이 기회주의적으로 행동하는 것을 막기 위한 조항이다. 만약 재거래가 가능하다면 주민은 F보다 약간 높은 가격을 제출하여 그 권리를 획득하려는 동기가 생긴다. 즉 주민은 공장이 누리는 지대의 일부를 획득하기 위해 공장과의 재협상을 추진하여 초기협상에서 입은 손실이상의 보상을 받으려고 할 것이다. 이러한 재협상은 거래비용을 증가시켜 보상경매제도의 효율성을 저하시킨다. 위에 소개된 보상경매메카니즘은 권리에 대해 높게 평가하는 편에 모든 지대를 귀속시킨다는 점에서 시장원리에 의해 달성된 자원배분의 결과와 다르다. 그러나 정부는 메카니즘의 변형을 통해 지대의 일부를 주민에게 귀속시켜 추가적인 형평성을 달성할 수 있다. 예를 들어 제1규칙에서 정부는 권리를 상실하는 편에 대해 가격에 대한 일정비율을 추가하여 보상하는 것이다. 그 비율은 보상의 크기가 공장의 지대인 Q보다 작은 범위 내에서 정부에 의해 사전적으로 결정되어야 한다.¹⁶⁾

거래비용이 존재하지 않는 경우에 보상경매제도는 유용하지 않다. 왜냐 하면 재산권의 형태에 관계없이 자발적 거래에 의해 자원배분이 효율적으로 이루어지기 때문이다. 앞서 언급했듯이 보상경매제도는 당사자들이 공표한 환경가치에 근거하여 자원을 분배하는 기구이기 때문에 자발적 거래의 경우보다 거래비용이 현저하게 줄어들 가능성이 크다. 거래비용이 크게 줄어들수록 자발적 거래에 비해 보상경매제도의 유용성이 높아진다.

4. 법에 의한 해결방법: 물권property rules원리와 배상liability rules원리

1. 재산권과 배상원리

경쟁시장에서의 효율적인 자원배분은 자발적 거래에 의해 도달된다. 시장에서의 자발적 거래는 외부의 힘으로부터 자유로운 상태에서 거래 당사자들간에 원하는 것을 교환하는 행위이다. 거래가 성립하려면 거래당사자들이 교환할 대상이 존재해야 한다. 시장경제의 거래대상은 재산권제도에 의해 정립되고 수요와 공급의 원리에 의해 결정된 시장가치에 의해 재산권의 교환이 이루어진다. 즉 재산권 제

16). 위에 소개한 시현메카니즘은 총이윤 $\leq 2F$ 인 경우에 성립하지 않는다. 일반적인 시현문제는 앞으로 해결되어야 할 연구과제이다.

도는 시장경제의 구성원들에게 유형 및 무형의 자산에 대한 소유의 권리를 부여할 뿐 만 아니라 구성원들간의 합법적인 권리의 교환을 가능하게 하는 사회적 제도라고 할 수 있다. 재산권은 희소한 자원의 사용과 관련해서 발생하는 인간관계이다. 특히 자원의 소유, 사용, 처분, 양도 등의 권리에 관해 사회구성원들간에 이해관계가 대립될 가능성이 있는 경우에 재산권 제도는 일정한 규칙 하에서 자원에 대한 다양한 권리를 배분하는 기능을 통해 자원을 둘러싼 사회적 갈등을 해소하는데 기여한다. 로빈슨 크루소의 세계에서는 재산권 제도가 불필요하다. 또한 인간의 욕구에 비해 상대적으로 과다하게 존재하고 비용을 들이지 않고 사용할 수 있는 자원에 대해서는 재산권이 설정될 이유가 없다. 이러한 경우에는 자원을 소유하기 위해 사회구성원들이 다투지 않아도 된다.

앞절에서 설명했듯이 거래비용이 없는 경우에는 어떤 재산권의 형태가 도입되어도 자발적 거래에 의해 효율적인 자원배분이 성립될 수 있다. 그러나 거래비용이 존재하는 경우에 정부가 거래비용이 사회적 후생에 미치는 영향에 관해 충분한 정보를 갖고 있지 않으면 환경에 대한 효율적인 재산권의 형태를 사전적으로 결정하기 어려워진다. 재산권이 설정되어도 거래비용으로 인해 외부효과가 자발적으로 거래될 수 없는 경우도 있다. 다음과 같은 예에서는 집단행동의 문제 collective action problem 때문에 자발적 거래에 의해 외부효과가 효율적으로 분배될 수 없다. 상류지역의 한 공장이 배출하는 폐수가 1000명이 사는 하류지역의 주민 개개인에게 매년 3만원의 피해를 입힌다면 사회적인 총 피해는 3000만원이다. 하류지역의 주민이 환경피해를 보상받기 위해 협상 또는 법적 절차를 받는데 거래비용이 4000만원이 든다. 또한 공장이 폐수를 처리하는데 드는 비용이 2000만원이라고 하자. 이 경우에 규제자가 배출권을 도입하면 거래비용 때문에 주민들은 협상에 나서지 않을 것이다. 환경권이 도입된다고 하더라도 규제자가 개입하지 않는 한 주민의 권리가 효과적으로 지켜지기 어렵다. 주민이 보상절차를 밟는데 드는 비용이 보상액수보다 크기 때문에 공장이 환경권을 침범한다고 해도 주민에게 보상절차를 밟을 인센티브가 존재하지 않는다. 이와 같이 거래비용이 외부효과의 효율적인 배분을 가로막는 경우에 효율성을 제고하기 위해 재산권을 효과적으로 보호할 필요가 있다.

경제적 자원에 대해 둘 이상의 개인 또는 집단이 상충적인 이해관계를 보일 때 규제자는 자원에 대한 권익권entitlements의 형태와 보호양식에 관한 규칙 또는

법적 기준을 가지고 있어야 한다. 칼레브레시와 멜라미드 Calabresi and Melamed(1972)는 재산권제도와 관련하여 법제도의 두 가지 역할을 강조한다. 첫째, 법은 이해관계의 대립을 보이는 당사자들 중에 어느 편이 권익권을 향유해야 하는가를 결정해야 한다. 예를 들어 소음발생의 권리와 고요함을 즐길 권리, 오염을 발생시킬 권리와 깨끗한 공기를 마실 권리, 출산할 권리와 출산을 금지시킬 권리 등은 법에 의해 우선적으로 결정되어야 할 사항들이다. 둘째, 재산권의 보호 및 거래를 가능하게 하는 법적 장치가 필요하다. 국가는 어느 쪽이 재산권을 획득해야 하는냐를 결정함과 동시에 획득한 측과 재산권에서 배제된 측들간의 사후적 관계를 정립해야 한다. 법이 재산권의 보호나 거래를 보장하지 못하면 재산권 제도는 효과적으로 시행될 수 없을 것이다. 만약 재산권이 본인의 의사와는 관계없이 쉽게 유린당하거나 제3자와의 거래에 수반되는 비용이 매우 크다면 재산권의 잠재적 가치를 충분히 향유할 수 없게 된다. 칼레브레시와 멜라미드는 재산권의 보호양식을 물권원리 property rules, 배상원리 liability rules 및 양도불가의 원리 inalienability rule 등 세 가지 유형으로 분류하였다.

물권원리 property rules란 본인의 허락 없이는 그 권리를 박탈할 수 없도록 한 원칙을 말한다. 본인의 자발적인 의사에 기초한 거래에 의해서만이 권리의 이전이 가능하다. 물권원리는 재산권의 부여와 절대적 보호를 근간으로 한다. 권리 소유자가 자발적으로 교환에 참여하지 않는 한 거래는 성립할 수 없다. 물권원리에 의해 보호되는 재산권이 본인의 의사와 관계없이 박탈 또는 유린되는 경우에는 형사적 제재 또는 민사상의 강제이행이 적용된다.¹⁷⁾ 만약 주민이 오염되지 않은 공기를 마실 권리가 물권원리에 의해 보호된다면 주변의 공장은 환경오염을 발생시킬 수 없다. 사회는 공장이 오염을 발생시키지 못하도록 제재(예를 들어 공장 폐쇄)할 것이다. 역으로 공장이 오염권을 부여받았다면 주민은 오염발생을 방해할 수 없다. 이 원리는 세 가지 원리 중에서 최소한의 국가 간섭을 필요로 하는 재산권 보호방법이다. 재산권이 물권원리에 의해 보호되면 재산권은 개인적 가치 평가에 기초하여 이해당사자들간에 자발적으로 교환된다. 이 경우에 재산권의 교환이 시장원리에 의해 이루어지기 때문에 시장가격이 바로 교환가치가 된다.

만약 객관적으로 결정된 가치를 지불하고 본인의 의사와는 상관없이 권익권을 박탈 내지 침해할 수 있다면 그러한 권리는 배상원리 liability rules에 의해 보호된

17). 박세일 (1994) p125.

다고 할 수 있다. 여기서 객관적 손해액은 국가, 법원, 전문기관 등에 의해 결정된다. 본인의 의사에 반하여 권익권의 침해가 일어나는 경우에 교환가치는 개인의 가치평가에 이루어지는 것이 아니라 집단적 또는 제도적 평가에 의해 이루어지게 된다. 국가가 손해액의 평가를 담당한다는 점에서 배상원리는 재산권의 보호기능을 수행하는데 물권원리보다 강한 국가의 개입을 필요로 한다고 할 수 있다. 배상액이 피해자의 주관적 평가에 의한 가치와 같거나 그 이상이면 배상원리는 물권원리와 동일한 재산권 보호 기능을 한다고 볼 수 있다.

양도불가의 원리inalienability rules는 일정한 경우에 권리의 거래를 금지하는 원칙을 말한다. 앞의 두 원리와 달리 이 원리는 재산권을 보호한다는 측면도 있지만 한편으로 재산권의 부여에 대한 제한 또는 규제를 포함하고 있다고 볼 수 있다. 국가는 누가 재산권을 부여받을 것인가를 결정할 뿐 만 아니라 재산권이 박탈 또는 유린되는 경우에 그 보상액을 결정하고 또한 모든 상황 또는 어떤 특수한 상황에서 재산권의 매매를 금지시키는 형태의 간섭을 행사한다.

2. 외부효과와 배상원리

사회는 재산권의 형태와 초기 분배를 결정함과 동시에 그 재산권을 보호하기 위해 물권원리, 배상원리 및 양도불가의 원리 중에서 어느 것을 적용해야 할 것인가를 결정해야 한다. 세 양식이 자원배분의 효율성에 미치는 영향은 상황에 따라 달라질 수 있다. 특히 재산권 보호양식의 경제적 성과는 정보비대칭, 거래비용 등에 의해 영향을 받는다. 재산권의 거래로 발생하는 사회적 후생을 극대화하려는 경우에 피해액과 피해방지비용으로 이루어지는 사회적 비용의 크기를 효율성의 한 잣대로 사용할 수 있다. 재산권의 상충으로 인해 ‘피해자’와 ‘가해자’가 발생하는 경우에 양도불가의 원리보다는 물권원리와 배상원리가 보편적으로 적용되므로 여기서는 이것들의 경제적 성과를 비교분석하기로 한다.

피해자와 가해자간의 협상비용이 예상되는 편익보다 높다면 협상은 성립할 수 없다. 예를 들어 자동차 배기가스에 의해 대기오염이 발생하는 경우와 같이 피해자와 가해자가 불특정 다수인 경우에 그들간에 협상이 성립되기 어렵다. 거래비용이 과다하게 발생하면 외부효과가 자발적 거래를 통해 효율적으로 해결될 수 없다. 이와 같은 경우에 규제자는 재산권 보호에 관한 법적 원리를 적용하여 피해

의 발생을 조절할 수 있다. 물권원리를 적용하여 가해자가 권리를 갖게 된다면 피해자에게 손해가 발생될 것이고 반면에 배상원리를 적용하여 피해자가 권리를 갖게 된다면 가해자는 피해에 대해 배상을 해야 한다. 만약 피해와 방지비용의 크기에 관해 국가가 완전한 정보를 갖고 있다면 두 원리는 모두 효율적인 결과를 초래한다. 피해액이 방지비용보다 크면 피해자에게 권리를 부여하고 그 반대의 경우에는 가해자에게 권리를 부여하면 물권원리 하에서 권리의 효율적 배분이 달성된다. 배상원리 하에서 국가는 배상액을 피해액과 일치시키기만 하면 된다. 이러한 배상원리는 물권원리와 동일한 권리의 배분을 가져온다. 배상액과 피해액이 정확하게 일치하면 가해자는 방지비용이 피해액보다 큰 경우에만 피해를 발생시킨다. 그러나 현실적으로 국가가 방지비용과 피해액에 관해 완전한 정보를 소유할 수 없는 경우가 대부분이다. 따라서 국가의 정보구조가 불완전한imperfect 경우에 두 원리의 경제적 성과를 비교할 필요가 있다.

관련당사자들의 편익과 비용에 관해 정부가 이용할 수 있는 정보량은 재산권 배분의 효율성을 결정하는데 중요한 역할을 한다. 피해액 또는 방지비용에 관해 정부가 소유한 정보가 불완전imperfect하면 두 원리의 성과가 달라진다. 결론적으로 말하면 불완전정보 하에서는 배상원리에 의한 자원배분의 성과가 물권원리보다 우수하다. 그 이유는 정부가 이용할 수 없는 사적정보private information가 존재하면 물권원리보다는 배상원리 하에서 사적 정보가 활용될 기회가 많아지기 때문이다. 물권원리 하에서는 권리를 부여받지 못한 측의 사적정보가 자원배분에 반영될 수 있는 기회가 차단되지만 배상원리 하에서는 가해자가 이윤극대화 또는 비용최소화에 관한 의사결정을 통해 자신만이 소유한 정보를 자원배분에 반영하는 것이 허용한다.

간단한 예증을 통해 두 원리의 차이를 분석하기로 한다. 우선 정부가 피해자에 대한 손실을 정확하게 측정할 수 있지만 가해자의 방지비용에 대해 알 수 없는 경우를 생각하자.¹⁸⁾ 피해액과 방지비용을 정확하게 비교할 수 없는 상황에서 정부는 어느 편에 권리를 부여하는 것이 효율적인가를 판단할 수 없다. 예를 들어 정부가 피해액이 100만원이라는 사실은 알지만 방지비용이 80만원인지 120만원인지 분간할 수 없다고 하자. 이러한 경우에 물권원리는 최적의 자원배분을 보장하지 못한다. 만약 실제 방지비용이 120만원인 경우에 권리를 피해자에게 부여하거

18). Kaplow and Shavell (1995) p12-15 참조.

나 실제 방지비용이 80만원인 경우에 권리를 가해자에게 부여한다면 사회적으로 비효율이 발생한다. 그러나 배상원리 하에서는 항상 최적의 자원배분이 이루어진다. 가해자는 배상금액 100만원과 자신만이 알고 있는 방지비용의 크기를 비교하여 합리적인 결정을 내릴 수 있다. 만약 방지비용이 80만원이면 가해자는 피해의 발생을 방지하는 설비를 갖추는 것이고 그 비용이 120만원이면 피해를 보상하는 선택을 할 것이다. 정부가 방지비용에 대한 정보는 갖고 있지만 피해액을 알지 못하는 경우에도 유사한 논리를 적용하여 배상원리 하에서 효율적 자원배분이 가능함을 보일 수 있다. 물권원리에 대한 배상원리의 우월성은 정부가 모르는 사적 정보를 자원배분에 활용할 수 있다는데서 비롯된다.

이번에는 피해액과 방지비용 모두에 대해 정부가 불완전한 imperfect 정보를 갖고 있는 경우를 생각해 보자. 국가가 피해액과 방지비용의 정확한 크기는 모르지만 그들에 대한 확률분포를 알고 있다고 가정한다. 이 경우에도 사적 정보의 활용면에서 배상원리가 물권원리보다 평균적으로 on the average 우수하다는 것을 보일 수 있다. 배상액은 피해액에 대한 확률분포의 평균으로 결정된다고 가정한다. 예를 들어 방지비용의 분포는 앞의 경우와 같이 80만원, 120만원이고 피해액의 분포는 50만원, 100만원, 150만원이며 두 분포 모두에서 각 사건이 일어날 확률이 동일한 경우를 생각하자. 이 경우에 배상액은 평균피해액인 100만원이 될 것이다. 배상원리가 적용되면 가해자는 방지비용이 80만원이면 피해를 발생시키기보다는 방지설비에 투자할 것이고, 방지비용이 120만원이면 피해를 발생시키려 할 것이다. 이와는 대조적으로 물권원리가 적용되면 평균적으로 비효율적인 자원배분이 이루어진다. 물권원리에 의해 만약 피해자가 권리를 득하면 가해자는 피해를 발생시키지 않을 것이다. 배상원리 하에서도 만약 방지비용이 80만원이면 피해는 발생하지 않는다. 그러나 방지비용이 120만원일 경우에 결과는 다르게 나타난다. 이 경우에 배상원리가 적용되면 가해자는 피해를 발생시키는 것이 합리적이지만 물권원리가 적용되면 배상액의 크기에 관계없이 가해자는 방지설비를 위해 평균 피해액보다 높은 비용인 120만원을 투자해야 한다. 즉 물권적 권리 하에서 평균적으로 높은 비용이 발생한다. 따라서 배상원리가 물권원리에 비해 평균적으로 우수하다고 할 수 있다.¹⁹⁾ 한편 재산권이 가해자에게 부여되는 경우에도 배상원리가 평균적으로 효율적이다. 만약 방지비용이 120만원이면 배상원리 하에서도

19). 만약 피해액의 크기가 사후적으로 150만원인 것으로 드러나면 물권적 원리보다 배상원리 하에서 오히려 높은 사회적 비용을 지불하게 된다. 그러나 여기서는 두 원리의 평균적인 성과를 비교한 것이다.

가해자는 피해를 발생시킬 인센티브를 갖게 되므로 두 원리는 동일한 결과를 초래한다. 그러나 만약 방지비용이 80만원이면 결과는 달라진다. 가해자는 배상원리가 적용되면 80만원의 비용을 들여 평균 100만원의 피해를 방지하려고 할 것이지만 물권원리가 적용되면 평균적으로 100만원의 피해를 할 것이다. 권리가 가해자에게 부여되는 경우에도 물권원리는 평균적으로 높은 비용을 발생시킨다.

지금까지 재산권의 상충이 외부비경제의 형태로 나타나는 경우에 배상원리가 물권원리보다 평균적으로 우수하다는 것을 입증하였다. 그러나 이러한 결론은 가해자가 객관적으로 결정된 피해에 대해 충분한 경제적 보상능력을 갖고 있다는 암묵적인 전제하에서 이루어진 것이다. 그렇지 않으면 외부비경제를 해결하는데 배상원리가 물권원리보다 우월하다고 할 수 없다. 만약 가해자가 피해에 대한 배상액을 지불할 금전적 능력이 부족하다면 배상원리는 재산권을 부분적으로 밖에 보호할 수 없다. 자살은 수십억밖에 안되는 기업이 수천명의 생명을 해칠 수 있는 유해화학물질을 생산하는 공정을 주택가 근처에 세우려고 하는 경우에는 배상원리보다는 물권원리를 적용하여 주택가 주변에 대한 공장설립을 금지하는 것이 더 효율적일 것이다.

5. 환경정책수단의 평가

환경오염은 재산권의 행사과정에서 부수적으로 수반되는 현상이다. 인간이 생명을 유지하기 위해 환경이 제공하는 서비스를 필요로 하듯이 생산과 소비와 같은 인간의 경제활동도 환경을 필요로 한다. 생산과 소비는 시장에서 획득한 재화 또는 서비스에 대한 권리를 행사하는 과정이다. 맑은 물과 깨끗한 공기를 마실 권리, 아름다운 환경을 누릴 권리, 생산 및 소비에 대한 권리 등은 모두 인간의 삶을 유지하는데 필요한 기본적인 권리이다. 환경오염은 경제활동의 외부효과로 볼 수 있다. 환경권과 경제활동의 권리간의 상충은 경제활동이 환경에 미치는 외부효과가 환경권을 위협할 때 발생한다. 쾌적한 삶에 필요한 환경의 질을 유지하기 위해서는 일정한 한도 이상의 환경오염이 발생하지 못하도록 경제활동에 대한 권리를 규제하는 것이 필요하다. 이러한 역할을 수행하는 것이 환경정책수단이다. 환경정책수단은 경제활동이 환경에 미치는 외부효과에 대한 규제를 통해 환경권

을 보호하는 재산권의 보호 양식이라고 할 수 있다. 환경오염에 대한 환경정책수단의 규제가 강할수록 경제활동에서 사용할 수 있는 환경의 양이 줄어들고 환경권에 분배되는 환경의 양이 증가한다. 이 장에서는 제4장에서 논의된 코오즈 이론과 재산권 보호양식의 관점에서 환경기준과 다양한 환경정책수단의 경제적 의미를 살펴보기로 한다.

환경기준은 환경관련법에서 오염배출자의 환경에 대한 권리를 직접적으로 한정하는 대표적인 정책수단으로 환경관련법의 근간이라고 할 수 있다. 다른 환경정책수단은 이 기준을 토대로 하여 운영된다. 특히 대기 및 수질환경보전법은 오염원별로 배출허용기준을 정하고 그 한도내에서 오염물질의 배출을 허용하고 있고 그 한도가 초과되는 배출량에 대해서는 일정한 벌과금을 부과하고 있다. 그런데 우리나라 환경법은 수질 및 대기에 관한 환경기준을 제시하고 있지만 구체적으로 어떤 절차와 방법으로 환경기준을 설정하고 어떤 경우에 환경기준을 변경할 수 있는지에 관해서는 전혀 언급이 없다.²⁰⁾ 따라서 환경기준의 설정 및 변경에 관한 시행규칙을 환경정책기본법에 명시하여 사회적 후생과 환경기술의 변화를 반영한 적정수준의 환경기준이 설정될 수 있도록 제도적 장치를 마련해야 할 것이다. 제2장에서 지적했듯이 4대강유역의 수질환경기준이 지난 10여년간 준수된 적이 거의 없다. 비현실적인 환경기준 하에서 다른 환경정책수단이 효과적으로 운영되기 어렵다.

환경기준은 환경오염이 발생하는 정도를 제한하여 환경권을 보호하는 역할을 하지만 그것만으로 환경자원이 환경권과 경제활동의 권리에 효율적으로 분배되지 않는다. 환경기준은 단지 환경자원에 대한 권리의 초기분배initial allocation를 결정할 뿐이다. 환경기준을 달성하기 위해 직접규제, 오염세제도, 배출권 거래제도, 총량규제 등 다양한 환경정책수단이 사용된다. 따라서 환경기준은 사회적 후생의 관점에서 결정되어야 하고 환경정책수단들은 비용절감적cost effective인 효과를 고려하여 도입되어야 한다. 보조적인 정책수단의 선택은 환경자원의 거래에 영향을 미친다. 예를 들어 직접규제 하에서는 환경자원에 대한 권리가 거래될 수 없지만 배출권 거래제도하에서는 시장원리에 의해 거래가 발생한다. 결국 환경자원의 최종 분배는 환경기준과 이를 뒷받침하는 보조정책수단에 의해 결정되는 것이다. 따라서 환경기준의 설정과 보조정책수단의 선택은 환경자원배분의 효율성

20). 한국의 환경통계평가 보고서(1996), p125 참조.

에 직접적인 영향을 미친다. 나중에 사례연구에서 자세히 소개되겠지만 낙동강의 환경자원배분은 효율성 면에서 개선의 여지가 많다. 낙동강이 생산하는 광역환경 서비스는 수질에 대한 배출허용기준과 배출부과금에 의해 분배된다. 현재 상류지역에서의 과도한 오염배출로 하류지역의 수질은 목표로 설정된 환경기준을 훨씬 밑돌고 있다. 이러한 정책수단 하에서는 하류지역의 수질에 대한 수요가 반영될 여지가 없다.

환경정책수단의 선택은 다음과 같은 몇 가지 기준에 의해 선택될 수 있다. 첫째는 환경보호효과이다. 정책목표로는 일정 지역 또는 전체 지역에 대한 오염물질 배출량의 감축 또는 일정한 환경기준의 달성을 들 수 있다. 환경목표의 달성은 주어진 환경정책에 대해 오염자들이 어떻게 반응하느냐에 달려있다. 만약 환경정책수단이 오염자에게 오염저감과 환경기술혁신에 대해 지속적인 인센티브를 부여한다면 그 수단은 환경목표를 달성하는데 매우 효과적이라고 할 수 있다. 환경정책수단을 선택할 때는 특정오염물질, 제품 또는 공정에 대해 어느 정책수단이 오염자에 대해 효과적인 인센티브를 제공할 수 있는지가 고려되어야 한다. 둘째는 경제적 효율성이다. 경제적 효율성은 파레토 효율이라는 최선적first-best 의미 또는 주어진 환경편익을 얻는데 지불되는 비용을 최소화한다는 조건을 만족하는 차선적second-best 의미로 사용될 수 있다. 그러나 최선적 의미의 효율성을 달성하는데 필요한 정보적 요건을 충족시키지 못하는 경우가 많기 때문에 보통 환경정책수단의 효율성을 평가하는데 차선적 의미가 주로 사용된다. 제4장에서 논의된 결과들은 환경정책수단의 경제적 효율성을 평가하는데 유용하다. 관련당사자들이 협상에 도달하는데 거래비용이 들지 않는다면 정부는 재산권의 확립만으로 환경문제를 효율적으로 해결할 수 있다. 집단적 행동문제와 같이 거래비용의 존재가 협상을 어렵게 만드는 경우에는 일반적으로 재산권의 확립만으로 환경문제를 효율적으로 해결할 수 없다. 제4장에서 도출된 결과에 의하면 시장원리가 실현될 수 없는 상황하에서는 정부의 정보구조에 상관없이 물권원리보다 배상원리가 적용되는 환경정책수단을 채택하는 것이 합리적이다. 환경목표를 달성하는데 드는 비용은 오염저감에 드는 직접비용과 부가가치 창출의 기회상실로 인해 지불하는 간접비용이 포함된다. 오염감축정책은 산업구조와 기술개발에 지대한 영향을 줄 수 있기 때문에 정책입안과정에 그 비용이 반영되어야 한다. 경제적 효율성은 정책수단에 대한 반응이 큰 경우 즉 기업들간에 한계오염감축비용의 차이가 크거나 오염발생제품 또는 원료의 수요탄력성이 큰 경우에 가장 효과적으로 실현될 것이

다. 셋째는 형평성이다. 여러 정책수단들은 각기 상이한 소득분배효과를 초래한다. 예를 들어 생산자에 대한 배출부과금과 제품사용자에 대한 부과금은 상이한 소득분배결과를 가져온다. 오염세는 정부의 수입금이 되지만 배출권 거래제도는 수입금이 당사자들간에 이전된다. 넷째는 행정비용과 시행가능성이다. 정책수단을 시행하는데 오염배출량의 측정과 대상그룹에 대한 감시 여부와 행정비용의 크기가 중요하다. 마지막으로 정책수단이 대상그룹에 의해 수용될 수 있어야 한다. 정책수단에 대한 대상그룹의 저항이 강할수록 그 결과는 비효율적이다. 정책에 대한 대상그룹의 저항은 여러 요인에 의해 감소될 수 있다. 새로운 정책환경에 적응하기 위해서 그들은 정책의 목표와 수단의 기술적 특성, 재정부담, 도입시기에 관한 적절한 정보를 필요로 한다. 새로운 수단을 도입할 때는 대상그룹들이 적은 비용으로 대처할 수 있도록 충분한 대비기간이 주어져야 하며 특히 배출부과금과 배출권거래제도의 도입과 같이 기업집단에 많은 재정적 부담을 주는 제도는 점진적으로 실행되어야 할 것이다.

대표적인 환경규제수단에는 직접규제command and control, 오염세pollution tax 및 배출권 거래제도가 포함된다. 이러한 수단들의 경제적 성과를 평가하는데 앞서 제시된 환경정책의 선택기준이 잣대가 될 수 있다. 환경정책수단은 오염발생자와 피해자간의 권리를 일정한 한도내에서 규정하기 때문에 그것들의 경제적 효율성을 평가하는데 물권원리와 배상원리에 관한 분석결과를 이용할 수 있다. 직접규제는 규제자가 오염물질에 대한 배출기준을 결정하고 피규제자로 하여금 그 기준을 준수하도록 하는 규제방식이다. 배출기준을 지키기 위해 사용되어야 할 기술까지 규정되는 경우도 있다. 직접규제가 적용되는 대상은 정부가 규정한 오염방지설비 요건을 충족시켜야한다. 피규제자는 규제요건을 충족시켜야 하며 정부 또는 피해자와의 협상을 통해 그 요건을 해결할 수 없다. 따라서 환경오염행위에 대한 직접규제는 물권원리가 반영된 정책이라고 볼 수 있다. 반면에 오염세는 배상 원리의 특징을 지닌다. 오염세 제도하에서 사회 또는 피해자에게 환경권이 부여된다. 오염세는 규제자가 오염의 피해에 대해 오염발생자에게 부과하는 배상액으로 해석할 수 있는 점에서 배상원리와 유사하다. 그러나 오염세 제도는 피해자에게 직접적으로 보상이 이루어지지 않는다는 점에서 배상원리와 다르다. 오염세는 피규제자의 주의 수준에 관계없이 발생하는 오염량에 대해 부과된다는 점에서 무과실책임원리strict liability와 유사하다. 배출권 거래제도하에서 허용된 총배출량은 정부에 의해 결정된다. 정부는 총배출량에 해당되는 만큼의 배출권을

발행하여 일정한 과정을 통해 대상집단에 분배한다. 기업은 자신이 소유한 배출권의 한도내에서 오염량을 배출할 수 있다. 배출권 거래제도하에서 환경에 대한 재산권은 배출권의 한도내에서는 오염발생자에게 오염권의 형태로 부여되고 그 한도 밖에서는 오염피해자에게 환경권의 형태로 부여된다. 이 제도는 배출권의 한도내에서만 오염권을 인정한다는 점에서 물권원리와 유사하다. 원칙적으로 배출권의 거래에 개인, 기업, 금융기관, 시, 환경집단 등 모든 사람이 참여할 수 있다.²¹⁾ 따라서 쾌적한 환경을 원하는 개인, 지역주민 또는 환경단체는 배출권의 구입을 통해 오염배출 행위를 통제할 수 있다. 그러나 오염배출권이 특정지역에 국한되지 않고 전국적으로 거래되는 경우에는 배출권의 구입으로 돌아오는 환경적 편익이 전국에 분산되고 당사자에게 돌아오는 몫은 매우 작을 수 있기 때문에 피해자의 입장에서 배출권 거래 시장에 참여하여 환경에 대한 권리를 확보한다는 것은 거의 불가능하다. 배출거래권 시장은 배출권의 재분배를 통해 주어진 오염물질의 배출비용을 최소화하는데 기여할 수 있지만 무임승차문제로 인해 피해자인 사회구성원의 후생에 대한 선택을 반영할 수 있는 경로가 실질적으로 차단되어 있다는 점에서 차선적second-best 선택의 성격을 갖는다. 만약 파레토 최적인 환경오염량을 대상으로 한 배출거래시장이 형성되고 피해자들이 집단적 행동문제(collective action problem)를 극복하여 배출거래시장에 참여할 수 있다면 배출권 거래제도는 코오즈 이론의 요건을 충족시킨다. 그렇지 않으면 배출권시장이 도입된다고 해도 코오즈 이론이 예견한 결과가 실현될 수 없다. 배출권 거래제도가 코오즈 이론의 요건을 충족하면 시장원리에 의해 배출권의 최적배분이 이루어질 것이다.

1. 명령통제command and control에 의한 규제

명령통제command and control방식의 환경정책은 배출시설물에 대해 오염배출물질과 배출량에 관한 기준 및 요건을 만들어서 그 규정을 충족시키도록 하는 방법이다. 이 방법은 OECD국가를 비롯한 많은 나라들이 환경오염행위를 규제하기 위해 사용되고 있는데 현재 환경관련법의 근간을 이루고 있다. 환경법에는 환경의 질에 관한 기준과 배출시설에서 발생하는 오염배출량의 한도, 오염물질의 처리방법 및 오염방지시설의 운영방법등 환경기준을 달성하기 위해 필요한 요건이 구체적으로 명시되어 있다. 환경 오염자가 경제행위를 하려면 그 요건을 충족시키는

21). 미국에서 배출권 거래시장의 일차적 대상은 아황산 가스를 배출하는 전력 발전소의 소유자 또는 관리자를 대표하는 직원이다.

설비를 갖추어야 한다. 직접규제 하에서는 피규제자들간에 존재하는 오염저감비용의 차이가 고려되지 않고 모든 배출시설물에 대해 동일한 배출기준이 적용된다. 최소의 비용으로 주어진 배출량을 감축하려면 배출시설물들의 한계오염저감비용이 일치하여야 한다. 비용최소화의 관점에서 보면 직접규제 방식은 비효율적이다. 예를 들어 아황산 가스의 배출을 감축하는데 화학산업의 평균비용이 가장 높은 반면에 금속산업의 평균비용은 매우 낮다. 또한 미세먼지total suspended particulates의 배출을 억제하는데 금속산업의 평균비용이 가장 높고 석유 및 석탄 산업의 비용이 가장 낮다.²²⁾ 오염방지비용에 큰 차이를 보이는 산업에 대해 직접규제는 효율적인 환경정책수단이라고 할 수 없다. 직접규제는 물권원리의 특성을 지닌다. 따라서 직접규제 하에서는 산업 또는 기업에 분산된 오염방지 및 저감비용에 관한 정보가 활용될 여지가 상당히 줄어든다.

환경정책의 효율성은 경제활동량이 사회적 한계 편익과 환경오염의 사회적 비용이 일치할 때 실현된다. 여기서는 사회후생적인 측면을 무시하고 규제자가 목표로 정한 환경오염량을 최소비용으로 달성할 수 있는 즉 차선책second-best로서의 정책수단들을 분석한다. 명령통제방식에서 최소의 비용이 드는 수단이 선택되려면 규제자가 개별 산업 또는 기업이 이용할 수 있는 오염방지기술과 그 비용곡선을 정확하게 알고 있어야 한다. 현실적으로 규제자가 방지기술의 유형, 이용가능성 및 비용곡선에 관한 모든 정보를 확보하는 것이 불가능하다. 더구나 직접규제 하에서 기업의 오염방지능력에 관한 사적정보가 활용될 수 없다. 특히 규제자에 의해 효율적이지 못한 특정방식의 오염방지설비가 규정되면 더 효율적인 방법이 선택될 기회가 상실된다. 미국을 대상으로 명령통제방식의 효율성에 관한 실증분석결과들에 의하면 이 방식에 소요되는 비용은 동일한 환경목표를 달성하는데 드는 최소비용보다 일반적으로 매우 높게 나타난다. 예를 들면 세인트루이스의 분진 및 볼티모어의 이산화질소에 대해 취해진 명령통제방식은 최소비용보다 6배나 높았고 이산화질소의 경우 시카고에서는 그 비용이 최소비용보다 무려 14배나 높았다. 이들 연구결과에 의하면 명령통제에 의한 오염방지비용은 최소비용보다 일반적으로 4배에서 6배 높게 나타났고 심지어 20배에 이르는 경우도 있다.

22). Reams (1995) 참조.

<표 18> 직접규제비용 v.s. 최소비용

조 사 자	조사대상 오염물질	조사대상지역	직접규제비용 대 최소비용 비율 (배 수)
Atkinson & Lewis	분진	세인트루이스	6.00
Roach et al.	이산화황	유타	4.25
Hahn과 Nol	황산염	L.A.	1.07
Krupnick	이산화질소	볼티모어	5.96
Seskin et al.	이산화질소	시카고	14.40
McGarland	분진	볼티모어	4.18
Spofford	이산화황	델라웨어 계곡	1.78
Spofford	분진	델라웨어 계곡	22.00
Harrison	공향소음	미국 전체	1.72
Maloney& Yandle	탄화수소	미국내 듀퐁공장	4.15
Palmer et al.	CFC	미국 전체	1.96

자료: Tietenberg (1991).

우리 나라의 대기환경보전법은 대기오염배출시설에 대해 기본적으로 명령통제방식을 채택하고 있다. 동법 11조는 공해배출시설을 설치 또는 변경하는 경우 대기오염물질의 배출을 동법에 제시된 배출허용기준 이하로 억제시키는 대기오염방지시설을 설치하도록 규정하고 있다. 예를 들어 벙커C유를 보일러 연료용으로 사용할 경우 황함유율이 1%이하면 방지설비를 하지 않아도 되지만 1%이상인 경우에는 전기집진장치와 같은 방지시설을 갖추어야 한다. 자동차 회사는 자동차 보증기간 동안에 배기가스 배출량이 허용기준을 만족해야만이 자동차를 판매할 수 있다. 명령통제방식은 오염자의 법적 요건에 관한 충족 여부의 판별과 감시가 용이하고 환경정책의 성과가 비교적 확실한 반면에 정책의 성과에 대한 비용편익분석에 관해 규제자가 갖추어야 할 정보적 요건informational requirements이 매우 크다. 오염물질의 유형과 배출량이 다양한 경우에 명령통제식의 환경정책을 적용하려면 방대한 법적, 행정적 규정 및 절차가 필요할 것이다. 예를 들면, 1996년도

‘환경백서’에 의하면 우리 나라 대기오염물질 배출업소가 약 2만 9천개, 비산먼지 배출사업장이 약 3만 4천개, 악취발생원이 약 2만 4천개, 소음진동 발생업소가 약 2만 3천개, 폐수배출업소가 약 2만 8천개에 달하고 있다. 여기에 운송수단과 규제 대상에서 제외된 업소의 배출현황까지 합하면 그 수는 엄청나다. 이렇게 많은 오염물질 배출 기업들을 상대로 정부가 개별적으로 배출허용량을 지정하고 오염 방지 및 처리시설을 점검, 지도, 단속하려면 그에 상응하는 정보수집비용과 정책 실행비용이 지불된다. 개별배출업소의 오염발생 억제능력에 관한 정보를 무시한 오염배출규제는 비용절감적인cost-effective 정책이 될 수 없다.

명령지시적 규제수단의 대안으로 최근에 경제학자들 간에 논의되는 것이 시장유인적 정책수단이다. 이 방법은 환경정책의 목적을 추구함에 있어서 피규제자에게 경제적 유인을 부여하여 효율적인 자원배분을 가능하게 한다. 시장유인제도에 의해 최선적first-best 목표가 가능하려면 오염규제의 한계비용과 환경개선의 한계 편익의 일치해야 한다. 그러나 규제자와 피규제자 또는 피해자와 가해자간의 정보의 비대칭으로 인해 거래비용이 큰 경우에는 주어진 효과를 위해 비용을 최소화하는 차선적second-best 목표의 달성이 추구된다. 대표적인 시장적 유인제도로 배출부과금, 오염세, 배출권 거래제도 등을 들 수 있다. 피규제자의 오염행위에 대해 시장의 가격기구와 같은 인센티브를 제공하는 수단이 부여되면 사회의 오염량도 효율적으로 결정될 것이다. 배출부과금과 오염세는 정부가 시장적 유인을 부여하기 위해 인위적으로 결정한 오염의 시장가격이라고 할 수 있다. 배출권 거래제도하에서 정부는 사회적으로 적정하다고 판단되는 오염량을 결정하고 그 양에 해당되는 배출권을 피규제자들에게 분배한다. 배출권은 오염배출에 대한 수요에 의해 거래되는데 일정량의 오염배출을 원하는 피규제자들은 그에 상응하는 배출권을 소유하고 있어야한다.

2. 배출부과금제도

만약 규제자가 배출허용기준을 제시하고 그 수준을 넘지 않도록 하는 방지시설의 선택을 오염발생자에게 맡긴다면 오염발생자는 오염방지기술에 관한 사적 정보를 활용하여 최저비용의 방지설비를 선택하게 될 것이다. 배출부과금제도는 오염물질에 대한 배출허용기준을 설정하고 기준을 초과하는 배출량에 대해 일정한 부과금을 과하는 정책수단이다. 이것은 명령통제방식과는 달리 방지기술의 선택에 대한 제약을 두지 않는다. 배출허용기준이 배출업소의 배출권을 규정하는 제도라면

배출부과금은 환경권의 침해로 발생하는 사회적 비용에 대해 정부가 부과한 가격 또는 배상금이라고 할 수 있다. 오염발생 기업은 배출허용기준과 배상금의 제약 조건하에서 오염방지비용의 최소화를 도모하게 된다. 최소의 사회적 비용으로 주어진 환경기준을 달성하려면 배출허용기준과 부과금이 적절한 수준에서 설정되어야 한다. 허용기준이 효율적인 수준에 비해 높게 설정된 경우에는 오염배출을 감소시키는 비용이 그 편익보다 커서 사회적 손실이 발생하게 된다. 반대로 허용기준이 효율적인 수준보다 낮게 설정되면 오염배출을 감소시키는 비용이 그 편익보다 작아서 비효율이 발생한다. 이러한 비효율을 제거하려면 허용기준이 사회적으로 효율적인 수준에 가깝게 설정되어야 한다. 이 문제는 허용기준의 설정에 관한 비용편익분석을 통해 해결될 수 있다. 그러나 비교편익분석은 각각의 허용기준을 만족시키기 위해 기업이 지불해야 할 오염방지비용에 관한 정보를 필요로 한다. 우리 나라 배출부과금제도는 생산과정에서 발생하는 대기 및 수질오염물질을 배출하는 업소에 대해 적용되고 있다. 이 제도는 오염자부담원칙polluters pay principle을 규정한 환경정책기본법 제7조 “자기의 행위 또는 사업활동으로 인하여 환경오염의 원인을 야기한 자는 그 오염의 방지와 오염된 환경의 회복 및 피해구제에 소요되는 비용을 부담함을 원칙으로 한다.”에 근거한다고 볼 수 있다.

배출부과금 제도는 오염의 피해에 대해 사회적으로 결정된 배상액 즉 오염세를 오염원인자에게 부과한다는데 특징이 있다.²³⁾ 이 제도의 장점으로서는 첫째, 주어진 배상액의 제약조건하에서 피해자의 합리적인 선택을 통해 경제적 효율성이 달성될 수 있다. 직접규제 하에서는 모든 피규제기업들이 오염방지능력과 관계없이 법적으로 규정된 요건을 갖추기 위해 동일한 환경설비투자를 해야 하지만 배출부과금 제도하에서는 오염방지능력이 우수한 기업 즉 오염제거의 한계비용이 낮은 기업은 그렇지 못한 기업보다 적은 비용으로 많은 오염량을 제거할 수 있다. 오염세는 인위적인 가격기구의 역할을 한다. 기업은 부과금의 납부와 오염방지시설 설치비용을 비교하여 비용이 적게 드는 선택을 한다. 직접규제 하에서는 피규제자의 오염방지능력에 대한 사적 정보가 무시되지만 오염세 제도하에서는 피규제자들이 사회적으로 결정된 오염비용이 보내는 신호를 바탕으로 자신의 오염방지능력에 따라 가장 합리적인 선택으로 오염권을 구매한다. 한편으로 오염세는 피

23). 일반적으로 배출부과금은 법적 기준 이상으로 발생된 배출량에 대해 부과되고 오염세는 배출된 배출량에 단위당 세금을 곱하여 부과한다. 엄밀한 의미에서 전자는 비선형 가격nonlinear pricing이고 후자는 선형가격linear pricing이다. 그러나 두 정책수단이 피규제자에게 주는 인센티브 효과 면에서 유사하기 때문에 본문에서는 구분을 하지 않았다.

규제자에게 오염기술개발에 대한 인센티브를 부여한다. 배출부과금이 새로운 오염방지기술개발 비용 또는 공정개선으로 인한 오염감축비용보다 높다고 판단되면 피규제자들은 기술개발에 대한 투자 인센티브를 갖게 된다. 부과금제도는 국고수입을 증대시킨다. 정부는 이러한 수입을 이용하여 환경기초설비를 확대하거나 기술개발에 대한 지원하는데 사용할 수 있다.

그러나 배출부과금제도에는 다음과 같은 단점이 있다. 환경개선을 통한 후생증진이 부과금의 목적이려면 사회적으로 바람직한 수준의 부과금이 결정되어야 한다. 가장 바람직한 수준은 한계비용과 한계편익이 일치하는 수준에서 결정된다. 부과금이 지나치게 높으면 사회적으로 누리게 되는 한계편익보다 높은 비용을 지불해야 되고 반대의 경우에는 편익의 증대기회를 상실하게 된다. 그러나 피구의 조세문제에서 언급했듯이 규제자가 최적first-best 수준의 부과금을 결정하는데 필요한 모든 정보를 확보하는 것은 불가능하다. 부과금 수준을 결정하는데는 사회의 환경에 대한 가치, 오염방지비용, 방지기술수준, 배출량, 오염의 피해액 등에 대한 충분한 정보가 반영되어야 할 것이다. 둘째, 부과금이 환경오염에 대한 사회적 가격으로 작용하기 위해서는 오염배출량에 대한 측정과 감시가 필요하다. 불법방출을 막고 오염배출의 비용을 내부화시키기 위해서는 배출부과금제도에 감시체제의 확립이 병행되어야 한다. 기초감시체제의 확립과 불법방출에 대한 처벌이 뒤따르지 않으면 부과금의 오염에 대한 가격기능은 사라진다. 배출부과금제도를 시행하는데는 감시비용과 시행비용이 수반된다. 셋째, 배출부과금제도는 개별업소의 오염방지노력에 대해 시장의 유인기능을 충분히 제공하지 못한다. 이 제도는 배출허용기준을 초과하여 배출한 업소에게는 오염저감노력에 대한 인센티브를 주지만 허용기준이하로 배출한 업소에게는 배출량의 저감노력에 대한 인센티브를 주지 못한다. 엄밀히 말해 배출부과금제도는 환경기준을 달성하는데 비용 최적적인 정책수단이라고 할 수 없다. 넷째, 배출허용기준과 부과금제도만으로 지역의 환경기준이 항상 달성되지는 않는다. 현행의 배출허용기준은 총량기준이 아니라 농도기준으로 되어 있을 뿐 만 아니라 지역의 총배출량과 환경기준에 대한 연계가 없어서 배출업체가 과다하게 밀집된 지역에서는 환경기준이 달성될 수 없다. 또한 배출부과금제도는 오염피해자의 피해방지비용을 고려하지 않는다. 만약 가해자가 보다 적은 비용으로 오염의 피해를 방지할 수 있는 경우에 오염발생자에 대한 세금부과는 비생산적이다. 예를 들어 공단 주변에 있는 주민이 에어컨을 설치하거나 오염피해지역 밖으로 이주하는 비용이 공단의 기업들이 오염방지시설의 설치

비용보다 작은 경우가 있다. 오염세의 또 다른 문제는 오염의 사회적 피해가 반드시 오염량의 선형함수로 나타나지 않을 경우에 발생할 수 있다. 예를 들어 오염량 10%의 감축 중에서 처음 5%가 주는 편익에 비해 나머지 5%를 감축하여 얻는 편익이 상대적으로 매우 미미한 경우에 오염세율이 초기의 5%에서 발생하는 환경피해에 의해 결정된다고 하자. 만약 오염세가 배출량 10%를 줄이는데 드는 오염방지설비 비용보다 작다면 피규제자는 오염세의 부담을 선택할 것이다. 그러나 이 경우에 후기의 5%를 감축하는데서 발생하는 환경편익이 그에 상응하는 오염세보다 현저히 작다면 환경세율은 사회적으로 바람직한 수준이라고 할 수 없다. 배출량의 감축이 환경혜택에 비선형적인 영향을 미치는 경우에 오염세율의 수준을 결정하는데 필요한 환경오염의 사회적 비용에 관한 정보를 얻어내는 것이 더욱 어렵다.

3. 배출권 거래제도emissions trading markets

환경정책수단으로서의 배출권 거래제도는 데일Dales (1968)에 의해 처음으로 제안되었다. 배출권 거래제도는 오염원인자가 공정개선이나 오염방지노력에 의해 오염배출량을 법적인 기준치이하로 줄였을 경우에 감축된 부분에 대한 권리를 보장하고 그 권리에 대한 시장거래를 허용하는 제도이다. 만약 한 단위의 오염배출량을 감축하는데 드는 비용이 시장에서 거래되는 배출허가권의 가격보다 큰 경우에 오염발생자는 배출권 거래시장의 수요자가 되고 그 반대인 경우에는 배출권의 공급자가 된다. 이러한 시장의 기능은 오염배출량을 감축하는데 상대적으로 효율적인 오염발생자에게 배출량 감축에 대한 인센티브를 부여한다. 경제학자들은 일찍부터 오염세와 배출권 거래제도와 같은 시장유인적 수단이 환경을 보호하는데 보다 비용절감적이라고 분석해왔다. 그러나 배출권 거래제도는 배출량에 대한 가격이 결정되는 과정에서 오염세제도와 근본적으로 다르다. 전자가 후자에 비해 오염발생자에게 분산된 오염방지에 대한 사적정보를 이용하는데 유리하다. 오염세제도하에서는 규제자가 수집된 정보를 참고하여 후생적 또는 비용적 관점에서 효율을 결정하지만 배출권 거래제도하에서는 시장원리 즉 배출권에 대한 수요와 공급에 의해 가격이 결정된다. 시장유인적 수단이 환경보호의 정책수단으로 일반적인 관심을 끌게 된 것은 비교적 최근의 일이다. 미국에서는 대기보존환경법 Clean Air Act의 1990년 개정안에 산성비 문제의 해결방안으로 배출권 거래제도에 관한 조항을 포함시켰는데 이 법안이 환경보호를 위한 시장유인적 수단의 사용이 널리 확대되는 계기가 되었다고 볼 수 있다.

과거에는 배출권 거래제도가 주로 직접규제의 경직성을 보완하는 형태로 사용되었다. 예를 들어 화력발전소의 경우에 발전량에 따라 아황산 가스의 배출량이 결정된다. 발전의 수요가 많은 여름이나 겨울과 같은 성수기에 대기오염 배출량이 법적 기준치를 넘어서는 반면에 비수기에는 발전량이 적어지기 때문에 배출량이 기준치에 못 미치는 경우가 발생할 수 있다. 오염발생자의 사정에 따라 법적인 환경기준치를 자주 변경하는 것은 행정적으로 매우 번거롭고 비용이 크다. 배출권 거래제도는 이러한 문제를 해결하는데 유용하다. 성수기에는 화력발전소가 비수기에 비축한 배출권을 사용하거나 다른 기업으로부터 배출권을 구입하여 전력 수요에 대처하여 발전량의 증가시킬 수 있다. 이 제도는 환경오염의 정도가 법적 허용치를 넘어서는 환경규제지역에 대해서 그 지역의 경제활동을 위축시키지 않고 유용하게 사용될 수 있다. 환경기준이 엄격하게 적용된다면 규제지역에서 신규업체의 설립과 기존업체의 증축이 어렵다. 이러한 규제가 지속될 경우에 그 지역경제는 침체되고 실업이 증가할 수 밖에 없다. 그러나 기존업체의 오염감축량 또는 문 닫는 업체의 기존 배출량의 거래가 허용된다면 그 지역의 환경오염상태를 악화시키지 않는 범위 내에서 신규업체 또는 증축을 허용할 수 있다.

배출권 거래제도가 실효를 거두기 위해서는 여러 가지 조건이 충족되어야 한다. 우선 배출권 거래시장에 의해 환경자원이 환경권과 배출권간에 효율적으로 배분되려면 사회적으로 최적의 오염수준이 알려지고 배출권 거래시장이 완전경쟁상태에 있어야 한다. 사회적으로 바람직한 오염수준을 파악하는 것은 환경과 소득에 대한 사회구성원의 선호가 파악되어야 한다. 또한 시장에서 거래되는 오염량이 결정되더라도 목표 오염량을 달성하기 위해서는 모든 오염행위를 효과적으로 통제할 수 있는 체계를 구축하는 것이 필요하다. 오염감시장치가 불완전하거나 불법오염배출 행위를 억제할 수 있는 법적 수단이 부재하면 목표 오염량은 실현될 수 없다. 시장이 완전경쟁상태에 있다고 해도 시장에서 거래되는 오염량이 최적수준과 다르면 차선적인(second-best) 결과가 나타난다.

배출권 거래제도의 경제적 성과는 시장구조에 의해서도 좌우된다. 이 제도의 효율성에 관한 논의는 주로 거래시장이 완전경쟁상태에 있다는 전제하에 전개된다. 완전경쟁 하에서는 모든 참여기업들의 한계방지비용이 일치한다. 그러나 이러한 결과가 불완전 경쟁시장에서는 성립하지 않는다. 1989년 영국의 경우를 분석한

결과에 의하면 영국 아황산가스의 71%가 두 기업(National Power와 PowerGen)에 의해 지배되는 전력산업에 의해 배출된다.²⁴⁾ 두기업은 배출허가권을 소유하지만 거래가 허용되지 않는다. 만약 이 경우에 배출권이 거래된다면 영국의 배출권 거래시장의 집중도는 매우 높게 나타날 것이다. 퍼쉬트만과 주우Fershtman and Zeeuw (1995)는 배출권 거래제도가 완전경쟁시장과는 달리 과점시장에서는 유익하지 않을 수 있음을 보였다.²⁵⁾

4. 배출권 거래제도와 기술혁신

오염방지설비투자는 매몰비용sunk cost의 성격을 지니고 있기 때문에 기업은 미래의 오염배출비용에 관한 정확한 예측을 바탕으로 순응전략compliance strategy를 세울 필요가 있다. 미래의 오염배출비용은 배출권 거래시장의 변화, 오염저감기술의 발전, 오염세pollution tax의 도입여부 등에 의해 영향을 받는다. 특히 오염배출권 거래제도가 오염저감기술의 개발에 어떠한 영향을 미칠 수 있는지 알아보자. 단순한 형태의 오염배출권pollution permits 시장은 환경오염저감 기술의 개발에 부정적 영향을 미칠 수 있다.²⁶⁾ 오염저감기술은 모든 오염배출자가 사용할 수 있다는 점에서 공공재적 성격을 지니고 있지만 기술혁신에 드는 투자는 사적비용에 해당된다. 기술혁신에 대한 이러한 인센티브 문제는 정부의 특허제도에 의해 해결될 수 있다. 그러나 만약 기술혁신에 대한 지적재산권을 침해하지 않고도 그것을 대체할 수 있는 방법이 있다면 특허제도에 의한 재산권의 보호는 제한적일 수 밖에 없다. 그 대표적인 예가 배출권 거래제도이다. 오염을 배출하는 기업의 입장에서 오염배출권은 환경기술에 대한 완전대체제이다. 만약 한 단위의 오염을 처리하는데 오염배출권의 구입이 새로운 오염저감기술의 도입보다 저렴하다면 기업은 오염배출권을 선택할 것이다. 정부에 의한 오염배출권 시장이라는 경쟁기술의 도입은 환경기술혁신에 대한 인센티브를 약화시킨다. 기술혁신은 현존하는 공해발생 상품을 대체할 수 있는 무공해 또는 저공해 생산공정의 개발을 가능하게 한다. 기술혁신기업이 새로운 공정에 대해 특허를 취득한 경우에 타 기업이 그 기술을 도용할 수 없다. 그러나 정부가 오염배출권 거래제도를 도입하면 타 기업은 기술 구입을 통해 오염발생을 억제하는 방법과 배출권 구입을 통해 허용된 양의 오염을 배출하는 방법중에서 저렴한 방법을 선택하게 된다. 배출권은

24). Fershtman and Zeeuw (1995) 참조.

25). 그들에 의하면 과점시장에서 배출권 거래제도가 반드시 유익하지는 않다. 배출권의 거래는 산출량의 감소, 열등한 생산기술 및 방지기술의 선택, 고효율 기업으로부터 저효율 기업으로의 생산이전 등 바람직하지 못한 결과를 초래할 수 있다.

26). Laffont and Tirole (1996a, 1996b) 참조.

오염을 발생시키기 때문에 최종재의 공급측면에서는 기술혁신에 대한 불완전 대체이지만 공해발생의 수요측면에서 보면 완전대체제이다.

Laffont과 Tirole (1996b)에 의하면 오염배출권이 람지가격Ramsey price을 따르기 때문에 그 가격이 오염의 사회적 한계비용보다 높게 설정된다. 그 이유는 정부가 예산균형의 제약조건하에서 오염배출권의 거래로 발생하는 사회적 후생을 극대화하는 경우에 오염배출권의 총량이 람지원리에 의해 결정되기 때문이다. 배출권의 람지가격이 오염의 사회적 한계비용보다 높으므로 람지원리 하에서 운영되는 배출권 거래시장은 오염저감설비에 대한 과도한 투자인센티브를 초래한다. 배출권의 판매수익으로 예산적자를 감소시키려는 정부의 노력은 사회적 비용보다 높은 배출권의 가격을 초래하고 이로 인해 기업이 배출권 시장을 회피bypass하는 현상이 발생하기 때문에 배출권 시장의 도입은 자원배분의 왜곡을 가져온다. 단순한 형태의 현물시장spot markets이 발생시키는 비효율은 배출권에 대한 선물시장futures markets을 도입함으로써 일부 완화될 수 있다. 정부가 선물시장의 가격을 현물가격보다 낮게 책정하면 기업의 투자에 대한 과도한 인센티브가 줄어들 수 있다. 기술개발의 성공여부가 불확실한 세계에서 일정한 역할을 수행하도록 고안된 선물은 자원배분의 효율성을 제고할 수 있다. 정부가 배출권에 대한 현물시장spot markets을 도입하지 않겠다고 공약하면 기업의 연구개발 의욕이 증진된다. 그러나 기술개발의 성공여부는 매우 불확실하다. 현물시장이 없는 상황에서 기술개발이 실패로 끝나면 과도한 사회적 비용이 발생한다. 즉 배출권 현물시장을 도입하면 람지가격에 의해 비효율이 발생하고 또한 현물시장이 없는 상태에서 기술개발이 실패하게 되면 사회적으로 과도한 비용이 발생한다. 단순한 형태의 배출권 시장을 도입하여 발생하는 자원배분의 왜곡은 효율적인 선물시장을 도입함으로써 완화될 수 있다. 선물거래제도의 효율성을 제고하기 위해서는 기술혁신이 일어나는 경우에 배출권의 소유자는 사전에 명시된 가격으로 그것을 정부에 판매할 수 있다는 정부의 재구매 단서가 삽입되어야 한다. 재구매 단서가 없는 선물 배출권은 비효율적이다. 예를 들어 선물가격이 120만원이고 성공적으로 개발된 오염저감기술이 100만원의 비용으로 이용가능하더라도 정부가 재구매하지 않는 선물을 소유한 기업은 그 기술을 이용할 수 없게 된다. 선물의 재구매 단서가 없으면 미래의 오염저감기술에 대한 수요가 그 만큼 줄어들기 때문에 기술혁신에 대한 인센티브가 약화될 뿐 만 아니라 기술혁신이 성공한 경우에도 선물 배출권의 소유자는 오염을 발생시킬 수 밖에 없다. 선물배출권의 재구매 단서는 기

술혁신 기업으로 하여금 보다 효율적인 기술을 개발하게 하는 인센티브를 제공하고 오염발생기업으로 하여금 미래의 환경오염저감기술 시장의 변화에 대해 보다 융통성있게 대처하게 한다.

6. 사례연구: 낙동강 유역과 위천공단

개인간에 환경의 외부효과가 발생하듯이 지방자치단체간에도 환경의 외부효과가 발생할 수 있다. 특히 지역간의 환경문제는 지방자치제가 실시된 이후에 여러 가지 다양한 형태로 제기되고 있다. 지자체가 실시되기 이전에 광역환경은 지방간에 공유의 형태로 존재하였다고 볼 수 있다. 광역환경의 소유문제에 관한 제도적 장치의 미비와 재산권 설정에 드는 거래비용으로 인해 다양한 형태의 광역환경이 지역의 소유권이 설정되지 않은 공유영역으로 남아 있었다. 지자체는 이러한 공유영역에 대해 지방의 재산권을 설정하는데 필요한 제도적 장치를 제공할 뿐 만 아니라 지방정부의 출현은 낮은 거래비용으로 재산권 설정의 방해요인인 집단적 행동의 문제collective action problem를 어느 정도 해결하는 것을 가능하게 했다. 공유영역에 대한 재산권이 설정되는 과정에서 재산권 사용이 상충되면 지역간에 갈등이 발생한다. 이러한 갈등은 광역환경에 대한 한 지방의 재산권 행사가 다른 지방에 미치는 외부비경제의 형태로 나타난다. 한 예로 강의 상류에 있는 지방에서 지역 경제의 활성화를 위해 강변에 조성한 공단의 가동이 하류에서 강물의 오염을 악화시킨다면 하류에 위치한 지방은 식수를 확보하는데 전보다 많은 비용을 지불해야 한다.

지자체 실시 후에 광역환경의 사용을 둘러싸고 지역개발과 수질오염으로 인한 상, 하류의 문제, 쓰레기 반입을 둘러싼 도시와 인근지역간의 갈등, 쓰레기 소각장 설치 문제 등과 같은 지역간의 갈등이 빈번히 발생하고 있다. 상, 하류의 대표적인 예로 위천공단의 조성을 둘러싼 대구광역시와 부산광역시간의 갈등, 서울의 취수원인 팔당 및 소양강 인근 지역과 서울시와의 마찰을 들 수 있다. 서울, 경기 지역과 수도권 쓰레기 매립지역은 젖은 쓰레기반입문제를 두고 갈등을 빚고 있다. 위천공단의 경우에 넓은 의미에서 두 가지 권리가 상충된다. 대구지역은 공단의 조성을 통해 경제적 이득을 실현할 권리를 가지고 있고 부산, 경남지역은 맑은 물을 마실 권리를 갖고 있다. 두 권리 모두 인간의 생존과 관련된 기본적인 권

리고 우리 나라 헌법에서도 이들을 보장하고 있다.

1. 환경정보의 문제

대구광역시도 지방경제의 활성화를 위해 시에 인근의 낙동강변에 약 3백만평의 위천공단조성 계획을 세웠다.²⁷⁾ 3백만평의 부지에는 자동차 관련분야(60만평), 반도체, 컴퓨터 및 기계전자분야(90만평), 신소재 및 생명공학분야(30만평) 등의 관련업체들이 입주할 예정이다. 나머지 부지는 주거지역으로 25만평, 공공용지로 75만평, 지원시설용지로 25만평이 사용된다. 대구시는 위천공단이 조성될 경우에 10만명의 고용효과가 발생하고 산업구조가 섬유에서 고부가가치 분야로 탈바꿈하게 되어 지역경제의 활성화에 결정적으로 기여할 수 있을 것으로 분석하고 있다.²⁸⁾ 대구시가 계산한 하루 평균 산업폐수총량은 4만 8천톤이며 인근 주거단지의 생활오수발생량까지 합치면 8만여톤의 오폐수가 낙동강에 유입된다. 대구시는 이러한 오폐수를 3단계의 고도처리를 거쳐 BOD의 법적 기준치의 절반 수준인 10ppm이하로 방류할 계획이며 이 중에 일부를 재활용하여 낙동강의 수질오염에 미치는 부하를 2001년을 기준으로 3.4%-4%정도로 유지한다는 것이다. 예를 들어 고령지점에서 BOD가 2.71ppm일 때 위천공단의 오폐수가 합류되더라도 0.07ppm 높아진 2.78ppm에 지나지 않는다는 분석이다. 또한 대구시는 낙동강의 수질개선을 위해 내년까지 총 8천억원에 이르는 예산을 투자하여 하수를 100%처리할 예정이기 때문에 위천공단이 완공된 시기인 2001년에는 낙동강 수질이 지금보다 현저히 개선된다는 것이다. 만약 공단지정이 안되면 공장이 무분별하게 들어서게 되어 오히려 수질을 악화시킬 가능성도 지적하였다.

반면에 부산시와 경상남도는 취수원인 낙동강의 수질오염이 악화될 것을 우려해 대구시의 위천공단 계획에 강력하게 반대하고 있다. 환경피해에 관해 양측이 제시한 정보도 상당한 차이를 보이고 있다. 부산시 낙동강수질감시위원회가 건교부와 환경부 등 관련기관에 제출한 건의서에 의하면 ‘낙동강지류의 72%가 경북지방에서 낙동강 본류로 유입되면서 상수원수의 수질이 악화되고 있는 상태에서 낙동강수계에 위천공단을 조성한다는 것은 있을 수 없는 일’이며 ‘만약 위천공단 조

27). 위천공단의 조성문제는 89년에 처음으로 거론되었다가 91년 4월 대구염색공단의 폐수무단방류 사건으로 여론이 악화돼 계획이 무산되었었다. 그 후 달성군이 대구시에 편입되면서 공단지정이 재추진되었으며 현재의 공단지정계획은 작년 7월에 건교부와 환경부가 공단유치업종, 수질오염방지대책 등의 구체적인 계획이 마련될 경우 긍정적으로 검토하겠다는 회신을 보냄에 따라 만들어진 것이다. 조선일보 96년 11월 25일자 참조.

28). 조선일보 96년 1월 29일 및 11월 25일자 참조.

성계획이 통과될 경우에 현재 보류중인 안동과 상주 등 4개지역 공단조성계획을 반대할 명분이 없어진다'는 것이다. 부산시는 폐수의 BOD부하문제가 해결되더라도 전자, 생명공학, 정보통신, 반도체 등 첨단산업에서 배출되는 폐수 속에는 중금속 성분과 난분해성 물질이 다량 포함될 수 있기 때문에 BOD기준만을 적용하여 오염수준을 판단할 수 없다는 입장이다. PCB, 톨루엔, 페놀, 계면활성제 등은 난분해성 물질로 기존 폐수처리 기법으로는 안전도를 보장받을 수 없다는 것이다. 이와 같은 난분해성 유독물질이 위험수준으로 배출되면 하류에서의 수돗물 공급이 어렵게 된다. 대구시의 오염정화계획에는 중금속과 난분해성 유독물질에 대한 구체적인 처리방법이 포함되어 있지 않다는 것이다. 또한 부산시는 대구시가 계획한 3차고도정수처리시설을 유지 및 가동하는데 드는 비용을 지속적으로 감당할 수 있느냐에 대해서도 의구심을 갖는다. 예를 들어 정수처리에 필요한 활성탄 구입에만 연간 80억-120억이 필요하다는 것이다.

갈등지역이 제시한 정보를 비교해 보면 폐수 중에 함유될 수 있는 중금속 및 난분해성 유독물질의 처리문제와 정화시설의 설치 및 유지에 드는 비용의 부담문제에 관해 상반되는 견해를 보이고 있다. 대구시는 공단조성으로 인해 낙동강 하류에서 발생하는 추가오염은 거의 없으며 오염처리시설에 대한 대규모 투자를 통해 공단조성 후에 오히려 낙동강 하류의 수질을 개선하는데 기여할 수 있다는 입장이고 부산시는 BOD의 처리에 역점을 둔 오염처리설비 계획으로는 중금속 및 난분해성 유독물질이 다량으로 배출될 가능성이 있으며 더구나 오염처리설비의 유지에 수반되는 막대한 비용을 과연 대구시가 지속적으로 감당할 수 있겠느냐는 것이다. 또한 위천공단조성의 선례가 발생하면 안동, 창원 등 다른 상류지역에도 공단이 조성되어 하류의 수질을 더욱 악화시킬 수 있다는 것이다.

갈등지역이 위천공단의 조성으로 인한 비용편익에 관한 정보를 정부에 제시하게 되는 경우에 대구지역주민은 위천공단의 가동이 가져올 편익을 과대평가하고 부산 및 경남지역이 입을 환경적 피해를 과소평가할 인센티브를 갖게 되는 반면에 피해지역은 가해지역의 경제적 편익에 비해 환경적 손실을 과대평가할 인센티브를 갖는다. 따라서 정부가 이들이 제시한 정보만을 근거로 하여 광역환경에 대한 재산권을 배분하는 것은 불합리하다.

2. 낙동강 수질오염 현황

낙동강의 사용에 대한 권리를 결정하는 경우에 환경피해에 관한 상, 하류지역의 평가가 판이하게 다른 부분에 대해서는 객관적인 정보가 필요하다. 위천공단이 들어설 지역의 현재 수질오염도는 BOD 45mg/l로 환경기준 3등급수준이며 주요 하류지점도 3등급을 유지하고 있다. 낙동강 중, 상류의 오염원별 수질오염부하도는 생활하수가 76.7%, 산업폐수가 9.8%, 기타 오염원이 13.6%로 분석되고 있어 생활하수가 가장 큰 비중을 차지하고 있다.²⁹⁾ 현재 낙동강 중, 상류지역에는 대구 염색공단, 성서공단, 구미공단 등 10여개 공단에 688개소 업체가 조업중이고 하루 평균 20만톤의 산업폐수를 방류하고 있는데 이중에 53%인 10.6만톤만이 폐수공동처리장에서 처리되고 있고 나머지는 각 업체별로 배출허용기준에 맞춰 방류하고 있는데 상황이다. 한편 이 지역의 위반업소수는 12%로 전국의 10.6%를 상회하고 있어 오염사고의 주요 원인으로 지적된바 있다.

낙동강의 BOD, COD 및 SS에 관한 수질오염도는 안동, 고령, 남지, 물금, 구포 등 5장소에서 측정되고 있다. 수질환경기준은 안동이 I등급이고 나머지 지역은 II등급으로 나타나 있다.³⁰⁾ 이들 측정지역의 수질오염이 90년대에 들어서 상당한 개선되었음에서 불구하고 5곳 모두 1980년 이후에 BOD와 COD의 환경기준을 만족한 적이 없고 대부분이 목표기준을 상당히 초과한 수치를 보여주고 있다. 위천공단이 들어설 지역은 수질환경법상 배출허용기준 ‘가’로 지정된 고령지역 인근이다.³¹⁾ 그러나 고령지역의 BOD 오염도는 90-94년 기간에 환경기준 II등급인 3.0mg/l를 훨씬 상회하였고 95년도에는 수질오염이 더욱 악화되어 7.3mg/l에 이르렀는데 이는 환경기준 IV등급에 해당되는 오염수준이다. 환경부가 매달 발표하는 수질측정자료에 의하면 부산지역 수돗물 원수의 97%를 취수하는 물금지점(물금·매수리 취수장)은 최근 3년간 (94년 1월, 12월; 95년 1-2월, 96년 1-3월) 매년 2-3개월 동안 BOD기준 4등급의 수질을 유지했다. 이 과정에서 평소 사용량의 3배에 이르는 염소소독약을 투여해 수돗물에서 악취가 발생하는 사태가 빚어졌다.³²⁾ 영남지방의 오랜 가뭄으로 인해 낙동강 상류의 댐들이 낮은 저수율을 보

29). 김선희 (1995) 참조.

30). 우리 나라의 수질환경기준은 어떤 지역의 환경조건을 개선하기 위해 달성목표를 제시하고 지역환경오염에 대한 대책을 수립하기 위한 지침적 성격을 나타내며 이를 달성하기 위한 환경규제 수단으로 배출허용기준, 방류수 수질기준과 같은 수질규제기준이 사용된다. 수질환경기준은 법적 구속력을 동반하지 않지만 수질규제기준은 위반시 법적제재가 수반된다.

31). 수질환경보전법 제8조는 지역을 4단계인 청정, 가, 나, 특례지역으로 구분하여 환경기준을 차등하여 적용하고 있다. 이들 지역은 각각 청정지역은 환경기준 I등급, ‘가’ 지역은 II등급, ‘나’ 지역은 가정 엄격한 III, IV, V등급의 환경의 질을 보전하기 위한 배출허용기준이 적용되고 있다.

32). 중앙일보 96년 12월 16일자

이고 있고 중, 하류의 자정능력이 악화돼 수질이 4급 수준으로 악화될 가능성도 있다.³³⁾

<표 19> 낙동강의 BOD, COD 오염도 현황

(단위: mg/ℓ)

구 분		환경기준	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
BOD	안 동	1.0이하	1.3	1.0	1.1	1.0	0.8	1.0	1.1	1.1	1.2	1.1	1.2
	고 령	3.0이하	8.5	14.1	9.8	21.1	13.0	5.4	5.8	5.4	4.5	5.9	7.3
	남 지	3.0이하	2.8	4.3	3.7	6.3	4.6	3.2	4.3	3.8	3.8	5.4	5.7
	물 금	3.0이하	3.7	3.6	3.6	3.9	3.6	3.0	4.0	3.3	3.4	4.6	5.1
	구 포	3.0이하	4.2	4.0	3.7	4.4	3.7	3.3	3.7	3.5	3.9	4.6	4.7
COD	안 동	1.0이하	1.8	2.3	1.9	2.1	1.7	1.7	2.3	2.5	2.6	3.8	
	고 령	3.0이하	8.7	11.9	9.9	15.7	10.6	7.6	8.7	8.4	7.9	10.2	
	남 지	3.0이하	3.4	4.3	5.5	8.5	6.8	5.3	5.3	6.6	6.5	9.4	
	물 금	3.0이하	3.7	4.1	4.4	7.2	5.9	5.3	6.5	6.2	5.9	8.9	
	구 포	3.0이하	3.9	5.1	4.7	7.0	5.9	5.1	6.5	6.3	6.5	8.8	

자료: 한국의 환경통계 보고서 (1996)

더구나 낙동강의 수질오염은 한강, 금강, 영산강에 비해 상대적으로 심하다. 1995년 4대강 주요지점의 BOD 현황을 살펴보면 한강이 1.0-4.4mg/l, 금강이 1.2-4.8mg/l, 영산강이 나주(7.0mg/l)를 제외하면 1.5-3.6mg/l 인데 비해 낙동강 유역은 상류지역인 안동(1.2mg/l)을 제외하면 4.7-7.3mg/l을 기록하였다.³⁴⁾ 다른 4대강 유역과 비교해 볼 때 낙동강 유역은 유출량 대비 산업폐수방류량의 비율이 크기 때문에 폐수방류로 인한 오염부하량이 다른 4대강 유역보다 크게 나타난다.³⁵⁾ 유출량은 한강이 가장 많지만 산업폐수방출량은 낙동강이 가장 크다.

<표 20> 4대강유역의 유출량과 폐수방류량

33). 환경정책기본법상 4급수는 농업, 공업용수로만 사용하도록 돼있고 공업용수로 사용할 경우에도 고도정수처리를 반드시 거치도록 규정하고 있다.

34). 95년에 낙동강과 영산강 유역의 강우량이 평균강우량의 60%에도 미치지 못해 수질오염을 더욱 악화시켰지만 다른 해에도 이들 유역의 BOD기준 수질오염은 한강과 금강에 비해 심하게 나타났다.

35). 유출량은 해당 유역의 총강수량에서 증발량을 뺀 수량으로 강의 수자원부존량을 의미하기 때문에 강의 자정능력을 나타내는 주요 지표중의 하나라고 할 수 있다.

	한 강	낙동강	금 강	영산강
(A) 유출량 ¹⁾ (억 m ³ /년)	194	139	62	26
(B) 폐수방류량 ²⁾ (천 m ³ /일)	356	418	152	51
B/A	1.8	3.0	2.5	2.0

주: 1) 유출량은 1959~1988년 평균

2) 폐수방류량은 1995년 측정치

위천공단이 위치하게 될 달성지역은 환경기준 ‘가’ 지역에 해당되므로 공단의 배출업소가 96년부터 강화된 수질환경보전법의 배출허용기준인 BOD와 부유물질의 60-80mg/l, COD의 70-90mg/l을 만족하면 그들이 입주하는데 수질환경보전법상에 문제가 없다.³⁶⁾

3. 오염자부담원칙의 문제점과 개선방안

위천공단의 설립을 둘러싼 대구광역시와 경남지역의 갈등은 신규 공단의 설립으로 악화될 낙동강의 수질오염문제에 있다. 그러나 위천공단에서 배출될 오염물질이 낙동강의 수질오염에서 차지하는 비중이 매우 낮은 만큼 위천공단문제에 국한시켜 낙동강의 수질오염문제를 해결하려는 접근방법은 효과적이지 못하다. 따라서 낙동강의 수질환경기준을 달성하려면 낙동강의 수질에 영향을 주는 환경규제 전반에 걸친 문제점들을 개선할 필요가 있다. 낙동강의 환경기준 달성을 위한 기존의 환경규제는 다음과 같은 문제가 있다. (분석의 편의를 위해 기존의 이해관계자들을 상류지역과 하류지역으로 대별할 수 있다고 가정한다.) 첫째, 배출허용기준의 강화를 통해 법적인 환경기준을 만족시키려는 사고 방식은 근본적으로 상류지역의 재산권을 제한하여 하류지역의 재산권을 보호하려는 행위로 파악할 수 있다. 극단적으로 법적인 요건을 갖춘 신규 기업 또는 공단의 설립을 허용하지 않는 규정은 환경 서비스에 대한 모든 권익권을 하류지역에 일방적으로 부여하는 것과 같다. 제4장에서 소개된 배상원리의 효율성에 관한 분석에 의하면 오염발생자의 환경에 대한 재산권 행사를 필요이상으로 제약하는 행위는 비효율적인 자원배분을 초래한다. 둘째, 현재의 배출허용기준에서 낙동강의 환경기준이 달성

36). 또한 위천공단조성계획은 ‘산업입지 및 개발에 관한 법률’ 제5조 공업입지개발지침에 의한 공업단지의 상수원과의 거리에 따른 입지제한 규정(광역상수원 보호구역 20km, 일반상수원 상류 10km)에 저촉되지 않을 뿐 만 아니라, 수질환경보전법 제10조에 의한 배출시설의 입지허가 제한 지역 지정기준(공장 등 배출시설로부터 배출되는 오염물질로 인하여 환경기준의 유지가 곤란할 경우)에 해당되지 않는다. 김선희 (1995) 참조.

된 적이 없으며 강화된 환경기준이 적용되더라도 목표달성이 매우 불확실하다. 낙동강의 환경기준이 달성되지 못한 원인을 다음과 같은 세 가지 관점에서 생각할 수 있다. 우선 환경기준과 개별업소에 적용되는 배출허용기준간의 불일치성이다. 전자에 비해 후자가 느슨하다면 목표치의 달성은 불가능하다. 둘째, 환경기준과 배출허용기준의 관계가 합리적으로 설정되어 있어도 오염발생자가 낙동강 유역에 너무 많이 밀집해 있으면 배출량은 환경기준치를 초과하게 된다. 마지막으로 배출업자의 무단 방류 가능성을 들 수 있다.

낙동강의 수질오염을 개선하려는 정책논의는 위와 같은 문제점들을 해결하는데서부터 출발해야 할 것이다. 우선 수질환경보전법은 환경서비스의 사용비용을 오염방지시설의 의무화, 배출부과금제도 등을 통해 오염발생자에게 주로 부담시키고 있다. 이러한 오염자부담원칙은 하류지역이 피해를 회피 또는 제거할 인센티브를 사전적으로 봉쇄하기 때문에 비용절감적이지 못할 뿐 만 아니라 다음에 논의하듯이 형평성 면에서도 정당화될 수 없다. 낙동강이 제공하는 광역환경 서비스가 효율적으로 이용되려면 권익권을 배분함에 있어서 상류지역의 오염방지비용과 하류지역의 오염제거비용이 고려되어야 한다. 즉 두 지역에 대한 효율적인 권익권의 배분은 상류지역에서 수질오염을 한 단위 추가적으로 방지하는데 드는 비용과 하류지역에서 수질오염을 한 단위 추가적으로 정화하는 비용이 같아지는 점에서 결정된다. 만약 환경규제에 의해 상류지역에서의 한계오염방지 비용이 5만원이고 하류지역에서의 오염정화비용이 3만원이면 이러한 규제는 일정한 수질수준을 유지하는데 효율적이라고 할 수 없다. 권익권의 배분과정에 대해서는 다음에 자세히 논하기로 한다. 수질오염의 개선에 필요한 두 번째 조치는 목표환경기준치와 배출허용기준치간에 올바른 관계를 정립하는 것이다. 이를 위해서는 우선 낙동강에 배출되는 총오염량에 대한 총량규제의 도입이 필요하다.³⁷⁾ 총량규제는 하류에서의 목표환경치인 II등급을 유지하기 위해 요구되는 총오염배출량을 산출하고 이를 상류지역의 각 오염원들에게 할당하여 준수하게 하는 것이다. 그러나 이에 앞서서 환경기준 II등급이 과연 현재의 여건 하에서 바람직한 수준인가가 검토되어야 한다. 이 기준이 효율적이려면 II등급을 보장하는 총오염배출량 수준에서 상류지역의 한계오염방지비용이 하류지역의 한계정화비용과 일치해야 할 것이다.

37). 수질환경보전법 제9조는 “환경처장관은 수질오염상태가 환경정책기본법 제10조의 규정에 의한 환경기준을 초과하여 주민의 건강, 재산이나 동식물의 생육에 중대한 위해를 가져올 우려가 있다고 인정하는 구역 또는 특별대책지역중 사업장이 밀집되어 있는 구역의 경우에는 당해 구역안의 사업장에 대하여 배출되는 오염물질을 총량으로 규제할 수 있다”고 규정하고 있다.

환경기준 II등급이 하류지역의 원활한 취수활동을 보장하기 위해서 정해졌고 개별오염원에 대한 배출허용기준이 현재의 환경오염방지기술 수준을 반영하여 합리적으로 결정되었다고 한다면 현재 하류의 수질상태로 볼 때 낙동강 주변에 낙동강의 자정능력에 비해 과대한 수의 오염원이 몰려 있다는 결론이 나온다. 4대강 유역에 동일한 배출허용기준이 적용됨에도 불구하고 다른 강에 비해 낙동강의 수질오염도와 산업폐수로 인한 오염부하량이 상대적으로 심각한 사실로 보아도 낙동강 유역에 오염원이 과다하게 밀집되어 있다고 할 수 있다. 오염원의 수가 지나치게 많을 때 총량규제에 대한 필요성이 커진다.

배출허용기준의 적용만으로는 환경의 질을 결정하는 배출총량을 제한할 수 없다. 개별기업이 배출허용기준을 만족하거나 허용량 초과분에 대해서 배출부담금을 지불한다고 해도 배출업소가 해당지역에 밀집해 있으면 총배출량이 환경의 자정능력을 벗어나서 인간의 건강이나 자연환경에 심각한 피해를 줄 수 있다. 예를 들어 어떤 공단에 현재 100개의 업소가 개별업소당 법적 허용치인 10단위의 오염물질을 배출하고 총배출량이 1000단위를 넘어서면 지역주민의 생활에 영향을 미치기 시작하여 1500단위이면 심각한 피해를 입히게 된다고 하자. 개별업체가 법적 기준치인 10단위를 준수하더라도 신규업체의 증설이 가속화되어 이 공단의 입주업체가 150개 이상으로 늘어난다면 지역주민은 심각한 피해를 입게 된다. 공단의 업소들은 법적으로 아무런 잘못이 없다. 법적으로 지역주민은 쾌적한 환경을 누릴 권리가 있지만 법적 배상절차를 추진하거나 공단과의 협상에 드는 거래비용 및 타 지역으로의 이주비용이 상대적으로 높다면 지역주민은 환경오염으로 인한 피해를 감수해야만 한다. 이러한 경우에는 개별적인 배출허용량의 설정보다는 한 공단에서 배출되는 총량을 규제하는 정책이 더 효율적이라고 할 수 있다. (주어진 총량의 한도 내에서 업소간의 배출량 할당문제는 다음에 논의된다.) 우리 나라 환경법에도 총량규제에 관한 규정이 명시되어 있다. 수질 및 대기환경보전법 제9조는 수질 또는 대기오염상태가 환경기준을 초과하여 생활환경에 중대한 위해가 우려되는 구역 또는 특별대책지역 중 사업장이 밀집되어 있는 구역에 대해 오염물질의 배출총량을 규제할 수 있도록 규정하였다. 오염배출총량을 적정수준으로 결정하는 것도 중요하지만 어떻게 총량을 배출업소별로 할당하는냐 하는 것도 중요하다. 총량은 사회적 후생의 관점에서 결정되어야 하고 총량의 할당은 비용절감적 오염방지노력의 관점에서 결정되어야 한다. 우리 나라 환경법은 총량규제가 도입되어야 할 상황은 명시되어 있지만 총량의 결정 절차와 총량의 할당과정

에서 사용할 수 있는 환경정책수단에 관한 구체적인 시행규칙이 결여되어 있다. 총량이 비용절감적으로 할당되려면 배출허용기준의 하향조정과 같은 직접규제보다는 배출권 거래제도, 공동수행과 같은 시장유인적 환경정책수단을 도입하여 총량규제를 보완해야 할 것이다.

환경정책기본법 제22조는 환경오염 또는 자연생태계의 변화가 현저하게 나타나는 지역을 환경보전을 위한 특별대책지역으로 지정하고 그 지역내의 배출시설에 대해 엄격한 배출허용기준을 적용할 수 있도록 규정하고 있다.³⁸⁾ 대기보전 특별대책지역으로는 86년의 울산, 온산 공단에 뒤이어 96년에 여천공단이 지정되었고 시화지구가 대기환경규제지역으로 지정되었다. 이들 지역의 입주업체들은 강화된 특별배출허용기준을 적용받게 되며 신규 입주 및 설비의 신, 증설이 제한된다. 공단주변이 특별대책지역으로 지정되면 공단의 입주업체가 누려온 환경에 대한 권리에 갑작스런 변화가 생긴다. 배출허용기준이 대폭적으로 강화되기 때문에 업소의 환경사용비용이 급등하게 된다. 환경규제의 강화에 따른 배출권의 갑작스런 제약에 직면한 업소는 다른 공단의 동일한 업종보다 큰 환경비용을 부담해야 하므로 경제 전체적으로 보면 매우 비효율적이다. 특별대책지역은 앞에서 예증했듯이 배출허용기준에 근거한 환경정책의 실패로 인해 발생하였다고 볼 수 있다. 총량규제 하에서는 환경자정능력과 환경의 질에 대한 수요가 고려되므로 다른 공단에 비해 급작스럽게 환경기준이 강화되는 사태는 발생하지 않을 것이다.

4. 배출권과 환경권의 배분

낙동강이라는 광역환경에 대한 권리는 크게 맑은 물을 마실 권리(환경권)와 강물을 오염시킬 권리(배출권)로 크게 양분될 수 있다고 전술하였다. 이러한 권리의 상충은 지금까지 취수원 또는 폐수방류처로 낙동강을 이용해온 주민 또는 공단의 배출업소간에 발생해 왔고 앞으로 주변 지역에 새로 들어설 공단이나 신도시도 가세하여 일정한 권리를 주장하게 될 것이다. 권리가 상충되는 이유는 낙동강이 주는 환경적 편익에 대한 권익권이 명확히 설정되어 있지 않기 때문이다. 재산권의 확립을 통해 이해의 갈등을 해결할 수 있지만 어떤 종류의 재산권이 누구에게 부여될 것인가 하는 문제는 기존의 이해관계자들에게 매우 중요하다. 예를 들어 정부는 낙동강의 사용권리를 제3자에게 부여하여 그로 하여금 낙동강 지역주민과

38). 이외에도 상수원의 수질보호를 위해 팔당호 및 대청호가 특별대책지역으로 지정되어 있고 부산권의 물금, 매리상수원 주변지역이 배출시설허가제한 지역으로 지정되어 있다.

공단관계자에게 취수권과 오염권을 판매하는 것을 허용할 수 있다. 만약 낙동강의 소유자가 한계관리비용과 사용자의 한계편익이 일치하도록 사용료를 부과한다면 낙동강의 환경자원이 효율적으로 분배될 수 있지만 제3삼자에 대한 재산권의 부여는 기존의 이해관계자들로부터 모든 권리를 박탈한다는 점에서 형평성 문제가 심각하게 제기될 것이다. 형평성 문제를 발생시키지 않으려면 광역환경에 대한 권익권의 배분은 기존의 사용자와 광역환경에 관해 이해관계를 공유하게 될 미래의 사용자(공단, 도시, 농업 및 축산단지 등)에 국한되어야 할 것이다.

공유상태에 있던 권익권에 대해 재산권을 도입하는 경우에 일반적으로 재산권의 배분에 기득권이 반영된다. 그러나 광역환경에 대한 권익권을 분배하는 과정에서 기득권이 지나치게 강조되면 자원배분의 효율성이 저해될 수 있다. 예를 들어 신규공단의 설립이 낙동강의 수질을 악화시킨다는 이유로 공단에 입주할 업소에 환경기준을 차별적으로 적용하여 고도의 오염방지 및 처리시설의 설치를 의무화한다고 하자. 높은 환경기준의 적용으로 한 단위의 오염량을 감축하는데 신규공단은 기존의 공단에 비해 상대적으로 높은 비용을 지불하게 될 것이다. 최근에는 오염방지 및 처리기술이 발달되어 독성물질을 포함한 공장폐수나 질소, 인 등의 부영양화 원인물질, 난분해성 유기물질 등을 고도수준까지 처리할 수 있기 때문에 일정 수역의 환경기준을 유지하는 것이 기술적으로 가능하다. 그러나 문제는 고도처리에 필요한 시설을 설치하고 운영하는데 추가비용이 든다는 점이다. 김선희 (1995)의 추계에 의하면 위천공단에 고도처리를 추가할 경우에 고도처리를 거쳐 방류수질을 50mg/l에서 40mg/l로 개선하는데 연간 운영비가 55.3원/톤 만큼 추가된다. 대구시의 주장대로 해당지역의 배출량이 하루 평균 8만톤인 경우에 이와 같은 고도처리에는 연간 약 16억원의 비용이 추가된다. 이 경우에 공단간에 한계오염방지비용의 차이가 발생하게 되므로 환경기준의 차별적 적용은 비용절감적cost effective이지 못하다. 한편 수질보전법상의 배출허용기준과 산업입지 및 개발에 관한 법적 요건을 만족한다고 해서 낙동강 주변에 들어서기를 원하는 모든 공단의 설립을 허용한다면 낙동강 유역의 수질오염도는 더욱 심각해질 것이고 이로 인해 하류지역의 취수비용은 더욱 상승할 것이다. 광역환경의 사용권 배분에 대한 이러한 접근방법은 효율성과 형평성의 관점에서 바람직하지 못하다.

형평성을 고려한다면 인근의 이해관계자들에 대한 광역환경의 공공성을 인정하고 환경의 질을 일정한 수준으로 유지하는데 드는 비용을 낙동강을 폐수의 배출처로

사용하는 측(상류지역)과 취수원으로 이용하는 측(하류지역) 모두가 일정한 규칙에 따라 공동으로 부담해야 할 것이다. 양측은 모두 예전부터 낙동강을 생활의 터전으로 이용해왔고 양측의 권리가 모두 인간의 생존권에 속한다는 점에서 어느 한쪽에 일방적인 권리를 부여하는 것은 형평성에 어긋난다. 이들간에 갈등이 발생하게 된 이유는 상류의 생존행위로 인한 외부효과가 환경의 자정능력을 초월하여 낙동강이 더 이상 자유재로서의 구실을 할 수 없게 되었기 때문이다. 낙동강이 자유재로서의 기능을 상실한 이상 낙동강의 환경서비스에 대한 기존의 수요자와 신규 수요자들은 ‘바람직한’ 규칙에 의해 제시된 환경비용을 부담해야 할 것이다. 규칙의 바람직성은 규칙 제언자의 가치판단에 의해 결정되지만 보편적으로 규칙의 설정에는 형평성과 효율성이 반영되어야 할 것이다. 형평성 문제는 환경사용에 대한 기득권을 어느 정도 인정하는냐와 관련이 있다. 따라서 이 문제는 비용분담의 규칙과 밀접한 관계가 있다. 여기서는 신규 수요의 창출이 기득권의 매입을 통해서만 이루어지도록 규칙을 정함으로써 형평성의 문제를 해결하려고 한다.

총량규제 하에서 효율적인 권익권의 배분이 어떻게 이루어질 수 있는가를 검토해보자. 비용분담규칙의 효율성은 두 가지 단계로 나누어서 생각할 수 있다. 우선 기존 이해관계자들에 대한 환경서비스의 배분이 만족해야할 효율성 조건을 찾아내고 신규 수요에 대한 자원배분문제를 분석하기로 한다. 첫째, 최소의 비용으로 총오염배출량에 대한 목표 수준을 달성하려면 오염원에 대한 배출허용량은 한계오염방지비용이 일치하도록 배정되어야 하고 상류지역과 하류지역간에 오염제거비용의 이전이 허용되어야 한다. 배출허용기준 하에서는 오염원간의 처리비용이 상이할 수 있다. 수질환경보전법은 배출허용기준을 초과하여 배출하는 기업에 대하여 오염물질의 종류, 배출기간, 배출량 등을 근거로 하여 배출부과금을 부과하고 있다. 배출부과금제도는 오염발생의 억제통제에 의해 오염원간에 존재하는 오염처리비용의 차이를 좁혀주는 효과를 가지고 있으나 배출허용기준 이하로 배출하는 업소의 배출억제노력에 대한 인센티브를 제공하지 못하는 단점이 있다. 예를 들어 BOD 배출량이 법적 배출허용기준보다 적은 기업은 배출량을 더 이상 줄일 아무런 인센티브가 없다. 인센티브 문제는 시장원리를 보다 충실하게 반영한 배출권 거래제도의 도입으로 해결할 수 있다. 이러한 제도하에서는 오염억제노력이 상품화되므로 모든 오염원은 배출량을 감축시킬 인센티브를 갖게 되고 배출권의 거래는 오염원별 처리비용의 차이를 제거하는 역할을 한다.

그러나 모든 오염원들이 동일한 처리비용을 지불하여도 만약 상류지역의 한계처리비용과 하류지역의 한계오염제거비용이 일치하지 않으면 비효율은 여전히 남게 된다. 총량규제 하에서 이러한 처리비용의 차이는 총배출허용량이 파레토 최적수준에서 결정되지 않았을 경우에 발생한다. 배출권 거래제도 자체가 상류와 하류간의 효율적인 환경권 배분을 보장하지는 않는다. 이 제도는 상류지역의 오염방지노력이 최소의 비용으로 달성되는 것을 보장할 뿐이지 하류지역의 환경정화비용과는 무관하다. 총배출허용량이 파레토 최적수준이 아니라면 상류지역과 하류지역이 부담하는 환경비용이 다르다. 이 경우에 상류지역과 하류지역이 공동으로 오염을 관리하게 된다면 오염처리비용은 더욱 절감될 것이다. 예를 들어 상류 및 하류지역에서의 환경권을 획득하여 배출량을 처리한다는 조건으로 신규 공단이 설립되고 이로 인해 10만톤의 추가적인 배출량이 예상된다고 하자. 만약 8만톤 수준이상에서 내부 처리와 배출권 구입을 통한 오염처리비용이 하류지역에서의 오염정화비용보다 크다고 한다면 신규진입자는 하류지역의 오염정화노력에 참여하여 비용을 줄일 수 있다. 지역간의 공동수행joint implementation이 배출권 거래에 병행된다면 총량규제의 효율성 개선효과는 더욱 증진될 수 있다. 이와 같은 제도의 도입은 지역내부 및 지역간의 협상에 드는 거래비용의 크기와 관계가 있다. 지방자치단체가 지역내부의 의견을 통합, 조정하여 하나의 의사결정단위로 행동할 수 있다면 지역간의 협상에 드는 거래비용은 현저히 낮아질 것이다.

둘째, 환경서비스에 대한 기득권의 가치는 신규공단과 같은 새로운 오염발생집단의 권리를 결정할시에 어떠한 재산권 배분 원리를 적용하느냐에 의해 영향을 받는다. 환경서비스에 대한 신규진입은 상류 또는 하류지역이 향유하고 있는 기존의 환경권에 대해 다음과 같은 외부효과를 발생시킨다. 우선 기존 총배출허용량의 한도 내에서 환경수요에 대한 신규진입이 허용되는 경우를 생각해보자. 신규오염원이 할당받을 배출허용량을 기존 오염원에게 할당된 것을 삭감하여 충당하는 방식의 배출권 분배를 생각할 수 있는데 이것은 환경에 대한 기득권을 전혀 인정하지 않는 방식이다. 이러한 규칙 하에서는 기존 오염원이 사용할 수 있는 환경서비스의 양이 줄어들기 때문에 이들은 오염방지에 더 많은 비용을 지불해야 된다. 즉 신규진입이 기존 오염원에 대해 금전적 외부효과를 발생시킨다. 금전적 외부효과 크기는 환경권의 재분배과정에서 기존 오염원의 권리를 얼마나 인정해주느냐에 의해 결정된다. 만약 기존 오염원으로부터 배출허용량을 이전받아야

만 신규진입이 가능하도록 규칙이 정해진다면 신규진입자는 이를 위해 일정한 비용을 지불해야 할 것이다. 이 경우에는 상류지역에서의 환경에 대한 기득권이 최대한 보장된다. 신규진입자의 효율적인 배출량관리는 한계오염방지비용이 기존의 오염원보다 크지 않은 범위 내에서 자체적으로 해결하고 나머지는 기존 오염원의 배출허용량을 이전받아 해결하는 것이다. 배출허용량의 이전은 배출권 거래제도의 도입 또는 공동수행joint implementation 즉 기존 공단의 오염방지노력에 대한 신규 공단의 참여를 통해 이루어질 수 있다. 만약 배출권의 거래가 제도적으로 허용된다면 신규진입은 배출권 거래시장에서 환경비용 정보를 수집하여 필요한 만큼의 배출권을 구입할 것이다. 이 경우에는 신규진입에 필요한 오염방지비용이 모두 신규진입자에게 내부화된다. 배출권 거래제도하에서 환경수요의 증가는 기존의 오염원에게 주어진 환경사용 권리의 가치를 상승시키고 이는 기존 오염원의 배출억제에 대한 인센티브를 강화시킨다. 상류지역의 신규진입에 대한 인센티브는 배출권 분배 원리의 선택에 의해 영향을 받는다. 코오즈Coase 정리를 적용하면 상류지역의 오염관리에 어떠한 재산권 분배원리를 적용하여도 비용절감면에서 동일한 효율성이 달성된다. 그러나 분배결과의 형평성은 신규진입에 대한 인센티브에 영향을 준다. 만약 신규와 기존의 구분 없이 배출권이 재분배된다면 오염방지비용의 증가가 기존 오염원에 의해 분담되기 때문에 신규진입의 비용부담은 적어진다. 반대로 기존 오염원의 비용분담을 작게 하는 분배 원리가 적용될수록 신규진입의 환경비용부담은 커진다. 총량규제 하에서 상류지역의 신규진입을 억제할 필요성이 클수록 기존 오염원에게 유리한 방향으로 배출권을 재분배해야 할 것이다. 신규진입에 따른 환경비용부담은 신규 공단의 입지 선정에 영향을 준다. 다른 조건이 동일하다면 신규 공단은 환경비용부담이 적게 드는 광역환경지역을 선택하게 될 것이다. 현재의 낙동강의 수질상태는 법적인 환경기준치를 만족시키지 못할 뿐 만 아니라 다른 4대강 유역에 비해 심각하다. 만약 현재의 수질상태를 유지 또는 개선하는 것이 정책목표라면 낙동강 상류지역에 대한 신규진입의 인센티브가 다른 강유역보다 작아야 할 것이다. 총량규제 하에서 이러한 인센티브는 환경권의 재분배과정에서 기존 오염원과 신규진입의 차별화를 통해 조절할 수 있다.

총배출허용량이 고정된 경우에 신규수요의 증가는 하류지역에 영향을 주지 않는다. 그러나 신규진입에 따라 총배출허용량이 상향으로 조정된다면 신규 진입은 하류지역의 수질에 부정적인 외부효과를 발생시킨다. 총배출량의 상향조정은 신

규진입의 환경비용을 감소시키지만 이것은 하류지역의 오염정화비용을 증가시키는 원인이 된다. 총량규제 하에서 신규진입자의 환경부담비용은 총배출허용량에 대한 조정의 폭과 배출권 거래시장 및 공동수행 제도의 존재여부에 달려 있다. 총량의 변화 폭이 적을수록 재산권의 배분 결과는 기득권층에 비해 신규진입에게 불리해진다. 만약 기득권을 전혀 인정하지 않고 신규진입을 동등하게 대우한다면 기존의 업체에 할당되는 오염배출의 허용량은 그 만큼 하향조절되어야 할 것이다. 기존 배출량에 비해 신규진입으로 인해 추가되는 배출량이 미미하다면 기존 업체로부터 삭감되는 배출허용량은 매우 적을 것이고 따라서 비용부담도 적을 것이다. 그러나 계속되는 신규진입으로 인해 짧은 시간 내에 오염할당량이 크게 줄어든다면 기존업체가 부담해야 할 오염처리비용은 큰 폭으로 증가할 것이다. 현재 낙동강 유역의 수질오염도가 다른 4대강 유역에 비해 심각한 점을 감안한다면 환경사용에 대한 상, 하류지역의 기득권을 어느 정도 인정하여 낙동강 상류지역에 대한 신규진입을 조절할 필요가 있다. 만약 낙동강 상류지역에 대한 신규기업의 진입비용이 다른 강유역보다 크다면 이 지역에 대한 진입의 인센티브가 줄어들 것이다.

6. 결론

시장경제에서 정부의 일차적 역할은 재산권을 확립하고 안정적으로 유지하는데 있다. 따라서 정부는 사회후생적 또는 비용절감적인 관점에서 적절하다고 판단되는 환경기준의 확립을 통해 환경권과 배출권을 정의하고 오염원의 배출량을 철저히 측정, 감시할 수 있는 장치를 마련하여 재산권제도를 시행하는데 특화하고 배출권이 준수되는 과정에 간섭하는 것을 지양해야 한다.³⁹⁾ 정부는 깨끗한 환경을 사용할 권리를 부여하고 보호할 뿐이지 목욕을 할 때 특정한 비누의 사용을 강요하지 않는다. 환경권이 사용되는 과정에 정부가 경직적인 규정을 만들어 일일이 간섭한다면 환경권은 효율적으로 사용될 수 없다. 효율성의 관점에서 환경권의 사용에 대한 정부의 간섭이 정당화될 수 없듯이 배출권의 사용에 대한 정부의 간섭도 정당화될 수 없다. 재산권제도의 확립과 안정적 유지는 정부의 고유한 기능에 속하지만 재산권의 시행을 제한하는 제도를 도입하는 것은 불필요한 정부의

39). 우리나라의 환경법에는 누구의 책임하에서 어떤 절차와 방법으로 환경기준을 설정하고, 어떤 경우에 환경기준을 변경할 수 있는지에 관한 규정이 없다. 환경기준은 환경법의 뼈대에 해당되는 만큼 환경기준의 설정과 변경에 관한 규정을 법에 구체적으로 명시할 필요가 있다. (한국의 환경통계 평가 보고서, pp 125 참조)

규제이고 간섭이다. 환경에 대한 재산권 제도가 정착되려면 오염원의 배출행위에 대한 감독이 필요하고 권리의 침해행위에 대해서는 적절한 처벌이 뒤따라야 할 것이다. 만약 감독과 처벌이 소홀하면 오염원이 법적 요건을 준수할 인센티브가 약화되어 환경에 대한 재산권이 유지될 수 없다.⁴⁰⁾ 자유시장경제의 질서는 정부의 재산권 설정과 보호 기능에 의해 확립된다는 점을 감안하면 환경정책도 환경오염에 대한 철저한 감시monitoring를 통해 오염원이 환경에 무임승차하는 행위를 단속하는데 역점을 두어야 할 것이다.

환경자원의 배분은 자발적 거래에 의한 방법과 법에 의한 방법에 의해 달성될 수 있다. 배출허용기준 또는 배출허용량에 의해 생성된 배출권과 환경권이 시장원리에 의해 재분배되려면 권리의 거래를 가능하게 하는 제도적 장치가 마련되어야 할 뿐 만 아니라 거래에 수반되는 비용이 충분히 낮아야 한다. 예를 들어 배출권 거래제도하에서는 오염원간에 배출권이 시장원리에 의해 거래되기 때문에 목표로 설정된 총오염량을 최소의 비용으로 달성할 수 있다. 원칙적으로 환경권의 소유자도 배출권 거래시장에 참여하여 배출권의 구입을 통해 자신이 원하는 환경기준에 도달할 수 있다. 그러나 무임승차와 집단적 행동문제가 제도적으로 해결되지 않는 한 환경권과 배출권간에 활발한 거래가 발생하지 않을 것이다. 자발적 거래에 의한 환경자원의 배분을 가능하게 하는데 정부가 해야 할 가장 중요한 역할은 환경에 대한 효율적인 재산권의 설정과 함께 시장원리의 작동에 필요한 제도적 장치를 마련하는 것이라고 할 수 있다. 환경에 대한 권리가 설정되어도 거래비용이 크면 권리의 자발적 거래가 불가능하다. 자발적인 권리의 재분배가 불가능하거나 만족스럽지 못한 이유는 거래에 필요한 제도적 여건이 미비되었거나 거래자들간에 심각한 정보의 비대칭 문제가 존재하여 거래를 성립시키는데 드는 비용이 너무 크기 때문이다.

40). 환경법규의 실효성은 법의 적용대상자들에게 법규 준수를 위한 경제적 인센티브를 얼마나 적절하게 제공하느냐에 달려있다. 만약 법규를 위반할 경우에 얻게 되는 기대이익이 기대손실보다 크다면 환경오염자는 환경법규를 준수할 경제적 인센티브를 갖지 못한다. 이상한(1997)에 의하면 환경범죄가 대부분 약식기소에 그치고 정식재판을 받아도 대부분 200만원 이하의 벌금형에 처해진다. 법규위반사실이 적발될 확률을 감안하면 환경범죄자가 지불하게 될 기대손실은 더욱 작아진다. 적발율을 100%로 가정하더라도 기대손실은 최고 200만원에 지나지 않는다. 이것은 중견 염색가공업체가 부담하는 폐수처리시설의 연평균 운영비(1억 9천 4백만원)의 1%, 월평균 운영비(1,600만원)의 12.4%에 지나지 않는다. 이러한 분석에 따르면 우리 나라의 환경법규가 법규 준수에 필요한 경제적 인센티브를 제공한다고 볼 수 없다. 자세한 내용은 이상한(1997, pp135-139) 참조)

자발적 거래와 정부의 간섭 중에서 어떤 접근방법을 선택할 것인가는 환경문제의 속성에 달려있다. 거래비용이 매우 커서 당사자들간의 협상을 통해 환경자원이 재분배될 수 없는 경우에는 정부의 중재가 필요하지만 그렇지 않은 경우에는 시장원리에 충실한 정책수단을 도입해야 할 것이다. 예를 들어 자동차 배기가스에 의한 대기오염은 피해자와 가해자가 불특정 다수로 대표적인 집단적 행동의 문제를 수반한다. 이러한 경우에는 시장원리를 도입하기 어렵기 때문에 배출가스기준과 오염세제도를 운영하는 것이 필요하다. 지방자치제가 실시된 이후에는 집단적 행동의 문제로 해결할 수 없었던 지역간의 환경문제 중에 상당 부분이 지방자치단체간의 협상문제로 귀착될 수 있다. 낙동강과 같은 광역환경지역을 하나의 권역으로 묶어서 환경기준을 정하고 배출권과 환경권을 배정하는 절차에 공단 또는 도시의 지방자치단체를 이용하면 집단적 행동의 문제가 어느 정도 해결될 수 있다. 지역자치단체가 지역주민의 의견을 통합, 조정하여 하나의 의사결정단위로 행동할 수 있다면 지역간의 협상에 드는 거래비용은 현저히 낮아질 것이다. 지역간의 협상이 지방자치단체를 통해 이루어지려면 지역의 환경문제에 대한 의사결정 권한이 지방자치단체에 위임되어야 할 것이다. 제도적 변화와 환경정보의 확산으로 협상에 드는 거래비용이 낮아져서 당사자들간의 협상에 의해 해결될 수 있는 환경문제에 대해서는 정부의 간섭이 시장원리로 대체되어야 할 것이다.

거래비용이 너무 커서 당사자들간에 자발적 거래가 불가능한 경우에는 정부가 배출권과 환경권의 거래를 중재하는 역할을 수행할 수 있다. 이와 관련된 환경정책수단으로는 배출허용기준과 부과금제도 또는 오염세제도가 있다. 수질과 대기분야의 배출부과금제도와 환경개선부담금제도는 정부가 배출업자로부터 환경권의 침해에 대한 보상금을 거두어서 환경권의 보호에 필요한 조치를 취함으로써 거래를 중재하는 정책수단이다. 현재의 환경관련법은 배출부과금제도를 도입하여 오염원이 배출허용기준을 초과하여 오염량을 발생시키는 것을 허용하고 있다. 배출부과금은 배출허용기준을 초과하여 수질 또는 대기오염물질을 배출하는 오염원에 대해 정부가 부과한 환경비용이라고 할 수 있다. 배출부과금제도가 효율적이려면 부과금에 의해 징수된 수입이 배출허용기준을 초과하여 발생한 환경오염을 정화하거나 그것으로 인한 피해에 대해 보상금으로 지급되어야 한다. 그러나 현행의 배출부과금제도 하에서는 부과금 효율이 낮을 뿐 만 아니라 부과금 수입의 용도가 분명하지 않아 해당 오염량이 처리되는데 사용된다고 볼 수 없으며 배출부과금의 수입이 오염의 피해자에게 보상금으로 지급되지도 않는다. 또한 배출부과금

은 배출허용기준이하로 오염물질을 배출하는 오염원에게는 배출량의 감축에 대한 인센티브를 제공하지 못한다. 정부가 재산권의 재분배 기구로 선택한 배출부과금 제도는 주어진 환경기준을 달성하는데 효율적이라고 할 수 없다. 낙동강 유역의 사례분석에서 보았듯이 배출허용기준은 지역의 환경기준을 달성하는데 한계가 있다. 이 제도하에서는 오염원이 밀집된 지역에서 발생하는 배출량을 통제할 수 없다. 현행의 배출허용기준으로 환경기준을 달성할 수 없는 지역은 총량규제를 도입하여 오염원의 배출권리가 시장원리에 의해 재분배될 수 있도록 하는 제도적 장치를 도입하는 것이 필요하다. 지역의 환경기준이 달성되려면 총오염량이 통제되어야 한다. 적정수준의 총오염량이 각 오염원별로 배출허용량으로 할당되어 그 범위 내에서 배출행위가 이루어지면 해당 지역의 환경기준이 달성될 수 있다. 우리 나라의 환경법에는 총량규제의 할당방법으로 시장유인적 정책수단의 도입의 필요성이나 당위성이 언급되어 있지 않다. 총량규제가 최선first-best 또는 차선second-best의 환경목표를 달성하기 위해서는 비용절감적인 총량할당수단이 도입되어야 한다. 예를 들어 배출권 거래제도는 개별적인 오염방지노력을 배출권으로 상품화하여 시장에서 거래되는 것을 가능하게 한다. 오염원은 배출권의 시장가격을 오염방지노력에 반영하여 주어진 배출허용량의 범위 내에서 배출권의 거래에 참여한다. 배출허용기준 또는 총량 규제에 의한 배출허용량은 오염원의 권리를 한정하는 역할을 할 뿐이지 오염원간에 권리의 거래를 가능하게 하지는 않는다. 이러한 제도들에 의해 환경자원이 효율적으로 배분되려면 환경에 대한 재산권 제도가 정착되어야 하고 시장의 원리에 의해 환경에 관한 재산권의 재분배가 이루어질 수 있도록 시장유인적 환경정책수단이 도입되어야 한다.

환경오염이라는 외부효과가 정부의 간섭 또는 시장적 거래에 의해 효과적으로 분배되기 위해서는 환경오염의 방지와 피해에 관한 객관적 정보가 필요하다. 피구적 접근방법과 코오즈적 접근방법의 비교에서 보았듯이 두 방법의 근본적인 차이는 정보의 활용정도에 있다. 직접규제, 오염세와 같이 정부의 간섭정도가 강할수록 사적정보가 이용될 여지가 좁아지기 때문에 정책수립에 필요한 정보의 양이 증가한다. 따라서 환경자원의 분배에 대한 정부 간섭의 효율성은 환경오염의 방지와 피해에 관한 정보의 정확성과 수집비용에 있다고 할 수 있다. 위천공단의 사례연구에서 보았듯이 관련당사자들의 입장에 따라 환경정보의 내용이 매우 상이하다.⁴¹⁾ 환경문제에 관한 정부의 의사결정이 효율적으로 이루어지려면 저렴한

41). 환경정보의 차이는 공신력있는 기관들의 조사결과에서도 나타난다. 여천공단의 주민이주 문제

비용으로 양질의 환경정보를 이용할 수 있어야 한다. 예를 들어 오염세와 오염피해에 대한 배상액이 환경기준을 달성하는데 필요한 수준에 비해 너무 낮게 책정되면 환경오염은 사회적으로 바람직한 수준을 초과하여 발생할 것이다. 환경정보가 효율적으로 제공되려면 정보의 생산, 공급 및 수요에도 시장원리가 작용해야 할 것이다. 아직 우리 나라는 본격적인 환경정보시장이 형성되어 있지 않다. 외국의 사례나 연구결과를 통해 필요한 정보를 수집할 수도 있지만 우리의 고유한 환경여건을 반영한 정보를 확보하기 위해서는 환경관련연구소 및 학계에 환경정보의 창출에 필요한 충분한 인센티브가 부여되어야 할 것이다. 환경정보시장이 활성화되기 위해서는 우선 유용한 환경정보가 충분히 생산되어야 한다. 환경정보는 공공재적 성격이 강하기 때문에 환경정보를 생산하는데 정부의 역할이 요구된다. 환경정보는 정부의 의사결정에만 필요한 것은 아니다. 환경정책수단에 의해 초기 배분된 환경에 대한 권리가 효율적으로 재배분되려면 거래자들간에 정보의 문제가 해결되어야 한다. 환경오염의 가해자와 피해자간에 정보의 비대칭 문제가 심각하게 존재하면 거래비용 때문에 협상이 일어나지 않을 수 있다. 환경정보와 거래비용은 광역환경자원에 대한 지방자치단체간의 자발적 거래를 활성화하는데 중요한 요인으로 작용한다. 정보의 비대칭으로 시장실패가 발생할 수 있다는 사실은 이미 잘 알려져 있다.

우리 나라의 환경관련법은 소득창출과정에서 발생하는 환경오염을 주된 통제대상으로 하고 있다. 그러나 환경오염은 소득의 창출과정에서 뿐 만 아니라 소득의 소비과정에서도 발생한다. 생활하수는 소비과정에서 발생하는 오염물질로 하천오염의 약 60%를 차지하지만 수질환경법은 생활하수에 대해 배출허용기준을 적용하지 않는다. 낙동강의 수질오염에서도 생활하수가 76.7%를 차지하는 것으로 나타났다. 우리 나라의 환경관련법은 소비과정에서 발생하는 환경오염에 대해서는 매우 관대하다. 그러나 환경자원이 효율적으로 배분되고 환경기준의 강화로 인해 소득창출과정이 위축되는 것을 방지하려면 소비로부터 발생하는 오염에 대해 배출권을 설정하는 것이 필요하다. 환경소비자의 대부분이 소득의 소비자이므로 환경법에 의한 배출권의 설정은 소비로부터 발생하는 환경오염비용을 내부화하는 효과가 있다. 그러한 예로 쓰레기 종량제를 들 수 있다. 4대강 유역의 수질

를 판단하기 위해 환경부 합동조사단과 KIST가 수차례에 걸쳐 공단주변의 환경오염실태와 피해를 조사하였는데 톨루엔, 수은, 황화수소 등 주요 오염물질의 농도에 관해 커다란 차이를 보였다. 주민이주에 대한 두 기관의 견해도 그 만큼 차이가 나는데 KIST는 이주를 서둘러야 한다는 입장인 반면에 환경부는 이주문제는 장기간의 정밀조사후에 결정해야 한다는 입장이다.

오염을 개선하려면 기본적으로 생활하수 문제가 해결되어야 한다. 하수관거가 낡고 하수종말처리장의 시설이 부족해 하수처리율이 선진국에 비해 매우 낮은 것을 감안하면 이 분야에 대한 사회간접자본의 형성이 우선 과제라고 할 수 있다.

정부의 환경투자는 1차적으로 환경오염물질의 배출을 측정, 감시하는 시스템을 구축하는데 이루어져야 한다. 수질부문의 환경투자지출에서 정부의 비중이 60%나 되지만 정부투자의 상당 부분이 종말처리장과 같은 환경기초설비의 건설에 사용되었다. 그러나 하수 및 종말처리장과 같은 분야는 시장원리의 도입이 가능한 분야이므로 민간자본을 유치하여 민영화하는 것이 바람직하다. 앞으로 정부의 환경투자와 인력자본은 재산권 제도의 확립이라는 정부의 고유한 기능을 수행하는데 필수적이라고 할 수 있는 환경오염에 대한 사회적 감시 및 측정시스템을 구축하고 운영하는데 우선적으로 투입되어야 할 것이다. 정부에서는 민간부문의 효율성을 정부부문에 도입하기 위해 사회간접자본에 민간자본을 유치하고 국영기업을 민영화시키고 있다. 이러한 논리와 마찬가지로 정부에서 운영하고 있는 환경기초시설의 운영에 민간기업의 참여를 적극적으로 도입할 필요가 있다. 하수종말처리장이나 소각장과 같은 환경기초시설의 경우는 지역별로 설치되어 독립적으로 가동되기 때문에 민간자본을 참여시켜 시장원리를 적용하기가 다른 사회간접자본에 비해 훨씬 수월하다. 그 이유는 개별기초시설이 직접적으로 가격경쟁이나 서비스경쟁을 하지는 않지만 전국에 산재한 기초시설들의 가격설정행위와 서비스의 질에 대한 비교분석을 통해 그들의 성과를 측정하는 것이 가능하기 때문이다. 그러나 만약 모든 환경기초시설이 정부에 의해 독점적으로 운영된다면 정부의 비효율성과 아울러 독점기업의 폐단이 이중적으로 나타날 수 있다. 정부는 단계적으로 환경기초시설에 대한 민영화를 추진중이다. 정부의 민영화방안에 따르면 97년에 완공예정인 천안폐수종말처리장과 용인소각장을 포함한 74개 환경기초시설의 건설 및 운영을 민간에 맡길 방침이다. 또한 2005년까지 완공예정인 5백47개소의 환경기초시설에 대해서는 처음부터 민간자본이 유치될 계획이다.⁴²⁾ 이러한 민영화는 환경기초설비의 건설이 정부에 의해 계획되었다는데 근본적인 문제가 있다. 환경기초설비는 지역주민이 배출권을 준수하기 위해 필요한 시설이다. 정부에 의해 주도되는 설비계획은 배출권에 대한 일종의 간섭이다. 따라서 지역주민 또는 지방자치단체가 스스로 마련한 재원을 사용하여 자신들의 요구에 맞게 환경기초

42). 환경부는 현재 각각 50%인 환경시설에 대한 국고와 지방비 투자, 운영비율을 30-40%로 낮추고 나머지 30%정도를 민간에서 충당하는 방안을 검토중이다. 조선일보 96년 10월 11일자 보도 참조.

설비를 계획, 건설, 운영하도록 자율권을 부여해야 한다.

참 고 문 헌

- 곽윤직, 채권각론, 박영사, 1987
- 김남두, 재산권사상의 흐름, 천지, 1993
- 김병완, 한국의 환경정책과 녹색운동, 나남신서, 1994
- 김종민, 환경문제와 환경법, 행법사, 1994
- 김홍균, 경제적 유인제도의 개선방향, 한국환경기술개발원, 1995
- 김홍균·임종수, 국내·외 환경지출 분류기준 및 규모에 대한 비교·분석, 한국환경기술개발원, 1995
- 나성린, 김준현, 전영섭, 환경규제기준설정의 비용-편익분석에 관한 연구, 국제무역경영연구원, 1994
- 박세일, 법경제학, 박영사, 1995
- 사회환경신문사, '94환경연감, 1994
- 원동철, "환경의 남북문제와 WTO," 환경규제와 산업정책, 대한상공회의소, 1994
- 유종권, 환경개선부담금제도의 개선방안에 관한 연구, 한국개발연구원, 1994
- 이극찬역, 통치론/자유론, 삼성출판사, 1994
- 이상한, 환경법의 경제학적 분석, 한국경제연구원, 1997
- 이정진, 녹색경제학, 한길사, 1994
- 최병선, 정부규제론, 법문사, 1992
- 통계청, 한국의 환경통계평가 보고서, 1996
- 한국환경기술개발원, OECD가입과 한국의 환경정책 개선방향, 한국환경기술개발원, 1994
- 한국환경기술개발원, 환경문제에 대한 국민의식, 한국환경기술개발원, 1996
- 환경부, 환경백서, 1995
- Arrow K. and M. I D. Intriligator, Handbooks in Economics Volume II, North-Holland, 1985
- Baumol W. J. and W. E. Oates, The Theory of Environmental Policy, Cambridge
- Calabresi G. and A. D. Melamed, "Property Rules, Liability Rules, and Inalienability: One View of the Cathedral," Harvard Law Review 85, 1972, pp1089-1128
- Dales J. H., Pollution, Property and Prices, University of Toronto Press, 1968.

- Dasgupta P., *An Inquiry into Well-Being and Destitution*, Clarendon Press, 1993
- Fershtman, C. and A. Zeeuw, *Tradeable Emissions Permits in Oligopoly*, mimeo, Tilburg University, 1995
- Foster V. and R. W. Hahn, "Designing More Efficient Markets: Lessons from Los Angeles Smog Control," *Journal of Law and Economics* 38, 1995, pp19-48
- Goldin I. and L. A. Winters, *The Economics of Sustainable Development*, Cambridge University Press, 1995
- Goodstein E. S., *Economics and The Environment*, Prentice Hall : New Jersey, 1995
- Grossman G. M. and A. B. Krueger, "Environmental Impacts of a North American Free Trade Agreement," *The U.S.-Mexico Free Trade Agreement*, ed. P. Garber, MIT press, Cambridge, 1993, pp165-177
- Johnson S. L. and D. M. Pikelney, "Economic Assessment of the Regional Clean Air Act Incentives Markets: A New Emissions Trading Program for Los Angeles," *Land Economics* 72, 1996, pp277-97
- Kaplow L. and S. Shavell, *Property Rules and Liability Rules*, Paper of ALEA Annual Meeting, 1995
- Laffont J. J. and J. Tirole, "Pollution Permits and Compliance Strategies," *Journal of Public Economics* 62, 1996, pp85-125
- Laffont J. J. and J. Tirole, "Pollution Permits and Environmental Innovation," *Journal of Public Economics* 62, 1996, pp127-140
- Landes W. M. and R. A. Posner, *The Economic Structure of Tort Law*, Harvard University Press, 1987
- Nozick P., *Anarchy, State, and Utopia*, Basic Books, Inc., Publishers, 1974
- University Press, 1990
- OECD, *Environmental Policy: How to Apply Economic Instruments*, 1991
- Polinsky A. M., *An Introduction to Law and Economics*, 2nd Edition, Little Brown and Co., 1989
- Posner R. A., *Economic Analysis of Law*, Little, Brow and Company, 1992
- Reams M. A., "Incentive-based vs. Command-and-control Approaches to Improving Environmental Quality," *Spectrum: the Journal of State Government*, fall 1995 68.
- Roemer J. E., *Theories of Distributive Justice*, Harvard University Press, 1996
- Selden T. M. and D. Song, "Environmental Quality and Development: Is There a Kuznets Curve for Air Pollution Emissions?" *Journal of Environmental Economics and Management* 27, 1994, pp147-162
- Thomas C., *Environmental Economics & Management*, Irwin, 1996
- Tietenberg, T. H., "Economic Instruments for Environmental Regulation," in D. Helm

ed., Economic Policy Towards Environment, Blackwell Publishers 1991
 Varian, H. R., "A Solution to the Problem of Externalities When Agents Are Well-Informed," American Economic Review 84, 1994, 1278-1293
 Weitzman M. L., "Prices vs. Quantities," Review of Economic Studies 41, 1974, pp477-491

<부 록>

<부록 1> 大 氣 環 境 基 準

항 목		기 준	측 정 방 법
아 황 산 가 스 (SO ₂)		· 연간평균치 0.03ppm이하 · 24시간평균치 0.14ppm이하 · 1시간평균치 0.25ppm이하	자외선형광법 (Pulse U.V.Fluorescence Method)
일 산 화 탄 소 (CO) (시행 1995.1.1)		· 8시간평균치 9ppm이하 · 1시간평균치 25ppm이하	비분산적외선분석법 (Non-Dispersive Infrared Method)
이 산 화 질 소 (NO ₂)		· 연간평균치 0.05ppm이하 · 24시간평균치 0.08ppm이하 · 1시간평균치 0.15ppm이하	화학발광법 (Chemiluminescent Method)
먼 지	총 먼 지 (TSP)	· 연간평균치 150 μ g/m ³ 이하 · 24시간평균치 300 μ g/m ³ 이하	베 타 선 흡 수 법 (β - R a y Absorption Method), 고용량 공기포집법(High Volume Air Sampler Method)
	미세먼지 (PM-10) (시행 1995.1.1)	· 연간평균치 80 μ g/m ³ 이하 · 24시간평균치 150 μ g/m ³ 이하	베타선흡수법 (β -Ray Absorption Method)
오 존 (O ₃)		· 8시간평균치 0.06ppm이하 · 1시간평균치 0.1ppm이하	자외선광도법 (U.V.Photometric Method)
납 (Pb)		· 3개월평균치 1.5 μ g/m ³ 이하	원자흡광광도법 (Atomic Absorption Spectrophotometry)

- 주: 1. 1시간 및 24시간 평균치는 연간 3회이상 그 기준을 초과하여서는 아니된다.
2. 미세먼지는 입자의 크기가 $10\mu\text{m}$ 이하인 먼지를 말한다.

자료: 96환경백서(환경부)

Abstract

Environmental Policy and Property Rights

Dongchul Won

The primary role of the government for the market economy lies in establishing the system of property rights and administering it in an efficient way. Environmental issues may not be exceptional in that the rights to the environment can be set up. The Constitution of our country specifies that people have the right to live in a healthy and clean environment. This is one of the most natural rights for life. People cannot live without consuming environmental resources like the air and water. Thus the Constitution gives people the right to use the environment directly for life. On the other hand, Environmental Law allows firms to emit pollution to the environment to the degree that legal emission standards are not violated. The Law gives people the right to pollute the environment in producing means of living like goods and services. This right is concerned about the way in which the environment is used indirectly for life. Both rights are indispensable for human life. The former can be considered the environmental right and the latter the emission right. Conflicts between the two rights have been aggravated as industrial production is expanded.

Social dissatisfaction with environmental qualities seems to worsen in the face of stricter environmental regulations and increased expenditures for pollution abatement. It means that environmental problem is not properly managed. There may be several reasons for environmental mismanagement. First of all, environmental standards might be too loose compared to environmental amenity the society wants to live with. Second, even if the standards are properly set, they might be implemented inefficiently or inappropriately. Those issues are related to the establishment of property rights to the environment. Specifically, we need to check that environmental standards are suitable to balance environmental rights against emission rights and that these rights are

protected and traded as efficiently as possible. The goal of the paper is to propose an alternative approach to the environmental problem of our country from the perspective of the theory of property rights based upon the review of environmental realities and on the evaluation of policy instruments. We emphasize that property rights can be effective in dealing with environmental issues which allows the government to play its primary role of protecting and monitoring the rights to the environment and that the market principle must be adopted in allocating externalities which deserves property rights. It is a matter of convention to take for granted the intervention in using emission rights and to think enforcing a special type of soap in the bathroom as a violation of the human right to have clean life.

To attain our goal, performance of environmental policy is evaluated by analyzing environmental statistics about water and air qualities with reference to environmental standards and comparing pollution abatement expenditures with those of the OECD countries. To figure out how people feels about the current quality of the environment, a survey about social consciousness of the environmental problem is discussed. Coase Theorem is applied to the allocation of property rights to the environment. We emphasize the impact of transaction costs on assigning property rights to externalities. Liability rule takes an advantage over property rule in cases that voluntary transactions are not feasible. Environmental policy instruments are compared within those theoretical framework. We argue that the market principle must be adopted where it can work. To illustrate how market-based policies work, we take a case study of water pollution issues of Nakdong River renewed by building Uyecheon Industrial District.