

KEI/2001
기본과제 연구보고서

환경·무역 연계논의 동향과 대응방안 IV

- 오염자 부담 원칙과 국제무역의 연계 논의 -

2001. 12

강상인
한화진
정영근
최대승



한국환경정책·평가연구원
Korea Environment Institute

序 言

WTO 산하 무역환경위원회(CTE)와 OECD 무역과 환경 합동작업반회의를 중심으로 한 환경과 무역연계 문제에 대한 그간의 국제논의가 상당 기간 답보상태에 머물러 있었음은 기지의 사실입니다. 이러한 상황에서, 지난 11월 카타르 도하에서 개최된 제4차 WTO 각료회의가 채택한 각료선언이 그간 CTE에서 다루 온 환경과 무역연계 쟁점의 일부를 차기 다자통상협상인 “도하 개발 아젠다(Doha Development Agenda)”의 협상 및 검토 대상의제로 선정한 것은 상당히 중요한 의미를 갖는다 하겠습니다.

본 연구는 OECD 무역과 환경 합동작업반회의의 최근 논의 동향이 오염자 부담 원칙의 국제무역적 측면에 대한 검토에 집중되고 있으며, 관련 검토 내용은 향후 WTO 체제 내에서 진행될 환경과 무역연계 쟁점에 관한 협상과정에서 개별 회원국의 기본입장을 가늠할 수 있는 중요한 정책자료가 된다는 점에 착안하고 있습니다. 오염자 부담 원칙은 사전 예방 원칙과 함께 환경 규범 체계의 근간을 구성하는 것으로 환경오염의 제거 및 방지비용을 오염원인 제공자에게 부담토록 하는 시장기반의 환경정책 수단으로 인식되고 있는 것입니다.

또한, 국제무역의 증가와 지역 및 세계 경제의 통합 움직임이 가속화되고 있는 현실에서, 국내 환경문제는 물론 국제 환경문제 해결에 오염자 부담 원칙을 적용하고자하는 시도는 국제통상의 관점에서 상당히 복잡한 환경·무역 연계논쟁을 야기할 소지를 안고 있습니다.

오염자 부담 원칙은 환경규범체계의 근간을 구성하는 기본 원칙으로 개별 국가의 환경정책은 국제환경협정은 물론 OECD 및 EC와 같은 다양한 국제기구들 사이에 널리 수용되고 있습니다. 이 같은 오염자 부담 원칙의 확대 수용 추세에도 불구하고 현행 다자 통상규범체계 내에 다양한 오염자 부담원칙의 예외 조항이 존재한다는 사실은 향후 전개될 환경과 무역연계에 관한 국제적 논의 및 관련 협상과정에서 상당한 논쟁을 불러일으킬 것으로 예상됩니다.

따라서 본 연구의 의의는 환경오염 비용이 존재하는 경우에 국제무역이 가져오는 환경·경제적 과급효과와 국제 무역에 참여하는 교역당사국 일방이 오염자 부담 원칙을 수용할 경우 예상되는 환경 및 사회적 후생의 변화에 대한 기본 명제들을 검증하여, 오염자 부담 원칙의 확대 수용에 대한 기본대응 입장을 확인한데서 찾을 수 있을 것입니다. 또한 OECD 회원국을 중심으로 한 선진국들의 오염자 부담 원칙의 수용 현황과 소득 재분배 혹은 산업경쟁력 유지와 같은 비환경적인 정책목적을 고려하여 도입된 다양한 예외 규정들을 정리함으로써 국내 관련 환경세제 도입은 물론 국제적인 환경세제 도입을 주장하는 선진국의 환경통상 압력에 적절히 대응할 수 있는 정책자료를 제시하고 있다는 점을 평가할 수 있을 것입니다.

끝으로 본 연구를 맡아 수행해 주신 본원의 강상인 박사, 한화진 박사, 정영근 박사와 최대승 연구원에게 감사를 표하는 바입니다. 또한 바쁘신 중에도 본 연구의 자문을 맡아주신 환경부 지구환경담당관실 윤종수 과장, 광운대학교 임종수 교수, 대외경제정책연구원 윤창인 박사와 본원의 김광임 박사, 김용건 박사, 민동기 박사께도 감사를 드립니다. 아울러 본 연구의 내용은 본 연구원의 공식견해가 아닌 연구자의 견해임을 밝혀드립니다.

2001年 12月

韓國環境政策·評價研究院
院 長 尹 瑞 成

목 차

I. 서 론	1
II. 오염자 부담 원칙과 무역 연계 논의	4
1. 오염자 부담 원칙의 의의	4
1.1 오염자 부담 원칙의 정의	4
1.2 오염자 부담 개념의 확대	5
1.3 오염자 부담 원칙의 수용	6
2. 오염자 부담 원칙과 환경세	9
2.1 환경세의 정의	9
2.2 환경세제 도입 의의	10
3. 오염자 부담 원칙의 무역 및 후생효과	11
3.1 환경오염비용과 재화시장 왜곡	11
3.2 환경오염 비용 내부화의 무역효과	12
3.3 환경오염 비용 내부화의 후생효과	13
III. 오염자 부담 원칙의 수용현황 및 평가	15
1. 환경세 도입 현황	15
1.1 도입배경	15
1.2 국별 도입현황	16
1.3 환경정책적 운영형태	18
2. 환경세의 경제적 편익	22
2.1 이중배당 효과	22
2.2 기존 연구 및 시사점	24
2.3 환경세 수입의 활용현황	26

3. 환경세의 환경적 편익	27
3.1 가격 탄력성의 기능	27
3.2 가격 탄력성에 대한 기존 연구	28
3.3 세목별 오염저감 효과에 대한 기존 연구	31
4. 효율성 제고 요인	35
4.1 환경세율의 차별화	35
4.2 세제 운영비용 저감	37
IV. 오염자 부담 원칙의 무역 연계 쟁점	39
1. 역진적 소득 재분배	39
1.1 환경세의 역진성과 보완 실태	39
1.2 환경세의 역진성에 대한 기존 연구	41
2. 국제 경쟁력의 왜곡	43
2.1 대외 경쟁력 약화	43
2.2 정책 대안 유형	45
3. 오염자 부담 원칙과 환경·통상규범의 조화	47
3.1 국제환경규범 상의 예외 규정	47
3.2 WTO 통상규범 상의 예외 규정	51
V. 향후 논의전망 및 대응 과제	55
참고문헌	57

부 록

[부록 1] 환경오염 비용 내재화의 경제적 원리	65
[부록 2] WSSD와 WTO의 연계논의 동향	81

표 목 차

<표 III-1> 이중배당을 위한 정책 패키지	26
<표 III-2> 휘발유 수요의 가격 탄력성 평가	29
<표 III-3> 주거용 전기수요의 가격탄력성 평가	29
<표 III-4> 수송 수단별 가격 탄력성의 평가	30

I. 서론

환경과 무역연계 문제에 대한 그간의 국제논의가 WTO(World Trade Organization) 산하 무역환경위원회(Committee on Trade and Environment: CTE)와 OECD 무역과 환경 합동작업반회의를 중심으로 진행되어 왔으나, 논의 참가국간의 합의도출이 상당 기간 답보상태에 머물러 있었음은 기지의 사실이다. 이러한 상황에서, 지난 11월 카타르 도하에서 개최된 제4차 WTO 각료회의가 채택한 각료선언이 그간 CTE에서 다뤄 온 환경과 무역연계 쟁점의 일부를 차기 다자통상협상인 “도하 개발 아젠다(Doha Development Agenda)”의 협상 및 검토 대상의제로 선정된 것은 상당히 중요한 의미를 갖는다 하겠다.¹⁾

본 연구는 OECD 무역과 환경 합동작업반회의의 최근 논의 동향이 오염자 부담 원칙의 국제무역적 측면에 대한 검토에 집중되고 있으며, 관련 검토 내용은 향후 WTO 체제 내에서 진행될 환경과 무역연계 쟁점에 관한 협상과정에서 개별 회원국의 기본입장을 가늠할 수 있는 중요한 정책자료가 된다는 점에 착안하고 있다.

오염자 부담 원칙은 사전 예방 원칙과 함께 환경 규범 체계의 근간을 구성하는 것으로 환경오염의 제거 및 방지비용을 오염원인 제공자에게 부담토록 하는 시장기반의 환경정책 수단으로 인식된다. 이는 생산 혹은 소비가 유발하는 환경오염 비용이 사회적인 외부비용이며, 환경 오염의 방지와 예방 활동은 대부분 정부 재정이나 공공 지출을 필요로 하는 공공 서비스에 해당한다는 일반의 인식에 상당한 변화를 요구하는 것이며, 종종 오염비용 부담자들 간에 동 원칙의 도입에 대한 상당한 반발을 불러일으키고 있다.

다양한 종류의 환경부담금 혹은 환경세 도입으로 구체화되는 오염자 부담 원칙의 적용은 따라서 환경 오염이라는 사회적 외부비용의 내부화를 의미하며, 주요 선진국들에서 폭넓게 수용되어 국내 환경문제의 비용 효율적 해결에 긍정적인 기여를 제공하고 있는 것으로 알려져 있다.

1) "Doha Agenda"에 대한 논의 동향은 [부록 2]에서 제시하였다.

국제무역의 증가와 지역 및 세계 경제의 통합 움직임이 가속화되고 있는 현실에서, 국내 환경문제는 물론 국제 환경문제 해결에 오염자 부담 원칙을 적용하고자하는 시도는 국제통상의 관점에서 상당히 복잡한 환경·무역 연계논쟁을 야기할 소지를 안고 있다.²⁾ 오염자 부담 원칙의 국제 교역적 측면에 대한 OECD의 최근 논의도 이 같은 문제 의식에서 출발한 것이라 할 수 있다.

오염자 부담 원칙 적용에 관한 실태를 살펴보면, 다양한 국제 환경 및 무역 규범들에는 오염자 부담 원칙 적용의 예외를 인정하는 입장에서 환경오염방지 활동 및 규제비용에 대한 정부 지원이 폭넓게 허용되어 왔다는 것을 알 수 있다. 이러한 예외 규정들은 오염자 부담 원칙을 근거로 강화될 선진국의 환경비용 분담요구나 보조금 지급제한 요구에 대한 효과적인 대응논리 개발에 활용될 수 있는 것들이다.

그럼에도 불구하고, 대부분의 선진 OECD 회원국들이 오염방지와 관리에 대한 보조금지금 금지형태의 오염자 부담 원칙을 광범위하게 수용하고 있으며³⁾, WTO 부속협정인 보조금 및 상계조치협정의 허용보조금 범주나 유럽이사회의 공해방지 투자에 대한 보조금 지급금지 예외 항목들에 대한 정부보조금들이 선진국 내에서 점차 축소되고 있다는 점에 대해서는 상당한 주의가 요구된다.

선진국들이 과거 이루어진 환경오염 방지 및 예방활동에 대한 지속적인 정부 지원을 통해 대부분의 국내 환경문제를 효과적으로 통제할 수 있게 되었다는 점을 고려할 때, 선진국들은 단기적으로 오염자 부담 원칙의 예외 인정에 관한 현존 국제규범의 개정 작업에 상당한 적극성을 보일 것이기 때문이다. 이러한 선진국의 적극적 입장은 기후변화협약을 포함하는 다수의 환경협정에서 제기될 환경오염비용의 국제적 분담 문제, 또는 뉴라운드 등 다자간 무역자유화협상에서 논의될 환경관련 보조금의 축소문제 등에서 선·후발 개도국에 대한 의무부담 압력 및 보조금 규제요구로 구체화 될 것으로 전망된다.

2) OECD, COM/ENV/TD(2001)44.

3) Environmental Performance Reviews, OECD, 1992-2000(31개국 조사).

본고의 2장은 이 같은 오염자 부담 원칙과 국제 무역의 연계에 대한 최근의 국제논의 동향을 중심으로 환경 오염비용을 내부화 하는 오염자 부담 원칙의 적용이 무역과 환경 연계에 미치는 영향을 부분 및 일반 균형 이론에 근거하여 분석하였다. 이론적 분석 결과는 환경오염의 외부비용을 내부화시키는 오염자 부담 원칙의 적용은 오염유발 부문에 부정적인 경제적 파급 효과를 야기할 수 있으나, 사회 전체적인 측면에서는 긍정적인 후생증진 효과가 있음을 확인해 주었다. 그럼에도 불구하고, 동 원칙의 도입에 관련 생산 및 소비자 그룹의 사회적 저항이 존재하여 정책 당국의 의사결정에 장애가 되고 있다는 점은, 오염자 비용 부담을 둘러싼 논쟁의 본질이 오염자 부담 원칙 적용의 환경·경제적 효율성보다는 동 원칙의 적용이 가져오는 부담과 편익의 사회적 재분배 문제에 있음을 의미한다. 국내 환경문제 해결의 경우 이러한 부담과 편익의 분배문제는 계층 간 소득재분배 문제와 밀접한 관련이 있으며, 국제 환경문제의 경우 오염비용의 형평성 있는 국제적 분담 문제로 귀착된다.

본고의 3장은 이러한 이론적 분석 작업에 이어 오염자 부담 원칙의 개별 국내 도입 현황을 살펴보고 기존 조사연구 자료를 중심으로 그 운영현황을 평가해 보았다. OECD 회원국을 중심으로 한 선진국내 환경세 도입 및 운영 현황이 정리되었으며, 환경세의 환경·경제적 파급 효과에 대한 다양한 실증연구 결과들로부터 환경세 수입의 활용방식과 환경세 부과 대상제품에 대한 수요의 가격 탄력성, 차별화된 과세율 등의 역할을 검토하였다.

제4장은 향후 오염자 부담 원칙의 확대 수용에 대한 국제논의에서 주요 쟁점으로 부각될 환경세 형태의 오염자 부담 원칙 수용이 가져오는 소득분배의 역진성과 국제 경쟁력 약화문제를 살펴보고, 오염자 부담 원칙과 관련된 국제환경규범과 다자통상규범의 조화 문제를 검토하였다.

오염자 부담 원칙과 국제 무역의 연계에 관한 논의가 현재 진행 중에 있다는 점과 현재 준비단계에 있는 차기 다자통상협상의 구체적 내용과 절차에 대한 논의가 오는 1월 제네바에서의 무역협상위원회의 구성을 계기로 본격화 될 것이란 점을 고려할 때, 아직 오염자 부담 원칙의 국제적 적용에 대한 구체적 대응방안을 도출하기에는 이른 감이 있다. 따라서 본고의 의의는 환경오염 비용이 존재하는 경우에 국제무역이 가져오는 환경·경제적 파급효과와 국제 무역에 참여하는 교역당사국 일방이 오염자 부담 원칙을 수용할 경우 예상되는 환경 및 사회적 후생의 변화에 대한 기본 명제들을 검증하여, 오염자 부담 원칙의 확대 수용에 대한 기본대응 입장을 확인하고 있으며, OECD 회원국을 중심으로 한 선진국들의 오염자 부담 원칙의 수용 현황과 소득 재분배 혹은 산업경쟁력 유지와 같은 비환경적인 정책목적을 고려하여 도입된 다양한 예외 규정들을 정리함으로써 국내 관련 환경세제 도입은 물론 국제적인 환경세제 도입을 주장하는 선진국의 환경통상 압력에 적절히 대응할 수 있는 정책자료를 제시하고 있다는 점에서 찾을 수 있을 것이다.

II. 오염자 부담 원칙과 무역 연계 논의

1. 오염자 부담 원칙의 의의

1.1 오염자 부담 원칙의 정의

오염자 부담 원칙은 오염유발 행위자가 오염을 방지하고 관리하기 위한 비용을 부담해야 한다는 것으로 사전예방원칙과 함께 환경 관리규범 체계의 근간을 구성하고 있다.

‘월경성 오염에 관한 OECD 이사회 권고’는 오염자 부담 원칙의 적용 대상이 되는 오염행위를 “인간의 건강을 위태롭게 하고, 생물 자원에 해를 주거나 환경 자원의 적절한 이용을 방해함으로써 자연에 해로운 결과를 초래하는 인간의 환경에 대한 직·간접적인 물리적 행위”로 정의하고 있다.⁴⁾ 이와 동일한 맥락에서 오염자란 “오염행위에 대한 책임이 있는 자로 오염물질의 방출을 초래하는 활동을 관리하는 자” 혹은 “직·간접적으로 환경에 피해를 주는 사람이나 그런 피해를 야기하는 조건을 만드는 자”로 정의되기도 한다.⁵⁾ 오염자 부담 의무는 유발된 오염의 제거비용을 포함하여 적절한 환경수준을 유지하기 위한 오염규제 제도의 운영 비용을 포함하는 것으로 이해된다. 그러나 ‘환경정책의 국제경제적 측면에 대한 OECD 이사회 권고’에서 보는 바와 같이 오염제거 비용의 부담행위가 오염자에게 환경을 오염시킬 수 있는 권한을 부여하는 것은 아니다.⁶⁾

전통적으로 환경오염을 방지하고 이를 관리하는 일은 국가가 당연히 제공해야 할 공공서비스의 일부로 인식되어 왔으며, 정부는 이를 위하여 국민 전체의 조세부담으로 구성된 일반재정 재원을 지출해 왔다. 이는 오염유발 행동과 직접적으로 관련이 없는 납세자에게 오염방지 및 관리비용을 부담케 하는 동시에 오염원인자에게는 정부 재정자원의 일부를 간접적인 보조금으로 지급하는 것과 동일한 효과를 갖는 것이다. 이에 대하여 오염자 부담 원칙은 오염방지 및 관리비용을 오염원인 제공자에게 귀속시킨다는 관점에서 사회·경제적인 형평성의 원리인 동시에 환경보호 및 오염방지 활동에 대한 정부 보조의 금지원칙으로 이해할 수 있다.

자유무역이 무역왜곡을 초래하는 정부보조금의 단계적 감축을 추구하고 있다는 점에서, 환경보호 및 오염방지 활동에 대한 정부 보조의 금지원칙으로서의 오염자 부담 원칙은 자유무역 확대를 추구하는 국제 논의에 매우 중요한 의의를 갖는다. 먼저 국지적 환경문제 해결을 위한 목적으로 개별국 차원에서 도입된 오염자 부담 원칙이 국가간에 서로 다른 환경적응 비

4) 월경성 오염에 관한 OECD이사회 권고, C(74)224.

5) EC 이사회 권고(Recommendation of Council), EC, 75/436 참조. 실제에 있어서 오염자는 최적의 오염해결 방안 선택이 가능하고, 또 환경개선에 가장 효과적인 부분에 오염방지 비용을 부과해야 한다는 경제적 효율성이나 행정적 편의를 고려하여 규정되는 경향이 있다. 폐기물 부담금의 형태로 적용되는 오염자 부담 원칙에서 오염비용의 부담자인 오염자는 최종 처리된 오염물질을 환경에 방출하는 폐기물 처리자가 아니라 폐기물의 생산자 혹은 사용 후 폐기될 제품의 생산자로 파악되는 것이 그 예가 된다.

6) 환경정책의 국제경제적 측면에 대한 OECD 이사회 권고, C(72)128, 1972.

용을 초래함으로써 발생하는 국가경쟁력 왜곡현상은 최근까지도 국경에서의 조세조정과 관련된 국제적 논쟁의 핵심이 되어왔다. 오염자 부담 원칙은 또한 산성 강하물의 피해, 화석연료 사용 증가에 따른 지구온난화 문제처럼 지역 및 지구적 전이성을 가진 환경오염의 방지와 예방을 위한 국제적인 비용분담 논의에서도 매우 중요한 위치를 차지하고 있다.⁷⁾

1.2 오염자 부담 개념의 확대

초기 오염자 부담 의무의 범위는 오염방지 활동 혹은 환경오염 제거비용의 부담으로 이해되었으나, 점차 오염자가 야기하는 손해에 대한 배상성격의 지불로 확대되어 왔으며, 현재는 오염자 부담의 의미는 환경목적의 조세와 부과금을 포함하여 환경오염에 관련된 모든 비용지출의 부담을 포함하는 것으로 받아들여진다.⁸⁾

당초 협의의 오염자 부담 개념이 한정된 오염 방지와 규제 비용에는 산업폐기물의 수집과 처리와 같이 정부 혹은 지자체가 제공하는 환경서비스에 대한 반대급부로 해석되는 요금을 비롯하여, 일시적이거나 지속적인 환경오염의 **처리** 및 정화와 같은 오염제거 비용은 물론 오염방지과 규제를 위한 측정, 감시, 감독, 점검과 같은 정부활동으로 인해 증가된 행정비용 등이 포함된다고 볼 수 있다. 이 같은 관점은 “오염자는 환경이 용인 가능한 상태에 있도록 하기 위하여 공권력이 정한 오염 방지와 규제 비용에 책임을 져야 한다”고 명시한 환경정책의 국제 경제적 측면에 대한 OECD 이사회 권고에 잘 나타나 있다.⁹⁾ EC 이사회 권고도 “공·사법의 적용을 받는 자연인 및 법인 가운데 환경오염에 책임이 있는 당사자는 법 혹은 공공기관이 정한 환경기준의 이행 혹은 동 오염을 제거하거나 감소시키는데 필요한 비용을 지불하여야 한다”고 규정하여 이 같은 견해를 지지하고 있다.¹⁰⁾ 여기서 환경관련 부과금은 오염자 전체에게 귀속되는 환경오염 비용으로 오염제거와 방지를 위해 부과된 목적세적 성격을 갖는다. 오염규제 비용을 초래하는 행정조치는 운영허가, 배출기준이나 배출쿼터 이행을 위한 오염자 준수절차와 같이 정부 당국의 규제조치에 한정되었으나, 점차 오염방지를 위한 정부기관의 예방적 규제조치는 물론 배출권 거래제처럼 오염자들의 집단적 혹은 공동의 의무이행 과정에 소요되는 행정비용에까지 그 적용 범위가 확대되고 있다.

이와 같은 오염자 부담 개념의 확대과정에서 제시된 광의의 오염자 부담 개념은 오염방지 및 규제비용을 포함하여 오염결과 발생하는 여타 비용 가운데 오염자가 지불하는 것이 합당하다고 여겨지는 오염피해 보상비용 등 오염관련 비용 일체를 부담하는 것으로 인식되었다.¹¹⁾ 고려되는 오염자 부담비용에는 규제의무 불이행에 대한 벌과금, 초과배출 부과금, 예치

7) 이러한 오염자 부담 원칙이 국제적인 비용분담 원칙으로서 갖는 중요성은 “공동의 그러나 차별화된 책임”을 강조하면서 선진산업국가에 한정하여 온실가스 저감의무를 설정한 기후변화협약 및 교토의 정서의 온실가스 저감의무 부담체계에서 명확히 확인된다.

8) 우발 오염에 오염자 부담 원칙을 적용하는데 대한 OECD 이사회 권고, OECD, C(89)88 (Final), 1989.

9) OECD 이사회 권고 C(72)128.

10) EC 이사회 권고 75/436.

11) Pezzy(1988) 같은 이는 오염자 부담 원칙 개념의 확대과정을 각각 표준오염자 부담 원칙(Standard Polluters Pay Principle)과 확대오염자 부담 원칙(Extended Polluters Pay Principle)로 나누어 설명하기도 한다. Pezzy, J., "Market Mechanism of Pollution Control: 'Polluters Pay', Economic and

금, 보험금, 환경기금 분담금과 같은 행정, 민사, 형사상의 의무부담금은 물론 오염피해자에 대한 보상금을 포함하는 기타 비용들이 포함된다. 여기서 기타 비용은 정해진 오염기준을 이행하지 못하거나 과잉 오염유발 책임에 대한 대가성 지불을 의미하며, 환경오염의 제거 이후 해당 지역에 동·식물 종을 재입식하는 등 환경생태계를 원상 복구하는데 소요되는 비용을 예로 들 수 있다.

광의의 오염자 부담 개념에 포함되는 환경부과금 혹은 환경관련 조세는 반드시 직접적인 환경오염 방지비용에 결부된 것이 아니라 하더라도, 오염자로 하여금 상당한 추가적인 비용 부담을 초래하여 환경보호에 대한 보다 확대된 유인동기를 제공한다는 점에서 환경보호를 위한 목적세와 동일한 기능을 수행한다 할 수 있다.

1.3 오염자 부담 원칙의 수용

비록 구체적 법규범을 통해 명시적으로 언급하는 경우는 없으나, 대부분의 선진국들은 확대된 오염자 부담 원칙을 환경보호 및 지속가능발전을 위한 정부정책의 통합과정에서 무리 없이 수용하고 있는 것으로 여겨진다.¹²⁾ 이러한 사실은 1980년대 이후 노르웨이, 핀란드 등 북유럽 국가를 필두로 한 대부분의 OECD 회원국에서 오염자 부담 원칙에 근거한 환경세제가 광범위하게 수용되고 있다는 점에서 확인된다. 수질오염의 경우를 예로 들면 지표수나 지하수로의 유기오염물 방출에 대한 과세¹³⁾, 인산염과 질산염 배출에 대한 과세 등이 도입되고 있으며, 대기오염의 경우에도 황산화물, 질소산화물, 휘발성유기화합물(VOCs) 등에 대한 과세가 실시된다. 항공소음에 대한 조세나 기후변화를 방지하기 위한 이산화탄소 등의 온실가스에 대한 과세 제도들도¹⁴⁾ 도입되고 있다. 이러한 조세와 부과금은 농업에 있어 질산 비료나 살충제 혹은 세제에 포함된 인산염의 사용을 억제할 목적으로 도입되기도 한다.¹⁵⁾ 그러나 경제적 환경규제수단이 아직 도입되지 않았거나 부적절하게 사용되는 곳에서는 외부환경비용 전체를 내재화하는 것에 상당한 한계가 있다.¹⁶⁾

개별국가의 관점에서 오스트레일리아, 뉴질랜드¹⁷⁾와 캐나다 등이 사용자 지불 원칙이나 자원가격 산입 원칙(principle of resource pricing)을 도입하는 등 포괄적인 오염자 부담 원칙을 수용하기 위한 정책적 노력을 경주하고 있음이 확인되며, 오스트레일리아는 특히 연방 정부

Practical Aspects", in a R. K. Tuner eds. Sustainable Environmental Management, Principles and Practice, Westview Press, 1988, pp. 191-242.

12) 개별국 차원에서 볼 때, 상당수의 국가들이 책임배상법(liability laws)을 근거로 환경오염에 대한 피해보상 의무를 강제하고 있으나, 이것이 수질이나 대기오염과 같은 환경오염행위에 대한 보상 차원의 비용부담 개념을 인정한 것이라고 볼 수는 없다.

13) 지표수오염 부과금은 OECD 회원국 중 16개국이 도입하고 있다: 오스트레일리아, 벨기에, 체코 공화국, 핀란드, 프랑스, 독일, 헝가리, 이탈리아, 아일랜드, 일본, 한국, 멕시코, 네덜란드, 폴란드, 스페인, UK.

14) 노르웨이, 스웨덴, 독일 등에서 탄소세가 도입되어 있다.

15) 이러한 과세는 오염저감 유인동기를 제공한다. 그러나 관련 세수입은 종종 근로시간 혹은 사회보장의 축소에 상응하는 재정지원 목적으로 쓰이는 경우가 있다.

16) OECD환경이행검토보고서(OECD Environmental Performance Reviews), OECD, 1996 pp.30-32.

17) www. maf.govt.nz/MAFnet/articles-man/agenv/agenv0.16htm.

와 주 정부 간의 협상에서 사용자 지불 원칙을 채택한 바 있는데, 동 협정의 당사자들은 의사결정 과정에서 경제와 환경에 대한 통합적 고려를 촉진하기 위하여 “제품과 서비스 사용자는 자연자원과 재산과 폐기물의 최종처리를 포함하여 제공되는 제품과 서비스의 전과정(full life cycle)에 매겨진 비용에 근거한 가격을 지불해야 한다”는 원칙을 정책 결정과 이행에서 고려한다는데 동의하였다. 캐나다의 경우도 연방 물정책에 사용자 부담 원칙을 도입하고 있을 뿐만 아니라 연방정부사업을 실시하는 과정에서도 사용자 부담 원칙을 적용하고 있는 것으로 알려져 있다.

중앙 유럽의 신규 OECD 회원국들도 국내법 일반에 환경자원가격에 대한 고려를 규정하여 오염자 부담 원칙을 반영하고 있으며, 환경보호의 일반규정에 대한 1995년의 헝가리 법 No. LIII은 “모든 환경자원 사용자들은 사용자 부과금을 지불할 의무가 있다.”고 제시하고 있으며, 그 수준도 “사용되는 환경자원의 특정성분에 따른다”고 규정하였다.¹⁸⁾ 이러한 부과금의 목적은 “환경자원의 사용을 줄이도록 그 사용자들을 장려하기 위한 것”이다. 정부는 사용자에게 환경자원의 사용을 감소하기 위한 조치를 이행하도록 요구하고 있으며, 사용자는 지방차원의 환경보호를 위한 기금의 일부분을 지불하게 된다. 1995년 정부가 채택한 헝가리의 환경계획인 “국가환경과 자연정책 개념”에서 오염자 부담 원칙은 다음과 같이 언급되어 있다: “환경자원을 사용, 고갈, 오염, 손상시킨 자는 재정적 책임을 포함한 책임을 져야 한다는 것을 의미하는 오염자 부담 원칙과 사용자 지불 원칙의 엄격한 적용은 필수적이다.” 또한 자연자원 사용행위는 그에 대한 상징적인 지불이나 이런 지불에 관련된 지불의무로부터 면제될 수 없음을 명시하고 있으며, 사용자는 자연자원 사용을 포함하는 일체의 활동에 대하여 사용자 부과금을 지불해야 하는 의무를 지고 있다.

일본의 국내법도 개인이 그들의 경제적 상황을 고려하여 오염을 감소하기 위해 적절한 조치를 시행하는 경우 정부는 그 개인에게 필수적이고 충분한 경제지원을 제공하도록 필요한 조치를 취해야한다고 규정하고 있다.¹⁹⁾

이상에 살펴본 바와 같이 오염자 부담 원칙으로서의 환경세제는 환경오염에 관련된 포괄적 외부비용의 내부화를 의미하는 유용한 환경·경제정책 수단으로 인식되어 상당수의 개별국 내에 도입되고 있으며, 또한 다양한 국제기구들에 의해서도 널리 확인되고 있다.

이 가운데 “환경정책의 국제 경제적 관점에 대한 1972년 OECD 이사회 권고는 오염자 부담 원칙이 OECD 회원국 내 환경정책의 일반원칙으로 수용되고 점차 환경법의 기본 원칙으로 자리잡게 되는 계기를 제공하였을 뿐만 아니라, 국제무역과 해외투자 왜곡을 초래하지 않으면서 한정된 환경자원을 합리적으로 사용하기 위한 오염방지 및 관리비용의 효율적 배분원칙을 제시하였다는 점에서 매우 중요한 의의를 갖는다”고 할 수 있다.²⁰⁾

2001년 5월의 OECD 환경각료회의는 21세기의 첫 10년에 대한 OECD 환경전략을 채택하고 “환경지속성을 위한 정책과 조치들은 비용효과적인 방법으로 이행되어야 하며 오염자 부담 원칙과 사용자부담원칙에 완전하게 합치되도록 적용되어야 한다”는 것을 밝히고 있다. 자

18) Act No.LIII of 1995 on the general regulation of environmental protection.

19) 기본환경법, 법률 No.91,1993,(13/11/1993), 22조.

20) “Polluter Pay Principle: OECD Analyses and Recommendations(OECD, 1992)”에서 인용.

연자원을 효율적으로 관리함으로써 생태계를 보전할 것에 대한 ‘목표 1’에 결부된 전략은 “자연자원을 효과적으로 관리하고 필수적인 환경서비스의 연속성을 보장하도록 OECD 국가들은 농업, 수송과 에너지부문들로부터 자연자원을 비지속적인 방법으로 사용하는 것을 장려하는 보조금과 이외 정책들을 제거하거나 수정하고 사용자 부담원칙과 오염자 부담 원칙이 반영된 시장과 여타 정책수단들을 통해 자연자원 사용에 따르는 모든 외부비용을 내재화 할 필요가 있다”는 점을 명시하고 있다.

EC도 오염자 부담 원칙이 비록 ‘공동체 지침(community directives)’ 형태를 띠고 있으나, 공동체 관습법(acquis communautaire)으로서 유럽경제권에 속한 국가들과 공동체 회원국에 대한 구속력을 가지며 다수의 역내협약들이 이를 확인하고 있음을 분명히 하였다.²¹⁾

오염자 부담 원칙의 국제법적 지위는 1990년 체결된 “유류오염에 대한 대비, 대응 및 협력에 관한 국제협약”의 서문에서 오염자 부담 원칙을 국제환경법의 일반 원칙으로 명시적으로 인정한데서 확인된다.²²⁾ 동 협정은 그 동안 유럽지역에 한정된 관습법의 일반원칙으로 남아 있던 오염자 부담 원칙을 국제 환경법 상의 일반원칙으로 발전시킨 계기를 제공하였으며, 이 같은 오염자 부담 원칙의 법적 지위는 1992년 채택된 “산업재해의 월경효과에 대한 협정”에 의해 다시 한번 확인되었고²³⁾, 이 후 등장한 다수의 국제환경협정 문안들에도 함축적 혹은 명시적으로 나타나 있다.²⁴⁾

국제 환경규범으로서의 오염자 부담 원칙이 내포한 국제 경제적 파급효과에도 불구하고 오염자 부담 개념은 아직 현행 다자통상체제인 WTO협정이나 NAFTA(North American Free Trade Agreement)와 같은 지역무역협정들에 명백하게 언급되고 있지 않다. 오염자 부담 원칙을 오염방지 활동에 대한 비보조의 원칙으로 이해할 경우에 한하여 오염자 부담 원칙은 WTO 규범상의 보조금 금지규정과 일정한 관계를 갖는다고 할 수 있다. WTO 규범체계에 존재하는 보조금 제한 규정으로는 관세와 무역에 관한 일반협정(GATT 1994), 보조금과 상계 조치들에 관한 협정(ASCM)과 농업에 관한 협정(AA) 등을 들 수 있다. 그러나 현행 보조금 관련 WTO 규범의 대부분이 환경보호목적의 보조금 지급을 일정 조건 하에서 허용하고 있다는 점은 종종 오염자 부담 원칙의 엄격한 적용을 통한 국내, 지역 및 지구환경의 효과적 보호를 주장하는 선진국의 입장에 상당한 부담을 주고 있는 것으로 보인다. 이는 최근 OECD 환경과 무역 합동작업반이 오염자 부담 원칙과 국제무역을 연계 분석하고자 하는 작업계획을 수립하고 이에 대한 본격적인 논의를 개시한데서도 확인된다.

21) OJEC. L 169(1987. 06. 29)

22) International Convention on Oil Pollution Preparedness, Response and Co-operation(OPRC, London, 1990).

23) Convention on the Transboundary Effect of Industrial Accidents(Helsinki, 1992)

24) 오염자 부담 원칙을 수용한 국제환경협약들로는 월경성 수로와 국제호수의 보호협약(Convention on the Protection of Transboundary Watercourses and International Lakes: 1992년 3월, 헬싱키), 동북대서양의 해양환경보호협약(Convention on the Protection of the Marine Environment of the North East Atlantic: 1992년 9월, 파리), 지중해연안과 해양환경보호 협약(Convention for the Protection of the Marine Environment and the Coastal Region of the Mediterranean: 1995, 바르셀로나)의 3개 지역협약과 1개 다자간 협약으로 폐기물투기에 대한 해양오염방지협약(Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter: 1972)관련 1996년 의정서가 있다.

2. 오염자 부담 원칙과 환경세

2.1 환경세의 정의

환경세 및 환경관련 부과금은 오염유발 제품과 서비스의 생산과 소비에 부과되는 조세로 정의되며, 특정한 환경목적이 인정되는 과세기준을 근거로 정부가 부과하는, 강제적이고 반대급부가 없다는 특징을 갖는다. 환경세는 부과 대상제품 혹은 서비스의 생산 및 소비와 관련된 오염물질의 제거, 저감 또는 그 방지 비용을 생산자나 소비자 가격에 직접 전가하는 효과를 갖는다. 특히 그 과세기준이 각각의 생산이나 활동이 유발하는 오염의 성격과 강도를 기준으로 설정되어, 용수사용, 수질오염, 폐기물, 특정 화학물질 등에 부과된다는 점에서 오염자 부담 원칙의 실제적인 적용 사례로 볼 수 있다.

환경세에 대한 반대급부가 없다는 것은 정부가 납세자에게 제공하는 편익이 납세액에 비례하는 것이 아니라는 의미이다. 이에 비해 환경관련 부과금은 공공 혹은 민간의 처리기관에 의해 수거되고 처리되는 폐기물 수준에 따라 부과되는 폐기물 부담금과 같이 부담의무에 비례하는 반대급부가 있다는 차이가 있으나 모두 일반적인 환경관련 조세의 범주에 포함되는 것으로 받아들여진다. 경매 혹은 무상증여 방식의 배출권, 예치금 반환제도, 범칙금, 환경보조금 등도 오염원인 제공자들에게 일정한 가격신호를 보내 생산이나 소비관련 의사결정 과정에 영향을 미친다는 점에서 명령 및 통제방식의 직접규제와 대조를 이루는 시장가격기구 기반의 오염자 부담 원칙 수용형태로 볼 수 있다.

이들 환경관련 조세 및 부담금은 오염원인 제공자의 생산 및 소비에 관한 의사결정과정에서 환경오염 비용을 고려하도록 하는 적절한 시장가격 신호를 제공한다는 점에서, 정부정책 당국에 의해 주어진 오염목표치 달성을 위한 관리비용을 최소화하고, 기술혁신보다 더 큰 오염저감효과를 유도하는 효과적인 환경정책 수단으로 평가된다. 개별 경제주체들의 입장에서도 가격신호에 반응하는 방법을 적절히 선택할 수 있으며, 최저비용으로 주어진 오염저감 목표를 달성할 수 있다는 점에서 경제적 효율성을 담보한 환경규제의무 이행수단으로 받아들여진다.

1980년대 이후 일부 북유럽 국가들에서 나타나기 시작한 환경세제는 1992년 리우 환경정상 회의를 계기로 등장한 다수의 국제환경협약들이 각국의 환경정책 당국자들로 하여금 환경오염에 따른 외부 불경제(negative externality)를 환경세 형태로 내부화하는 노력을 강화하도록 고무한데 따라 여타 OECD 회원국내로 빠르게 확산되어 갔으며, 최근 OECD 회원국들에서 환경관련 평균 세입은 GDP의 2%대에 이르는 것으로 확인되고 있다.

그러나, 환경세제를 통해 환경오염 비용이 내부화되는 수준은 개별 국가에 따라 고려되는 환경오염 비용의 종류와 그 상대적 중요성에 따라 다양하게 나타나고 있다. 또한 실제 환경세제의 설계는 각국의 환경상황과 환경문제 원인은 물론 환경문제에 관한 국제적 협력이 필요한 지역에 위치하는지 여부와 지구적 환경문제에 대한 기여도에 따라 다르게 진행되고 있

으며, 이는 종종 오염자 부담 원칙의 수용에 따른 국제 경제적 파급효과의 하나인 국가 경쟁력 약화문제를 포함하여 자유무역규범과의 관계에 있어서 상당한 논쟁의 소지를 제공하고 있다는 점은 앞서 지적한 바와 같다.

2.2 환경세제 도입 의의

직접규제 방식의 환경규제와 달리 환경세 혹은 환경관련 부과금과 같은 경제적 환경정책 수단을 통해 적용되는 오염자 부담 원칙은 유한한 환경자원의 이용과 오염유발 활동의 사회적 비용이라는 가격신호를 생산자와 소비자에게 전달할 수 있다는 점에서 개별 경제주체의 사결정의 효율성을 제고할 수 있다는 장점을 갖고 있다.

일률적인 배출기준의 설정으로 나타나는 직접규제 방식의 환경규제는 개별 규제 대상기업의 한계저감 비용이 상이한 경우에 최적의 환경오염 비용배분 구조를 보장하지 못한다. 반면, 환경세와 같은 시장가격기구에 근거한 환경정책 수단은 정책 당국이 개별 기업의 오염저감 비용에 대한 모든 정보를 갖지 못한 상태에서도 각 경제주체의 한계저감 비용을 일치시킴으로써 효율적인 오염저감 비용배분 구조를 가능케 하여 더 적은 저감 비용으로 상대적으로 더 많은 오염 배출을 저감할 수 있는 가능성을 제공해 준다.

기업들은 한계 저감활동 비용이 환경세보다 적은 경우 추가적인 단위오염을 더 감소시킴으로써 관련 환경규제기준을 준수할 수 있을 것이며, 만약 한계 저감 비용이 높은 경우, 추가적인 오염활동에 결부된 환경세를 납부함으로써 요구된 환경규제 기준을 비용 효율적으로 이행할 수 있다. 이러한 환경오염 저감방식은 모든 경제 주체들의 한계저감비용을 일치시키는 효과를 가져와 사회적 효율성을 보장하게 된다.

환경세를 통해 적정 수준의 환경오염비용을 반영한 생산자 가격은 상품시장에서 환경에 해로운 상품과 서비스들에 대한 소비자 가격의 상승으로 이어지며, 환경에 덜 해로우면서 가격이 저렴해진 대체 상품에 대한 수요를 진작시켜 환경친화적인 소비패턴의 정착에도 긍정적인 기여를 한다. 궁극적으로 이러한 소비 패턴의 변화는 관련 생산부문들 사이에 자본과 노동 등 생산요소의 재분배 구조를 개선하는 효과를 낳게 된다고 할 수 있다. 이러한 환경세 도입의 파급효과는 다음절에서 다룰 일반균형의 관점에서 보다 명확하게 살펴볼 수 있을 것이다.

환경세 도입의 또 다른 편익은 오염 저감비용 감소를 초래하는 동적인 효율성에서 찾을 수 있다. 명령 및 통제 방식의 직접규제를 준수하기 위해서 개별 기업들은 반드시 주어진 배출한계를 달성하거나 특정 기술을 사용하게 되나, 여기에는 규제기준 이하로의 오염감소를 촉진하는 어떠한 유인동기도 내재되어 있지 않다. 반면, 환경세는 개별 기업으로 하여금 비용 효과적인 오염저감, 청정생산기술을 포함하는 향상된 저감기술의 개발, 산업구조 조정을 통해 오염배출을 저감하고자 하는 충분한 유인동기를 제공한다는 장점을 갖고 있다. 이러한 유인동기는 생산자뿐만 아니라 소비자에게도 보다 환경친화적인 상품을 구매함으로써 오염유발 행위를 감소시키는 유인동기를 부여하게 된다.

3. 오염자 부담 원칙의 무역 및 후생효과

3.1 환경오염비용과 재화시장 왜곡

외부성이란 어떤 경제주체의 효용함수나 생산함수가 자신과는 무관한 다른 경제주체의 활동에 영향을 받는 경우 발생한다.²⁵⁾ 외부성은 앞서 언급한 바와 같이 환경자원과 같은 공공재의 이용과정에서 주로 발생하며, 일부 경제주체의 생산활동에서 유발되는 독성물질에 의한 수질오염, 오존층의 파괴, 지구온난화와 같은 환경문제들은 일정 범주의 경제 주체들에 한정하여 선택적인 피해를 초래하는 것이 아니란 점에서 비경합적 특성을 갖고 있다. 이러한 비경합성은 환경오염 비용의 적정 배분에 있어서 상당한 어려움을 야기하는 원인이 된다.

환경자원을 이용하는 생산자와 소비자는 대기나 수질을 오염시켜 환경질을 악화시키고 있음에도 불구하고 그 대가를 지불하지 않는 것이 일반적이다. 이는 환경질 악화가 사회 전체 혹은 개별 경제주체의 후생 수준에 큰 영향을 미치지 못하는 경우이거나, 환경자원에 대한 배타적 재산권이 인정되어 있지 않아 환경자원에 대한 오염방출이 일정한 사회적 비용을 야기하고 있음에도 이에 대한 적절한 규제가 이루어지지 않은 경우로 볼 수 있다.

환경오염의 외부성은 그 특성과 분석 목적에 따라 다양하게 분류된다. 먼저 환경오염 발생 원인 행위에 따라 소비활동의 외부성과 생산활동의 외부성으로 나누어지며, 환경오염의 가해자와 피해자의 구별에 따라, 가해자와 피해자가 개별 경제주체가 되는 사적 외부성과 가해자는 개별 경제주체이나 그 피해자는 모든 경제주체가 되는 사회적 외부성으로 나누어 볼 수 있다.

특정 산업부문의 생산활동이 환경오염이라는 부정적인 외부효과를 초래하고 이것이 사회적 환경오염 비용을 초래하는 경우에 대한 경제학적 접근은 이러한 외부성이 재화시장에서 관련 생산부문의 사회적인 기회비용과 사적인 기회비용의 괴리를 가져오는 상황을 가정하여 분석된다.²⁶⁾

노동과 자본을 생산요소로 이용하여 요소집약도가 다른 두 가지 제품을 생산하는 신 고전파적인 일반균형 모형을 상정하고, 자본 집약도가 높은 재화의 생산과정에 국한하여 발생하는 환경오염이 사회적 외부비용을 초래하고 있는 경우를 예로 들면, 환경오염 비용은 생산자 개인의 의사결정이나 소비자 선택에 별다른 영향을 미치지 않으며, 그 결과 재화시장에는 자본 집약 재화 생산의 사회적 기회비용보다 사적 기회비용이 낮게 평가되는 형태의 시장 왜곡이 존재하게 된다.

이 같은 시장왜곡은 자신의 비용함수와 수입함수에 나타난 한계비용과 한계수입을 일치시키는 이윤 극대화 조건에 따라 행동하는 생산자로 하여금 사회적으로 바람직한 생산수준 이상의 자본 집약 재화를 생산하도록 유도하며, 그 결과 과도한 환경오염 비용을 초래하게 된

25) 환경적 외부성에 대한 상세 논의는 유동운(1992), pp.136-140 참조. 유동운(1992), 『환경경제학』, 비봉출판사.

26) Harry G Johnson, "Optimal Trade Intervention in the Presence of Domestic Distortions", *International trade: Selected readings* (1987): pp.235-63, Second Edition Cambridge, Mass. and London: MIT Press.

다. 폐쇄 경제를 상정하는 경우, 소비 균형점은 생산 균형점에 위치하게 되므로 왜곡된 생산 균형점 위에서 결정된 사회적 후생수준은 파레토 최적수준에 미치지 못한다는 것을 알 수 있다.

이러한 시장왜곡을 제거하는 방안은 오염자 부담 원칙을 적용하여 환경오염비용을 관련 재화의 생산부문에 환경세로 부과하는 것이다. 이 같은 환경세 부과는 자본 집약재 생산의 사회적 기회비용을 사회적 기회비용 수준으로 인상하는 결과를 가져오며, 오염 유발도가 높은 것으로 가정된 자본 집약재 생산의 감소와 노동 집약재 생산의 증가효과를 가져온다. 환경오염비용이 완전하게 내부화 되는 경우의 생산 균형점에서 자본 집약재 생산의 사회적 기회비용과 사회적 기회비용은 일치하며, 생산의 한계 변환율과 시장상대 가격 그리고 한계 소비 대체율이 모두 동일하게 결정됨을 알 수 있다. 이는 생산 부문에서 효율적인 자원 재분배가 이루어지고 있음을 말해주며, 환경오염의 외부비용을 환경세 형태로 내부화 하는 경우의 사회적 후생이 그렇지 않은 경우에 비해 높아진다는 것을 의미한다.

한편 이 같은 자원 재분배는 요소소득에도 일정한 파급효과를 가져온다. 오염유발 재화로 가정된 자본 집약재 생산부문에 오염비용에 해당하는 환경세를 부과하는 것은 해당 재화의 생산과 소비를 감소시키는 대신 여타 재화에 대한 생산과 소비의 증가를 가져온다는 것은 앞서 살펴본 바와 같다. 여기서 오염유발 부문이 자본 집약재로 가정된 경우, 자본 집약재 생산의 축소 결과 노동에 비해 상대적으로 더 많은 양의 자본이 요소시장으로 풀려 나오게 되며, 이는 자본의 상대가격을 하락시키는 요인으로 작용한다.

반면 노동집약 부문의 생산이 증가하기 위해서는 자본에 비해 상대적으로 더 많은 노동이 필요하며, 이는 자본 집약재 생산부문에 풀려 나오는 노동에 비해 더 많은 노동 수요를 유발할 것이다. 자본의 초과 공급과 노동의 초과 수요는 자본의 상대가격 하락을 가져오며, 이 같은 요소가격 변화는 양 부문에서 보다 자본 집약적인 생산방식을 채택하도록 하는 경제적 유인동기를 제공하는 것이다.²⁷⁾ 결국 오염자 부담 원칙에 따라 오염유발 생산부문에 부과된 환경세는 해당 부문에 집약적으로 사용되고 있는 요소소득에 부정적인 파급효과를 가져온다는 것을 확인할 수 있다.

이상에 살펴 본 오염자 부담 원칙의 환경·경제적 파급효과에 관한 고찰은 대외무역부문을 고려하지 않은 상태에서 환경세 도입이 국가경제에 미치는 영향을 다룬 것이다. 실제로 환경세제를 도입한 국가들이 유사한 환경세제를 도입하고 있거나 혹은 환경세제를 도입하고 있지 않은 국가들과의 국제 교역에 참여하는 개방경제체제를 유지하고 있는 경우, 오염자 부담 원칙의 적용은 국가 경제의 대외경쟁력에 의존하는 보다 복잡한 파급효과를 초래하게 된다.

3.2 환경오염 비용 내부화의 무역효과

무역이 환경에 미치는 영향은 무역의 결과 발생하는 산업특화 현상이 오염 집약적인 산업에 발생하는지 여부에 의존하게 되며, 이는 궁극적으로 해당국가의 비교우위구조에 따라 달

27) 재화 상대가격의 변화와 요소소득 변화의 상관관계에 대한 보다 상세한 논의는 "Stolpher-Samuelson Theorem"을 참조.

라진다고 할 수 있다.

일반적으로 사회적 외부비용을 초래하는 오염유발 산업의 사적 한계비용은 사회적 한계비용보다 낮으며, 이는 생산균형에서 사회적 최적 수준 이상의 생산이 이루어져, 사회적 순 손실이 발생하고 있음을 의미한다. 이 같은 상황에서 대외 무역이 시작되고 그 결과 오염유발 부문이 상대적 비교 열위에 있어 국내 생산이 감소하고 수입이 증가한다면 이는 대외교역이 국내 환경에 긍정적인 과급효과를 초래한 것으로 해석할 수 있다. 대외교역의 결과 국내 오염유발 산업에 비교우위가 발생하여 생산과 수출이 함께 증가하는 경우, 이 같은 생산구조의 변화는 국내 환경오염을 더욱 악화시키는 부정적인 환경과급 효과를 초래하게 될 것이다.

이러한 상황에서 오염자 부담 원칙의 도입이 가져오는 환경·경제적 과급효과는 환경오염 비용을 내부화한 오염유발 부문의 생산비용과 해당 재화의 국제가격의 상대적 위치에 따라 달라진다고 할 수 있다. 먼저, 환경오염의 사회적 외부비용을 내부화한 가격이 소규모 개방경제가 직면한 국제 가격과 일치하는 경우, 오염자 부담 원칙의 적용은 해당 산업부문의 대외교역을 완전히 구축하는 결과를 가져올 것이다.

만약 환경오염비용을 내부화한 국내 가격이 국제 가격보다 낮게 결정될 정도로 해당 산업에 대한 비교 우위가 높은 경우, 오염자 부담원칙의 적용에도 불구하고 일정 부분의 대외수출이 유지될 수 있을 것이다. 경우에 따라서, 환경오염 비용의 내부화는 해당 재화의 국내 가격과 국제가격을 역전시켜 해당 산업을 수출산업에서 수입산업으로 전환시키는 교역역전 현상을 초래할 수도 있다.

이처럼 오염비용의 내부화가 대외교역에 미치는 영향은 해당 산업의 국제경쟁력에 따라 다양하게 나타나지만, 모두 오염 집약산업의 국내 생산을 줄인다는 점에서 국내 환경에 긍정적인 과급효과를 가져옴을 알 수 있다. 그러나 이러한 생산 구조의 변화는 관련 산업에 종사하는 이해당사자의 관점에서 볼 때 반드시 바람직한 결과를 가져온다고 볼 수 없다. 앞서 살펴본 바와 같이 관련 산업에 종사하는 생산자나 제품을 사용하는 생산자의 이해관계는 사회적 이해득실과 반드시 일치하는 것은 아니었으며, 이는 생산부문에 존재하는 사회적 외부성에 기인한 것이었다. 이러한 분석은 종종 이해 당사자 집단의 의견을 반영하여 오염자 부담 원칙의 적용여부를 결정하는 경우 사회적인 후생손실이 발생할 수 있다는 중요한 정책적 시사점을 제시하는 것이다. 그러나 이상의 논의는 오염유발 산업부문의 생산과 소비에 관한 부분균형의 관점에서 도출된 것으로, 초기 균형상태에서 오염자 부담 원칙의 적용을 통해 변화된 새로운 균형에서의 생산, 소비 및 가격 변화가 여타 시장 균형에 미치는 영향을 고려하지 않고 있다는 한계를 갖고 있다. 또한 이러한 생산구조의 변화가 사회 전체적인 관점에서 바람직한 후생효과를 가져올 것인지에 대한 의문은 여전히 남아 있다 하겠다.

3.3 환경오염 비용 내부화의 후생효과

오염자 부담 원칙 수용의 국제 경제적 측면을 일반균형의 관점에서 검토하기 위하여 국제 무역론 상의 기본 명제들을 살펴보면, 자유무역의 후생효과는 주어진 생산요소를 생산가능곡선 상에서 보다 효율적으로 재분배하는 데서 비롯되는 생산측면의 편익과 주어진 생산물 집합

을 국제적으로 거래함으로써 생산가능곡선 외부에 위치하는 생산물 조합의 소비가 가능해지는데서 발생하는 소비상의 편익으로 구성된다.

생산가능 곡선을 따라 이동하는 생산구조의 변화가 환경오염이라는 외부비용을 초래하지 않는 경우, 대외교역이 가져오는 생산과 소비상의 편익은 모두 양의 값을 갖는 긍정적인 사회후생 증진효과를 가져온다고 알려져 있다.²⁸⁾ 그러나 특정재화의 생산부문에 환경오염 비용이라는 외부성이 존재하는 경우, 대외교역의 결과 해당부문의 생산이 증가하는 형태의 생산구조 변화가 유발된다면, 생산부문의 편익은 음의 값을 가질 수 있으며, 사회적인 후생감소 효과를 유발한다.

국제가격에 따라 대외교역이 가능해진다는 점에서 얻게되는 소비상의 편익은 여전히 긍정적인 후생효과를 가져온다는 점을 고려하면, 대외무역이 사회적 후생에 미치는 최종적인 효과는 생산구조 변화에서 초래된 부정적 후생효과와 교역에 따른 소비구조상의 편익이 가져오는 긍정적인 후생효과의 합으로 결정된다 하겠다.

이는 부분균형 분석에서와 마찬가지로 일반균형 분석에서도 특정 생산부문에서 유발된 환경오염이 사회적 외부 비용을 야기하는 경우 재화 시장에 존재하는 왜곡은 표준적인 국제 무역 이론이 제시하는 바와 같은 자유무역의 사회적 후생 증가 효과를 불확실하게 만든다는 것을 의미한다. 자유무역은 국내시장과 국제시장 사이의 상대 가격차에 따라 사회적 후생을 증가시킬 수도 있으며, 반대로 감소시킬 수도 있다.

그러나 어느 경우에도 오염자 부담 원칙의 적용은 보다 효율적인 자원배분을 가능케 함으로써 생산구조의 왜곡이 가져오는 비효율성을 감소시켜 사회적 후생 수준에 긍정적인 파급효과를 초래한다는 사실을 확인할 수 있다. 특히 환경오염 비용이 존재하는 경제에서 국제 교역이 잘못된 특화구조를 초래하는 경우는 물론 올바른 특화에 따른 생산구조 개선의 편익과 교역의 편익을 가져오는 경우에도 오염자 부담 원칙의 적용이 사회적 후생 수준을 증가시킬 수 있다는 사실은 오염자 부담 원칙의 적용을 단순한 환경적응 비용 부담의 증가로만 파악하는 부분 균형 분석의 한계를 보완해 주는 논리적 근거가 될 것이다.

이 같은 분석 결과는 결국 오염자 부담 원칙과 국제무역의 연계 문제에 대한 논의 쟁점은 동 원칙의 도입이 가져오는 편익의 증가가 적절한 소득 재분배 효과를 통해 어떻게 사회 구성원 사이에 적절하게 분배될 것인지 하는 문제에 있다는 점을 확인해 준다.

28) 이러한 정태적 무역편익 외에도, 기존의 자유무역이론과 연구개발 투자와 기술혁신의 역할을 강조하는 내생적 지속성장 이론을 병합한 무역에 관한 신기술이론들은 무역과 지속성장의 상호 지지적 관계에서 비롯되는 동태적 무역편익들을 강조하고 있다.

III. 오염자 부담 원칙의 수용현황 및 평가

1. 환경세 도입 현황²⁹⁾

1.1 도입배경

오염자 부담 원칙의 수용을 의미하는 환경세제의 도입은 대부분의 OECD 회원국에서 경제 구조에 보다 큰 유연성과 효율성을 제공하기 위한 새로운 재정정책 방향으로 제시되었다. 환경관련 조세가 오염, 폐기물, 자원 고갈을 저감시킴으로 환경에 영향을 줄 수 있으며, 환경과 직접관련이 없는 조세, 정부지출, 보조금 같은 재정정책들도 환경에 영향을 줄 수 있다는 관점에서 회원국내 재정정책 당국자들은 자국의 세제를 개정해 가는 과정에서 보다 환경친화적인 세제구조로 전환하기 위한 노력을 병행해 왔다. 환경친화적 세계개혁의 정책목표는 환경에 해가되는 정부보조금을 제거하여 환경친화적 정부지출구조를 확립하고, 오염유발 활동의 담세율을 높이는 방향의 기준과세 체계를 구성하며, 신규 환경관련 조세를 도입하는 세 가지 목표로 요약된다. 이 가운데 정부보조금의 제거와 오염활동에 대한 담세율 제고는 오염자 부담 원칙의 정책적 실현이라 할 것이다.

먼저 환경친화적 정부지출구조 확립과 관련하여, 각 국 정부는 특정 상품, 공정, 산업활동, 사회그룹 또는 지역경제의 경쟁력을 강화하기 위하여 다양한 정책적 지원과 규제를 실시해 왔다. 여기에는 정부소유, 보조, 공공구매, 진입 장벽, 가격 설정 등과 같은 시장가격 조절행위가 포함되어 있다. 대부분의 정부지원은 예산확대나 조세감면이라는 재정수단을 이용하고 있으나, 일부는 국내 생산자들을 보호하기 위하여 정부가 중개판매계약, 수입제한과 같은 조치를 취함으로써 상품의 시장가격을 책정하는 형태의 시장가격보조, 환경기준 준수의무 면제와 같은 비예산 조치들에 의존하기도 한다. 환경친화적 세계개혁은 이 같은 정부의 예산 및 비예산 조치들 가운데, 미래에 발생할 환경부담에 대한 대비를 저해하며, 사회와 환경에 발생하는 외부비용의 내재화에 장애가 되는 보조금들을 제거한다는 정책목표를 갖고 있다. 이러한 정책목표는 지난 20년 동안, 다수의 OECD 회원국에서 에너지에 대한 직접보조를 줄이거나 제거하고 관련 가격규제를 철폐하는 형태로 에너지시장에 대한 정부개입을 줄여 나가는 정책변화³⁰⁾를 유발하였다.

29) 본고 3장의 주요 내용은 OECD의 관련자료를 정리·검토한 것이다. 회원국별 오염자 부담 원칙 수용현황에 대한 자세한 내용은 OECD의 데이터베이스에서 확인할 수 있다. 환경세 혹은 환경친화적 조세개혁과 관련된 주요 선진국 개별 현황에 대한 조사결과를 담고 있는 동 데이터베이스는 향후 개별국가 차원에서 제기될 수 있는 오염자 부담 원칙에 근거한 환경통상공세에 대한 적절한 대응 방안을 모색하는데 유용한 정책연구 자료로 활용될 수 있다.

30) European Commission의 허가에 따라 UK는 3년동안 석탄산업에 대하여 새로운 보조금을 도입할 계획이다. 동일기간동안 UK는 신규 가스 발전소 건설의 일시정지를 해지할 계획이다. 유럽의 Energy and Competitiveness 장관인 Ms. Helen Liddell는 더 엄격한 정책의 폐기와 대신 빠른 시

또한 환경세제 도입은 환경목적과 직·간접적인 관련을 갖고 있는 다양한 과세체계의 재구성을 위한 것이기도 하다. 실제로 에너지원에 대한 과세기준을 황, 벤젠, 인, 탄소와 같은 환경오염원의 함유량에 따라 재구성하는 사례가 증가하고 있으며, 동일한 에너지원에 대해서도 차별화된 세율을 적용하는 방식으로 세제 조정이 이루어지고 있다.³¹⁾ 이 같은 조세구조의 개혁으로 인한 환경영향은 연료간 세율구조는 물론 대체상품간의 상대적 가격에 의존하게 된다.

환경세 개혁논의는 환경보호를 위한 오염배출이나 오염유발 상품에 신규세금을 부과하는 관점에서 검토되었다. 대기, 토양, 물의 순환계로 방출되는 오염에 대해서는 배출세 보다 직접 규제정책이 우선되고 있으나, 지난 10여 년간 비료, 살충제, 건전지, 유해화학용제, 운할유, 타이어, 면도기, 일회용 카메라와 같은 상품에 대한 개별과세가 도입되었다.³²⁾ 환경세제 개혁은 대부분의 국가들이 자국산업의 국제경쟁력을 고려하여 산업용 석유와 중유, 국제선 항공기에 사용되는 항공연료에 대하여는 세금을 부과하지 않고 있는 현실에 대해서도 이들 면세품들과 오염원인자들에 대하여 새로운 세금을 부과하는 것을 고려한다.

최근 들어, 특히 강조되고 있는 OECD 회원국 내의 환경친화적 조세개혁 논의는 환경에 우호적이지 않은 세금과 정부지출 및 보조금이 여전히 존재한다는 현실을 반증하는 것이다. 이는 교역상대국을 대상으로 오염자 부담 원칙을 내세운 통상 혹은 환경 측면의 압박이 당장의 현실로 부각되기까지는 상당한 시차가 있을 것임을 의미한다. 그러나, 대부분의 회원국이 환경친화적인 조세개혁을 통해 환경관련 보조금의 규모를 줄이는 과정에서 자국의 대외 경쟁력에 초래하는 파급효과에 대한 관심은 고조될 것이며³³⁾, 필연적으로 개별국 환경친화적 조세제도의 조화를 위한 국제적 논의를 불러일으키게 될 것이다.

1.2 국별 도입현황

1990년대 초 대두된 환경세 개정의 선두그룹에 속하는 스칸디나비아 국가들 가운데 핀란드는 이산화탄소 배출에 대한 과세제도를 도입한 첫 번째 국가에 해당한다. 화석연료에 대한 단일탄소세는 정제과정에서 감소작용제로 사용되는 화석연료에 대한 면세를 포함하는 형태로 1990년에 도입되었다가 이후 에너지 집약산업을 위하여 추가면세와 환급제도를 도입하였고 전력세의 부담을 발전업자로부터 소비자로 이전하였다. 환경세로 인해 증가된 세수는 일부는 소득세 감소로 인한 세수손실을 상쇄하도록 사용된다.

핀란드 다음으로 노르웨이가 1991년 석유사용에 대한 CO₂세를 도입하였다. 탄소세수의 일

일내의 새로운 에너지 거래 협정 도입에 대해 언급하였다.

31) 디젤유 과세율의 차별화(오스트리아, 덴마크, 핀란드, 노르웨이, 스웨덴, 영국), 무연휘발유에 대한 차등세(핀란드, 덴마크, 노르웨이, 스웨덴), 차량의 오염배출 특성에 따라 차등 부과되는 차량세(오스트리아, 덴마크, 독일, 노르웨이) 등이 그 예가 된다.

32) 환경관련 조세에 대한 OECD/EU database에는 이러한 과세기준을 가진 다수의 세목들이 보고되어 있다.

33) 다수의 OECD국가들을 대상으로 한 연구에서 석탄과 에너지에 대한 보조금의 제거는 상당한 일산화탄소 배출저감을 가져왔으며, 경제적 측면에서도 GDP나 GNP 증가효과를 가져온 것으로 알려져 있다. 그러나 광업과 석탄부문의 고용감소 효과도 함께 관측되어 보조금제거와 관련된 소득재분배 정책의 필요성과 해당 부문에서의 경쟁력 상실 문제를 제기하였다.

부분은 소득세 감면, 에너지절약 기술투자과 재생가능 에너지원에 대한 보조를 증가시키는데 사용되었다.

스웨덴은 엄격한 조세수입 중립원칙을 유지하면서 1991년에 주요 조세개혁을 단행하였다. 이때 이루어진 소득세의 감소는 탄소, 황산화물(SO_x), 질산화물(NO_x)에 대한 신규 환경관련 조세나 에너지세 개혁과 부가가치세원의 확대를 통해 보충되었다. 산업에 부과되는 에너지세도 상당량 감소되었다. 2001년 예산에는 디젤, 난방유와 전력에 대한 조세증가가 소득세와 사회보장부담금을 포함한 감세와 연계되어 있는 것으로 알려져 있다.

덴마크는 1992년에 연료에 대한 탄소세를 도입하였고, 2002년까지 계획된 에너지 관련조세의 지속적인 검토와 함께 일반세제 개혁이 예상되어 있다. 개정의 주요목적은 모든 소득의 한계세율을 감소하는 것이고, 세법에서의 허점들을 제거하고 조세원을 소득과 노동으로부터 오염과 부족환경자원으로 점진적으로 이전하는 것이다. 그러나 이러한 조세의 상당수가 그들의 환경효과성을 감소시킬 정도로 복잡하게 설계되어 있으며, 다수의 면세조항을 포함하여 그 실효성을 낮추고 있는 것으로 보인다.

네델란드는 1988년 연료세를 도입하였으며, 1995년과 1996년에 폐기물세, 지하수세와 같은 다수의 환경관련 조세와 에너지세를 도입하였다. 2001년에 이행될 세 번째 환경세 개정에 대한 제안서 작성을 위해 2000년에 제2차 환경세위원회가 설립되었다.

북유럽국가의 환경세 개정을 시발로 여타 OECD 회원국들에서도 환경친화적 조세개혁이 진행되었다. 오스트리아는 1989년에 폐기물세를 실시하고 1996년에는 가스와 전력에 대한 에너지세를 도입하였다. 전력에 대한 세율은 2000년 중반까지 증가하였다. 환경보호와 에너지절약조치들을 향상시키기 위하여 에너지세수의 일부가 지자체에 이전되고 있다.

영국에서는 사회보장부담금을 감소시키는 데 필요한 세수를 위하여 1996년 매립세가 실시되었고, 에너지사용에 대해 산업과 기업들에게 세금을 부과하는 “기후변화세”는 2001년 4월 도입될 예정이었다. 천연 모래, 자갈과 바위의 사용에 대한 과세도 2002년 실시될 예정에 있다. 그러나 2000년 이전까지 연간 6%씩 연료세를 증가시키려는 정부의 계획은 철회하였다.

1998년에 이탈리아는 석유에 대한 단계적 CO₂세를 포함하는 환경관련 조세 개혁을 실시한 바 있다. 관련 세수는 노동소득에 대한 과세감면과 사회보장부담금의 감소에 이용되었다. NO_x와 SO_x, 매립폐기물을 대상으로 한 환경세도 도입하였다. 그러나, 1999년 이후 유가인상에 대응하기 위하여 석유제품에 대한 과세율을 감소시켰다.

독일은 1999년 4월 생태친화적인 조세개정을 시행하였다. 이 프로그램은 에너지절약³⁴⁾에 대한 유인동기를 발생시키고 산업구조 변화를 촉진하며 재생가능한 에너지 프로그램을 지원하고 소득세 부담을 저감시켜 고용을 확대한다는 다양한 목적을 갖고 있다. 독일의 세제개혁에는 석유와 전력에 대한 단계적 세율인상이 포함되어 있다.

프랑스에서는 1999년에 환경관련 조세와 부과금이 재구성되었다. 정부안에는 화석연료와 전력 부문이 오염행위에 대한 과세범위에 포함되었다. 덧붙여 지난 시기의 배출량을 근거로 한 과세혜택도 검토되었다.

34) 이 조세들은 2005년까지 1990년 수준에 비해 21%정도로 CO₂ 배출을 감소해야 하는 독일 목표의무를 달성하는 것에 상당한 기여를 할 것으로 예상된다.

스위스는 2000년 9월에 개최된 국민투표에서 비재생에너지 사용에 대한 과세안을 부결시켜 환경세계 개혁에 대한 유보적 입장을 보이고 있으나, 사회보장부담의 감소, 재생에너지원 이용장려, 에너지효율성 향상 동기를 제공할 수 있는 동 세계개혁안이 도입될 가능성은 높은 것으로 보인다. 여타 OECD 회원국에서도 환경친화적인 세계개혁 논의가 진행되고 있으나, 유럽지역의 회원국에 비해 큰 성과를 거두고 있지 않은 것으로 보인다.

1.3 환경정책적 운영형태

시장기구에 근거한 환경정책 수단인 환경세계는 종합적인 환경정책 운용관점에서 직접규제, 배출권거래제, 자발적 협약 등 여타 환경정책수단과 연계 운용되고 있다. 환경세계 도입의 의는 정책집행의 유연성과 확실한 환경규제 효과 및 규제비용의 감소에서 찾을 수 있다. 이러한 관점에서 환경세계는 다음과 같은 환경 정책목적으로 운영되고 있다.

먼저, 환경세계는 명령 혹은 통제 방식의 직접 규제 수단의 보완책으로 사용된다. 조세 또는 부과금과 같은 시장기반의 환경정책 수단이 효율적임에도 불구하고 환경세계 도입 초기에는 직접규제가 철폐되지 않고 병행되는 경우가 많다는 점으로부터 직접적인 규제방식은 여전히 중요한 환경정책 수단의 위치를 차지함을 알 수 있다. 이는 대부분의 OECD국가들에서 정부 규제개혁이 정책협의 사항 가운데 주요한 위치를 차지하고 있으나, 규제개혁의 목적이 반드시 규제철폐를 의미하는 것은 아니란 점에서 확인된다.

개혁의 궁극적 목표는 정부개입을 보다 효율적으로 수행하기 위하여 규제대상부문의 부과비용을 감소시키고 환경정책의 환경효과성을 향상시키는 것이다. 개혁과정에서 환경정책 수단의 선택문제가 제기되더라도, 경쟁력 혹은 분배형평성의 제고 차원에서 환경세계의 확대나 고세율 적용이 불가능한 경우에도 직접규제는 유용한 환경세계정책의 보조수단으로 활용되고 있다.

양 정책 수단의 실제 병용사례는 폐기물 관리정책에서 쉽게 찾아볼 수 있다. 폐기물정책에서 정부는 폐수방류에 세금을 부과하는 동시에 산업폐수 방출을 규제하는 정책을 사용하거나 폐기물의 매립에 대한 과세와 폐기물포장과 재활용에 대한 직접규제를 함께 시행하고 있다. 에너지정책에 있어서도, 다수의 정부가 부문별 최적 기술규제와 백색 가전제품에 대한 에너지효율 등급표시 같은 직접규제 외에 고효율 제품에 대해 에너지/탄소세를 낮게 설정하는 방식을 통한 환경세계정책을 병용하고 있다. 국지적 혹은 지역적 대기오염과 관련해서도 정부는 연료내 황함유량과 배출구 탈황기술에 대한 규제 외에도 SO₂에 대한 조세를 함께 도입한다. 수송정책에서, 각국 정부는 중형차 중량제한과 속도제한, 연료와 연료 효율기준과 함께 자동차연료와 차량에 대한 과세를 결합할 수 있다.

다음으로 환경세계는 일정한 환경규제 목표를 업체 스스로 결정하는 자발적 협약과 병용되기도 한다. 산업체와 정부 혹은 산업계 내부의 자발적인 규제준수 목표의 설정과 이행을 골자로 하는 자발적 협약은 환경규제 이행상의 신축성을 보장하고 직접규제나 과세형태의 강제적 규제로부터 자유롭다는 점에서 산업계들에 의해 선호되는 환경정책 수단으로 여겨진다. 자발적 협약은 유럽연합 역내 국가들에서 약 300개, 그리고 일본에서 지방오염 관리협약 형태로

약 30,000개, 미국 연방정부수준에서 약 40개 이상이 존재하는 것으로 알려져 있다.

그러나 자발적 협약의 성과에 대한 최근의 평가는 일반적인 환경문제의 해결에 있어 환경세보다 덜 효율적인 것으로 여겨지고 있다.³⁵⁾ 무엇보다도 자발적 협약에는 상당정도의 불확실성이 내재되어 있다. 특히 정확한 관리 메카니즘을 제공하지 못하거나 이행여부에 연관된 처벌규정이 약하다는 점에서 관리측면의 불확실성이 문제된다. 협약에 감시, 처벌 규정이 포함되어 있지 않은 경우, 참여자들이 오염저감 비용을 감소하기 위하여 협약을 완전하게 이행하지 않는 무임승차의 유인동기를 갖게 된다. 관련업체의 수가 많아질 경우 협의비용과 협약 설정 비용이 증가하는 것도 문제점으로 등장한다. 강력한 조직력을 갖는 산업체가 보다 엄격한 규제가 도입되는 것을 피하거나 방해하기 위하여 또는 자신들만의 이익을 고수하기 위하여 다른 산업부문에 손실을 입히는 협약체계를 선택할 수도 있다는 위험이 있다.

다수의 성공적인 사례³⁶⁾에도 불구하고, 자발적 협약에 대한 OECD의 평가는 한계저감 비용이 협약 내 기업들간에 다르고, 배출권 거래제와 같은 여타 비용효과적 저감방법에 비하여 특별한 참여유인이 없다는 점에서 자발적 협약의 환경효율성에 한계가 있다고 본다. 행정비용과 거래비용이 높을 뿐만 아니라, 어떠한 가격신호도 제공하지 못하므로, 비용최소화나 소비자의 소비형태 변화에 대한 변화유인을 창출하지 못한다는 내재적 한계가 있다. 에너지효율 향상과 같은 협약 목표이행으로 환경에 긍정적 효과를 가져오지만 에너지세와 같이 가격인상 효과를 통해 해당 제품의 수요를 감소시키는 부가적 편익을 제공하지 못하는 것이다.

이 같은 이유로 상당수의 국가들에서 에너지효율 제고에 대한 자발적 협약은 탄소세나 에너지세와 같은 환경세와 병용되고 있다. 덴마크는 에너지 효율제고 관련 자발적 협약 참여기업에 대해 탄소세 면제 혜택을 주고 있으며, 영국도 유사한 자발적 협약을 체결한 에너지 집약산업에 대한 세율을 80% 가까이 감면하고 있다. 비에너지 부문에서도 유사한 병용사례가 확인된다. 벨기에의 경우 전지업체가 연방정부 및 지방정부와 전지재활용율에 대한 자발적 협약을 체결하고 있다. 정부는 자발적 수집계획에 의해 수집된 전지에 대하여는 환경세를 부과하지 않고 있다.³⁷⁾

또한 환경관련 조세와 거래 가능한 배출권은 국내와 국제정책 모두에 있어서 서로 보완적인 수단이 될 수 있다. 그러나 실제 적용은 매립폐기물에 대한 과세와 연간폐기물발생권터를 포장재 폐기물회수권 거래제를 결합시키고 있는 영국과 오존층파괴물질과 관련된 CFCs 규제 정책에 환경세와 배출권거래제를 병용하는 미국의 사례에 한정되어 있다.³⁸⁾

미국에서의 오존층파괴화학물질(ODCs)에 대한 조세와 배출권거래제와 관련하여 미국 정부는 오존층 파괴의 잠재위험에 대비하여 ODCs의 생산자와 수입자에게 세금을 부과하고 있다. 또한 수출상품에 포함된 관련 세금의 면제와 ODCs가 포함된 수입상품이나 ODCs가 사용되

35) OECD(1999a) 참조.

36) 자발적 협약이 정보보급, 기술혁신확산, 의식고양의 관점에서 상당한 효과를 제공하고는 있으나, 환경세의 유사효과를 초과한다는 증거는 제시하지 못하고 있다.

37) 자발적 협약에 참여하는 전지산업계는 벨기에 내에서 판매된 사용전지의 수집과 재활용에 대한 특정 수집목표치를 준수하여야 한다. 1996년 40%에서 1999년 67.5%로 협약이 종료되는 2000년에는 75%로 재활용 목표치로 설정하고 있다. 수집된 전지는 지방정부와의 협약에 따라 재활용된다.

38) “온실가스 배출권거래제도 정책연구: 주요 이슈 및 외국도입사례”, 환경정책평가연구원, 에너지경제연구원, 1999 참조.

는 공정에 대해 과세하는 국경세조정(Border Tax Adjustment)도 실시하고 있다. 1989년 미국 환경청(EPA)은 Montreal 의정서에 따라 이러한 물질을 단계적으로 제거하기 위하여 1989-2000년 기간동안 감소되는 ODCs 총량을 정하고 이를 각 기업에 할당하였다. 할당치의 초과 달성분인 배출권은 미국내 거래는 물론 국제적 거래도 가능하도록 설계된 동 배출권 거래제에 따라 1989-1995년 기간동안 미국 내 기업들에 의해 총 561건, 3억2천만 킬로그램 상당의 거래가 성사되었다.

배출권 거래제와 환경세의 결합운용에 대한 한정된 경험에도 불구하고 독일과 영국을 포함한 다수의 국가들이 지구온난화 방지를 위한 교토의정서 상의 온실가스 배출권 거래제도의 도입에 앞서 국내 탄소배출권 거래제와 국내 에너지/탄소세를 결합하는 정책운용을 검토하고 있다.

조세와 배출권 거래제도의 연계에 대하여 오염배출 측정과 감시, 배출감소의 확인과 인증에 있어서 배출권제도의 거래비용이 중소기업이 다수를 차지하는 산업부문에서는 지나치게 높다는 지적에 대하여 이들 기업군에 대해서는 배출권 거래제 대신 탄소세 혹은 에너지세를 활용할 수 있는 길을 제시하는 대안이 검토될 수 있다. 이 경우 과세는 거래제가 적용되지 않는 부문들에 대하여 가격규제(price cap)로 작용하는 것이다. 배출권 제도는 발전소, 에너지 집약 산업과 같은 소수의 대형 점오염원에서 보다 유용한 성과를 나타낼 것이다. 양 제도의 병용을 위해서는 미국의 ODCs 정책처럼 배출세에 무상 배분되는 배출권 제도를 부가하는 것이 바람직하다.

탄소세와 배출권 거래제 결합정책의 잠재적 문제점에 대한 지적도 나오고 있다.³⁹⁾ 이들은 발전소나 에너지집약 산업과 같은 주요 점오염원이 배출권 거래제에 포함되지 않는 경우, 제도 내·외부의 저감한계 비용간의 차이가 커져서 비효율적인 저감형태가 나타날 수 있음을 강조한다. 탄소세와 거래제가 함께 사용되고, 미사용 배출권의 예치와 같은 유연성 메커니즘이 도입될 경우 배출권 보유 인센티브에 영향을 미치는 배출권 가치에 대한 불확실성이 발생한다는 지적도 있다.⁴⁰⁾ 현재로서 이들 정책결합의 효율성에 대한 경험적 증거가 한정적이므로 환경세와 배출권 거래제의 병용정책의 효율성을 평가하는데는 상당한 어려움이 따른다.

끝으로 환경세는 종종 환경관련 보조금과 연계 운영되는 경우가 있다. 대부분의 회원국에서 에너지사용에 관련된 환경세가 전력 생산에 사용되는 주요 에너지의 탄소함유량보다는 전기사용량을 기준으로 부과되고 있다. 이는 재생에너지에서 발생된 전기가 석탄에서 발생된 전기와 동일하게 취급되는 결과를 가져와 탄소함유량이 적은 연료를 사용하도록 하는 유인동기 즉 탄소배출을 저감하고자 하는 유인동기를 약화시킨다. 필요한 유인동기를 창출하기 위하여, 독일과 핀란드와 같은 일부 국가들은 재생에너지 사용을 지원하는 보조금제도를 도입하고 있다. 영국의 경우 산업용 에너지사용에 있어서 재생에너지를 이용한 전기사용에 대해서는 관련 세금을 면제하고 있다.

에너지 기술투자에 대한 보조금과 탄소세를 연계하는 경우 탄소세 정책만을 시행하는 것에 비해 상당한 CO₂배출 저감비용 절감을 기대할 수 있다는 연구결과들이 이러한 정책 병용을

39) Schreiner, OECD(1999d).

40) Smith, OECD(1999d).

지지하는 근거로 이용되고 있다.⁴¹⁾

그러나 환경목적의 보조금제도는 상당한 관리비용을 수반한다. 에너지 부문을 예로 들 경우, 재생원료를 이용한 전력생산 기술의 효율적이고 효과적인 개발과 에너지효율성을 높이기 위한 투자유인에 대한 복잡한 관리기제가 필요하며, 보조금의 효율적 분배를 보장하기 위한 기술정보의 정기적 갱신비용도 추가된다. 더욱이, 경제의 각 부문간에 자본이전이 발생하는데 따른 파급 효과에 대한 적절한 평가문제도 개입되어 있다. 위에 언급한 연구에서의 시뮬레이션 분석결과는 조세와 보조금제도를 병행할 경우, 수송부문에 순이익이 발생하나 여타 산업에는 순 비용이 발생할 수 있음을 보여준다. 유럽연합과 같이 지역경제권이 형성되어 있는 경우는 해당 지역기구의 승인과정이 요구되기도 한다. 이와 같은 이유로 대부분의 보조금제도는 그 승인 이전에 오염자 부담 원칙과 연계되어 엄격한 심의절차를 거치고 있다.

이상에 살펴본 바와 같이 오염자 부담 원칙은 오염유발 행위자로 하여금 환경오염을 방지하고 관리하기 위한 비용을 부담토록 함으로써 환경적 외부비용을 오염유발자의 생산 혹은 소비함수에 내부화시켜 효율적인 자원배분을 달성하는 시장가격 메카니즘에 근거한 환경정책 규범으로 정의할 수 있다. 대부분의 선진국들은 지난 세기 고도의 산업화 과정에서 발생한 국내 환경오염과 자원고갈 문제를 비용 효과적으로 해결하기 위하여 환경세 및 부과금과 같은 오염자 부담 원칙의 환경정책 수단을 도입하여 직접규제, 자발적 협약, 배출권 거래제 등 기존 환경정책 수단들과 상호 보완적으로 운영해 오고 있다.

그러나, 오염자 부담 원칙의 환경정책적 수용은 경제적 관점에서 오염유발 생산 활동에 대한 비용인상 효과를 가져오며, 이는 궁극적으로 오염자 부담 원칙을 도입하지 않고 있는 대외교역 당사국의 관련제품 생산부문에 비하여 자국 해당 산업부문의 대외 경쟁력을 약화시키는 원인으로 통상정책 당국의 상당한 우려 대상이 되고 있다.

개별국 정책 당국은 오염자 부담 원칙의 환경정책적 수용이 자국 산업의 대외경쟁력을 약화시키고 국내 산업부문간 소득 재분배 구조에 미치는 부정적 영향을 완화하기 위하여 환경세 감면, 환경보호활동에 대한 정부 보조금 지급 등 다양한 오염자 부담 원칙의 예외조치를 인정하고 있으나, 이는 오염원인자에게 오염비용을 부담하도록 함으로써 사회적 형평성과 환경보호를 촉진한다는 본래의 오염자 부담 원칙 도입목적에 상당부분 희석시키는 한계를 갖고 있다.

개별국 차원의 오염자 부담 원칙 수용에 따르는 난맥상을 극복하기 위하여 OECD 무역과 환경 합동작업반회의 등 관련 국제기구들에서는 2000년 이후 오염자 부담 원칙의 국제교역적 측면에 세부 논의를 진행하고 있다. 최근 논의는 개별국 환경세계의 국제적 조화를 촉진함으로써 일부 국가만의 오염자 부담 원칙 수용이 야기하는 국제경쟁력 왜곡현상을 완화하거나 국제적으로 통일된 환경세계의 운용이 불가능한 경우에 대하여는 환경세의 국경조정 절차를 통해서 관련 경쟁력 왜곡현상을 시정하는 방안이 집중되고 있으며 국경세 조정규범은 향후 국제적인 환경관련 통상규범으로 크게 부각될 것이다.

41) 탄소세 수입이 에너지 효율제고를 위한 기술투자에 대한 보조금으로 재순환 되는 경우, 탄소세만을 이행하는 경우에 비해 관련 저감비용을 1/10 미만으로 줄일 수 있다는 연구결과도 발표되고 있다.(EIEP(2000)참조)

이 같은 국제 논의의 진전은 선발 개도국으로서 안정화된 산업화 단계에 진입한 우리경제에 상당한 파급효과를 초래할 것으로 예상되지만, 앞서 살펴본 바와 같이 오염자 부담 원칙의 적용은 대외무역이 가져다주는 부정적 환경파급 효과를 완화시키는 동시에 교역의 편익을 강화할 수 있다는 점에서 사회적인 관점에서 바람직한 환경·통상 정책 수단으로 인식되어야 할 것이다.

2. 환경세의 경제적 편익

2.1 이중배당 효과

일반적으로 환경세제의 환경·경제적 효율성을 결정하는 주요 요인으로는 환경세 수입의 활용방식, 환경세 부과 대상 제품에 대한 수요와 공급의 가격 탄력성, 세원별로 차별화된 과세율, 환경세제 운영에 필요한 행정 경비 등을 들 수 있다.

이 가운데 환경세수의 활용 방식은 조세 수입의 절대규모에 영향을 주지 않는 세수 중립성을 유지하면서 과세대상을 환경세 부과부문으로 이동했을 때 환경과 경제적인 관점에서 두 가지 편익이 동시에 발생할 수 있다는 “이중배당(double dividend)”의 실현 가능성과 깊은 관계를 갖고 있다. 이중배당은 시장가격기구로서의 환경세가 갖는 정·동태적 효율성에 의해 보다 효과적인 환경보호가 가능해 진다는 점과 환경세수를 경제적 왜곡 효과가 심한 세금의 감세에 활용할 수 있다는데서 발생하는 경제적인 편익에 근거하고 있다.

경제적 왜곡효과가 심한 노동과 자본 등의 요소소득에 대한 과세를 줄이고 오염유발행위에 대한 과세가 늘어나는 과정에서 발생하는 경제적 효율성 제고 또는 후생 비용의 증가는 환경세와 여타 왜곡효과가 심한 조세들 간에 상호 작용에 달려 있다.

조세의 비용 효율성과 관련하여 Pigou(1947)⁴²⁾는 공공기금의 한계비용이 평균비용보다 높다는 점으로부터 왜곡적 조세수입을 바탕으로 한 공공지출이 경제적 효율성을 악화시킨다는 점을 지적하였고, 공공 지출의 경제성을 평가하기 위한 비용편익 분석에 있어 이 같은 효율손실효과를 포함할 것을 주장한 바 있다. Sandmo(1998)⁴³⁾도 조세제도 전체가 왜곡되어 있는 경우라 할지라도 개별 세목의 왜곡 정도는 상이하다는 점을 확인하고, 보다 왜곡이 적은 과세 항목의 세수를 증가시켜 소요 공공재원을 충당하는 경우의 한계비용이 전체 세목에 대한 일괄적 세율 인상을 통한 재정자원 확보 방식보다 더 작은 한계비용을 유발한다는 점을 강조하여 환경세수의 활용방식이 오염자 비용 부담의 환경·경제적 편익을 결정하는 요인이란 점을 밝히고 있다. Ballard and Medema(1993)⁴⁴⁾는 미국자료를 사용하여 환경세와 환경보호 목적의 보조금제도의 상대 효율성을 검증한 바 있다. 이들은 환경세 수입의 증가 분이 다른 왜

42) Pigou, A.C. (1947), *A Study of Public Finance*, 3rd ed. Macmillan, London.

43) Sandmo, A. (1998), "Redistribution and the marginal cost of public funds", *Journal of Public Economics*, 70, No. 3, pp 365-82.

44) Ballard, C.L. and Medema S.G., (1993) "The marginal efficiency effects of taxes and subsidies in the presence of externalities" *Journal of Public Economics*, 52, No. 2, pp 199-216.

곡적 조세의 감면에 사용되는 반면, 오염방지 활동에 대한 보조금이 왜곡적 조세 수입의 증가를 통해 충당되는 경우, 환경세제의 효율성이 보조금제도 보다 현저하게 높은 효율성을 보여준다고 주장하였다.

그러나 노동 혹은 자본에 대한 소득세를 환경세로 대체하는 모든 경우에서 환경·경제적 효율성이 증가한다는 주장에 대한 이견도 존재한다. 예를 들어, 명목임금의 하방 경직성이 존재하는 상황에서 생산비용과 일반 가격수준을 증가시키는 형태의 환경세가 도입되어 실질임금 하락하는 경우, 개인 소득이나 노동에 대한 과세의 감소가 가져올 것으로 예상되는 긍정적 고용효과가 상쇄되는 부정적 고용효과가 나타날 수 있다. 또한, 환경세로 인한 소비자 가격 증가가 실질임금 하락효과를 가져와 노동 공급과 근로소득세 수입을 동시에 감소시키며 환경세 자체의 세율이 한정되어 있다는 점으로부터 총 세수를 일정한 수준으로 유지하기 위해서는 환경세 이외의 조세 항목에 대한 징수액을 증가시켜야 한다는 문제점이 제기된다.

노동이나 자본으로부터 오염유발 행위로 세원을 이전함으로써 발생하는 후생효과는 다음 세 가지 서로 다른 개별 효과의 합으로 나타난다. 먼저 환경세 도입은 오염 유발 제품의 가격인상을 통해 소비자 잉여의 순 감소효과를 가져온다. 이러한 소비자잉여 감소는 환경세 수입이 경제를 왜곡시키는 조세를 저감하는 목적으로 활용되는 데서 발생하는 효율성 효과에 의해 상쇄될 수 있다. 여기에 더하여 환경세로 인상된 오염유발 재화의 가격효과로 실질 임금이 감소하고, 결국 노동 공급이 줄어드는데 따른 효율성 손실과 근로소득세 감소로 인한 세입 손실을 대체하고 높아진 가격수준에 대응하여 실질정부지출을 일정하게 유지하도록 하기 위해 도입되는 자본소득세 증가처럼 다른 생산요소에 추가적 징세가 이루어지는데 따른 손실이 부가된다. 이는 조세의 상호작용 효과로 불리며, 환경세 부담을 생산의 다른 요소들에게 부분적으로 이전시키는 과정에서 기존 조세왜곡으로 인한 효율성 손실이 심화되는 부정적 후생효과를 의미한다.

결국 환경세 도입 근거로 제시되는 이중배당 효과는 환경세 수입의 재 순환 용도와 조세의 상호작용에 따라 결정되며, 세원별로 달리 나타나는 세율에 대한 세수의 탄력성이 중요한 역할을 수행함을 알 수 있다.

환경세 도입의 환경·경제적 효과가 모두 긍정적이라는 이중배당 논리에 대한 이론적이고 경험적 증거가 확실하지 않음에도 불구하고, 다수의 국가들은 세수 중립적인 환경세 개혁이 긍정적인 환경·경제적 파급효과를 가져오는 것으로 인식하고 있다. 긍정적인 환경·경제적 파급효과 발현의 전제 조건으로 다음이 거론된다.⁴⁵⁾

먼저 환경세 도입의 환경·경제적 효과가 긍정적인 것이 되기 위해서는 초기 세계구조가 최적의 상태가 아니라는 상황이 전제되어야 한다. 조세부담의 이전(tax incidence)이 있어 환경세 부담이 과세 상품의 가격인상을 통해 최종적으로 소비자에게 전가된다면, 노동세 감면을 통한 왜곡완화 효과는 줄어들며, 최종적으로 완전히 구축될 수도 있다. 상대적으로 이동성이 제약되어 있는 노동에 최종적인 조세 부담이 전가되는 경향이 실제로 확인된다. 다음으로 생산 요소들 간의 대체 가능성도 환경세 도입의 긍정적 환경·경제적 파급효과를 결정하는데 중요한 역할을 수행한다. 에너지와 자본을 대신하여 더 많은 노동의 사용이 가능한 경우 환

45) 상세한 평가를 위해서는 Majocchi(1996)와 OECD(2000c)를 참조

경제 도입은 보다 용이하게 고용증가를 가져온다.

또한 자본의 국제이동성이 제한된 경우, 자본에 부과되는 과세의 효율성이 보다 높게 나타날 수 있다. 자본의 국제이동이 자유롭다면 자본유출이 일어날 수 있다. 이러한 이유에서 이 중배당은 소규모 개방경제보다는 대규모 개방경제에서 더 잘 일어나는 것으로 알려져 있다. 임금의 하방 경직성이 강한 경우에도 환경세 도입의 긍정적 환경·경제적 과급효과의 발현 가능성은 더 높아진다. 만약 임금이 비탄력적이라면, 사회보장 부담금(social security contribution)의 감면이 노동비용을 감소시키므로 고용주는 더 많은 노동인력을 고용할 것이다. 반대로, 만약 임금이 탄력적이라면, 구직에 대한 수요가 높아지면서 실질임금이 상승하여 구직효과가 상쇄된다.

환경세의 본질적 목적인 환경개선 효과도 환경세제의 효율성에 중요한 역할을 수행한다. 환경세가 더 효과적이면 효과적일수록 세원은 더 빨리 감소하게 되고 동일한 세수를 유지하기 위해서 정부가 취해야 할 여타 조세의 인상폭이나 기존 환경세율의 인상압력이 증가하게 된다. 그 결과 조세에 의한 경제 왜곡현상이 악화된다고 볼 수 있다.

2.2 기존 연구 및 시사점

환경세 도입의 환경·경제적 효과를 검증하기 위하여 거시경제 모델을 사용한 조세 이전 시뮬레이션 모형이 일부 경제학자들을 중심으로 개발되어 활용되고 있다. Majocchi(1996)⁴⁶⁾는 기존 연구 결과들에 대한 종합적인 검토 결과를 바탕으로 근로소득세의 감면과 병행 실시되는 탄소-에너지세의 경우 긍정적인 환경·경제적 효과를 가져온다는 사실을 확인하고 있다. 그러나, 고용효과는 상대적으로 한정된 것으로 밝혀졌다. OECD 모형⁴⁷⁾을 이용한 최근의 시뮬레이션 결과에서도 세수 중립적 환경세 수입 활용의 긍정적인 환경·경제적 효과가 확인되고 있으나 그 크기는 여전히 제한적이다.

동 분석결과에서 상대적으로 풍부한 요소인 노동으로부터 부족한 요소인 환경으로의 조세 이전은 대체효과를 통해 고용에 긍정적인 영향을 미치나 명목소득 하락을 유발하여 소득에 부정적인 영향을 미치는 것으로 밝혀졌다. 이론적인 연구에서 상대적인 요소투입 가격의 변화로 인하여 부정적인 소득효과가 치환효과보다 우위를 차지하게 되는 경우 부정적인 고용효과가 나타날 수 있다는 가능성이 제기되었으나, 시뮬레이션 분석에서는 대체효과가 우위를 차지하는 것으로 나타났다. 그러나 이는 대체 탄력성에 관련한 전통적인 가정에 근거한 것으로, 동 탄력성의 크기에 대한 계량적인 추정 결과를 이용하여 재검토할 필요가 있다.

또한 환경세 수입을 근로소득세에 특정하여 고용주와 근로자의 사회보장부담금을 감소하는데 사용한다면 긍정적인 고용효과가 발생할 것으로 예상되었으며, 반대로, 세수입이 주민세나 부가가치세를 낮추는 데 사용한다면, 고용효과는 미미하거나 부정적일 수 있다는 점도 밝혀졌다. 대부분의 EU국가들에서 사회보장 부담금의 감면이 비숙련 노동을 대상으로 이루어진

46) Majocchi, A. (1996), "Green Fiscal Reform and Employment: a Survey", *Environmental and Resource Economics*, Vol. 8, No. 4, December.

47) OECD (2000c), "Greening Tax Mixes In OECD Countries: A Preliminary Assessment", OECD, Paris. COM/ENV/EPOC/DAFFE/CFA(99)112/FINAL.

다면 보다 큰 고용효과를 발생할 것으로 예측되었다. 만약 세수가 자본세 감면에 사용되고, 환경세 도입이 점진적으로 이루어지는 경우, GDP에 대한 영향은 긍정적인 것으로 예상되었다. 그러나 세수입 활용이 다른 조세의 감면이 아니라 환경투자 지출과 같은 목적세적 성격으로 운용되는 경우 환경보호와 고용창출이라는 환경·경제적 이중배당의 가능성은 감소하는 것으로 예측되었다.

결국, GDP와 고용에 미치는 환경세 도입의 효과는 모두 조세이전의 내용에 달려있다. 현저한 경제적 이득을 획득하기 위해서는 노동세에 대한 상당한 감세가 필요하며, 에너지나 수송과 같이 환경 관련 조세원의 확대가 요구된다. 일반적으로, 에너지세가 단계적으로 도입되고 에너지 가격 증가가 연간 4~5%를 초과하지 않는 경우, GDP에 긍정적인 영향을 미치는 것으로 나타났다. 만약 실업이 임금경직성과 연관되어 있는 경우, 노동시장에서의 영향은 더 커질 수 있다. 만약 실제 임금수준이 실업과 함께 감소하지 않는다면, 적어진 사회보장세가 더 긍정적인 고용효과를 유발한다는 것이 관찰되었다.⁴⁸⁾

Bosquet(2000)⁴⁹⁾는 56개국을 대상으로 탄소/에너지세의 도입이 가져오는 환경과 경제적 파급효과를 살펴보기 위한 일반균형 및 거시경제 모형을 이용한 139개의 모의분석을 실시한 바 있다. 에너지세에 관한 시뮬레이션의 84%가 에너지세의 도입이 탄소 배출 감소를 가져온다는 것을 보여주었으며, 고용효과에 대한 시뮬레이션에 있어서는 전체의 73%가 고용이 증가한다고 주장하였다.

관련 효과의 방향성을 결정하는데 있어 환경관련 세수입의 사용방법이 중요한 역할을 수행하는 것으로 확인되었으며, 사회보장 부담금을 줄이는 경우가 개인소득세를 줄이는 경우보다 더 높은 고용 효과를 제공하는 것으로 나타났다. 기간을 도입한 분석에 있어서는 단기간이나 중기간 모의분석에 비해 장기간을 대상으로 한 모의분석에서 부정적인 고용효과의 발현 가능성이 더 높은 것으로 나타났다.

이 외에도 Bosquet(2000)는 조세이전에 따르는 경제활동 증가효과를 검증하였으나, 후생가치를 고려하지 않는 GDP를 측정지표로 사용하는 것이 적정한지에 대해서는 논란의 여지가 있는 것으로 평가되었다. 사회보장 부담금을 감소시키는 시뮬레이션의 65%에서 GDP 증가효과가 관찰된 반면, 개인소득세를 감소시키는 시뮬레이션에서는 25%만이 GDP가 증가한다는 주장을 지지하는 것으로 나타나 세수사용 방법이 결정적인 역할을 수행하는 것으로 밝혀졌다. 관련 모의분석에서 세수입의 51%를 탄소/에너지세로 전환할 경우 GDP 감소가 예측되었으며, 장기시뮬레이션의 경우 단기나 중기시뮬레이션보다 GDP 감소효과가 더 큰 것으로 예측되었다.

또한 모의분석의 77%가 자본에 대한 대체효과와 오염부문에서의 부정적인 수요효과로 인하여 환경세 도입 후 투자 감소를 예측하고, 시뮬레이션의 94%가 소비자물가지수의 상승효과를 예측하여, 탄소 집약 공정과 생산활동 전환에 대한 경제적 실현가능성의 한계를 드러내

48) 국제 경쟁력에 대한 부정적인 영향은 에너지 집약산업에 대한 단기 부정적 영향을 완충하기 위한 더 넓은 범위의 조세 조정, 세수의 부문 재순환 또는 환급 계획 등과 같은 상쇄 방법들을 도입함으로써 효과적으로 제어할 수 있다.

49) Bosquet, B.(2000) Environmental tax reform: does it work? A survey of the empirical evidence. Journal of Ecological Economics, 34, pp. 19-32.

었다.

이상과 같은 Bosquet(2000)의 연구결과는 대부분의 모의분석이 사전 모델링에 근거하고 있다는 점에서 환경관련 조세, 세수이용과 고용, 투자, 가격, GDP간의 복잡한 상호작용을 사후적 관점에서 실증적으로 검증한 것으로 볼 수 없다는 한계를 갖고 있다. 대부분의 모형들이 구조적 실업의 존재 가능성을 배제하고 있으며, 일부 구조적 실업은 임금의 하방 경직성에 의한 것인데도 분석모형이 이를 배제함으로써 노동시장의 유동성을 향상시키는 사회보장 부담금 감소에 따른 고용향상 효과를 과소평가하고 있다는 우려가 제기되었다. 그럼에도 불구하고 이러한 정량적 모형분석 결과는 적절한 환경세제 설계에 관한 정책적 의사결정과정에서 시사하는 바가 크다고 하겠다.

2.3 환경세 수입의 활용현황

이용 가능한 이론적 추론과 경험적 검증이 환경세제의 긍정적인 환경·경제적 파급효과와 존재 가능성을 명백하게 나타내고 있지는 않지만, 스웨덴, 덴마크, 네덜란드, 영국, 핀란드, 노르웨이, 독일, 이탈리아 등이 환경세제의 긍정적인 환경·경제적 파급효과를 실현하기 위한 입장에서 환경세제를 설계·이행하고 있다. 핀란드와 스웨덴과 독일 일부 지역에서 환경세는 전체 조세부담을 줄이는 목적으로 운영된다. 여타 국가들도 엄격한 세수중립 원칙을 준수하고 있으며, 일부 국가에서는 보다 확대된 환경 관련 세제개혁을 계획하고 있다. <표 III-1>은 이러한 각국 동향을 요약한 것이다.

<표 III-1> 이중배당을 위한 정책 패키지

국가	시작연도	증가 조세	조세 감소	크기
스웨덴	1990	CO ₂	PIT	총 세수의 2.4%
		SO ₂	농업에 대한 에너지세	
		기타	연속 교육	
덴마크	1994	기타 ¹	PIT	총 세수의 6% (2002년까지 약 GDP의 3%)
		CO ₂	SSC	
		SO ₂	자본 소득	
네덜란드	1996	CO ₂	CPT, PIT, SSC	1996년의 GDP의 0.3%나 총 세수의 약 0.5%
영국	1996	매립	SSC	1999년 총 세수의 약0.1%
노르웨이	1999	CO ₂	PIT	1999년 총 세수의 0.2%
		SO ₂		
		디젤유		
독일	1999	석유상품	SSC	1999년 총 세수의 약1%
이탈리아	1999	석유상품	SSC	1999년 총 세수의 0.1% 미만

주: ¹(휘발유, 전력, 수질, 폐기물, 차량에 대한 과세관련, PIT = 개인소득세(personal income tax), CPT = 법인세(corporation tax), SSC = 사회보장세(social security contribution). 1996년에 네덜란드는 CO₂세를 도입하였고, 환경세에 대한 대중 수용성을 높이기 위하여 개인과 법인소득세와 사회보장세를 감소시켰다.

자료: Bosquet(2000)

스웨덴은 조세 이전 정책의 선두를 지키고 있으며, 현재 운영중인 조세이전은 스웨덴과 덴마크를 제외하고는 상대적으로 작게 나타난다. 화석 연료 연소와 폐기물 처리로부터의 배출

에 대한 환경세 징수가 증가하고 있으며, 이러한 오염원들은 상대적으로 비탄력적 수요를 가지므로, 동일한 금액의 근로소득세 감세를 위해서는 안정적인 세수증가가 필수적이다. 환경세 수입을 이용한 조세 감면의 경우 근로소득세가 주요 대상이 되어 왔으나, 최근에는 고용주 부담 사회보장세(SSC) 감면에도 관심이 집중되고 있다.

환경세 징수와 여타 세부담 감소를 연계시키는 환경정책 패키지의 문제점으로는 첫째, 긍정적인 환경·경제적 이중배당의 현실성이 불확실하다는 것과 둘째, 조세개정의 두 요소, 노동비용 저감과 환경개선이 옳은 방향으로 진행되는 것과는 관계없이, 엄격한 세수 연계기조 유지가 장기적으로 불리할 수 있다는 점이다. 이는 조세정책이 예상보다 큰 환경적 효율성을 발휘하여 관련 세수입의 증가가 충분히 확보되지 않는 경우, 근로 소득세 부담 경감에 필요한 추가적인 정부대책이 필요해진다는 점과 깊은 관련이 있다. 결국 환경세 징수와 여타 세부담 감소를 연계시키는 환경정책 패키지의 효율성에 대해서는 더 많은 사후 평가가 필요하다 하겠다.

3. 환경세의 환경적 편익

3.1 가격 탄력성의 기능

환경세의 환경적 효율성은 세부과로 야기되는 오염 감소 또는 실제 배출 감소의 측정을 통해 평가된다. 이 같은 오염배출 저감 효과는 과세로 인한 가격상승이 오염 유발자의 생산에 미치는 파급효과에 따라 결정되며 궁극적으로는 오염 유발자가 가진 공급함수의 가격 탄력성에 의해 결정된다. 가격 탄력성은 가격변화에 대한 수요(공급) 반응성을 평가하는 방법으로 가격변화율에 대한 수요(공급) 변화율로 정의된다. 수요의 가격탄력성은 최근 소비자 수요에 반영된 선호도, 중간재 생산자 수요를 반영하는 기술, 대체재의 유효성을 반영하며 공급의 가격 탄력성은 생산 요소의 공급, 생산기술의 변화, 대체 생산요소의 이용 가능성에 의존한다. 이러한 탄력성 결정요인의 변화 폭이 시간의 변화에 따라 커진다는 점에서 가격 변화효과는 단기간보다는 장기간에 더 영향이 크며, 일반적으로 장기 탄력성이 단기 탄력성보다 높게 나타난다. 수요의 가격 탄력성이 비탄력적이라 함은 단위 가격증가에 비해 더 적은 단위 수요 감소가 나타나는 경우로 탄력성의 절대값은 1보다 작게 나타난다. 특정 재화의 가격변화가 다른 재화의 수요에 미치는 영향은 교차가격 탄력성을 계산함으로써 평가할 수 있으며 재화 사이의 대체성을 평가하는 기준이 된다.

상대적으로 비탄력적인 가격탄력성을 보이는 재화에 대한 세율 증가는 그 재화 소비를 감소시키고 조세 수입을 증가시키나, 재화소비의 감소폭이 상대적으로 작기 때문에 단기적으로 환경에 미치는 영향은 그다지 크지 않다고 볼 수 있다. 장기적으로 에너지 가격 탄력성은 상승하는 경향을 보이며, 관련 조세의 환경 효과성도 증가한다고 볼 수 있다. 소비 및 생산활동에 영향을 미치는 다양한 정책요소 가운데 조세의 파급효과를 정확히 분리해 내는 작업이 어려워 환경 관련 조세의 환경 효과성에 대한 평가가 장기적 관점에서 다뤄지는 경우는 드물

다. 그러나 가격 탄력성의 추정작업은 조세 변화에 따라 인상된 가격에 대한 수요 변화를 측정할 수 있게 해준다는 점에서 정책 입안자들로 하여금 환경 관련 조세로 인한 환경 효과성과 조세 수입 증가를 평가하는 데 상당한 도움을 준다.

3.2 가격 탄력성에 대한 기존 연구

환경세의 환경과급 효과에 대한 평가는 관련 재화의 수요와 가격에 대한 정보로부터 가격 탄력성을 추정하는데서 시작한다. 다수의 국가들을 대상으로 상당기간에 걸쳐 가격 탄력성에 대한 추정작업이 실시되었으나, 환경세에 대한 소비자 반응을 정확히 추정할 수 있는 실제적인 관측 자료는 여전히 제한되어 있다.⁵⁰⁾ 특정 국가에서 특정 시점에 이루어진 환경세의 신규 도입이나 관련 세율 증가가 초래한 최종 또는 중간소비의 절대적 감소에 대한 사후적 연구들은⁵¹⁾ 해당 국가의 환경세제 개혁에 유용한 정보를 담고 있을 뿐만 아니라 다른 국가들에서 관련 세제의 도입이 가져올 수 있는 과급효과를 예측하는데도 상당한 도움이 된다.

선진국을 중심으로 환경세제의 운영경험이 확대됨에 따라 제한적이지만 다양한 평가방법들이 활용되고 있으며, 이들 연구는 대부분 에너지 혹은 수송부문에 도입된 환경세에 관심을 두고 관련 부문의 가격탄력성에 대한 연구에 집중되고 있다.

먼저 다양한 연료유 및 에너지원에 대한 수요의 자기 가격 탄력성에 대한 연구결과를 종합하면, 대부분의 경우 단기간의 자기 가격 탄력성이 -0.13에서 -0.26사이로 평가되어 단기 에너지 수요가 다소 비탄력적임을 알 수 있다. 그러나, 장기 탄력성은 -0.37에서 -0.46 상당히 높게 나타난다.

휘발유의 가격 탄력성에 대한 연구결과는 다양하게 나타난다. 대부분의 추정경로가 단기 자기 가격 탄력성을 -0.15에서 -0.28로 낮게 평가하고 있으나, 일부 평가에서는 -0.51에서 -1.07로 상당히 높게 나타나기도 한다. 장기 가격탄력성은 -0.23에서 -1.05로 높게 평가되었다. 이러한 다양성은 분석 대상 국가와 사용된 평가 방법의 차이에 기인한 것으로 볼 수 있다.

그러나 이 같은 연구결과는 지난 10여 년에 걸친 에너지시장의 자유화와 경쟁 증가가 에너지 가격 하락효과를 가져왔으며, OECD 회원국의 에너지 수요를 증가시켰다는 점을 고려할 때 환경세의 환경과급효과를 과소 평가할 우려를 가진 것이다. 아래 <표 III-2>와 <표 III-3>은 가격 탄력성 평가에 관한 기존의 연구결과를 정리한 것이다.

50) Ekins and Speck(1998b)와 OECD(1997) 참조.

51) EEA(1996)와 Ekins and Speck(1998b) 참조.

<표 III-2> 휘발유 수요의 가격 탄력성 평가

분석방법		단기	장기	비교
통합 시계열/ 횡단면 분석	미시적	-0.30~-0.39(미국)	-0.77~-0.83(미국)	
	거시적	-0.15~-0.38(OECD*)	-1.05~-1.4(OECD*)	
		-0.15 (유럽)	-1.24 (유럽)	
		-0.6 (멕시코)	-1.25~-1.13 (멕시코)	
횡단면 분석	미시적	-0.51 (미국) 0~-0.67 (미국)		
	거시적	중간값 -1.07 (-0.77~-1.34)(OECD**)		
시계열 분석	미시적			
	거시적	-0.12~-0.17(미국)	-0.23~-0.35(미국)	
메타-어널리시스와 서베이		평균 -0.26(0~-1.36) (국제) 중간값 -0.27(시계열) 중간값 -0.28(횡단면) -0.26	평균 -0.58(0~-2.72) (국제)중간값 -0.71 (시계열)중간값 -0.84 (횡단면)중간값 -0.86	평균 -0.53(-0.02~-1.59) (미국) 중간값 -0.53(시계열) 중간값 -0.18(횡단면) -0.53(패널 데이터) -0.1~-0.3(22개추정치)

* 룩셈부르크, 아이슬란드, 뉴질랜드를 제외한 OECD 국가

** OECD 18개국 포함: 캐나다, 미국, 일본, 오스트리아, 벨기에, 덴마크, 프랑스, 독일, 그리스, 아일랜드, 이탈리아, 네덜란드, 노르웨이, 스페인, 스웨덴, 스위스, 터키, 영국

자료: OECD(2000a)

<표 III-3> 주거용 전기수요의 가격 탄력성 평가

분석방법		단기	장기	비교
통합 시계열/횡단면 분석	미시적	-0.433(노르웨이) -0.2(미국)	-0.422(노르웨이)	
	거시적	-0.158~-0.184(미국)	-0.263~-0.329(미국)	
횡단면 분석	미시적	0.4~-1.1(노르웨이)	0.3~-1.1(노르웨이)	
	거시적			-1.42(53 개국)
시계열 분석	거시적	-0.25 (미국)	-0.5 (미국)	
		-0.62 (미국)	-0.6 (미국)	
메타-어널리시스와 서베이		-0.05~-0.9	-0.2~-4.6	-0.05~-0.12 (4개 연구)

자료: OECD(2000a)

교차가격 탄력성은 대체 재화의 수요에 대한 특정 재화의 가격변화 효과를 평가하는 것이다. 디젤이나 LPG의 수요에 대한 휘발유의 가격 변화의 파급효과를 예로 들 수 있으며, 대체 연료간의 상대적 세율변화를 통해 특정 전력 생산에 사용되는 에너지원 전환효과 등을 추정하는데 활용될 수 있다. 따라서 환경에 부정적인 영향을 피하고자 새로운 조세를 설계할 경우 정부는 교차 가격 탄력성을 함께 고려해야 한다.

대부분의 OECD 국가들은 유연 휘발유와 무연 휘발유에 대해 차별화된 세율을 다른 보완 조치들과⁵²⁾ 함께 도입하여 유연 휘발유의 시장 점유율과 소비 감소를 유도한 경험이 있다. 예를 들면, 영국 정부는 북부 아일랜드지역에 대하여 도입될 기업과 산업에 사용된 에너지에 대한 에너지세를 천연가스에 한정하여 5년간 감면한적이 있으며, 이는 북아일랜드 가스시장이 충분히 발달하지 못한 상태에서 새로운 에너지세를 도입하고 그 결과 가스가격이 상승하는 경우 중유와 석탄과 같은 대체재의 사용이 확산될 것이라는 우려를 불식시키기 위한 것이었다. 에너지원별 혹은 연료별 시장구조 변화에 대한 세율 차별화의 영향이 장기간 교차가격 탄력성이 더 크다는 관점에서 보다 크게 나타난다는 점 또한 적절한 고려의 대상이 된다.

비 에너지 제품수요의 가격 탄력성에 대한 연구는 많지 않으나 수송 수요의 자기 가격 탄력성에 대한 평가는 에너지 사용과 밀접한 연관을 갖고 있다는 점에서 상당수가 제시되고 있다. <표 III-4>는 다양한 수송 수단에 대한 수요의 장·단기 가격 탄력성 평가치를 정리한 것으로, 장기적 관점에서 자동차 운행비용의 인상이 자동차 이용에 대한 소비자 수요를 보다 큰 폭으로 감소시킨다 하더라도 민간부문의 자동차 이용에 대한 수요는 상대적으로 비탄력적임을 보여준다. 도시 내 단거리 이송수요의 가격 탄력성은 대체 이용수단이 제한되어 있다는 점에서 낮게 추정되고 있으나, 장거리에 있어서 보다 탄력적으로 평가된다. 운행 거리(km)에 대한 장거리 이송수요의 가격 탄력성은 -0.1에서 -0.4 사이로 평가된 바 있으며⁵³⁾, 차량 소유 수요에 대한 가격 탄력성을 -0.1로 평가한 연구 결과들이 제시되어 있다.⁵⁴⁾ 항공 혹은 도시간 철도 이송수요의 가격 탄력성은 자동차 혹은 시내운송 수단에 대한 수요보다 더 높은 가격탄력성을 보이고 있다.

<표 III-4> 수송 수단별 가격 탄력성의 평가

	단기	장기	비교
자동차에 대한 탄력성			
	-0.09~-0.24	-0.22~-0.31	-0.13~-0.52
도시 운송에 대한 탄력성			
시계열 분석			-0.01~-1.32*
횡단면 분석			-0.05~-0.34
통합 자료 분석			-0.06~-0.44
	시계열	횡단면	
항공운송에 대한 탄력성			
레저			
비즈니스	-0.4~-1.98		-1.52
혼용 또는 미확인	-0.65		-1.15
도시간 철도에 대한 탄력성			
레저			
혼용 또는 미확인	-0.36~-1.81		-0.76~-4.51
성			
레저			
혼용 또는 미확인	-0.67~-1.00		-0.7
	-0.37~-1.54		-1.4

주: *대부분 가치는 -0.1과 -0.6 사이로 떨어진다.

52) 예를 들면, 주유소에서 무연 휘발유를 판매하도록 하는 강제 규제, 자동차의 새로운 배출 기준 도입, 특정 기간까지 유연 휘발유의 단계적 철수에 대한 예고 등이 있다.

53) Van Wee(1995), Kleijn and Klooster(1990) 참조.

54) European Commission(1997) 참조.

에너지와 수송부문 이외의 재화 수요에 대한 환경세의 가격 탄력성 평가 연구결과는 매우 드물다. 구충제 수요의 가격 탄력성에 대한 추정치(-0.2에서 -0.5사이)가 보고⁵⁵⁾된 바 있으며, 제초제, 살균제, 살충제의 수요 가격 탄력성은 이 보다 높은 것으로 알려져 있다. 스위스의 질소비료 수요에 대한 자기 가격 탄력성 평가 결과는 0.17에서 -0.25사이로 나타나고 있다. 이 외에도 네덜란드의 지하수에 대한 소비수요의 가격 탄력성에 대한 평가(-0.05에서 -0.34 범위)가 있으며⁵⁶⁾, 미국의 EPA는 용수 사용료에 대한 관련 연구⁵⁷⁾에서 종종 용수 수요가 비탄력적으로 알려져 있으나, 계절에 따른 변동요인을 고려한 연구에서 주거용 용수 사용량이 겨울에는 비탄력적이거나, 여름에는 탄력적이란 사실을 밝혀내고 있다. 또한 용수 이용자의 분류에 따라 산업과 농업용수 사용자의 수요는 가격 변화에 상당히 민감하게 반응한다는 점도 확인하고 있다.

환경세는 이처럼 관련 재화의 수요에 영향을 미칠 뿐만 아니라 국내 생산을 감소시키거나 관련 생산시설을 해외로 이전시킴으로써 공급에도 상당한 과급효과를 초래한다. 그러나, 환경세가 기업 입지를 환경세 수준이 낮은 국가로 이동시킨다는 확실한 실증 연구결과는 제시되어 있지 않다. 이는 대부분의 환경세들이 이러한 입지이동을 방지하는 면세와 감면 제도를 포함하고 있기 때문이다.

그러나 이러한 조세감면제도는 환경세 부과로 인한 국제 경쟁력 왜곡에 대한 개별국 정부 차원의 대응정책으로 환경세의 효율성을 약화시킨다는 점에서 바람직한 정책방향으로 보기는 어렵다. 또한 향후 보다 높은 환경세가 부과되는 경우 자본의 이동이 용이한 부문들에서 환경세 부담이 적은 국가로의 입지 이동이 일어날 가능성을 부정할 수 없다. 그러나 경쟁력에 대한 충격은 특정부문에 국한된 것으로 이들 부문이 충분한 대외경쟁력을 확보하지 못한 경우가 대부분이기 때문에 면세제도 유지의 실질적 필요성은 크지 않다고 볼 수 있다. 그러나, 기존의 면세제도로 인해 일정한 이익을 얻는 산업부문에 이해관계자는 면세제도의 지속을 주장하고자 하는 강한 유인동기를 여전히 갖고 있다 하겠다.

3.3 세목별 오염저감 효과에 대한 기존 연구

측정된 가격 탄력성을 근거로 환경세 부과의 환경적 과급효과를 예상하는 데는 상당한 한계가 있다. 그럼에도 불구하고, 유효한 자기 가격 탄력성에 대한 추정 자료들은 자동차 연료, 국내 전기, 수송 수단들에 대한 수요가 상대적으로 비탄력적이라 하더라도, 대부분의 경우, 0과 상당한 차이가 있음을 보여준다. 그러므로, 환경세는 그 제품의 가격을 증가시킴으로 오염과 수용에 있어 상당한 감소를 초래할 수 있는 것으로 기대된다. 대부분의 경우 이러한 감소

55) EIM/Haskoning, (1999). *Study on a European Union wide framework for environmental levies on pesticides*. Zoetermeer.

56) Ecotec(2000)의 자료.

57) EPA (2001). *The United States Experience with Economic Incentives for Protecting the Environment*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Available at <http://www.epa.gov/economics>.

는 경제 주체들이 신기술, 재편성, 다른 재화와 서비스로 이전, 투자, 재배치와 같은 광범위한 대응행동을 취할 수 있다는 점을 반영하여 단기간보다는 장기간에 더 크게 나타남을 알 수 있다.

연료세

<표 III-2>에서 우리는 휘발유 수요의 가격 탄력성이 낮지만 0과는 상당한 차이가 있음을 확인한 바 있다. 장기에 있어서 연료세와 연료가격은 차량 운전거리, 차종 선택 등 차량의 이용에 상당한 영향을 준다는 것을 Birol and Keppler(2000)⁵⁸⁾의 연구 결과에서 확인할 수 있다. 동 연구는 미국에서 판매되는 신규 차량의 연료 효율성과 1970-1997년 기간의 인플레이션을 조정한 휘발유의 최종 소비자 가격에 대한 시계열 자료를 이용하여 리터 당 km로 표시되는 신규 차량의 연료 효율성과 휘발유 가격이 함께 움직이고 있음을 확인하였다.

영국에서도 도로운송에 대한 연료세 부과로 연간 실제 연료 가격이 약 6% 상승하는 효과가 나타났으며, 2000년 폐지된 동 세제가 원 계획 기간이었던 2002년까지 유지되었을 경우 총 이산화탄소 배출량의 4.6%~11.5%(연간 2백만에서 5백만톤)의 이산화탄소 배출 저감효과가 발생하였을 것으로 추정되었다.⁵⁹⁾

자동차세

환경세에 대한 OECD/EU database의 절반이 차량 구입과 등록에 관련된 세금일 정도로 환경세에서 차지하는 자동차세의 비중은 크다고 할 수 있다. 자동차세는 차량 소유를 억제하고 사용을 줄이는 경제적 유인동기를 제공한다. 일회성을 띠는 판매세나 등록세는 세율구조에 따라 차량 구매여부와 차종 선택에 영향을 미치나, 구입된 차량 사용에는 직접적인 영향을 주지 못한다. 자동차 운행세는 구입 차종에 따른 보유기간에 상당한 영향을 미친다. 이들은 또한 1,000km 운행 거리 당 부과되는 뉴질랜드 디젤 차량 운행세처럼 보다 직접적인 형태로 설계될 수도 있다. 예탁금제도와 다양한 폐차 방법들도 차량 내구 년수에 영향을 미친다.

차량소유에 대한 수요는 상대적으로 비탄력적이어서 상당한 수요변화를 유발하기 위해서는 높은 과세율의 적용이 필요할 수도 있다.⁶⁰⁾ 덴마크와 노르웨이에서 채용된 고율의 등록세는 다른 국가와 비교하여 상대적으로 높은 차량 연도를 초래하였다. 이는 환경관점에서 바람직한 것으로 보기 어렵다. 그러나 이러한 고율의 등록세가 차량을 소형화하고 연료 효율성을 개선하는데 긍정적인 기여를 한다는 점이 충분히 고려되어야 한다.

독일의 경우, 자동차 운행세는 연료 효율성에 따라 달리 부과되고 있으며, 오염유발도가 낮거나 연료를 적게 소비하는 자동차에 대한 세율이 낮게 책정된다. 이러한 차별화된 세율은

58) Birol, Fatih, and Jan Horst Keppler (2000). *Markets and Energy Efficiency Policy: An Economic Approach in Energy Prices & Taxes*, first quarter 2000, IEA, Paris.

59) HM 재무성(1999a)과 (1999b)와 DETR(2000) 참조. 2010년 영국의 수송부문의 계획 탄소 배출은 43.3백만톤이다.

60) Van Wee, B. (1995) *Pricing instruments for Transport Policy*. In: *Environment, Incentives and the Common Market*, ed. F.J. Dietz, H.R.J. Vollebergh and J.L. de Vries, Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.

상당한 환경 효과성을 담보한 것으로 평가되고 있다. 1997년 7월에서 2000년까지 배출효율이 낮은 차종의 등록대수가 690만 대에서 300만 대 수준으로 감소하였으며, 동일 기간동안 총 등록 차량수 4,240만 대 가운데 EURO 2, 3, 4등급을 만족하는 등록 차량의 수가 620만 대에서 1,600만 대수준으로 증가한 것으로 나타났다.⁶¹⁾

1993년 스웨덴은 환경 친화성을 기준으로 차별화된 자동차 등록세제를 도입하였다. 오염유발도가 높은 3등급 차량에 대한 과세율 증가와 함께 청정도가 높은 차량인 1등급 차량에 대한 세율인하가 단행되어, 신규 등록 차량 중 1등급과 2등급 차량이 차지하는 비율이 1993년부터 1996년까지 16%에서 75%로 증가하였다.

오스트리아 자동차세제도 연료효율에 따라 달리 적용되고 있다. 차량 등록세의 세율은 EU 표준 연료 효율성에 따라 달리 결정되며, 연간 운행세도 연료소모량과 연관도가 높은 엔진의 성능에 따라 부과되고 있다. 이러한 운행세의 차별화는 덴마크, 노르웨이, 독일 등 다수의 OECD국가들에서도 확인된다.

운행세의 환경 친화성에 대한 연구는 드물지만, European Commission(1997)⁶²⁾의 관련 연구 결과에 따르면, 연간 운행세의 환경개선 효과는 낮은 것으로 관측되고 있다. 이는 연료 효율성이 높아 가변비용을 저감시킬 수 있는 차량에 대한 보다 많은 운행수요가 제기될 수 있으며, 또한 차량 소유와 운행 거리 모두에 대한 가격 탄력성이 낮으므로 적은 세율 차별화만으로는 직접적으로 큰 효과를 줄 수 없기 때문인 것으로 해석된다.

탄소세와 에너지세

덴마크, 핀란드, 이탈리아, 노르웨이, 네덜란드, 스웨덴에서는 지구온난화의 주범으로 알려진 이산화탄소(CO₂)의 배출을 감축하기 위한 목적의 탄소세를 시행하고 있다. 그러나 탄소세의 환경 과급효과는 다양한 면세제도의 인정으로 인해 상당히 제약되어 있다.

스웨덴 EPA가 1995년 실시한 사후평가⁶³⁾는 지역 난방, 산업과 주거 부문의 CO₂ 배출이 1987년보다 1994년에 약 8백만 톤(19%) 감소하였음을 확인하고 있으며, 이 가운데 약 60%의 배출 감소가 탄소세로 인한 것으로 평가되었다. 동일 기간, 수송부문의 배출은 550만 톤 정도 증가하였으며, 지역 난방, 산업과 주거부문에서의 배출감소가 대형 배출원 보다 더 크게 일어났음을 확인할 수 있었다.

Larsen and Nesbakken(1996)은 1991년에 도입된 노르웨이의 탄소세를 대상으로한 연구에서 1995년까지 고정연소 설비의 CO₂ 배출이 21% 감소하였으나 이동식 혹은 주거용 연소장치로부터의 배출은 2%에서 3% 사이 밖에 감소되지 않았다는 사실을 확인하였다. 또한 1999년에 Finish Economic Council의 작업그룹이 수행한 핀란드 에너지세와 탄소세의 효과성에 대한 평가는 다른 여건이 동일하고 1990년의 탄소세율이 유지되는 경우 1998년 탄소배출이

61) Jatzke, H. "The ecological tax reform in Germany" Conference on Green tax reforms in Europe, 10th October 2000, Paris.

62) European Commission (1997). *Tax Provisions with a Potential Impact on Environmental Protection*, Luxembourg.

63) Naturvårdsverket (1995). *Utvärdering av koldioxidskatten - har utsläppen av koldioxid minskat?* Rapport number 4512. Stockholm. In Swedish.

400만 톤 정도 늘어날 것으로 추정되었으나, 실제로는 휘발유 소비 감소, 산업 구조와 소비 변화로 인해 탄소 배출이 100만 톤 정도 감소한 것을 밝히고 있다.⁶⁴⁾ 산업부문 배출 감소의 약 66%가 석탄과 중유로부터 천연가스로의 연료전환에 기인한 것이었으며, 발전부문과 난방 부문에 사용되는 연료믹스의 변화는 200만 톤의 탄소 배출 저감효과를 가져온 것으로 알려졌다.

탄소세의 환경 효과성에 대한 사전평가 사례도 제시되고 있다. 1995년에 도입된 덴마크 에너지 종합 정책에 의해 2005년까지 3.8%의 이산화탄소 배출저감 효과를 초래할 것으로 예측되었고, 이 가운데 약 2%가 탄소세 부과에 기인할 것으로 예상되었다.⁶⁵⁾ 영국의 경우 산업부문과 기업부문의 에너지 사용에 대한 과세가 2010년까지 총 배출량의 1% 이상인 200만 톤의 탄소환산배출량 저감효과를 가져올 것으로 예상되며, 에너지세, 자발적 협약, 에너지 효율 제고를 포함한 종합정책은 동일 기간 약 500만 톤의 탄소환산배출량 저감효과를 가져올 것으로 추정되었다.

1999년 도입된 독일의 에너지세의 환경 효율성에 대한 연구결과, 독일의 에너지세는 2003년까지 총 독일 세수입의 2% 내지 3%를 재분배하는 효과를 초래할 것이며, 연료이용에 대한 가격 탄력성을 0.2에서 0.3으로 가정할 경우 연료세 부과로 인한 수요감소가 기준 시나리오 대비 3% 내지 5%정도 감소하는 것으로 확인되었다. 이 같은 수요변화는 총 배출의 2%에 약간 못미치는 900만 톤 정도의 이산화탄소 배출 감소효과를 가져올 것으로 추정되었다.⁶⁶⁾

이외에도 아황산가스와 질소산화물 및 오존층 파괴물질과 같은 대기오염 물질에 부과되는 환경세의 효율성에 대한 실증연구 결과들이 다수 확인되고 있다.⁶⁷⁾

폐기물세

폐기물세는 폐기물을 최소화시키고 재사용과 재활용을 장려하는 유인동기를 지닐 뿐 아니라 온실가스 특히 메탄의 배출을 저비용으로 감소시킬 수 있는 부수적인 기능도 수행한다. 덴마크의 비독성 폐기물세는 1987-1996년 사이에 시영 매립지로 운반되는 폐기물량을 26% 저감시켰고, 1990-1996년 사이에 소형 매립지나 민영 매립지에 대한 폐기물은 39% 감소시킨 것으로 나타났다.⁶⁸⁾ 폐기물 저감효과는 폐기물 종류에 따라 다양하게 나타났다. 1987-1996년 기간동안 상업부문과 산업 폐기물은 8% 증가한 반면, 건설 폐기물은 63% 감소하고 생활 폐기물은 16% 감소하였다. 폐기물세는 특히 건설과 관련된 파쇄 폐기물을 감소시키는 데 중요한 역할을 하였다. 다른 연구결과는 이러한 조세가 재활용에 대한 유인동기를 제공함으로써 해당 기간동안 발생한 폐기물의 재활용율을 증가시킨 것을 확인하였다. 종이와 판지의 재활

64) Finish Economic Council, 2000. *Environmental and Energy Taxation in Finland Preparing for the Kyoto Challenge* - Summary of the Working Group Report.

65) Danish Government (1999a). *Evaluering af grønne afgifter og erhvervene* (Evaluation of Green Taxes and Trade Industry), Copenhagen. In Danish. Available at: <http://147.29.40.164/gronne/index.htm>

66) RWI (Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung) 1999 in Ecotec, (2000).

67) OECD(2001), "Environmentally Related Taxation In OECD Countries: Issues And Strategies", COM/ENV/EPOC/DAFFE/CFA(2000)95/REV1.

68) Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr.96, 1997, Affaldsafgiften 1987-1996.

용률은 77%에 이르렀고, 폐유리는 약 50%가 재활용된 것으로 알려졌다.⁶⁹⁾

영국의 매립세에 대한 사후 분석에서는 매립세의 과급효과가 생활 폐기물, 도시폐기물, 상업과 산업 폐기물, 건설과 파쇄 폐기물 등 폐기물 종류에 따라 복합적으로 나타난다는 점이 밝혀졌다.⁷⁰⁾ 미국의 42개 주 약 4,200개 이상의 지역 자치구에서는 배출되는 생활 폐기물에 대한 부과금을 적용하고 있다. 이러한 폐기물세는 폐기물 배출 감소와 재활용 증가효과를 가져온 것으로 평가되었으며⁷¹⁾, EPA(2001)는 시애틀을 대상으로 한 폐기물 세제 도입의 과급 효과에 대한 분석에서 폐기물 배출량이 15% 정도 감소하였음을 확인하고 있다.

폐기물 처리시설의 운영효율에 따라 달리 부과되는 오스트리아의 폐기물세는 매립지 관리능률을 향상하도록 하는 경제적 유인을 제공하는 것으로 알려져 있다. 1996년에서 1997년에 걸쳐 오스트리아의 21개 매립 시설들이 최고수준의 효율기준을 달성하지는 못하였으나, 1999년까지는 단지 4개 매립지 만이 효율성 기준을 준수하지 못한 것으로 나타났다.⁷²⁾

기타 비에너지 제품에 대한 환경세와 관련하여 1996년 도입된 덴마크의 니켈-카드늄(NiCd) 전지에 대한 조세는 폐전지의 회수율을 증가시키고 가정용 전자제품의 형태를 변화시켰다. 전지수집은 매해 30톤씩 증가하여 1997년에는 100톤을 기록하였다. 전지 수집에 대한 조세 감면은 회수된 전지의 중량에 의해 결정되고, 이는 더 무거운 전문 전지의 회수에 대한 추가 유인을 제공하였다.⁷³⁾ 이 같은 환경세의 오염저감 효과는 염소성 용제, 살충제 등에 대한 과세에서도 확인되고 있다. 포장세의 경우, 1998년 덴마크는 생산자들로 하여금 포장에 사용되는 재료의 양을 스스로 감소시킬 유인을 제공할 목적으로 부피와 중량을 고려한 포장세를 개정 도입한 것으로 확인된다.⁷⁴⁾ 다양한 포장 재질에 의해 야기되는 환경 피해를 포장세를 결정에 반영하려는 논의가 진행 중에 있다. 일반적으로 종이와 유리를 이용한 포장에 대해서는 알루미늄과 염화비닐(PVC)계 포장재질에 비해 낮은 과세율이 적용된다.

4. 효율성 제고 요인

4.1 환경세율의 차별화

대체제품·활동들이 환경에 미치는 영향은 다를 수 있다는 점을 고려하여, 차별화된 세율을 적용할 경우 지금까지 살펴본 환경세의 환경효과는 상당한 개선의 여지를 갖게된다. 여기

69) Andersen, M.S. (1998), "Assessing the Effectiveness of Denmark's Waste Tax, *Environment*, May 1998.

70) 이 부분은 Ecotec(2000)에 근거함.

71) Anderson, R.C., Lohof, A.Q., Carlin, A. (1997), "The United States Experience with Economic Incentives in Pollution Control Policy" Environmental Law Institute and U.S. EPA, Washington DC.

72) Umwelt-Gutachten (2000): Schritte ins nächste Jahrtausend. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen.

73) Danish Government (1999a).

74) Danish Environmental Protection Agency (2000), Economic Instruments in Environmental Protection in Denmark.

에는 유연 휘발유와 무연 휘발유, 다양한 황 함유 석유간에 세율을 차별화하여 부과한 예들이 확인된다. 유사한 방법으로, 휘발유에 부과된 조세와 비교하여 디젤에 대한 낮은 세율을 부과하는 것은, 차종구성을 변화시켜 관련 환경효과를 유발한다.

스웨덴은 1991년 보다 오염유발도가 낮은 연료유 이용을 촉진하기 위한 목적으로 디젤 연료에 대한 차등 과세제도를 도입하였다. 그 결과 1992년부터 1996년까지 청정디젤의 판매 비율은 1%에서 85%로 증가하였으며, 이는 디젤 차량의 황 평균 배출의 75%이상을 감소시키는 효과를 유도하였다.⁷⁵⁾

영국에서도 디젤의 미세분진의 배출을 감소시키는 초저황 디젤(ULSD)의 제조와 소비를 장려하고, 미세분진 집진장치와 같은 최종처리 장치의 도입을 촉진하기 위한 목적에서 1997년 일반 디젤유에 대한 리터당 1펜스의 징세가 이루어졌다. 동 디젤세는 1998년 리터당 2펜스로 증가하였고 1993년에는 다시 3펜스로 증가하였으며, 이 같은 정책변화는 다른 유럽 국가보다 앞서 국내 디젤시장을 초저황 디젤로 전환시키는 효과를 가져온 것으로 평가된다.⁷⁶⁾ 유사한 조치가 노르웨이에서 시행되었다. 핀란드에서도 수송연료에 대한 국내세는 휘발유와 디젤로 분류되어 있고, 저황 디젤과 개질 휘발유에 대하여는 낮은 세율이 적용되고 있다. 벨기에도, 황함유량 1%를 기준으로 서로 다른 중유세를 부과함으로써 1994년 시장의 20%를 차지하던 황 함유 연료사용 비중을 1998년 1%미만으로 감소시키는 효과를 달성한 바 있다.

비에너지 부문에서도 차별화된 과세율은 관련 세제의 환경친화성을 개선시키고 있음을 확인할 수 있는 연구결과들이 제시되고 있다. 네덜란드에서 도입된 지하수이용에 대한 과세는 지하수와 지표수 사이의 가격 격차를 감소시켜 지하수 사용을 억제할 목적으로 도입되었다. 지하수세는 지표수를 이용하여 인위적으로 재충전된 지하수의 이용 확대 유인동기를 제공하도록, 자연상태의 지하수 추출과 인위적으로 충전된 지하수 추출에 차등 세율도 적용되고 있다.

오스트리아, 덴마크, 노르웨이에서는 폐기물 시설의 효율성에 따라 차별화된 폐기물 세가 적용되고 있는 것은 앞서 살펴본 바와 같다. 특히 오스트리아와 덴마크에서는 메탄회수 시설이 있는 매립지로 운반되는 폐기물에 대하여 보다 낮은 세율을 부과함으로써 간접적인 대기 오염 저감효과를 유발하기도 한다. 노르웨이에서도 폐기물 종류에 따라 세금을 차등하여 부과하지만, 매립 폐기물보다는 소각 폐기물에 더 낮은 세율을 부과하고 있으며, 효율적인 소각 시설에 유리한 차등세율이 시행되고 있다.

재활용 재료에 대해서도 조세 면제 혹은 차별과세가 실시되기도 한다. 덴마크의 경우, 음료 용기가 재활용되는지 여부에 따라 차등적인 환경세가 부가되며, 노르웨이와 핀란드에서도 유사한 과세제도가 있다.

이 같은 차등 과세율 적용의 환경효과는 다수의 실증연구 결과들에 의해서 소기의 목적을 달성하고 있는 것으로 확인되고 있다. 스웨덴을 대상으로한 연구에서 저황디젤을 선호하도록 부과된 차별세율은 디젤 차량의 평균 황배출량을 감소시켰고, 차등세율의 적용은 정제 사업

75) Swedish Environmental Protection Agency (1997), *Environmental Taxes in Sweden*, Stockholm.

76) 유사 사례로 현재 초저황 휘발유(ULSP)에 대한 정책이 있다. ULSP는 일반 휘발유에 비해 배출을 감소하고 청정 차량 기술을 도입할 수 있도록 한다. 정부는 2000년 10월에 무연 휘발유에 비해 ULSP를 선호하도록 리터당 1펜스의 차별 세금을 도입할 것이다.

자로 하여금 난방 목적의 청정경유 공급을 증가시키는 부수적 효과를 초래하였다. 그러나 이 같은 변화는 차량 운행과 난방에 사용하는 연소기술의 차이로 실질적인 환경 편익을 가져오지 못하고 정부의 세수입만을 감소시키는 부작용을 낳았다. 이는 차등세율의 설계에 있어 그 남용을 방지하기 위한 목적으로 과세기준을 보다 분명히 정의하는 것이 필요하다는 것을 보여준다. 또한 환경세율의 설정 과정에서 다른 정책 목적들을 고려함과 동시에 부과 대상 제품이나 관련 활동의 환경 친화성에 대한 평가를 근거로 해야 한다는 점을 시사해 준다.

4.2 세계 운영비용 저감

환경세제의 운영에 필요한 행정비용은 관련 과세제도의 설계에 크게 의존한다. 차별화되고 복잡한 규정을 지닌 조세들과 조세 감면조치들은 일반적으로 적지 않은 관리비용을 수반함으로써 종종 환경 효율성을 증진시키기 위해 도입한 다양한 세제구조의 설계 효과를 반감시키는 과급효과를 가져온다. 이러한 현상은 폐기물세, 자동차 연료세, 다른 에너지원에 대한 조세를 포함하여 많은 환경세목에 대해 폭넓게 인정되고 있는 다양한 면세 및 감면제도를 통해 살펴볼 수 있다. 행정비용이 총 세수에서 차지하는 비율과 같은 과세제도의 운영 효율성에 대한 지표를 설정함에 있어서 환경세가 환경에 효과적일수록 관련 세수입이 현저하게 감소한다는 점을 고려해야 할 필요가 있다. 그렇지 못한 경우, 덴마크의 염소계 세제에 대한 과세 사례에서 보듯이 환경 효율성이 높음에도 불구하고 세제운영의 관점에서 비효율적인 것으로 폄하하는 우를 범할 우려가 있다.

세제 운영의 효율성을 결정하는 요인들로는 과세 항목의 수, 과세기준의 갯수와 복잡성⁷⁷⁾, 잠재적인 납세자 수, 면세, 환급, 조세한도와 같은 특정조항의 수와 복잡성, 정확한 조세산정의 용이성, 과세 대상 목록과 적절한 행정등록제의 존재 여부, 오염배출량의 측정이나 계산의 용이성 등이 지적되고 있다.

기존 세제의 틀내에서 환경세를 관리하는 것이 가능한 경우, 관련 행정 비용은 작아질 것이다. 예를 들면, 다수의 에너지 및 수송관련 세목은 이미 잘 제정된 절차를 통해 관리되고 있다는 점에서 이들 세목에 환경요소를 첨가하는 것이 행정 비용을 심각하게 증가시키지는 않는 것으로 평가된다. 기존 규제를 수행하기 위해 이미 존재하는 등록제도, 오염배출 목록, 측정 기구들은 신규 환경세 도입의 한계비용을 상당부분 저감하는 효과를 가져온다.

환경세의 운영비용에 대한 실증연구 자료는 거의 없으며, 일부 국가들만이 환경세제 운영 효율성에 관심을 가지고 있는 것으로 알려져 있다. 영국을 대상으로한 매립세의 행정비용에 대한 추정결과에서는 매립세 수입이 연간 약 3억 5,000만 파운드 증가할 경우 관련 운영비용으로 약 200만 파운드의 추가적인 세제운영비용이 발생함을 확인하고 있다. 이 같은 결과로 추정할 수 있는 조세수입 당 행정 비용의 비중은 약 0.56%에 해당한다. 이는 1998년 기준 0.63%로 평가되는 부가가치세제의 운영비용보다 약간 적은 것이나, 국내 소비세제의 운영비용인 0.1%보다는 많이 높은 것으로 평가된다.⁷⁸⁾ 다수의 면세 및 감면제도를 포함하고 있는

77) 환경 관련 조세에 대한 OECD/EU database에는 18개국의 각기 다른 65개 조세와 23개국의 109개 수수료와 요금에 대한 자료가 포함되어 있다.

세목을 예외로 할 때, 대다수의 환경세들은 유사한 크기의 행정비용을 보여주고 있다.

덴마크의 경우, 탄소세 도입의 추가적 징수비용은 기업에 부과된 조세 수입의 약 1%내지 2%정도로 추정된다. 이 같은 비용추정은 다수의 관련 협정을 결정하고 확인하는데 소용되는 비용을 포함하지 않은 것이다.⁷⁹⁾ 스위스 연방 관세 사무국은 25개의 광유세 기준을 운영하는 데 대한 행정비용이 관련 세수의 약 1.5%를 차지하는 것으로 추정한 바 있다. 그러나 2000년 9월 국민투표에서 기각된 두 개의 비재생 에너지세 도입계획이 가져올 행정 비용은 세수의 5%로 추정되었으며, 이러한 행정비용은 총 세수의 15% 재생 에너지와 효율 강화 프로젝트에 투자하는 과정에서 발생할 것으로 예상된 것이다.

세제 변경에 따른 세수 증가분을 상회하는 행정비용에 대한 추정결과도 제시되어 있다. 벨기에에서 도입된 제품부과 환경세(ecotaxes)의 경우, 관련 세목에 대한 부과 및 징수비용은 연간 6,600만 벨기에프랑으로 추정되었으며, 이는 세수증가분의 20 배가 넘는 금액으로 평가되었다. 이와 반대로 네덜란드의 지하수세제에서 평가된 환경비용은 아주 낮은 경우에 해당한다.⁸⁰⁾ 지하수세는 44개의 용수 공급 회사에 부과되며, 동 비용은 부가가치세와 같이 소비자에 발부되는 용수 사용료 청구서에 포함되고 있다. 자동 검침장치의 보급은 조세 관리를 단순화시키는 요인으로 알려져 있다. 덴마크의 경우에도 유사한 결과가 관측되고 있다.

앞서 언급한 시애틀의 생활 폐기물세에 대한 연구 결과에서도 폐기물의 중량을 과세기준으로 운영하는 작업은 폐기물 수집시간을 10%정도 연장시키는 효과를 가져오나, 수집된 쓰레기 무게가 약 15%정도 감소하여 증가된 수집비용의 일부 상쇄효과가 존재함을 확인할 수 있었다.⁸¹⁾

이상에 살펴본 바와 같이, 환경세의 행정비용에 대한 일반적인 결론을 도출하기 어렵다는 점은 환경세의 설계 단계에서부터 관련세제의 효율성을 제고하기 위한 세심한 주의가 기울여져야 함을 시사하고 있다. 여기서 환경세를 기존세제와 등록세 등에 부가하는 경우 상당한 행정비용 저감효과가 있다는 점은 특별한 고려의 대상이 된다 하겠다. 특수한 상황을 고려한 면세 및 감면제도의 도입, 차별세율의 적용으로 인해 복잡해진 환경세제는 관련 세정당국과 과세부담기업 모두에게 상당한 이행 및 행정비용을 요구한다는 점에 주의해야 한다. 배출량에 대한 실측 부담이 적은 과세원의 설정이나 한정된 범위의 납세의무자 선정이 우선되는 경우 관련 환경세제의 행정비용은 훨씬 저렴해 질 수 있다. 결국 행정 비용은 환경세제 전체의 환경친화성을 결정하는 주요 요소이고, 또한 대체 정책수단에 대한 환경세제의 효율성을 결정하는 중요한 요인이 된다는 점에 대한 분명한 인식이 필요하다 하겠다.

78) HM Customs and Excise Board Report 1998

79) Larsen, Hans (2000). *Green Taxes - The Danish Experience*, Ministry of Taxation, Copenhagen, Denmark. Presentation made at the conference "Supporting a Sustainable Future: Making Dollars and Sense", Vancouver, Canada, 11-13.12.2000. Available at <http://www.ec.gc.ca/eco-n-ference/>.

80) 이 부분은 Ecotec(2000)을 근거로 함

81) Miranda, Marie Lynn, Scott D. Bauer and Joseph E. Aldy (1995). Unit Pricing Programs for Residential Municipal Solid Waste: An Assessment of the Literature. Report prepared for Office of Policy, Planning and Evaluation, U.S. Environment Protection Agency. EE-0305. August. Available at <http://www.epa.gov/economics>.

IV. 오염자 부담 원칙의 무역 연계 쟁점

앞서 살펴본 바와 같이, 오염자 부담 원칙의 적용은 관련 국가의 환경과 사회적 후생 증진에 기여하며, 국제무역을 통한 대외교역의 편익을 개선 혹은 강화하는 효과를 가져온다는 이론적 입증과 다양한 실증연구 결과에도 불구하고, 동 원칙의 수용에 있어 관련 업계의 반발은 물론 환경, 무역, 산업 정책을 담당하는 개별 정책당국 사이에도 상당한 이견이 존재한다. 이는 본질적으로 오염자 부담 원칙 수용이 경제 주체와 관련 산업 부문에 따라 서로 다른 경제적 이해 득실을 초래한다는 데 기인한다.

본고의 2장에서 살펴본 바와 같이 결국 오염자 부담 원칙과 국제무역의 연계 문제에 대한 주요 쟁점은 동 원칙의 도입이 가져오는 환경 및 경제적 편익을 어떻게 사회 구성원간에 적절하게 배분할 것인지 하는 문제와 오염 비용의 내부화가 가져오는 비용인상으로 인한 국제경쟁력 약화문제를 어떻게 해결할 것인지에 있다. 이들은 향후 무역에 연계된 오염자 부담 원칙의 확대 도입 문제에 관한 국제논의와 관련하여 우리 정책당국의 우선적 대응입장 정립을 요구하는 것들이다. 또한 환경규범으로서의 오염자 부담 원칙 수용에 대한 선진국의 강경입장이 보조금 지급 예외규정을 수용한 현행 다자통상규범의 개정문제에 연계될 경우 발생할 수 있는 직·간접적인 파급효과에 대한 적절한 정책적 관심이 필요하다 하겠다.

본장에서는 환경·경제적 파급효과를 가져오는 오염자 부담원칙의 수용이 최근 WTO를 중심으로 한 다자간 무역체제의 확산 과정에서 야기하는 문제점들을 살펴보고, 향후 전개될 환경과 무역 연계에 관련된 국제논의 전개 방향에 대한 예측과 관련 대응방안에 대한 시사점을 제시하였다.

1. 역진적 소득 재분배

1.1 환경세의 역진성과 보완 실태

생산요소에 대한 과세는 일반적으로 요소시장 가격의 상승, 요소 소득의 감소, 자본 수익률의 하락, 자원 가격의 하락을 유도하며, 특히 일부 환경세의 경우 소득분배에 역진적인 파급효과를 초래한다는 증거들이 제시되고 있다.⁸²⁾ 소득분배의 역진성은 환경세 부과로 인한 저소득층의 부담정도가 고소득층에 비해 높게 나타난다는 것을 의미하며, 대외교역에 의해 이러한 효과가 증폭된다는 점에서 보다 심각한 문제를 야기한다.

82) 세금의 분배 효과는 조세 귀착과 관련이 있다. 최종 조세 귀착은 세금 부과 상품에 대한 수요와 공급 탄력성에 따라 달라진다. 예를 들면, 만약 세금에도 불구하고 수요가 비탄력적이고 공급이 탄력적이면, 구매자는 세금의 대부분을 부담한다. 자동차 연료를 예로 들 수 있다. 만약 공급이 비탄력적이고 수요가 탄력적이면, 판매자가 세금의 대부분을 부담한다. 염소계 용매가 그 예이다. 판매자의 조세 부담은 차례로 자본, 노동, 자원 소유자들간에 공유된다.

그러나 가정 부문의 가치분 소득에 부과된 에너지세의 수입이 사회보장 기금부담의 저감에 활용되는 형태의 조세제도 운영은 다양한 전달경로를 거쳐 보상적인 소득재분배 효과를 유발할 수도 있다. 이러한 전달 경로에는 신규 조세도입에 따른 납세부담, 사회보장 기금감면으로 인한 보상효과, 면세제도의 실시, 고용 촉진에 관련된 유인효과, 과세의 환경 편익의 분배 등이 개입되고 있다.

환경세의 역진성이 야기하는 형평성 문제를 해결하기 위하여 각국 정부는 환경세 설계의 초기 단계부터 다양한 완화조치 혹은 보상조치의 도입을 고려하게 된다. 완화조치란 환경세 도입의 잠재적 충격을 완화하기 위한 목적으로 사전계획 하에 실시되며, 낮은 환경세율을 적용하여 특정 소득계층의 세부담을 완화하는 경우를 예로 들 수 있다. 실제로 네덜란드는 에너지 사용량이 작은 소비자 그룹에 관련 조세를 면제하거나 연간 800m³ 가스와 800kWh 미만의 에너지 사용자에게 대해 최저세율을 적용하고 있다. 특히 저소득층에 대해서 폐기물 배출과 하수도 이용에 대한 지방세가 면제된다.

반면, 보상 조치는 환경세 부과에 부정적인 파급효과를 사후적으로 보완하기 위한 조치로 특정 그룹들을 대상으로 한다. 보상 조치들은 가구 당 평균 세금부담을 근거로 보상 총액을 결정하는 교정조치에 해당한다고 볼 수 있다.⁸³⁾ 근로 소득세와 개인 소득세 등 여타 조세의 감소를 내포하는 “조세이전(tax shifting)”⁸⁴⁾은 널리 알려진 보상 조치의 구체적 사례가 된다. 이러한 보상 조치는 기본적으로 사후 조치이며, 조세제도의 외부에 있으므로 조세율이나 세제구조에 영향을 주지 않는다. 조세 환급은 전형적인 보상 조치의 예로 제시된다. 스위스는 난방유의 황함유량과 휘발성유기화합물질(VOCs)에 대한 과세를 가구 구성원의 수를 기준으로 환급하고 있다. 노르웨이의 경우도 가정용 전기사용에 대해 일정량의 전기세를 부과하고 있으나, 증가된 세수입의 3분의 2를 기본 연금의 증액에 사용하고 있으며, 나머지는 소득세 감면을 통해 소비자에게 반환하고 있다. 덴마크도 환경세의 소득분배 효과를 분석하고 적절한 보상조치를 권고하기 위한 위원회를 운영하고 있다.

이 같은 각국의 대응동향을 종합할 때, 환경보호를 위한 유인동기를 유지하면서 보다 공정한 보상제도를 통해 환경세 수입과 부과 편익을 일정부분 저소득 계층에 이전하는 보상정책을 시행하는 것은 소득 재분배와 관련된 환경세의 역진성을 해소하기 위한 바람직한 정책 대안으로 받아들여야 할 것으로 보인다.

비록 환경세의 역진성이 노동 소득세와 같은 세목의 한계 세율을 인하함으로써 일정부분 보완이 가능한 것으로 인식되고 있으나, 이러한 접근방법의 실질적인 소득 분배효과는 명확하지 않은 것으로 알려져 있다. Smith(1998)⁸⁵⁾는 이처럼 소득세 저감효과가 분명치 않은 것

83) 이전지출을 통해 증가된 조세부담을 완화할 수 있을지라도, 에너지 사용량이 다르며 상이한 에너지세를 부담하는 유사 소득계층의 소득 손실을 정확하게 평가하는 작업은 매우 어려운 일이다.

84) 여기서의 “조세 이전”은 조세 부담에 대한 이전이 아니라 다른 왜곡 조세로 인한 오염에 대한 조세를 이전하는 것을 의미한다. 생산자로부터 징수되는 석유세와 같은 세금을 소비자에게 부과할 수 있는 범위는 수요 가격 탄력성에 따라 결정된다.

85) Smith, Stephen (1998), “Distributional Incidence of Environmental Taxes on Energy and Carbon: a Review of Policy Issues”, presented at the colloquy of the Ministry of the Environment and Regional Planning, “Green Tax Reform and Economic Instruments for International Cooperation: the Post-Kyoto Context”, Toulouse, 13 May 1998.

은 저소득층의 소득세 부담률이 낮거나, 이미 조세감면 혜택이 주어지고 있다는 점에 기인한 것으로 파악하고 있다.

환경세와 함께 도입되는 완화조치는 소비와 투자행위를 변화시키고자 하는 환경세제의 시장경제적 유인동기의 일부를 상쇄시킴으로써 환경 관련 조세의 환경 효과성을 감소시킨다는 문제점이 있다. 저소득층에 불리한 형평성 문제를 야기시킬 수 있는 다른 요소들을 다루기 위한 보완조치는 환경세의 효율성을 향상시키는 요인이 된다. 저소득 자체가 해당 가구의 에너지 효율에 영향을 주는 요소가 아닌 경우에는 직접 규제와 보조금과 같은 다른 정책들이 완화 조치와 보완 조치보다 더 환경 효과적이란 지적이 제기되기도 한다.⁸⁶⁾

건강보호, 부동산 가치의 증가, 생활 수준 향상과 같은 환경개선의 부수적 편익들도 각기 다른 소득 그룹들 간에 형평성 없이 배분될 수 있다. 저소득층이 더 높은 환경오염 위험에 노출되는 역진적인 환경압력이 존재하는 경우, 오염 감소가 자동적으로 보호 이익의 누진적인 분배를 유도하지 않는다는 것은 자명하다. 만약 이러한 편익들이 화폐가치로 평가된다면, 고소득층이 환경개선을 위해 지불하고자 하는 금액이 저소득층보다 높을 수 있다는 점에서 실제로 고소득층이 저소득층보다 더 많은 환경개선의 편익을 누린다고 볼 수 있다.

따라서 저소득층에 대한 환경세의 과급효과를 평가하는 데 있어서는 완화조치 영향, 완화비용의 평가, 세수입 재활용 방식에 따른 다양한 영향들을 포함하여 조세개혁 전체의 과급효과를 정확히 계량하는 일은 매우 중요한 해결 과제라 하겠다.

1.2 환경세의 역진성에 대한 기존 연구

환경세의 소득분배 효과에 대한 실증연구 결과들은 복잡하고 제한적이다. 에너지세의 도입이 어느 정도 역진적인 소득분배를 가져오기는 하지만, 그 정도는 크지 않은 것으로 알려져 있다.⁸⁷⁾ 덴마크, 아일랜드, 영국에서는 에너지세가 소득분배 구조를 역진시키는 반면, 스페인과 이탈리아에서는 누진적인 소득분배를 초래하였다.⁸⁸⁾ Barket and Köhler(1998)⁸⁹⁾는 11개의 유럽국가의 자료를 사용하여 다른 에너지세의 소득분배 효과를 조사하였으며, 에너지/탄소세의 소득 분배 효과가 사용 에너지에 따라 차이를 발견하였다. 여기서 수송연료에 대한 조세는 어느 정도 누진적인 소득효과를 주는 반면, 가정용 에너지세는 약한 역진적 소득효과를 초래하였다. 종합적으로, 가정용 에너지에 대한 효과가 수송용 연료의 누진효과보다 우위를 차지하기 때문에 에너지/탄소세는 역진적인 소득효과를 준다는 결론을 내렸다.

다른 국가의 탄소세의 형평성 효과를 살펴보아도, 소득 역진성은 높지 않다는 것을 알 수 있다. 1997년 보고서에서, 스위스 환경세 위원회는 탄소세의 이중구조가 약한 역진성을 가진다고 평가하였다. 이 보고서는 동일 소비 수준을 유지하기 위하여 최고 소득층이 지출의

86) 예를 들면, 직접 보조금을 연금 생활자, 저소득 납부 가구들과 에너지 효율적인 사회 주택 투자에 대하여 지급할 수 있다. 대안적으로, 난방 system을 포함하여 임대 시설물의 에너지 효율에 투자하도록 경영자에 대하여 유인동기를 제공하는 법률을 제정할 수 있다.

87) Barde(1997)와 OECD(1997) 참조.

88) Symons and Proop, 1998 from ECOTEC study.

89) Barker and Köhler (1998), Equity and Ecotax Reform in the EU: Achieving a 10 percent Reduction in CO₂ Emissions Using Excise Duties, *Fiscal Studies*, Vol.19, No.4.

0.78%만을 보상받는 반면 최저 소득층은 소비 지출의 1.24%를 보상받을 필요가 있다는 주장을 도출하고 있다. 유사한 연구에서 Honkatukia(2000)⁹⁰⁾는 탄소세를 인상하거나, 수송용 연료에 대한 에너지세 모두 역진적이고, 특히 최저 소득층의 경우에 그 효과가 보다 크게 나타난다는 것을 발견하였다. 이 보고서는 최고 소득층이 소비 지출의 0.89%만을 보상받는 것에 비해 최저 소득층은 동일 소비 수준을 유지하기 위하여 소비 지출의 1.96%를 보상받아야 한다고 주장하였다. 또한, 탄소세 증가는 인구가 밀집되어 있지 않은 지역에 대해 중한 과세 부담을 부과함으로써 자연간에 소득 차이를 넓히는 효과를 발생시킨다는 점을 지적하였다.

그러나 독일에서의 조세 개혁은 가정 부문, 특히 아동이 있는 가정에 이득을 주는 것으로 평가된다.⁹¹⁾ 이 조세 개정은 고용 효과를 유도하기 위한 것으로, 특히 실업자의 상황을 개선하기 위한 것이었기 때문에 결과는 긍정적으로 나타난다. 연금수령은 일반적으로 실제 소득의 증가에 따라 자동적으로 조정되기 때문에 손실은 일시적일 것이다. 사회 보조금을 받는 저소득 가정은 난방 비용 증가에 대하여 더 높은 수당을 요구할 수 있다. 사회적 이유로 1999년 4월 1일 이전에 설치된 심야전력 난방기에 사용되는 전기에 대하여는 절반 세율로 세금을 부과한다. 종합적으로 조세 제도의 개혁은 고용증진 효과를 가져오나, 고용효과는 임금협상에 더 크게 의존하는 것으로 알려졌다.

또한 만약 임금협상이 조세개혁의 유인동기를 상쇄한다면, 신규 고용 창출효과는 나타나지 않는다. 관련 연구 결과는 2000~2005년 기간동안 노동 비용을 저감함으로써 연간 93,000개의 추가적인 일자리가 창출되어 전체적으로 75,000개의 일자리가 증가하는 것에 비해, 조세구조 개편은 연간 17,000개의 일자리 손실을 유도하는 것으로 추정하고 있다.⁹²⁾ 동 연구에서는 조세개혁의 소득 분배 효과를 결정하는 보상, 고용, 환경이익 분배와 같은 요소들의 중요성이 특히 강조되었다.

Metcalf(1998)⁹³⁾는 미국에서 환경세를 중심으로 하는 세제개정이 이루어질 경우를 가정한 소득분배 효과를 연구하였다. 이 세제 개정을 통해 톤당 40달러의 탄소세 부과, 자동차에 대한 간접세의 인상, 폐기물세와 SO₂, NO_x, PM-10, VOCs 등 대기 오염물질의 배출에 대한 오염세 부과가 이루어지고 정부 세수입이 10% 증가한 것으로 가정되었다. 모의분석 모형 내에서 증가된 정부의 세수입은 소득세와 사회보장기금의 한계부담율을 낮추는 재원으로 이용되었다. 이러한 세수 중립적 조세개정은 약간의 소득 역진성을 초래하는 것으로 평가되었다. Metcalf는 조세개정의 분배적 측면을 강조하여 저소득층에 유리한 세수 재순환 정책을 실시하는 경우, 환경세의 소득 역진성이 상쇄될 수 있으며, 더 나아가 소득 재분배 구조의 개선효과를 얻을 수 있다는 점을 확인하여, 환경세 도입정책의 설계과정에 상당히 중요한 시사점을 갖고 있는 것으로 평가할 수 있다.

90) Honkatukia (2000), Energiaverotuksen uudistamisen taloudelliset vaikutukset Suomessa, unpublished report to Economic Council secretariat.

91) RWI (Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung) 1999 in Ecotec, (2000).

92) OECD(2001), "Environmentally Related Taxation In OECD Countries: Issues And Strategies", COM/ENV/EPOC/DAFFE/CFA(2000)95/REV1. 의 Section 1.7.2 참조.

93) Metcalf (1998), A Distributional Analysis of an Environmental Tax Shift, NBER Working Paper 6546. Available at <http://papers.nber.org/>.

미국을 대상으로 차량가격에 근거한 등록세를 대체하는 과정에서 각기 다른 자동차세 부과 기준이 갖는 소득 역진성을 분석한 Walls and Hanson(1999)⁹⁴의 연구결과는 연간 총 운행거리 기준, 총 배기량 기준, 배출효율 기준 가운데 배출효율에 근거한 수수료가 가장 역진적인 것으로 평가되었다. 소득평가 기준에 있어서 연간소득을 기준으로 분석한 경우, 세 가지 배출 기준 모두 기존 자동차 등록세 제도보다 큰 소득 역진성을 보였으며, 가정의 평생 소득을 측정기준으로 사용하는 경우, 각 기준에 따른 소득 역진성은 기존 등록세 제도와 유사한 소득 재분배 효과를 가져오는 것으로 평가되었다.

많은 연구 결과들이 다양한 완화 조치와 보상 조치로 인해 환경세의 소득 역진성이 완화되고 있음을 보여주고 있으며, Vermeend and van der Vaart(1998)⁹⁵가 지적한 바와 같이, 에너지 의존도가 높은 취약 가계에 대한 보완조치 재원을 평균적인 에너지 의존도를 갖는 가계가 보상하도록 하는 에너지세 공제제도(네덜란드)와 같은 저소득층 보상정책을 통해 환경 관련 에너지세와 탄소세의 소득 역진성을 해소하는 것이 가능하다.

이상에서 살펴본 바와 같이 환경세 형태의 오염자 부담 원칙 수용에 있어서 환경세제의 소득 재분배효과는 관련 정책의 수용과 집행을 둘러싼 정책 논쟁의 핵심을 구성한다. 일부 환경세들이 미약하지만 소득 역진성을 보이고 있고, 일부 국가에서는 환경세의 도입이 소득계층간 분배구조의 악화뿐만 아니라 지역간 소득 불균형을 야기하고 있다는 점은 매우 중요한 의미를 갖는다.

이러한 환경세의 부정적 소득 재분배 효과는 보상지불, 조세감면, 고용촉진, 환경개선 편익의 재분배와 관련된 다양한 보완 조치들을 통해 충분히 해결될 수 있는 것들이다. 여기서 조세의 환경 효과성을 감소시키는 부수적 손실을 내포한 완화조치 보다는 저소득층을 직접 보상대상으로 하는 직접적인 보완조치들에 정책적 우선순위가 주어져야 할 것이다. 이는 이러한 보상조치들의 경우, 가계소득에 대한 환경세의 영향을 감소시키는 효과와 함께, 환경세의 본래 기능인 시장가격 신호를 유지한다는 장점을 갖고 있기 때문이다.

2. 국제 경쟁력의 왜곡

2.1 대외 경쟁력 약화

환경오염유발 활동에 오염자 부담 원칙을 적용하여 환경세를 부과하고 있는 국가의 대부분이 과세 대상 경제부문의 국제 경쟁력 손실에 대한 우려를 현실적인 문제로 받아들인다. 일반적으로 경쟁력 개념은 개별 기업, 산업, 국가 경제 등 다양한 경제 주체의 관점에서 정의될 수 있다. 개별 기업 수준에서 환경세는 오염기업의 한계 생산비용을 증가시키며, 환경세제가

94) Walls, M. and Hanson, J., (1999) "Distributional Aspects of an Environmental Tax Shift: The Case of Motor Vehicle Emissions Taxes", *National Tax Journal*, Volume LII, No.1: 53-65.

95) Vermeend, W. and van der Vaart, J. (1998), *Greening Taxes: The Dutch Model*, Kluwer, Deventer.

도입되지 않은 지역으로의 입지이전을 고려하지 않는 경우 오염유발도가 높은 기업들과 그렇지 않은 기업 간에 가격 경쟁력 격차를 초래한다. 이러한 관계는 산업 차원에서조차 유사하게 적용되며, 환경세제 도입의 국제 경쟁력 효과에 대한 논의는 대부분 환경세 부과대상 산업의 대외 경쟁력에 관한 것이다.

환경세의 경쟁력 과급효과를 고찰하는데 있어서 개별 기업 혹은 산업 부문과 국가 경제 전체의 경쟁력을 명확하게 구분하는 것은 매우 중요하다. 기업과 산업 수준에서는 국제시장에서의 경쟁 상대들에 비해 더 큰 수익률을 유지할 수 있는 경우 충분한 경쟁력을 확보하고 있다고 판단한다. 그러나 국가경제 전체의 경쟁력을 고찰하는 일은 단순히 시장실패를 교정함으로써 경제 전체의 산출을 향상시키거나, 특정 기업의 생산비용 증가가 다른 기업들의 생산비 감소와 결부될 수 있다는 점에서 기업 혹은 산업 수준의 경쟁력 분석에 비해 훨씬 복잡한 측면을 갖게 된다.⁹⁶⁾

단기적 관점에서는 환율 수준이 국가경쟁력을 결정하는 주요 요인이 될 수 있으나, 장기간으로는 적정 임금수준을 충분히 유지할 수 있는 국가경제의 능력이 보다 중요한 위치를 차지한다. 또한 요소 소득의 형평성과 자원의 효율적인 사용 능력도 중요한 고려대상이 된다.

오염유발 산업이 대외교역의 상당 부분을 차지하는 경우, 환경세 부과에 따른 경쟁력 변화 문제는 보다 중요한 문제가 될 것이다. 에너지세와 교통세의 경쟁력 효과는 해당 산업의 에너지 집약도에 따라 달리 나타나며, 관련 세수입을 노동 관련 과세 감면을 통해 재 순환시키는 경우 노동 집약적 상품의 경쟁력을 향상시킬 수 있게되며, 에너지 집약 부문의 실질적인 에너지세 부담도 완화될 수 있다. 환경세가 전체 경제에 미치는 경쟁력 과급효과는 부분적으로 경제 내 에너지 집약 산업들의 상대적 중요성, 비율, 가격 탄력도에 의해 결정된다는 점은 앞서 언급한 바와 같다.

Koopmans(1998)⁹⁷⁾은 단기적으로 네덜란드 내의 에너지 집약 수출산업들이 에너지세에 의해 심각한 경쟁력 손실을 경험하였으며, 이 부문의 생산 손실은 노동집약 부문에서의 수입증가로 일정 부분 상쇄된다는 점을 확인하였다. 그러나, Ekins and Speck(1998a)⁹⁸⁾은 상대적으로 에너지 집약도가 높은 부문의 생산비중이 낮은 영국을 예로 들어, 국가 경제의 경쟁력이 세수 중립적인 에너지세제 도입으로 향상될 수 있다는 점을 주장하였다. 또한 환경 관련 세수를 다시 해당 부문에서의 오염저감투자 소요재원이나 여타 부담경감으로 재 순환시키는 정책들은 대부분 환경세 부과 대상 산업의 대외경쟁력 약화를 상당정도 방지하는 효과를 발휘하는 것으로 파악되었다.

96) IIMD(International Institute for Management Development, 1996)는 국가 경쟁력을 “부가 가치를 창출하고 자산과 공정, 외국인 투자 유치와 해외 직접 투자, 세계화에 대한 접근성을 관리하고 이러한 관계들을 경제와 사회 모델에 통합함으로써 국가 전체의 부를 증가시킬 수 있는 국가 능력”으로 정의하고 있다.

97) Koopmans (1998), Effects of National, OECD-wide and World-wide Energy Taxes on Environment and on competitiveness, in Barker & Köhler (eds.): International Competitiveness and Environmental Policies, Edward Elgar.

98) Ekins and Speck (1998a), The Impacts of Environmental Policy on Competitiveness: Theory and Evidence in Barker & Köhler (eds.): International Competitiveness and Environmental Policies, Edward Elgar.

2.2 정책 대안 유형

면세 및 환급제도

환경세의 환경효과가 관련 세제의 형태에 크게 의존하는 경우, 환경세의 면세와 환급제도는 환경세제가 유발하는 경쟁력 문제를 해결할 수 있는 유일한 대안으로 부각된다. 산업 경쟁력에 대한 부정적 파급효과를 감소시키면서도 환경세의 본래 목적인 환경보호를 효과적으로 달성할 수 있도록 하는 다양한 정책 방안들이 존재하며 이러한 예로는 환경세의 일시적 면제, 보완 조치의 도입, 국경에서의 조세조정(BTAs) 규정의 확대 적용, 환경세의 지역적 또는 국제적 조정이 그것이다.

OECD(1999a)에서 보는 것처럼, 에너지 집약산업과 같은 일부 산업 부문들이 환경세 또는 일반 과세 항목들에 강하게 반발하는 가운데 관계 당국은 자발적 방안들과 같은 대안적인 정책조치의 활용을 장려하고 있다. 영국과 덴마크와 같은 일부 국가들은 에너지 집약 산업과 특정 에너지 효율 달성 협약에 동의한 기업들에 대하여 에너지세를 환급하고 있다. 탄소세와 에너지세를 도입한 대부분의 OECD 회원국들이 국내 산업의 대외 경쟁력에 대한 부정적 파급효과를 완화하기 위하여 차별화된 세율을 적용하고 특정 부문과 제품에 대하여는 완전 면세를 제공하기도 한다.⁹⁹⁾

예를 들면, 스웨덴은 탄소세 도입 초기부터 과세대상 산업들에게 탄소세의 75%를 감면하였으며, 에너지세의 경우에는 전액 면제를 실시하였다. 이는 기본 탄소세율의 25%만을 적용하는 것과 같다. 이러한 감면제도는 1997년 7월에 50% 수준으로 감소하였다. 덴마크에서도 1993년에서 1995년에 걸쳐 부과대상 산업에 대한 탄소세를 50% 감하여 실시하였다. 이 두 나라가 모두 탄소세제를 처음으로 도입한 국가 군에 포함된다는 사실로부터 이러한 감면제도의 주요 목적이 탄소세 도입에 따른 국제경쟁력의 약화를 완화하는데 있다는 점을 확인할 수 있다. 보다 최근의 사례로는 독일이 생산 부문에 부과되는 전기세의 20%를 감축하였고, 영국은 에너지 집약 사용자들이 구속력 있는 에너지 효율성 제고 협약을 체결한 경우 관련 에너지세의 80%를 감면하고 있다.

환경세 부과대상인 특정 행위, 부문, 혹은 제품들에 대하여 완전한 조세 면제가 인정되는 경우도 확인되고 있다. OECD database에 포함된 약 235개의 환경 관련 조세에 대하여 약 1,000종류의 면세 규정이 포함되어 있음을 알 수 있으며, 이들의 일부가 특정한 사회, 환경적 이유는 물론 경제적 이유를 근거로 들고 있다는 점은 경쟁력 문제를 고려한 면세제도의 도입이 이루어지고 있음을 방증하는 증거가 된다 하겠다. 면세제도의 적용은 대부분 해당 산업들 과세대상에서 제외하는 형태를 띠며, 새로이 도입된 네덜란드의 에너지세가 가정 부문과 소

99) 대부분 OECD 국가들이 산업에 주로 사용되는 석탄, 코크스, 증유에 대하여 세금을 부과하지 않거나 부과하더라도 낮은 세율로 부과한다. 일부 국가에서는 농업에 대하여도 높은 세율을 적용하지 않는다. 예를 들면, 네덜란드는 원예부문에서 에너지세를 환급한다. 그러나, 이러한 환급은 1980-2000년 사이에 에너지 효율을 50%까지 향상시키는 것을 골자로 하는 농업환경 협정을 체결한 사업자에 한하여 실시되고 있다. 영국에서도 자발적 협약을 체결한 사업자의 가축과 가금 사육은 사용에너지에 대한 조세의 80%가 할인되고, 원예의 경우 50%의 세액 감면이 적용되고 있다.

기업만을 적용대상으로 하고 있는 것이 그 예가 된다. 이 외에도 중공업이 주로 사용하는 에너지 제품에 대한 면세를 인정하는 형태이며, 대부분의 국가들이 석탄과 코크스에 대하여 전혀 세금을 부과하지 않고 있음을 알 수 있다.

이상에 살펴본 감세 및 면세 제도 외에도, 종종 조세 상한이나 조세 납부액에 대한 제한을 통해서 효과적인 세부담 감소를 꾀하는 경우가 확인된다. 오스트리아, 핀란드, 독일, 스웨덴에서는 특정 부문들을 높은 세율로부터 적절히 보호하기 위해 조세 상한을 설정하고 있다. 예를 들어, 독일은 환경관련 부과금이 연간 1,000 도이치마르크를 초과하거나 또는 전력사용량을 기준으로 50 MWh를 초과하는 경우 제조업, 농업, 임업에 종사하는 기업들은 난방유와 가스에 대해 전력에 대한 기준 세율의 20% 만을 지불한다.

OECD의 환경세 관련 database에는 특정 부문이나 활동에 대해 기 징수된 세금을 반환하는 25개의 환급 사례들이 기록되어 있다. 예를 들어 덴마크의 탄소세제는 부과대상 산업에 대한 다양한 환급을 인정하고 있다. 조세 환급이 경쟁력에 대한 조세효과를 저감할 목적으로 설계되었는지 여부는 확인하기 어려우나 소수만이 환경 친화적인 시행이나 공정에 대한 보상을 목적으로 설계되어 있으며, 대부분이 특정 상황의 산업에 대한 조세 부담을 경감하기 위하여 설계되었다는 점에서 국제경쟁력 약화를 막기 위한 목적이 상당 부분 내포되어 있다고 평가할 수 있다.

이러한 면세 및 환급제도의 운영은 환경세제가 모든 교역당사국 내에 도입되지 않은 상황에서 국내 관련 생산부문의 대외 경쟁력을 제고하는 효과적인 대안이기는 하지만 환경보호라는 환경세 도입의 근본 목적을 희석시키는 부정적인 측면도 가지고 있다. 따라서, 향후 환경세 도입의 국제 경쟁력 왜곡효과에 대한 국제적인 해결노력은 개별국가 차원의 면세 혹은 환급제도의 운영보다는, 가능한 많은 국가들이 환경세 형태의 오염자 부담 원칙을 확대 수용하도록 고무하는 방향으로 전개될 가능성이 높다 하겠다.

국경세 조정

국경에서의 조세조정(Border Tax Adjustment)은 수입 상품에 대하여는 국내 동종의 상품에 부과되는 것과 동일한 내국세를 부과하고 수출 상품에 대하여는 환경세를 환급함으로써 일방적으로 부과되는 환경세의 경쟁력 왜곡효과를 제거하는 것을 목적으로 한다. 그러나 이 같은 국경세 조정조치는 종종 환경세를 도입한 교역당사국과 이를 도입하지 않은 교역당사국 사이의 과세대상 물품교역에서 간단치 않은 환경통상 분쟁을 야기하는 원인이 되고 있다.

유류에 첨가되는 특정화학물질의 수입에 대하여 미국정부가 취한 관세부과조치의 정당성을 둘러싸고 발생한 미국과 EU 사이의 분쟁은 GATT체제 하에서 오염자 부담 원칙의 적용과 관련되어 일어난 대표적 환경통상 분쟁사례로 인용된다.¹⁰⁰⁾ 동 분쟁에서 EU는 미국이 오염유발 화학물질에 대한 관세를 수취하여 환경보전을 위한 슈퍼펀드 자금을 충당한다는 점을 문제삼았다.

100) “국경세조정(Border Tax Adjustment): 미국- 석유와 특정수입물질들에 대한 조세(1987)” 패널보고서, 1987. 6. 17.(Basic Instruments and Selected Documents, Suppl. 34, GATT, 1988:BSD/34S/160).

미국은 국제무역의 대상이 되는 제품가격에 오염조정 비용을 반영하는 오염자 부담 원칙이 국제적으로 채택될 수 있도록 해야한다는 무역 및 투자정책위원회의 주장을 반영하여 외국에서 들어오는 오염유발 화학물질에 대해 수입관세를 부과하였고, EU는 국내제품이 아닌 수입품의 경우 미국 내에서 오염을 유발하지 않는다는 점과 오염자 부담 원칙, 그리고 과세수입의 수혜자가 미국 내 환경보호프로그램임을 들어 미국측 과세조치가 부당함을 주장하였다.

분쟁해결 패널의 평결은 간접세제의 차이가 일으키는 국제무역 왜곡효과를 국경에서의 조세조정을 통해 해결하도록 하는 관세와 무역에 관한 일반협정(GATT)상의 관련 규정들이 체약국들로 하여금 오염자 부담 원칙의 적용에 따른 국제경쟁력의 악화를 방지할 수 있는 적절한 대응조치를 취할 근거를 제공할 수 있다는 점을 인정하였다. 그러나, 동 규정들이 오염자 부담 원칙의 이행을 강제하는 것이 아님을 밝히면서 미국 슈퍼펀드법 상의 과세조치가 "오염자 부담 원칙"에 합치하는지 여부를 명시하지는 않았다는 점에서 상당한 논란의 여지를 남겨 놓았다.

비록 국경세 조정과정에서 이루어지는 과세 및 면세조치가 앞서 살펴본 바와 같이 환경세 도입의 경제적 유인동기를 감소시킴으로써 오염유발 활동을 억제하여 환경보호에 기여하고자 하는 환경세 도입의 근본취지를 저해하는 결과를 초래한다는 한계를 갖는다고 하더라도 아직 주요한 환경문제에 대하여 국제적으로 통일된 오염자 부담 원칙 적용이 어려운 현실에서 오염자 부담 원칙에 관련된 상당수의 환경통상분쟁을 효과적으로 해결할 수 있는 유용한 대안으로 활용될 여지가 크다 하겠다.

환경세 도입의 국제 경쟁력 왜곡효과를 완화하기 위해 개별국이 채용하는 대응수단에 대한 이상의 논의는 면세 혹은 환급, 국경에서의 조세조정을 통한 대처방안이 경쟁력 왜곡효과 교정의 반대급부로 환경세의 효율성을 일정수준 잠식하고 있음을 보여준다. 결국, 이러한 이율배반을 근본적으로 해결할 수 있는 방안은 개별국가 차원의 면세 혹은 환급제도의 운영보다는 가능한 많은 국가들이 환경세 형태의 오염자 부담 원칙을 수용하도록 고무하는 것이며, 이는 국제사회에서 환경세제에 대한 지역적 또는 국제적 조화를 위한 국가 간 협력체제를 강화하려는 움직임으로 구체화 될 것이란 예측을 가능하게 한다. 결국 현재 진행되고 있는 오염자 부담 원칙의 국제 교역적 측면에 대한 OECD 관련 작업반 내의 논의는 이러한 국제적 조화노력의 출발점을 제공하기 위한 것으로 인식되어야하며, 이들 논의에 대한 지속적인 참여와 각 국 대응입장에 대한 분석결과를 바탕으로 올바른 국내 대응입장과 관련 작업계획을 수립·시행해나가야 한다는 점을 지적할 수 있을 것이다.

3. 오염자 부담 원칙과 환경·통상규범의 조화

3.1 국제환경규범 상의 예외 규정

다양한 국제 환경규범들이 오염자 부담 원칙을 명시적 혹은 암묵적으로 받아들이고 있음에

도, 오염자 부담 원칙에 합치하지 않는 정책 및 조치들을 용인하는 다양한 예외 규정들이 존재한다. 이들 예외 규정들의 대부분은 환경목적에서 부과된 조세를 감면하거나, 환경보호활동에 대한 보조금을 지급하는 관행과 깊은 관련이 있다.¹⁰¹⁾ 조세감면이나 보조금은 환경보호활동에 대한 지원이라는 본래 목적 외에도 종종 국가 간 환경규제 기준의 차이가 초래하는 환경적용 비용격차가 유발하는 경쟁력 왜곡을 상쇄하기 위한 대응정책 수단으로 고려된다.

일단 오염자 부담 원칙을 엄격히 적용하여 환경보호 활동에 대한 정부보조금을 금지하는 것은 때로 효과적인 환경보호 정책 수행에 지장을 초래할 수 있다는 점에서 상당한 문제점을 안고 있는 것으로 받아들여지고 있으며, 개별 국가는 물론 OECD, EU 등 다양한 국제기구들에서도 일정 조건 하에서 오염자 부담 원칙에 대한 예외를 인정하여 오염방지와 규제에 필요한 정부지원이 효과적으로 수행될 수 있는 여지를 보장하고 있다.¹⁰²⁾ 이러한 지원은 직접지원, 연성대출, 신용보증, 또는 조세감면, 납기연장, 가속상각, 면세와 같은 세제 유인책 등 다양한 형태를 띠게 되며, 공공기금 혹은 정부재정 재원으로 하고 있다.¹⁰³⁾ 이 같은 오염자 부담 원칙의 예외에 대한 OECD의 공식 입장은 “오염자 부담 원칙의 이행에 관한 이사회권고 C(74)223”에 자세하게 규정되어 있다.¹⁰⁴⁾

그러나 오염자 부담 원칙의 예외인정에 대한 OECD의 기본 입장은 상당히 제한적이며 이는 1992년 OECD 이사회가 각료선언을 통해 오염자 부담 원칙에 대한 지지입장을 재확인하고 무역왜곡 효과를 일으킬 수 있는 보조금을 제거 혹은 감소시키거나 보조금 지급관련 규제를 강화하기 위한 회원국들의 적극적인 노력을 강조한 데서 확인할 수 있다.¹⁰⁵⁾ 또한 국제환경규범으로서의 오염자 부담 원칙 수용에 대한 선진국의 강경 입장이 보조금 지급 예외규정을 수용한 현행 다자통상규범의 개정문제에 연계될 경우 상당한 변화를 겪게 될 것으로 예측된다. 또한 오염자 부담 원칙의 예외인정은 새로운 오염관리기술의 개발, 지역개발관련 혹은 환경정책 집행으로 인해 심각한 어려움을 겪게 될 기존 산업, 지역, 시설을 대상으로 하는 오염관리인프라 구축에 한정될 가능성이 높다.

현재 대부분의 OECD 회원국들은 환경관련 보조금의 대부분을 오염관리기술, 신규 오염규제 장치나 공정의 개발과 실험, 오염유발도가 낮은 기술이나 제품에 대한 연구에 지원하고 있으며, 이러한 지원에는 특히 재생가능에너지, 대체연료(bio-fuels), 전기 혹은 LPG차량, 에너지보전이나 재활용에 대한 연구지원이 포함된다. 지원을 통해 생산된 기술들은 배기가스 탈황설비, 풍력펌프, 태양전지 기술에서처럼 수출시장 점유율을 높이는 토대를 제공하기도 하였다. 지역 발전과 관련하여 심각한 지역간 불균형을 완화하기 위한 보조금이 일부 오염방지를 위한 재정자원으로 사용될 수 있고, 특히 정화시설 등 수처리 시설을 건설하는데 이용되

101) 조세 감면은 과세대상 경제활동의 실질적인 비용절감효과를 가져온다는 점에서 간접적인 보조금 지급으로 간주되어 동일하게 취급된다.

102) 그러나 OECD는 회원국 간 환경규제 강도의 차에서 발생하는 경쟁력 왜곡효과를 교정하기 위한 목적이라 할지라도 보조금과 같은 무역왜곡적 정책수단을 사용하는 대신 환경정책의 조화를 통해 해결해 나갈 것을 권고하고 있다

103) EU의 Multilateral Aids, Cohesion Fund, 그리고 Global Environment Facility와 같은 국제기금이 좋은 예가 된다.

104) 오염자 부담 원칙의 이행에 대한 이사회 권고(C(74)223, OECD, 1974(Annex II)).

105) OECD 각료선언(1992, SG/Press(92)43)

기도 한다. 재정지원에 상응하는 투자부담 없이 지원을 받은 특정기업들의 오염 관리비용은 이 경우 감소하게 된다.

여기에 더하여, 새로운 환경규제가 초래하는 특별한 사회·경제적 어려움을 해소하기 위한 재정지원이 포함되는 경우도 있다. 새로운 환경규제 시행으로 심각한 어려움에 직면하거나 정해진 의무기간동안 주어진 환경목표치를 달성하기 위해 특별히 엄격한 오염관리규제를 받는 기존 산업, 지역, 설비들에 대하여 환경목적의 보조금이 지급되기도 한다. 새롭게 채택된 규제기준에 따라 오염방지 수단을 도입해야 할 의무가 있으나 충분한 여력이 없고, 또 관련 기업의 폐쇄가 상당한 사회문제를 일으킬 우려가 있는 기업들에 대한 지원이 포함된다.

또한 오염자가 법적 준수기준 이하로 오염을 감축하는데 대한 정부지원의 경우도 오염자 부담 원칙 적용의 예외로 인정된다. 촉매변환장치의 채용이 의무화되기 이전에 관련 장비의 사용을 촉진하기 위한 목적으로 지원이 이루어진 경우가 여기에 해당한다. 현재 다양한 에너지보존 부문들이 온실가스 배출감소 목적의 지원을 받고 있다. 비록 이러한 예외에 대한 OECD 권고안이 그 지원총액, 지원기간에 제한되어 있어야하며 국제무역과 투자에 상당한 왜곡을 일으키면 안 된다는 단서조항이 첨부되어 있으나, 환경지원으로 야기되는 상당한 무역 및 투자왜곡의 정도, 적정기간, 또는 용인할 수 있는 지원액 수준에 대한 명확한 규정이 제시되어 있지 않다.

1995년 열린 OECD 각료이사회가 무역위원회와 환경위원회가 공동으로 제시한 무역과 환경에 대한 보고서에서 “환경 보조금의 제한적 사용으로 환경정책을 이행하는 데 있어 이익을 얻을 수 있으나, 이러한 환경 보조금이 국내생산자들에게 비용이익을 제공함으로써 무역을 왜곡하고 오염자 부담 원칙과 충돌을 일으키게 되는 경우 일정한 규칙이나 규범이 필요할 수 있다.”는 문안을 삽입하여 무역 왜곡적인 환경 보조금에 대한 규제 필요성을 강조하고 있는 것처럼, OECD 차원의 오염자 부담 원칙 예외인정 요건이 비교적 엄격하게 한정되어 있음을 알 수 있으나, 대부분의 회원국들은 오염관리시설에 대하여 예외적 혹은 가속상각을 보장하는 등 유연한 입장을 취하고 있다.¹⁰⁶⁾ 또한 개별 회원국차원에서 오염자 부담 원칙에 대한 광범위한 예외인정은 오염자와 환경관리 책임자간의 우호적인 분위기를 조성하여 환경보호 목적을 효과적으로 달성할 수 있다는 순기능을 갖고 있는 것으로 주장된다.

이 같은 현실을 반영하여 1972년 이래로 보조금지급 현황에 대한 회원국 통보제도를 실시해 오고있는 OECD내에서 환경보조금으로 인한 무역왜곡 현상이 회원국간 분쟁의 소지가 된 경우는 거의 없으며, 환경목적의 보조금지급과 관련된 회원국간 협의절차가 활용된 경우가 없다는 점에서도 환경목적의 보조금에 대한 오염자 부담 원칙의 적용 예외는 상당히 느슨하게 운영되고 있는 것으로 평가된다.¹⁰⁷⁾

EC 차원에서도 환경정책을 다른 정책들과 모순 없이 운영하거나 환경보호를 촉진하기 위한 목적의 오염자 부담 원칙 예외인정이 확인되며, EC 이사회는 이를 위하여 환경보호촉진기금¹⁰⁸⁾ 및 중·동부 유럽국가 지원 프로그램에 소요되는 재정자원을 운영하고 있다. 유럽공동

106) OECD 각료회의 무역과 환경보고서, para. 77(OECD/GD(95)63, 1995.)

107) *Financial Assistance for Pollution and Control in OECD Countries*, EPOC, No. 33(1990. 6).

108) Cohesion Fund의 경우 1998년 기준 29억 euro, Regional Fund는 1998년 기준 27억 euro 규모로 운영된다.

체 지침들에서 확인되는 이런 예외규정은 OECD가 제시한 용인 가능한 환경보조금 기준 외에 로마조약에서 유래된 정부지원 관련 규정의 예외조항들에 근거하고 있어, OECD 법령에 의한 지원보다 더 다양한 형태의 보조금 지급이 용인되고 있으며, 관련 규정 또한 상당한 구체성을 확보하고 있는 것으로 평가된다.¹⁰⁹⁾ 특별히 유럽공동체 차원의 정책집행이 회원국 공공당국들 간에 형평성이 결여된 비용분담구조를 초래되는 경우, 이사회는 이로 인한 일시적 손실을 인정하여 Cohesion Fund를 통해 그 손실에 대한 재정지원을 시행한다. 역내 국가들이 지급하는 모든 보조금은 통보제도를 통해 회원국간에 공유되며, 유럽공동체는 해당 보조금을 공동체 협정에 위배되는 것으로 판단하는 경우 해당 보조금 지급에 대한 반대의견을 표시할 수 있다.

유럽공동체 내에서의 환경보조금 관련 논의 초기에, 보조금 지급은 환경보호와 관련한 새로운 투자비용을 감당할 수 없는 기업이나 정부의 중재나 개입만이 특정산업이나 지역에서 야기되는 사회 혹은 경제문제를 해결할 수 있는 경우로 제한되었다. 그러나 환경보호에 대한 회원국 정부의 지원에 관한 유럽공동체 이사회는 경쟁과 경제성장에 불균형을 가져오지 않으면서 환경보호와 지속가능한 발전을 보장할 수 있는 정부보조금들에 대한 관심을 강조하고 있다.¹¹⁰⁾ EC 이사회는 지난 1994년 환경보호 관련 국가지원에 대한 이사회지침(1994/C/72/9)에서 2000년까지 최대 허용가능 환경보조 기준을 오염방지 관련투자의 15% 이내로 한정하는 결정을 내린 바 있다.¹¹¹⁾ 불리한 지역에 입지한 오염유발 기업들과 중소기업에 대한 보조수준이 상대적으로 높게 나타나고 있지만, 전체적인 오염저감 투자에 대한 지원 한도는 지속적으로 감소해오고 있다.¹¹²⁾ 또한 오염저감 투자지원이 오염규제제도 운용에 대한 정상지원 보다 우위에 있으나, 철강, 조선, 농업부문처럼 특정한 어려움을 겪고 있는 일부 경제활동부문에 있어서는 오염관리활동에 대한 지원비중도 높게 나타나고 있다. 일반 농업정책에 대한 이사회 규칙 등 관련 규정을 통해 농지이용이나 관련 농산물 생산과 관련해 적절한 것으로 고려되는 환경조치에 대한 보조금 지급을 허용하고 있다.¹¹³⁾

현재 유럽공동체차원에서 오염자 부담 원칙의 예외적인 경우로 허용되는 환경보조금에는 중소기업의 환경보호, 재생에너지원과 열병합 발전, 도시환경과 생물다양성 보전지역 밖으로의 오염기업 이전, 재난대비 재정조치, 특정폐기물의 수집과 처리, 책임당사자가 토지정화에 실패하는 경우의 토지정화, 환경친화적 상품소비, 기업 환경회계 도입 장려활동이 포함된다.

1972년 OECD 이사회 권고안은 개도국과 관련하여 발생 가능한 문제들을 특별히 언급하고 있지는 않다.¹¹⁴⁾ 그러나 개도국을 오염자 부담 원칙의 적용대상에서 제외하는 문제는 개도국

109) 유럽공동체 설립조약의 제87조는 유럽공동시장 내에서 용인되는 보조금을 예시하고 있다. 여기에는 생활수준이 비정상적으로 낮거나 심각한 불완전 고용이 있는 지역의 경제발전을 촉진하기 위한 지원, 유럽의 공동이익을 위한 중요한 프로젝트의 실행을 장려하기 위한 지원, 그리고 이러한 지원이 공동이익에 반하고 무역조건에 부정적 영향을 주지 않는 경우에 한하여 특정활동이나 특정경제지역의 개발을 촉진하기 위한 지원이 포함된다.

110) "2001/C37/03" in *OJEC*, C37, 2001.2.3.

111) "1994/C/72/9" in *OJEC*, C72, 1994.3.10

112) 최고한도액은 1975-76년 45%에서 1977-78년 30%, 1979-80년에는 15%로 감소하였으며, 2000년 이후에는 0으로 규제되었다.

113) Council Regulation (EC) No.1259/1999, Council Regulation(EEC) No.2328/1991, Council Regulation(EEC) No.2078/92.

에 대한 지원이 국제시장에 수출하는 개도국 내 생산자에게 이익을 주는 경우 경쟁력의 인위적 왜곡이라는 문제들을 발생시킬 수 있다는 점에서 상당한 문제의 소지가 있는 것으로 보인다. 개도국에 대한 지원이 일반 폐기물처리시설이나 유독성 폐기물처리시설과 같이 지역오염을 방지하고 감소시키는 시설건설에 대한 재정지원 형태로 나타나는 경우, 이러한 시설을 이용하는 기업들이 오염방지과 감소를 위한 조치에서 비롯된 총비용을 지불하지 않을 개연성이 높아진다.

지구적 오염과 관련하여, 기후변화협약과 오존층보호를 위한 비엔나협약이 지구환경금융(GEF)과 같은 국제기금을 통해 개도국이 특정조치들을 취할 수 있게 하는 재정지원 제도를 도입하고 있다. 오존층 보호와 관련하여 GEF와 몬트리올의정서 상에 마련된 기금이 개도국이나 경제 전환국의 오존과피물질(ODCS) 배출을 방지하는 조치들에 대한 재정지원에 사용되는 것이 그 예이다. 기후변화와 관련해서도 개도국 기업의 에너지 효율을 증가시키고 CO₂ 배출을 감소시키기 위한 지원책이 존재한다. 이는 오염을 방지하고 저감하는 비용의 적은 부분만을 지불하고, 국제시장에 참여하는 경우, 다른 국가의 경쟁자가 부담하는 비용보다 적은 오염비용을 부담케 함으로서 개발도상국의 특수한 상황을 고려한 것으로 평가된다.

일반적으로 오염 규제기준의 강화, 특정 국가들에 의한 환경세 도입, 오염부담금의 인상 등 환경정책의 총체적인 강화는 오염저감 비용을 증가시키는 요소들이며, 잠재적으로 국제무역의 흐름에 상당한 왜곡을 야기하는 것으로 알려져 있다. 그러나 환경보호 비용의 차이는 임금, 조세, 환율, 부문별 보조금 등 다른 경제적 변수의 차이들보다 작기 때문에 무역왜곡의 결정적인 요소로 나타나는 것은 드문 것으로 여겨진다. 오염을 방지하거나 감소시키기 위한 비용이 제품 생산비용에서 차지하는 비용의 일부에 불과하며, 오염저감을 위한 보조금지급이 가져오는 제품가격 차이는 미미한 것으로 알려져 있다.

환경보조금 공시제도와 관련해 수행된 4개의 OECD 조사(1975-88)¹¹⁵⁾결과는 산업생산이 유발하는 환경오염 방지를 위한 지구차원의 지원규모는 GDP의 0.1 %미만으로 아주 낮은 수준에 불과함을 지적하면서 이로 인한 국제 무역상의 특별한 왜곡현상이 야기되지 않는다는 점을 강조한다. 또한 OECD내에서 특정 부문에 대한 환경 보조금의 지급이 지나친 것으로 문제된 적이 없다. 그러나 환경세와 같은 시장 경제적 규제수단을 이용한 환경정책이 강화되는 최근의 추세는 이러한 기존의 시각에 일정한 수정을 가하는 계기가 될 것으로 보인다.

3.2 WTO 통상규범 상의 예외 규정

환경규범으로서의 오염자 부담 원칙이 내포하는 국제 경제적 과급효과에도 불구하고 오염자 부담 개념은 아직 현행 다자통상체제인 WTO협정이나 NAFTA와 같은 지역무역협정들에 명백하게 규정되어 있지 않다. 다만 오염자 부담 원칙을 오염방지활동에 대한 비보조의 원칙으로 이해할 경우에 한하여 오염자 부담 원칙은 WTO 규범상의 보조금 금지규정의 형태로 반영되고 있다고 본다.

114) C(72)128, op. cit.

115) Report of Trade and Environment OECD/GD(95)63 para. 44.

WTO 규범체계에 존재하는 보조금 제한 규정으로는 관세와 무역에 관한 일반협정(GATT 1994), 보조금과 상계조치들에 관한 협정(ASCM)과 농업에 관한 협정(AA) 등을 들 수 있다. 오염자 부담 원칙과 WTO 상의 보조금 금지원칙 사이의 명확한 개념 차이에도 불구하고, 환경보호 활동에 대한 정부 보조금 지급문제와 관련하여 양자는 상당한 공유점을 갖고 있다. 이러한 연계가 환경정책의 국제경제적 측면에 대한 OECD 1972년 지침에서 확인되고 있음은 앞서 언급한 바와 같다.¹¹⁶⁾

WTO 체제 내에 수용된 관세와 무역에 관한 일반협정의 경우, 협정 제16조는 일반적인 보조금 금지원칙을 담고 있으나, 동 협정의 제20조 자유무역원칙에 관한 예외 규정에서는 인간, 동물, 식물의 생명이나 건강을 보호하기 위해서나 고갈 가능성이 있는 자연자원의 보전과 관련하여 필요하다고 여겨지는 정부 보조조치들을 유효한 것으로 인정하고 있어 오염자 부담 원칙과 그 적용 예외를 동시에 수용하고 있다.¹¹⁷⁾ 단 국제 무역규범에 정의된 오염자 부담 원칙의 예외는 관련 조치들이 자의적, 또는 차별적으로 적용되거나, 위장된 국제무역 장벽으로 사용되어서는 안 된다는 내적 한계를 갖는다.¹¹⁸⁾

보조금 및 상계조치 협정(ASCM)의 경우에도 협정 제3조 및 제4조에 금지보조금을 규정하여 오염자 부담 원칙을 일정 부분 수용하고 있는 것으로 판단되며, 제5조 및 제7조 규정의 제소가능보조금, 제8조 및 제9조 규정의 제소불가보조금(허용보조금) 규정은 오염자 부담 원칙의 예외 규정으로 이해되고 있다.

특히, 환경보조금 문제를 다뤘던 우르과이 라운드 당시의 “보조금 및 상계조치 협상그룹”이 환경보조금을 연구개발활동¹¹⁹⁾과 낙후지역의 개발지원보조금¹²⁰⁾과 함께 허용보조금의 범주에 포함시키기로 합의한데 따라서, 현재 대부분의 환경관련 보조금은 보조금 금지원칙의 예외 사항들로 제소불가 범주에 해당한다.

물론 보조금 및 상계조치 협정 8조 2항 (c)에 규정된 환경보조금 지급에는 일정한 제한요건이 명기되어 있다.¹²¹⁾ 보조금 지급금지 규정은 5년 시한의 한시조항으로 1999년 말 그 효력이 소멸되었으며, 현재 이에 대한 새로운 협상의 개시여부가 차기 다자통상협상의 주요 의제로 논의되고 있다.¹²²⁾ 환경관련 보조금 지급현황과 기준에 대한 통보규정¹²³⁾에도 불구하고 1999년 말까지 관련 보고서가 제출된 사례는 없었다. 공시프로그램을 통해 개별국 보조금 사

116) OECD, C(72)128, op. cit.

117) GATT, X X(b)와 (g) 조항.

118) GATT, 20조 일반예외 규정의 전문(chapeau).

119) ASCM, 8.2(a)조항은 경쟁 전단계 연구개발비의 50%, 산업용 연구개발비의 75%까지를 허용하도록 정하고 있다.

120) ASCM, 8.2(b)조항은 지역개발정책 목적으로 개발여건이 불리한 지역에 대한 지원을 허용한다.

121) 기업에 과중한 규제와 재정 부담을 주는 법이나 규제로 부과되는 새로운 환경요구에 기존 시설들이 적응하도록 촉진하기 위한 지원으로 i) 일회적이고 반복되지 않는 조치, ii) 소요 적응비용의 20% 이내, iii) 지원대상 투자가운데 기업이 부담해야할 대체 및 운영경비 제외, iv) 기업이 계획한 오염감소와 제거에 직접적으로 연계된 것 가운데 적절한 부분으로 제조비용 저감과 관련이 없을 것, v) 신규장치나 생산공정을 도입한 모든 기업들에 차별없이 제공되는 것이어야 한다.

122) ASCM의 31조항에서, 보조금과 상계조치 위원회(SCM)는 8.2조항의 조항을 연장하거나 수정할 수 있는 권한을 부여받았으나, 기한 내 합의에 실패하였다. 관련 논의 동향은 “특별회의의사록, 1999.12.20., WT/G/SCM/M/22”, “정기회의의사록, 1999.11.1., WT/G/SCM/M/24” 참조.

123) ASCM, 8.3조항.

례에 대한 정보를 요구할 회원국의 권리도 이행되지 않았으며, 회복이 불가능한 정도로 회원국의 국내산업에 심각한 부정적 효과를 일으키는 경우에도 관련 협의과정이 이행된 바 없는 것으로 확인된다.¹²⁴⁾ 이러한 보조금 규정 운영상의 미비점은 대부분의 회원국들이 국내 보조금정책 수행상의 유연성을 위하여 협정에 정의된 엄격한 보조금 운용규칙을 준수하는데 소극적인 자세를 유지하고 있다는 것을 반증하는 것이다.

특히 보조금 및 상계조치 협정 제3조가 수출보조금을 금지보조금으로 지정하여 수출품에 대한 면세가 부당한 간접보조금으로 인정하고 있으나, 국가 간 간접세율의 격차 해소를 위한 국경에서의 과세조정과 같이 특정한 경우에는 예외적으로 수출품에 대한 면세 혹은 수입품에 대한 과세를 과세제도 차이에 의한 무역왜곡 현상의 시정이란 관점에서 일정부분 허용하고 있다.¹²⁵⁾

WTO 부속협정의 하나인 농산물 협정에서도 오염자 부담 원칙은 세계 농업시장의 왜곡을 방지하기 위하여 농업지원 및 보호조치를 점진적으로 감소시키는 것을 주요 협정목표 가운데 하나로 강조하고 있다. 협정 본문도 농업제품의 수출보조금과 함께 국내 농업활동에 대한 보조금 지급이나 기타 지원조치를 제한하는 규정과 잠재적 오염방지와 환경규제준수에 관한 보조금 지급을 허용하는 예외규정을 담고 있다.¹²⁶⁾ 특히 "Green Box"라고 불리는 보조금 금지 원칙에 대한 예외규정들은 무역왜곡을 일으키지 않거나 최소한의 무역왜곡을 일으키는 국내 보조조치들을 허용하고 있으며, 여기에는 명확한 환경보호 목적을 갖는 정부보조금이 포함되어 있다. 협정 부속서2의 제12조에서도 정부차원의 환경보전 프로그램을 이행하는 비용이나 소득손실에 대하여 생산자에게 주어지는 직접지불은 소비자에 대한 전가 및 생산자 가격지지에 해당하지 않는 지원형태로 간주되어 허용보조금 범주에 포함되고 있다.¹²⁷⁾ 환경프로그램과 관련된 사회기반시설의 건설¹²⁸⁾ 또는 관련 연구개발 활동의 경우도 보조금 금지규정의 예외가 인정된다.¹²⁹⁾

오염자 부담 원칙의 예외인정은 농산물 협정상 "Green Box"로 분류되는 허용보조금에 국한되지 않는다. 일반적으로 생산활동을 제한하는 효과를 갖는 직접지불과(Blue Box)¹³⁰⁾ 농산물 협정상 최소(de minimis)지원¹³¹⁾으로 인정된 보조금들은 그 지급이 허용되고 있으며, 보조금의 일반적 일반금지 원칙에도 불구하고 농산물 수출보조금이 회원국 양허계획표에 명시된

124) ASCM, 9조항.

125) 최종 소비재의 수입과 수출에 대한 국경세조정(Border Tax Adjustments) 각각 GATT의 3조 2항과 4조 4항에 적용된다. 생산공정에 사용되는 원료에 대한 BATs에 관하여 ASCM의 3조 1항은 금지조항이 아닌 부속서 I의 특정 수출보조금들을 규정한다. 특히, 부속서 I의 (g)단에서는 수출품에 대한 "생산과 분배관점에서 부과된" 모든 간접조세의 면제를 허용하고 있다; (h)단 또한 '수출품 생산에서 소비되는 원료'에 대해 부과된 '이전 단계의 누진 간접세들'도 제품수출의 경우 면제될 수 있다고 규정하고 있다.

126) 선진국들은 1986-88년을 기준 연도로 계산한 보조금 총액을 1995년부터 6년 동안 20% 감소시키기로 합의하였다. 여기에는 개도국 13.3% 최빈국 0%의 예외가 인정된다.

127) 허용보조금에 대한 상세논의는 "Green Box Measures"(WTO,G/AG/NG/S/2, 2000.4.19) 참조.

128) 부속서2, 2조 g항.

129) 부속서2, 2조 a항.

130) 농업협정, 제6조 5항.

131) 농업협정 제6조 4항의 최소지원규정은 개개제품의 생산가치나, 총농업생산가치(특정농업지원의 경우)의 5%(개도국의 경우 10%)를 초과하지 않도록 규제하고 있다.

감소 목표치에 따라 지급되는 것도 허용되고 있다.

이상에서 살펴본 바와 같이, 국제 환경규범으로서의 오염자 부담 원칙의 확대 수용 추세에도 불구하고 현행 다자통상규범체계 내에 다양한 오염자 부담원칙의 예외 조항이 존재한다는 사실은 향후 전개될 환경과 무역연계에 관한 국제적 논의 및 관련 협상과정에서 상당한 논쟁을 불러일으킬 것으로 예상된다. 특히, 지난 11월 카타르 도하에서 개최된 차기 다자통상협상이 환경과 무역연계에 관한 주요 쟁점을 협상 및 검토의제로 수용하고 있다는 것은 이 같은 예측의 실현 가능성을 높이고 있다.

V. 향후 논의전망 및 대응 과제

이상에서 살펴본 바와 같이, 오염자 부담 원칙은 환경규범체계의 근간을 구성하는 기본 원칙으로, 개별 국가의 환경정책은 국제환경협정은 물론 OECD 및 EC와 같은 다양한 국제기구들 사이에 널리 수용되고 있다. 이같은 오염자 부담 원칙의 확대 수용 추세에도 불구하고 현행 다자통상규범체계 내에 다양한 오염자 부담원칙의 예외 조항이 존재한다는 사실은 향후 전개될 환경과 무역연계에 관한 국제적 논의 및 관련 협상과정에서 상당한 논쟁을 불러일으킬 것으로 예상된다. 특히, 지난 11월 카타르 도하에서 개최된 차기 다자통상협상이 환경과 무역연계에 관한 주요 쟁점을 협상 및 검토의제로 수용하고 있다는 것은 이 같은 예측의 실현 가능성을 높이고 있다.

그러나, 오염자 부담 원칙과 국제 무역의 연계에 관한 논의가 현재 진행 중에 있다는 점과 현재 준비단계에 있는 차기 다자통상협상의 구체적 내용과 절차에 대한 논의가 오는 1월 제네바에서의 무역협상위원회의 구성을 계기로 본격화 될 것이란 점을 고려할 때, 아직 오염자 부담 원칙의 국제적 적용에 대한 구체적 대응방안을 도출하기에는 이른 감이 있다 하겠다.

따라서 본고의 의의는 환경오염 비용이 존재하는 경우에 국제무역이 가져오는 환경·경제적 파급효과와 국제 무역에 참여하는 교역당사국 일방이 오염자 부담 원칙을 수용할 경우 예상되는 환경 및 사회적 후생의 변화에 대한 기본 명제들을 검증하여, 오염자 부담 원칙의 확대 수용에 대한 기본대응 입장을 확인한데서 찾을 수 있을 것이다. 또한 OECD 회원국을 중심으로 한 선진국들의 오염자 부담 원칙의 수용 현황과 소득 재분배 혹은 산업경쟁력 유지와 같은 비환경적인 정책목적을 고려하여 도입된 다양한 예외 규정들을 정리함으로써 국내 관련 환경세제 도입은 물론 국제적인 환경세제 도입을 주장하는 선진국의 환경통상 압력에 적절히 대응할 수 있는 정책자료를 제시하고 있다는 점을 평가할 수 있을 것이다.

본고의 논의에서 도출된 결론과 정책적 시사점은 다음과 같이 정리할 수 있다. 먼저 생산과정에서 유발되는 환경오염이 사회적 외부비용의 형태로 존재할 때, 대외무역의 득과 실은 이러한 왜곡이 존재하지 않는 경우와 상이한 결과를 가져올 수 있으며, 특정한 경우, 오염유발 제품의 수출은 관련 생산자 그룹에는 이익을 가져다 줄 수 있으나 사회 전체적으로는 손실을 초래할 수 있음을 확인하였다.

부분균형을 이용한 분석에서 오염자 부담 원칙의 도입은 사회적 손실을 초래하는 해당 산업의 해외수출 부문을 완전히 제거하거나, 상당 정도 감소시킴으로써 수출이 야기하는 환경오염의 악화를 방지할 수 있다는 점이 밝혀졌으며, 수출이 환경에 미치는 부정적 파급효과의 감쇄 정도는 오염자 부담 원칙의 적용 수준과 국내 관련 산업과 해외 관련 산업 부문의 상대적인 가격 경쟁력 격차에 의존한다는 것을 알 수 있었다. 국내산업과 해외산업 간의 경쟁력 격차가 크지 않은 경우, 오염자 부담 원칙의 적용은 사적 균형에서 수출산업에 해당하던 해당 산업을 수입산업으로 전환시키는 효과를 가져오나, 사회 전체적인 순이익을 발생시키는 것으로 나타났다.

부분균형 분석에서 도출된 결론들은 소규모 개방경제를 대상으로 한 일반균형 분석에서도 그대로 유지되었다. 부분균형에서와 마찬가지로 환경적 외부성이 존재하는 경우의 자유무역은 국내시장과 국제시장 사이의 상대 가격차에 따라 사회적 후생을 증가시킬 수도 있으며, 반대로 감소시킬 수도 있다. 그러나, 대외교역이 잘 못된 특화구조를 통해 부정적인 생산효과를 가져오는 경우는 물론 올바른 특화에 따른 생산구조 개선의 편익과 교역의 편익을 가져오는 경우에도 오염자 부담 원칙의 적용이 사회적 후생 수준을 증가시킬 수 있다는 사실을 확인하여 오염자 부담 원칙의 적용을 단순한 환경적응 비용 부담의 증가로 파악하는 기존 인식에 변화가 필요함을 지적하였다.

결국 이 같은 분석결과는 오염자 부담 원칙과 무역의 연계 문제에 대한 논의 쟁점은 동 원칙의 도입이 가져오는 편익의 증가가 적절한 소득 재분배 효과를 통해 어떻게 사회 구성원 사이에 적절하게 분배될 것인지 하는 문제와, 오염비용 부담에 따른 국제경쟁력 왜곡효과를 어떻게 해결할 것인지에 달려 있음을 보여주었다.

오염자 부담 원칙의 정책적 수용을 둘러싸고 벌어지는 대부분의 논쟁은 동 원칙의 적용으로 손실을 예상하는 일부 이해 당사자의 입장이 사회 전체적인 이해관계와 일치하지 않는다는 데서 비롯된다. 이러한 논쟁의 해결책은 오염자 부담 원칙의 적용 여부에 관한 가부의 결정이 아니라, 동 원칙의 적용에 따른 사회적 편익의 증가를 다양한 이해 당사자간에 형평하게 재분배하는 구체적 대응방안에서 찾아져야 할 것이다.

오염자 부담 원칙의 수용과 그 환경·편익의 공정한 분배 논리는 국제적인 환경·통상 문제에 있어서도 마찬가지로 적용될 수 있다. 특히 국제사회의 공동대응이 필수적인 지역 및 지구환경 문제의 해결을 위해 오염자 부담 원칙에 따른 국제적 의무분담을 논의하는 경우에도, 동 원칙 적용의 편익이 국제사회의 구성원에 공평하게 재분배되도록 하는 것은 효과적인 환경문제 해결의 선결 조건이라 하겠다.

개별국가의 오염자 부담 원칙 수용 정도가 다르다는 현실에서 인정되고 있는 다양한 오염자 부담 원칙의 예외 조치들은 국가, 지역 및 지구환경 문제 해결을 위한 바람직한 정책대안이 될 수 없는 것이다. 최근 OECD에서 진행되고 있는 오염자 부담 원칙의 국제 무역적 측면에 대한 전문가 논의는 이러한 문제의식에서 출발한 것이라 할 수 있다.

따라서 오염자 부담 원칙과 국제 무역의 연계에 관한 논의는 오염자 부담 원칙이 가능한 많은 국가들에 바람직한 환경 및 경제 정책 규범으로 도입되고, 국가 간에 오염자 부담 원칙 수용의 격차를 줄여나가는 방향으로 전개될 것으로 보인다. 본고의 논의는 이러한 국제적 논의의 전개 방향이 국내 경제에 대한 선진국 경제권의 환경통상 압력 강화로 인식되어서는 안 된다는 것을 보여준다.

오염자 부담 원칙의 적용은 불필요한 환경적응 비용 부담의 증가가 아니라 환경적 외부비용을 내재화함으로써 효율적인 자원배분의 편익과 자연환경에 대한 압박을 저감시키는 효과적인 정책대안이란 인식이 보다 확산되어야 할 것이다. 이러한 인식의 전환은 실제 오염자 부담 원칙을 수용하는 정책의 결정 및 집행 과정에서 동 원칙의 도입이 가져오는 편익이 적절한 재분배 메커니즘을 통해 사회 구성원 전체에 형평하게 돌아 갈 수 있도록 하는 보완정책 수립을 위한 유인동기를 제공할 수 있어야 할 것이다.

참고문헌

- Andersen, M. S. (1999) "Governance by green taxes: implementing clean water policies in Europe 1970-1990", *Environmental Economics and Policy Studies* (1999) 2:39-63.
- Andersen, M.S. (1998), "Assessing the Effectiveness of Denmark's Waste Tax", *Environment*, May 1998.
- Anderson, R.C., Lohof, A.Q., Carlin, A. (1997), "The United States Experience with Economic Incentives in Pollution Control Policy" Environmental Law Institute and U.S. EPA, Washington DC.
- Ballard, C.L. and Medema S.G., (1993) "The marginal efficiency effects of taxes and subsidies in the presence of externalities" *Journal of Public Economics*, 52, No. 2, pp 199-216.
- Baranzini A. *et al.* (2000) *A future for carbon taxes*, *Ecological Economics*, 32, (2000) 395-412.
- Barde, J. P. (2000), "Environmental policy and policy instruments", in Folmer, H. and Gabel, H. L. (Ed.) *Principles of Environmental and Resource Economics: A guide for students and decision-makers*, Second Edition. Edward Elgar, pp157-201.
- Barde, J.P., (1997). *Economic instruments for environmental protection: experience in OECD countries*. In: OECD. *Applying Market-Based Instruments to Environmental Policies in China and OECD Countries*. OECD, Paris, pp. 31-58.
- Barker and Köhler (1998), *Equity and Ecotax Reform in the EU: Achieving a 10 percent Reduction in CO2 Emissions Using Excise Duties*, *Fiscal Studies*, Vol.19, No.4.
- Baron, R., 1996. *Economic/Fiscal Instruments: Taxation (i.e. Carbon/Energy)*. Policies and Measures for Common Action Working Paper, Annex I Expert Group on the UN FCCC.

Birol, Fatih, and Jan Horst Keppler (2000). *Markets and Energy Efficiency Policy: An Economic Approach in Energy Prices & Taxes*, first quarter 2000, IEA, Paris.

Bosquet, B. 2000. Environmental tax reform: does it work? A survey of the empirical evidence. *Journal of Ecological Economics*, 34, 19-32.

Braathen, N. A. "The OECD/EU Database on Environmentally Related Taxes". Paper for the conference "Supporting a Sustainable Future: Making Dollars and Sense" Vancouver, Canada, 11-13.12.2000. Available at <http://www.ec.gc.ca/eco-n-ference/>. Brännlund, R. *Green tax reforms: some experience from Sweden*. In: Schlegelmilch, K. (ed.), 1999. *Green Budget Reform in European Countries at the Forefront*. Springer, Berlin, pp67-91.

Brechling, V. and Smith, S. *Household energy efficiency in the UK*. *Fiscal Studies*, 15(2), May 1994, pp 44-56.

Böhringer, C., and Rutherford, T., F., 1997. Carbon taxes with exemptions in an open economy: a general equilibrium analysis of the German tax initiative. *Journal of Environmental Economics and Management*, 32, 189-203.

Christiansen, G.B., Tietenberg, T.H., 1985. Distributional and macroeconomic aspects of environmental policy. In: Kneese, A.V., Sweeney, J.L., (Eds.), *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Elsevier, Amsterdam, pp. 345-393.

Clemmesen, F. (1995), *Grøn vækst*, pp101-128, Kbh: Arbejdsbevægelsens Erhvervsråd.

Cook, E. (1996) Ed. *Ozone protection in the US: elements of success*. World Resources Institute, Washington.

Danish Environmental Protection Agency, (2000), *Economic Instruments in Environmental Protection in Denmark*.

Danish Government (1999a). *Evaluering af grønne afgifter og erhvervene* (Evaluation of Green Taxes and Trade Industry), Copenhagen. In Danish. Available at: <http://147.29.40.164/gronne/index.htm>

Danish Government (1999b). *Note on the Danish Pesticide Tax*. Copenhagen.

- Danish Ministry of Taxation (1998). *Energy Taxes: The Danish Model*. Copenhagen.
- DETR (1999). *The Environmental Appraisal of the Fuel Duty Escalator*, Memorandum, Department of the Environment, Transport and the Regions, London. Available at <http://www.parliament.the-stationery-office.co.uk/pa/cm199899/cmselect/cmenvaud/326/326ap01.htm>.
- DETR (2000) *Climate Change - The UK programme*. Department of the Environment, Transport and the Regions, London
<http://www.environment.detr.gov.uk/climatechange/cm4913/index.htm>.
- ECOTEC (2000), *Study on the Economic and Environmental Implications of the Use of Environmental Taxes and Charges in the European Union and its Member States*, Interim Report, April 2000.
- EEA (1996). *Environmental Taxes: Implementation and environmental effectiveness*. Summary. European Environmental Agency. Copenhagen.
- EEA (2000). *Environmental taxes: recent developments in tools for integration*. Environmental issues series No. 18. European Environmental Agency. Copenhagen. Available at http://reports.eea.eu.int:80/Environmental_Issues_No_18/
- EIEP (2000). *The carbon tax to reduce GHGs emission*. Report to the Study Group on Economic Instruments in Environmental Policies.
- EIM/Haskoning, (1999). *Study on a European Union wide framework for environmental levies on pesticides*. Zoetermeer.
- Ekins and Speck (1998a), The Impacts of Environmental Policy on Competitiveness: Theory and Evidence in Barker & Köhler (eds.): International Competitiveness and Environmental Policies, Edward Elgar.
- Ekins, P., and Speck, S., (1999). Competitiveness and Exemptions from Environmental Taxes in Europe. *Environmental and Resource Economics*, 13: 369-399.

EPA (2001). *The United States Experience with Economic Incentives for Protecting the Environment*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Available at <http://www.epa.gov/economics>.

European Commission (1997). *Tax Provisions with a Potential Impact on Environmental Protection*, Luxembourg.

Finish Economic Council, 2000. *Environmental and Energy Taxation in Finland Preparing for the Kyoto Challenge* - Summary of the Working Group Report.

Harry G Johnson, "Optimal Trade Intervention in the Presence of Domestic Distortions", *International trade: Selected readings* (1987): 235-63, Second edition Cambridge, Mass. and London: MIT Press.

HM Treasury (1999a). *Economic and Fiscal Strategy Report*. Her Majesty's Treasury, London. Available at <http://www.hm-treasury.gov.uk/budget/1999/index.html>

HM Treasury (1999b). *Financial Statement and Budget Report*. Her Majesty's Treasury, London. Available at <http://www.hm-treasury.gov.uk/budget/1999/index.html>

Honkatukia (2000), Energiaverotuksen uudistamisen taloudelliset vaikutukset Suomessa, unpublished report to Economic Council secretariat.

IIMD (1996), *The World Competitiveness Yearbook*, International Institute for Management Development, Lausanne.

Jaffe, A., Peterson, S.R., Portney, P.R., Stavins, R.N. (1995), "Environmental Regulation and the Competitiveness of US Manufacturing: What Does the Evidence Tell Us?" *Journal of Economic Literature*, Vol. XXXIII, March.

Jatzke, H. "The ecological tax reform in Germany" Conference on Green tax reforms in Europe, 10th October 2000, Paris.

Jones, Ronald W., "A Three-Factor Model in Theory, Trade, and History", *International trade. Volume 2. Production structure, trade and growth* (1995):39-57,

- Elgar Reference Collection. International Library of Critical Writings in Economics, vol. 59. Aldershot, U.K. and Brookfield, Vt.:Elgar,
- Kleijn, H. and J. Klooster, 1990. *Het bewijs van de prijs*. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag. In: European Commission (1997). Proposal for a Council Directive Restructuring the Community Framework for the Taxation of Energy Products, COM (97)30, Brussels.
- Koopmans (1998), Effects of National, OECD-wide and World-wide Energy Taxes on Environment and on competitiveness, in Barker & Köhler (eds.): International Competitiveness and Environmental Policies, Edward Elgar.
- Larsen, B.M. and Nesbakken, R. (1997), Norwegian Emissions of CO₂ 1987-1994. A Study of Some Effects of the CO₂ Tax", *Environmental and Resource Economics*, in course of publication.
- Larsen, Hans (2000). *Green Taxes - The Danish Experience*, Ministry of Taxation, Copenhagen, Denmark. Presentation made at the conference "Supporting a Sustainable Future: Making Dollars and Sense", Vancouver, Canada, 11-13.12.2000. Available at <http://www.ec.gc.ca/eco-n-ference/>.
- Luhmann, H.J., Ell. R., Roemer, M. (1998) "Unevenly distributed benefits from reducing pollutants, especially road traffic emissions, via reducing road transport. In: Environmental fiscal Reform Final Report, Wuppertal.
- Majocchi, A. (1996), "Green Fiscal Reform and Employment: a Survey", *Environmental and Resource Economics*, Vol. 8, No. 4, December.
- Metcalf (1998), A Distributional Analysis of an Environmental Tax Shift, NBER Working Paper 6546. Available at <http://papers.nber.org/>.
- Miranda, Marie Lynn, Scott D. Bauer and Joseph E. Aldy (1995). Unit Pricing Programs for Residential Municipal Solid Waste: An Assessment of the Literature. Report prepared for Office of Policy, Planning and Evaluation, U.S. Environment Protection Agency. EE-0305. August. Available at <http://www.epa.gov/economics>.

Mussa, Michael, "Tariffs and the Distribution of Income: The Importance of Factor Specificity, Substitutability, and Intensity in the Short and Long Run", *Journal of Political Economy* v82, n6(Nov.-Dec. 1974): 1191-1203.

Naturvårdsverket (1995). *Utvärdering av koldioxidskatten - har utsläppen av koldioxid minskat?* Rapport number 4512. Stockholm. In Swedish.

Nordic Council of Ministers (1999), *The Scope for Nordic Co-ordination of Economic Instruments in Environmental Policy*, TemaNord, 1999-50.

OECD (1972), "Recommendation of the council on guiding principles concerning international economic aspects of environmental policies", 26 May 1972-C(72)128.

OECD (1989), "Recommendation of the council concerning the application of the polluter-pays principle to accidental pollution", 7 July 1989-C (89)88/Final.

OECD (1992), "The Polluter-Pays Principle. OECD Analyses and Recommendations" Available on site www.oecd.org/env/docs/gd9281-fr.pdf (this report contains a compilation of OECD Studies and Recommendations up until 1992).

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

OECD (1996), *Implementation Strategies for Environmental Taxes*, OECD, Paris.

OECD (1997), *Environmental Taxes and Green Tax Reform*, OECD, Paris.

OECD (1999a), *Voluntary Approaches for Environmental Policy: An Assessment*, OECD, Paris.

OECD (1999d), *Implementing Domestic Tradable Permits for Environmental Protection Proceedings*, OECD, Paris.

OECD (2000c), "Greening Tax Mixes In OECD Countries: A Preliminary Assessment", OECD, Paris. COM/ENV/EPOC/DAFFE/CFA(99)112 /FINAL.

OECD (2001), "The polluter-pays principle as it relates to international trade a Preliminary study", COM/ENV/TD(2001)44.

OECD(2001), "Environmentally Related Taxation In OECD Countries: Issues And Strategies", COM/ENV/EPOC/DAFFE/CFA(2000)95/REV1.

OECD, "OECD Environmental Performance Reviews", 1996.

OECD/EU database (available at www.oecd.org/env/policies/taxes/index.htm).

OPRC (1990), "International Convention on Oil Pollution Preparedness, Response and Co-operation", London.

P. R. Krugman and M. Obstfeld, "International Economics: Theory and Policy", 5th ed., 2000, Addison-Wesley, Pub. co., pp. 70-74.

Pearce, D. and E.B. Barbier (2000), *Blueprint for a Sustainable Economy*, Earthscan Publications Ltd, London.

Pezzy, J., "Market Mechanism of Pollution Control: 'Polluters Pay', Economic and Practical Aspects", in a R. K. Turner eds. *Sustainable Environmental Management, Principles and Practice*, Westview Press, 1988, pp. 191-242.

Pigou, A.C. (1947), *A Study of Public Finance*, 3rd ed. Macmillan, London.

Repetto, R., 1996. Shifting taxes from value added to material inputs. In: Carraro, C., Siniscalco, D. (Eds.), *Environmental Fiscal Reform and Unemployment*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 53-72.

RWI (Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung) 1999 in Ecotec, (2000).

Sandmo, A. (1998), "Redistribution and the marginal cost of public funds", *Journal of Public Economics*, 70, No. 3, pp. 365-82.

Schreiner, P. (1999) Obstacles to the implementation of tradable permits: the case of Norway. Chapter VI, *Implementing Domestic Tradable Permits for Environmental*

Protection Proceedings, OECD, Paris.

Smith, Stephen (1998), "Distributional Incidence of Environmental Taxes on Energy and Carbon: a Review of Policy Issues", presented at the colloquy of the Ministry of the Environment and Regional Planning, "Green Tax Reform and Economic Instruments for International Cooperation: the Post-Kyoto Context", Toulouse, 13 May 1998.

Smith, Stephen (1999), *The compatibility of tradable permits with other environmental policy instruments*, Chapter X, Implementing Domestic Tradable Permits for Environmental Protection Proceedings, OECD, Paris.

Swedish Environmental Protection Agency (1997), *Environmental Taxes in Sweden*, Stockholm.

Symons and Proop, 1998 from ECOTEC study.

Umwelt-Gutachten (2000): Schritte ins nächste Jahrtausend. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen.

Van Wee, B. (1995) *Pricing instruments for Transport Policy*. In: Environment, Incentives and the Common Market, ed. F.J. Dietz, H.R.J. Vollebergh and J.L. de Vries, Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.

Vermeed, W. and van der Vaart, J. (1998), *Greening Taxes: The Dutch Model*, Kluwer, Deventer.

Walls, M. and Hanson, J., (1999) "Distributional Aspects of an Environmental Tax Shift: The Case of Motor Vehicle Emissions Taxes", *National Tax Journal*, Volume LII, No.1: 53-65.

유동운 (1992), 『환경경제학』, 비봉출판사,

한국환경정책·평가연구원 (2000), "환경부문을 고려한 국제무역과 내생적 지속성장모형연구".

한국환경정책·평가연구원, 에너지경제연구원 (1999), "온실가스 배출권거래제도 정책연구: 주요 이슈 및 외국도입사례".

[부 록 1]

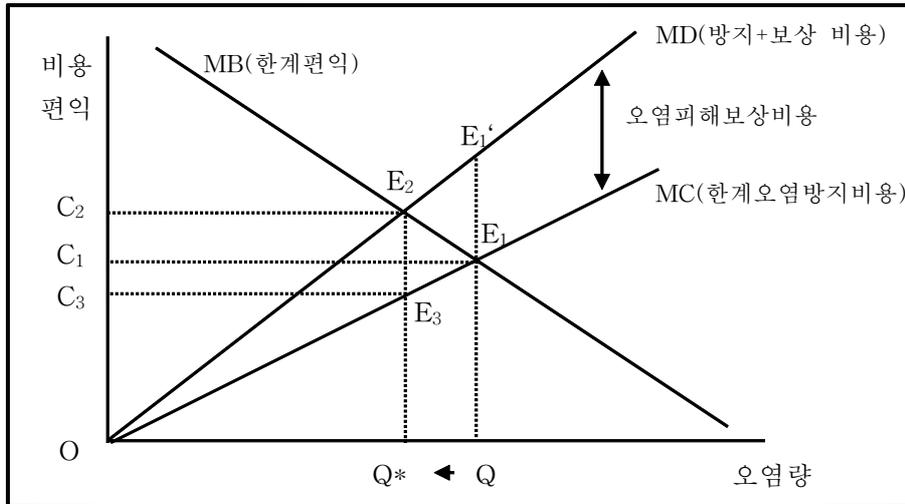
환경오염 비용 내재화의 경제적 원리

환경오염 비용 내재화의 경제적 원리

1. 오염자 부담 개념의 확대

<그림 1>은 ‘오염 방지비용의 감수’를 의미하는 협의의 오염자 부담과 오염으로 인한 ‘피해의 보상’ 개념으로 확대된 광의의 오염자 부담 원칙을 비교하기 위한 것이다.

<그림 1> 오염자 부담의 범위



그림의 MC는 생산과정에서 배출되는 오염배출량과 동 오염을 방지하기 위해 소요되는 한계방지비용의 관계를 나타낸 것이다. MD는 여기에 각 단위오염이 유발하는 오염피해의 보상비용을 고려한 것이다. MR은 생산자가 오염을 유발하는 생산과정에서 획득하는 한계 편익을 나타낸다. 협의의 오염자 부담 원칙 하에서 생산자는 한계오염방지비용과 한계편익이 일치하는 E₁ 점에서 Q 수준의 오염을 생산하고 OC₁에 해당하는 오염방지비용을 부담한다.

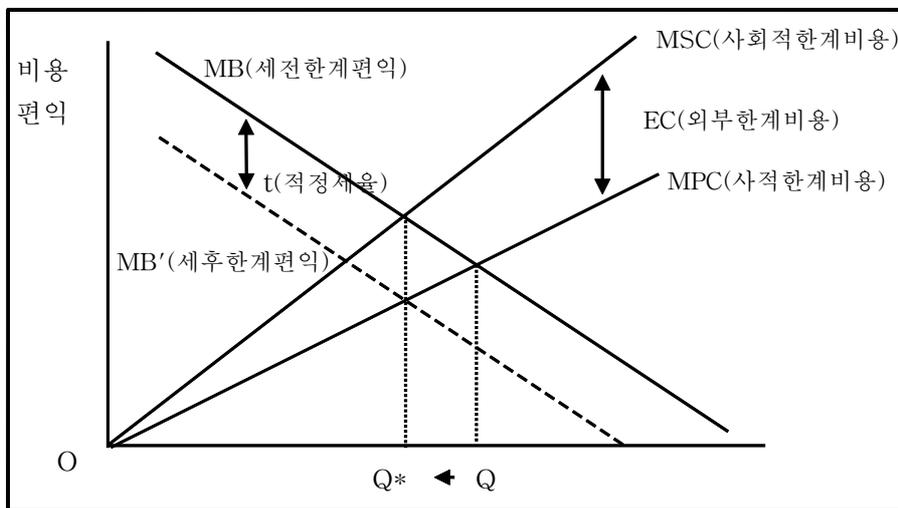
그러나, 이 같은 협의의 오염자 부담 원칙을 준수한 생산자 균형은 광의의 오염자 부담 원칙에서 볼 때, E₁E₁'에 해당하는 오염피해비용을 야기하는 것이다. 광의의 오염자 부담 원칙이 적용되어 오염피해 보상비용이 생산자 의사결정에 반영될 경우, 새로운 균형은 Q*점에서 생산하고 OC₂를 비용으로 부담하는 E₂ 위치에 찾아진다. 여기서 생산자가 부담하는 총비용은 OC₃E₃Q*의 오염방지비용과 C₃C₂E₂E₃의 오염피해 보상비용으로 구성됨을 알 수 있다. 광의의 오염자 부담 원칙에 따른 생산자 균형이 이론적으로 최적의 오염수준을 내포하고 있음에도, 종종 오염피해 보상비용 산정상의 어려움이 광의의 오염자 부담 원칙 적용에 장애가 되는 것으로 알려져 있다.

2. 환경오염비용의 내부화

생산활동이 유발하는 환경오염의 외부비용을 환경세 형태로 내부화하는 부분균형 모형을 이용하여 오염자 부담 원칙의 경제적 파급효과를 살펴보자.¹³²⁾ 환경세를 포함한 환경규제 정책의 도입 전제는 규제가 없는 상황에서는 부정적인 환경 외부효과가 존재한다는 것이다. 부정적 외부효과란 한 경제주체의 생산 및 소비 활동이 다른 경제주체에 영향을 주지만 이것이 자신의 의사결정에서는 비용으로 고려되지 않는 경우에 발생한다.

외부효과는 환경의 공공재적인 성격에서 비롯되는 것이 대부분이다. 청정 대기, 청정 수질 등과 같은 환경자산에 대한 배타적 사유재산권의 부재 때문에 경제 주체들은 자신의 결정이 미래 세대를 포함한 다른 경제 주체에 미칠 영향에 대한 고려 없이 이러한 환경자원을 사용한다. 이처럼 환경오염이나 한정된 자원소비에 대한 사회적 비용이 개별 경제주체의 생산 혹은 소비함수에 반영되지 않는 경우, 사회적으로 효율적인 수준 이상의 과도한 생산이나 소비가 일어날 수 있다. 공정하고 효율적인 가격에 따른 자원의 재분배는 환경비용을 상품생산이나 소비활동의 비용 혹은 효용함수에 완전히 내재화시키는 것을 전제로 한다.

<그림 2> 환경세와 오염비용



<그림 2>는 환경적 외부효과를 오염자 부담 원칙에 따른 환경세를 부과함으로써 내재화하는 간단한 부분균형 모형을 보여주는 것이다. 이론적으로 오염활동(예, 광물 가공)의 효율적 수준은 추가적 배출이 오염 규제한도를 넘지 않는 한도 내에서 오염 한 단위의 추가적 배출

132) 오염자 부담 원칙 수용의 경제적 효과에 대한 이 절의 논의는 OECD (2001), 「COM/ENV/EPOC/DAFFE/CFA(2000)95/REV1」를 정리한 것임.

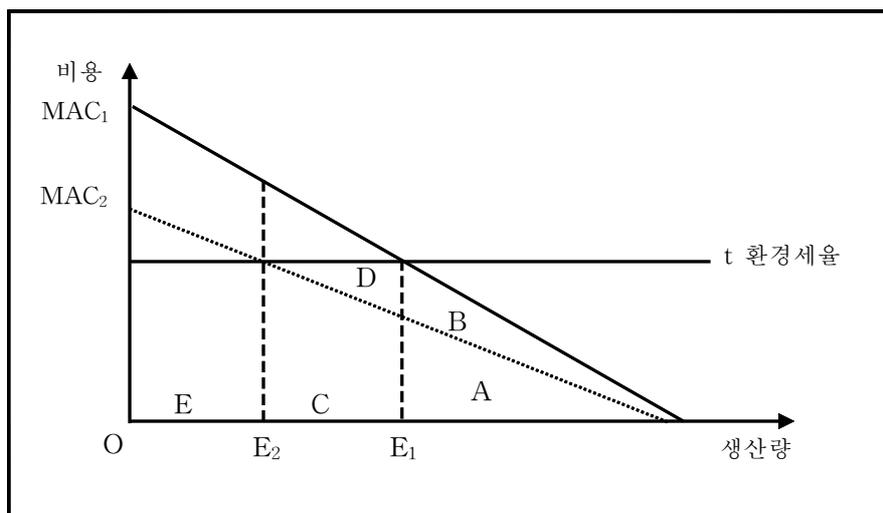
에 따른 한계 이익(MB)과 사회적 한계비용(MSC)으로 파악되는 한계 저감비용이 일치하는 수준에서 결정된다. 환경오염 유발의 한계 사회적비용(MSC)은 총 배출 오염의 사적 한계비용에 외부적 한계비용(EC)을 더한 값이다. 적절한 환경규제가 도입되지 않는 경우, 민간 부문은 생산활동에 따른 오염배출의 한계 편익선이 민간부문의 한계비용과 동일해 지는 Q수준의 오염유발 활동을 영위한다.

사회적 최적오염을 유발하는 Q*까지 생산량을 감소시키기 위한 오염세는 오염단위당 세율 t의 간접세를 부과하는 것이다. 최적 세율 t는 사회 최적점인 Q*에서의 사적인 한계오염비용과 사회적 오염비용의 차이를 나타내는 MSC와 MC간의 수직거리로 결정된다. 환경세의 도입은 Q*에서 새로운 사적 균형이 이루어지도록 한계이익 곡선을 MB' 위치로 이동시키는 효과를 가져온다. 사회적으로 최적인 오염 수준은 이와 같이 오염유발행위에 대한 과세를 통해 사적 경제주체의 편익함수 내에 환경위험의 외부비용을 내재화시킴으로써 달성될 수 있다.

3. 환경세 도입의 동태적 효율성¹³³⁾

<그림 3>은 규제기준 이하의 환경오염배출에 대해 t 수준의 일정 환경세가 부과되는 경우를 대상으로 생산자의 오염저감 비용 최소화를 위한 최적 의사결정 과정을 설명해준다. 먼저 그림에 나타난 초기 한계저감비용곡선(MAC₁) 아래 부분은 각 오염저감 수준에 따라 생산자가 부담해야할 기술적인 오염저감 비용을 나타내는 것이다. 한계저감비용곡선은 오염규모가 증가할수록 단위 저감비용이 감소한다는 가정에 따라 우하향하는 기울기를 갖도록 설정되었다. 따라서 그림에 나타난 한계저감비용곡선의 아래 부분인 A와 B 면적의 합은 E₁까지 배출을 감소시키는데 소요되는 총 오염저감 비용을 나타낸다고 할 수 있다.

<그림 3> 환경세의 동태적 효율성



133) Brade(2000) 참조

오염배출활동에 대해 일정율의 환경세가 부과되는 경우, 생산자는 오염배출 저감의 한계비용이 부담해야할 환경세보다 높게 나타나는 한 오염배출량을 저감하기보다는 요구된 환경세를 부담함으로써 총 저감비용을 최소화하는 행동양식을 보인다. 반대로 오염배출 한계비용이 부담해야할 환경세보다 낮게 나타나는 E_1 수준 이상의 환경오염에 대해서는 환경세 대신 오염저감 활동에 필요한 비용을 부담함으로써 저감비용을 최소화 할 수 있다. 결과적으로 t 수준의 과세율에서 생산자는 E_1 수준의 오염물질을 배출하고 환경세선 t 아래 부분의 면적 C , D , E 의 합에 해당하는 환경세와 A 와 B 면적의 환경오염 저감활동 비용을 부담하게 된다.

여기서 규제수준 이하의 오염배출량($O \sim E_1$)에 대한 환경세 부과는 단지 규제수준 이상의 오염배출 비용만을 지불할 뿐인 무상배분 배출권 또는 자발적 협상을 통한 자율규제 제도와 달리 오염저감 비용 감소에 대한 중요한 동태적 유인동기를 내포하고 있다.

환경세는 환경오염 저감기술 진보 등에 힘입어 기술적인 저감 비용이 하락이 일어날 경우, 개별 생산자로 하여금 보다 많은 배출오염을 감소하도록 하는 유인동기를 제공한다. 예를 들어 생산자의 한계저감 비용을 MAC_1 에서 MAC_2 로 하락시키는 형태의 기술진보가 일어나고 기존의 환경세가 동일한 수준으로 부과되는 경우, 생산자는 새로운 기술 곡선에서의 한계 저감비용과 환경세율이 일치하는 E_2 수준까지 추가적으로 환경오염 배출을 저감하고자하는 유인동기를 갖게 된다. E_2 수준으로 오염배출량을 줄임으로써 생산자는 E , C , A 면적의 합에 해당하는 환경오염비용을 부담하게 되며, 이는 기존의 기술조건에서 E_1 수준의 오염배출량을 유지하는 것에 비해 B 와 D 면적의 합에 해당하는 만큼의 총 오염비용 저감효과를 얻을 수 있음을 뜻한다.

먼저 새로운 기술조건 하에서 만약 배출기준이 E_1 에 설정되어 있다면, MAC_1 에서 MAC_2 까지 저감 비용을 감소시키는 기술적 혁신에도 불구하고 저감 유인동기가 없기 때문에 기업들은 E_1 이하로 배출량을 감소시키지 않을 것이다. 이 경우 생산자는 E_1 수준 이상의 오염배출 저감에 있어 기술 변화에 따른 B 면적에 해당하는 만큼의 오염비용 절감효과를 누릴 수 있게 된다. 다음으로 오염배출 수준을 E_1 수준에서 E_2 수준으로 자발적으로 강화시킴으로서 D 면적에 해당하는 추가적인 비용절감 효과를 누릴 수 있다. 결과적으로 오염자 부담 원칙의 수용은 MAC_1 에서 MAC_2 로의 기술진보를 통해 생산자로 하여금 B , C 면적의 합에 해당하는 총 오염저감비용 절감효과와 함께 별도의 환경오염배출 저감효과($E_1 - E_2$)를 동시에 누릴 수 있게 하는 동태적 유인동기를 제공하게 됨을 알 수 있다.

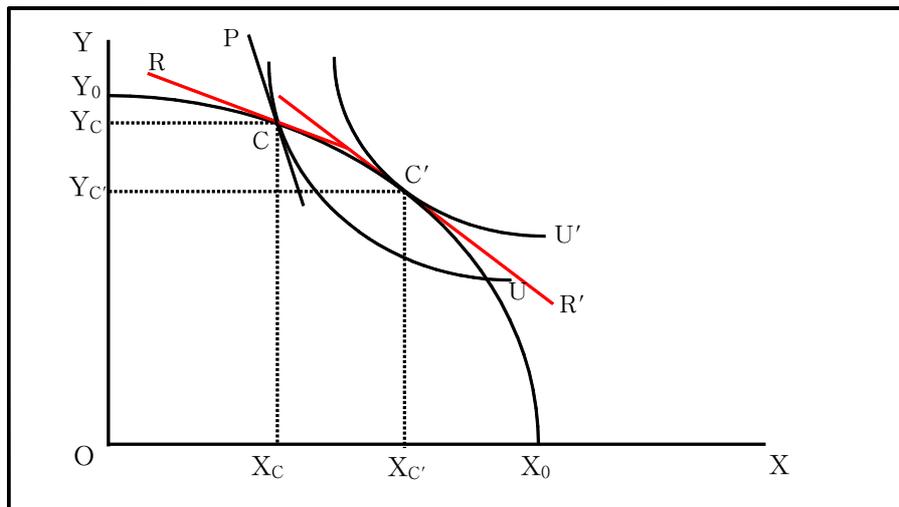
4. 환경오염비용의 외부성과 재화시장 왜곡

노동과 자본을 생산요소로 이용하는 두 개의 생산요소(노동과 자본)와 두 개의 재화(자본 집약적인 생산기술을 가진 Y 재와 노동집약적인 생산기술을 가진 X 재)로 구성된 신 고전파적

인 일반균형 모형을 상정하고, Y재 생산과정에서 발생하는 환경오염이 사회적 외부비용을 발생시킨다고 가정하자. 이 경우, 환경오염 비용은 생산자 개인의 의사결정이나 소비자 선택에 별다른 영향을 미치지 않을 것이며, 재화시장에는 생산의 사회적 비용과 사적비용이 일치하지 않는 왜곡이 존재하게 된다.

<그림 4>는 이와 같은 재화시장의 왜곡이 존재하는 경우의 생산 및 소비균형과 오염자 부담 원칙의 적용이 가져오는 사회적 후생의 변화를 나타낸 것이다. X_0Y_0 는 주어진 생산요소를 사용하여 생산할 수 있는 X재와 Y재의 최적 생산조합을 나타내는 생산가능곡선을 나타낸 것이다.¹³⁴⁾

<그림 4> 환경오염의 외부성과 일반균형



Y재 생산에서 유발되는 환경오염 비용이 사회적 외부성을 띠는 경우, Y재 생산자는 자신의 사적 비용함수와 수입함수에 나타난 한계비용과 한계수입을 일치시키는 이윤 극대화 조건에 따라 행동하게 될 것이다.

이 같은 생산자 의사결정이 가져오는 시장왜곡 하의 일반균형은 C점과 같이 나타낼 수 있다. X_c 와 Y_c 만큼의 생산이 일어나며, 폐쇄경제를 가정하므로 동일한 양이 소비된다. C점에서 생산가능곡선에 접하는 직선 R의 기울기로 나타나는 X재와 Y재 사이의 한계 기술 변환율(MRT)을 의미하며 Y재 혹은 X재 생산의 사회적인 기회비용을 나타낸다. 또한 C점을 지나는 직선 P는 재화의 상대 가격선으로 그 기울기는 Y재 생산의 사적 한계비용을 나타낸다. 균형에서 왜곡이 존재한다는 사실은 이 두 직선의 기울기가 일치하지 않는다는 데서 확인된다.

즉 Y재 생산의 환경오염 비용이 외부성을 가지므로 시장에서의 Y재 생산의 사적 기회비용 즉 Y재의 상대가격은 사회적 기회비용 보다 작다. 이는 C점에서 사회적 기회비용선 R의 기울기가 상대가격선 P의 기울기 보다 낮다는 데서 확인할 수 있다. Y재 생산의 사적 기회비용이 사회적 기회비용 보다 작으므로 사회적인 최적 생산 수준보다 더 많이 생산될 것이다.

134) 환경 외부성이 존재하는 경우의 생산가능곡선의 모형에 대한 세부 논의는 “환경부문을 고려한 국제무역과 내생적 지속성장모형연구(한국환경정책·평가연구원, 2000)”을 참조.

소비자 선택이 상대적 시장가격에 의해 결정되므로 사회적 후생수준을 나타내는 효용 무차별 곡선(U)은 C점에서 직선 P에 접하게 그려진다. 효용무차별 곡선이 생산가능 곡선의 내부를 지난다는 사실로부터 C점이 내포한 사회적 후생수준은 최적 후생수준에 미치지 못한다는 것을 확인할 수 있다.

이러한 시장왜곡을 제거하는 방안은 오염자 부담 원칙을 적용하여 환경외부비용을 내부화하는 것이다. Y재 생산의 사적 기회비용과 사회적 기회비용을 일치시키기 위하여 Y재 생산에 환경세를 부과하는 경우를 생각해 보자. 환경세 부과로 Y재 생산의 기회비용이 증가하여, Y재 생산이 줄어들고 X재 생산이 증가하는 형태의 생산구조 조정을 반영하는 생산점은 생산가능곡선을 따라 오른쪽으로 이동하게 된다.

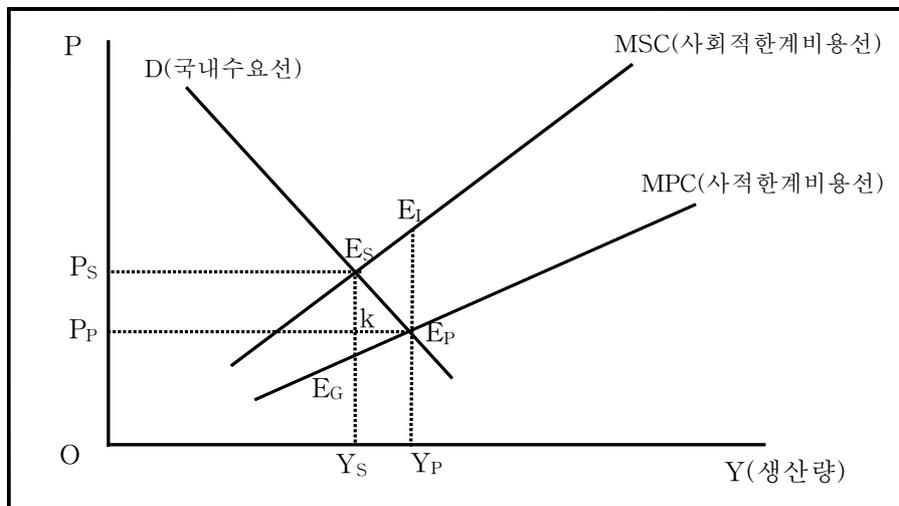
오염자 부담 원칙의 적용이 가져오는 새로운 균형점은 Y재 생산의 사회적 기회비용과 사적기회비용이 일치하는 C'점과 같이 나타낼 수 있다. 새로운 균형에서 생산의 한계 변환율과 시장상대 가격 그리고 한계 소비 대체율은 모두 일치(R')하게 되며, 이는 C'점에서 효용 무차별 곡선(U')과 생산가능곡선이 접하는 것을 통해 확인된다. C'점에 접하는 효용 무차별 곡선 U'이 C점을 지나는 효용 무차별 곡선의 U의 밖에 위치한다는 사실로부터 환경오염의 외부비용을 환경세 형태로 내부화 하는 경우의 사회적 후생이 그렇지 않은 경우에 비해 높아진다는 것을 확인할 수 있으며, 이는 생산 부문에서 효율적인 자원 재분배가 이루어진 결과라고 할 수 있다.

5. 환경오염비용 내부화의 무역효과

사회적 외부성을 띤 환경오염 유발부문에 비교우위를 갖고 있는 소규모 개방경제의 국내균형과 오염자 부담 원칙의 적용이 가져오는 경제적 파급효과를 살펴보기 위하여, 먼저 폐쇄경제하의 균형이 갖는 의미를 살펴보자.

<그림 5>는 Y재 생산에 사회적 외부성을 지닌 환경오염이 존재하는 소국경제의 폐쇄균형을 나타낸 것으로 사적한계비용선 MPC의 상방에 위치하는 사회적한계비용선 MSC를 확인할 수 있다.

<그림 5> 환경오염의 외부성과 폐쇄경제 부분균형



오염자 부담 원칙을 적용하지 않을 경우의 시장균형은 사적 한계비용선과 국내 수요선이 일치하는 E_P 위치에 결정되며 Y_P 의 생산이 P_P 의 국내가격에서 일어나게 된다. 오염자 부담 원칙을 적용하여 사회적 한계비용선과 사적 한계비용선의 차이에 해당하는 환경세를 부과한 경우의 균형은 E_S 위치에 결정되고 Y_S 의 생산량과 P_S 의 균형가격이 형성될 것이다.

사회적 최적균형 생산점인 Y_S 를 초과하는 Y_P 를 생산하는 과정에서 생산자는 $Y_S E_G E_P Y_P$ 만큼의 비용을 추가로 부담하나 사회 전체적인 추가 생산비용은 $Y_S E_S E_L Y_P$ 에 해당하므로 이러한 초과생산은 $E_G E_S E_L E_P$ 만큼의 사회적 비용을 야기하게 된다. 이러한 사회적 비용은 폐쇄 사적균형에서의 생산자 잉여인 삼각형 $k E_G E_P$ 와 소비자 잉여인 $k E_S E_P$ 에 의해 그 일부분이 회수되지만, $E_S E_L E_P$ 에 해당하는 사회적인 순 손실을 야기하고 있음을 알 수 있다.

이러한 사회적 순 손실은 오염자 부담 원칙을 적용하여 사회적 최적 균형수준인 Y_S 로 생산수준을 회복시키는 경우 사라지게 된다. 그러나 이러한 조정은 사회적 순 손실을 제거하는 과정에서 생산자 잉여인 $k E_G E_P$ 와 소비자 잉여인 $k E_S E_P$ 를 함께 제거한다는 점에서 Y재 산업에 관련된 생산자와 소비자들에게는 사적인 손실을 야기하게 된다. 이러한 소득 재분배 현상은 종종 환경규제를 강화하는 과정에서 관련 이해집단의 반발을 야기되는 원인을 제공하는 것이다.

이제 이러한 폐쇄경제가 대외무역을 통해 Y재를 수출하게 되는 경우에 발생하는 문제점들을 점검해 보자.

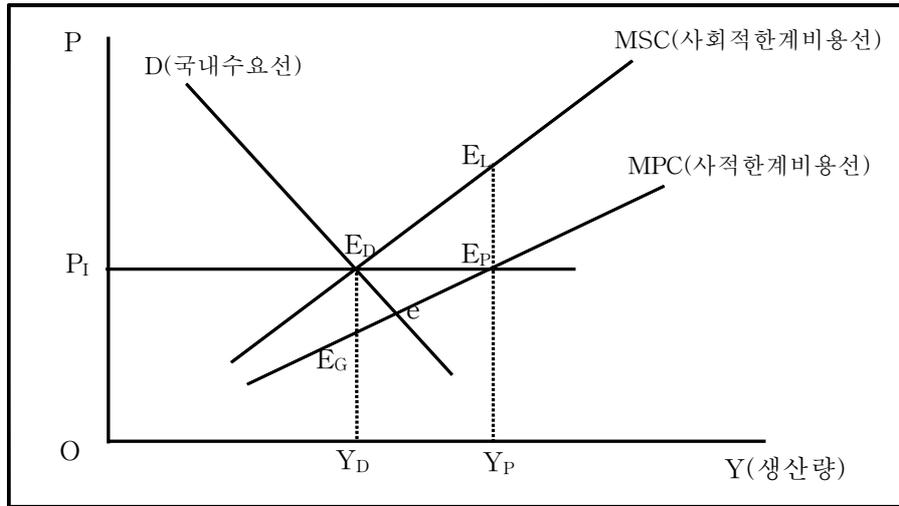
5.1 무역 억제 효과

<그림 6>은 오염자 부담 원칙이 적용되지 않은 상태에서 국제가격이 P_I 로 주어지는 경우의 Y재 생산부문의 부분균형을 나타낸 것이다.¹³⁵⁾ 이 소규모 개방경제의 시장균형은 국제가격선인 P_I 과 사적비용곡선 MPC의 교점인 E_P 에서 결정된다. 생산자는 Y_P 를 생산하여 국내시장에 Y_D 를 공급하고 국제시장을 향해 $Y_D Y_P$ 만큼을 수출하고 있다. 이러한 균형이 가지는 경제학적 의미는 다음과 같다. 생산자는 $Y_D E_G E_P Y_P$ 만큼의 비용을 들여 $Y_D E_D E_P Y_P$ 만큼의 수입을 얻으므로 삼각형 $E_G E_D E_P$ 만큼의 생산자잉여를 이익으로 수취하고 있다. 이러한 생산자 잉여는 $e E_G E_D$ 에 해당하는 국내 생산자 및 소비자잉여의 재분배분¹³⁶⁾과 $e E_D E_P$ 만큼의 해외 생산자잉여 수취 분으로 구성되어 있다. 따라서 생산자가 수출로부터 얻게되는 해외유입 순잉여는 $e E_D E_P$ 라 할 수 있다. 그러나 이러한 수출은 사회 전체적으로 삼각형 $E_D E_L E_P$ 만큼의 환경오염의 사회적 외부성에 따른 손실을 발생시킨다. 결국 Y재 수출부문은 생산자에게는 순이익을 가져다주고 있으나, 경제 전체적으로는 순잉여 $e E_D E_P$ 와 사회적 손실 $E_D E_L E_P$ 의 차에 해당하는 만큼의 손실을 유발하고 있는 셈이다.

135) 여기서 국제가격선 P_I 는 Y재 생산의 사회적한계비용과 국내 수요곡선을 일치시키는 수준으로 주어져 있다. 이는 교역상대국들에서는 오염자 부담 원칙이 적용되고 있음을 상징한 것이다. 소규모 수출국경제를 가정하므로, 국제가격선은 해외수요곡선과 같은 의미를 가지며 X축에 수평으로 그려진다.

136) 국내잉여 재분배분은 국제무역에 참여하지 않는 경우의 국내균형 e 를 기준으로 한 것이다. 국내균형 e 에서 $E_D Y_D$ 선에 수직으로 그은 선분의 윗 부분이 소비자잉여이고 아래 부분은 생산자 잉여에 해당한다.

<그림 6> 환경오염의 외부성과 개방경제 부분균형 I



이제 Y재 생산에서 유발되는 환경오염의 사회적 외부성을 제거하기 위하여 Y재 생산부문에 환경세가 도입되고 사적한계비용이 사회적 한계비용과 동일한 수준으로 상승하는 경우, Y재 생산량은 국내수요에 일치하는 Y_D 수준으로 축소되며, 새로운 균형점인 E_D 에서 수출은 일어나지 않게 된다. 사적 한계비용이 사회적 한계비용과 같아지는 경우 자급자족 상태로 돌아가게 된다는 점에서, 위의 경우는 Y재 생산에 존재하는 환경오염의 외부비용 효과가 직접적인 수출동기를 구성하고 있음을 알 수 있다.

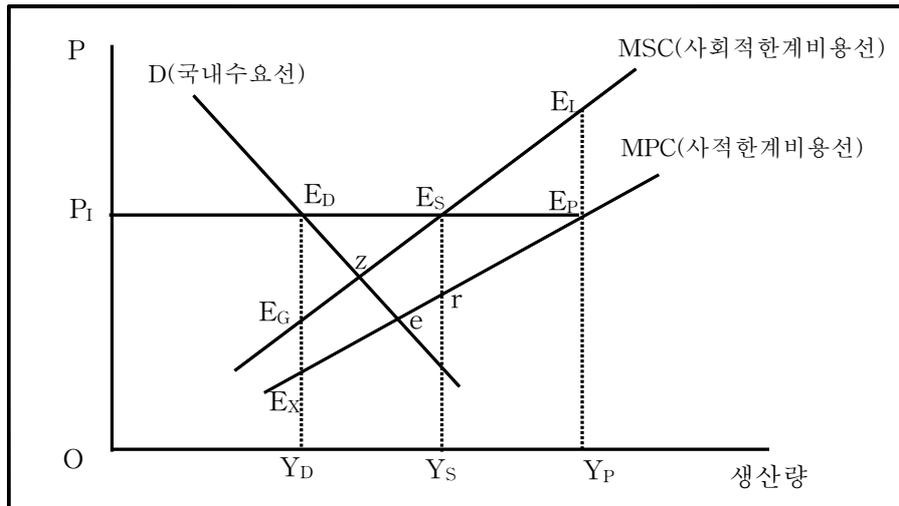
소규모 개방경제에서 오염자 부담 원칙의 적용이 수출을 완전히 구축하는지 여부는 국제가격선으로 나타난 해외수요의 크기에 따라 달리 결정된다는 것을 알 수 있다. <그림 7>은 오염자 부담 원칙의 적용에도 불구하고 일정부분의 수출이 유지되는 경우를 보여준다.

그림에서 해외 가격선 P_I 는 사회적으로 최적인 국내가격 수준보다 높게 형성되어 있다. 이는 Y재 생산부문에 사회적 외부성이 존재하기는 하나 국내 생산기술의 효율성이 교역 상대국의 생산기술 수준보다 우수하거나, Y재품에 대한 해외 소비자의 선호가 국내 소비자에 비해 현저하게 높은 경우에 일어날 수 있는 상황이다.

오염자 부담 원칙이 도입되지 않은 경우의 국내 생산자는 국제가격이 그의 한계비용선과 만나는 E_P 에서 균형을 찾게되며, Y_P 가 생산되어 Y_D 만큼이 국내소비를 위해 충당되고, $Y_D Y_P$ 만큼의 수출이 일어나게 된다. 이러한 사적 균형이 가져오는 경제적 효과는 다음과 같다.

먼저, 사적 폐쇄균형 e 와 비교할 때, 국내가격 수준이 국제가격 수준으로 상승하고 국내수요가 Y_D 수준으로 줄어들게 되어 국내 소비자 균형점은 E_D 에 위치하게 된다. 이는 폐쇄경제와 비교해 소비자잉여가 상당부분 축소되었음을 의미하며 대외무역의 소득 재분배 효과를 가늠하게 하는 지표가 된다.

<그림 7> 환경오염의 외부성과 개방경제 부분균형 II



$Y_D Y_P$ 를 생산하는데 지불하는 생산자의 사적비용은 $Y_D E_X E_P Y_P$ 이나 생산자는 수출가격과 수출량을 곱한 면적 $Y_D E_D E_P Y_P$ 에 해당하는 수입을 얻으므로, $E_X E_D E_P$ 면적만큼의 이익을 얻는다. 이와 같은 수출로부터 생산자가 수취하는 이익은 국내 생산자 및 소비자 잉여의 재 분배분에 해당하는 $e E_X E_D$ 해외생산자 및 소비자잉여의 국내 유입부분인 $e E_D E_P$ 의 합으로 구성된다. 그러나 이러한 생산량 증가가 가져오는 사회적인 오염비용인 $E_X E_G E_L E_P$ 를 고려하면, 수출이 사회 전체에 가져다 주는 편익은 생산자가 수출에서 발생시키는 사회적 순이익 $z E_D E_S$ 에서 사회적 순 손실분인 $E_S E_L E_P$ 를 차감한 면적과 같아지며, 그림에서 보듯이 수출은 사회 전체적 관점에서 순 손실을 야기하고 있음을 알 수 있다.

이 때에 오염자 부담 원칙이 도입되어 사적 비용곡선이 사회적 비용곡선과 같아지는 경우, 새로운 균형점은 E_S 로 이동하게 되고, 생산자는 Y_S 를 생산하여 $Y_D Y_S$ 를 수출하고 Y_D 를 국내 시장에 공급하게 된다. 이 경우 생산자는 $E_G E_D E_S$ 의 이익을 수취하나 사회 전체적으로 발생하는 순이익은 $z E_D E_S$ 에 해당한다.¹³⁷⁾

이상의 예는 국내 Y재 산업이 상당한 생산기술 상의 비교우위를 갖고 있는 경우에는 비록 오염자 부담 원칙을 도입하더라도 국제무역에 참가하여 자국제품을 수출함으로써 순이익을 발생시킬 수 있다는 것을 보여준다.

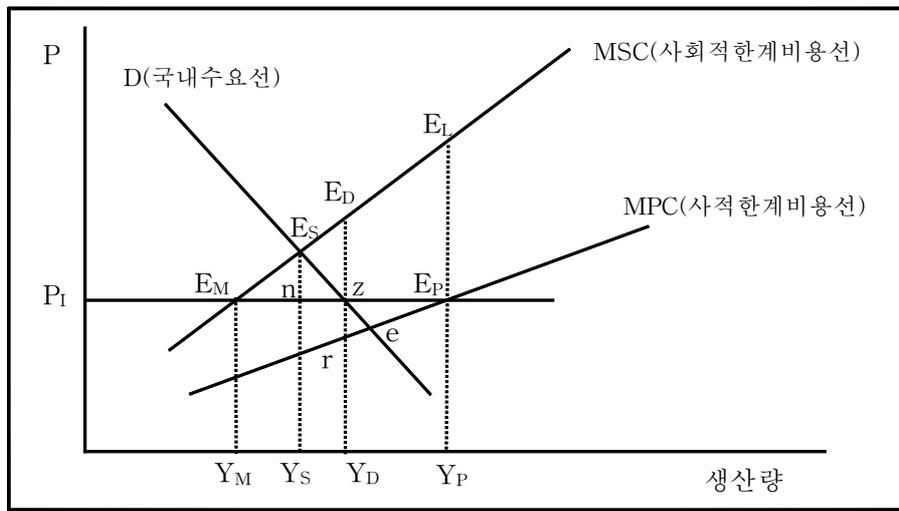
5.2 무역 역전 효과

이와 반대로 국내 생산기술이 대외 경쟁력을 갖지 못한 상태에서는 오염자 부담 원칙의 적용이 관련 산업을 수출산업에서 수입산업으로 역전시키는 현상이 나타날 수도 있다. <그림 8>은 오염자 부담 원칙이 적용되지 않은 상태에서 수출산업으로 분류되던 Y재 산업이 오염자 부담 원칙의 도입과 함께 수입산업이 되는 경우를 나타낸 것이다. 대외무역이 없는 폐쇄 경제에서의 균형은 e 위치에 존재하며, 그 특성은 <그림 5>에 설명한 바와 다르지 않다.

137) $z E_D E_G$ 는 사적 폐쇄균형 e 에서 오염자 부담 원칙이 적용되고 수출이 확대되어 국내소비가 감소한 데 따른 국내소비자 잉여의 재분배(상실)분으로 볼 수 있다. 이 부분은 개방경제의 사적균형에서 생산자 이득으로 수취되던 부분에 해당한다.

그러나 오염자 부담 원칙이 고려되지 않은 개방경제에서의 사적 균형은 E_P 에서 결정되며, 이 점은 Y재 생산부문에 있어 교역 상대국들의 평균적인 가격경쟁력을 나타내는 국제가격선 P_I 가 사적 한계비용선과 만나는 점이다. 생산자는 Y_P 를 생산하여 Y_D 를 국내수요에 충족하고 $Y_D - Y_P$ 를 수출함으로써 $zE_P - Y_P - Y_D$ 수출에 대한 수입으로 벌어들인다. 수출품 생산에 소요되는 생산자의 사적 비용이 $rE_P - Y_P - Y_D$ 로 주어진다. 사실로부터 생산자는 rzE_P 만큼의 이익을 얻고 있으나, 수출물량이 발생시키는 사회적인 비용은 $rE_D - E_L - E_P$ 면적으로 나타나며, 결국 zE_D 사회적 순 손실이 발생하고 있다. 또한 사적 균형생산량 Y_P 가운데 국내수요 충족을 위한 생산량 Y_D 가 사회적인 최적 생산수준인 Y_S 초과하는데서 추가적인 비용손실이 $zE_S - E_D$ 만큼 발생

<그림 8> 환경오염의 외부성과 개방경제의 부분균형 III



하여 개방경제 균형이 초과하는 사회적 순 손실의 총량은 $zE_S - E_L - E_P$ 로 확대됨을 알 수 있다.

여기서 사적 한계비용을 사회적 한계비용에 일치시키는 정도의 오염자 부담 원칙이 적용되는 경우 발생하는 경제적 파급효과를 살펴보자. 폐쇄경제 하에서라면 이와 같은 오염자 부담 원칙의 적용은 E_S 점과 같은 사회적 균형점을 가져올 것이나, 대외 교역이 가능한 상황에서의 사회적 최적균형은 국제 가격선과 국내수요곡선이 만나는 z 에 위치하게 된다. 국내 생산은 사회적 한계비용선과 국제가격선이 만나는 E_M 에 위치하게 되며, 국내 생산량 Y_M 과 국내소비량 Y_D 의 차이만큼이 해외에서 수입되어 들어옴을 알 수 있다.

$Y_M - Y_D$ 의 수입을 위하여 국내 소비자는 $zY_D - Y_M - E_M$ 만큼의 수입비용을 지출하나, 이것이 국내생산으로 대체될 경우에 발생하는 총 비용인 $Y_M - E_M - E_D - Y_D$ 와 비교할 때, $zE_M - E_D$ 만큼의 편익이 발생함을 알 수 있다. 여기서 $nE_M - E_S$ 부분은 폐쇄경제하의 사회적 국내 균형 생산량 Y_S 가운데 $Y_M - Y_S$ 부분이 해외수입으로 전환된 데 따른 국내 생산비용 절감효과를 나타내며, $znE_S - E_D$ 는 폐쇄경제 하에서의 사회적 국내 균형가격이 국제가격 수준으로 하락한 데 따라 새로이 창출된 수요가 국내에서 생산되지 않고 해외 수입에 의해 충족된 데서 발생한 비용절감분에 해당한다.¹³⁸⁾

양국에서 동일한 것으로 가정된 소비자 선호는 공동의 효용 무차별곡선 U_C 에 의해 표현되고 있으며, 자본 집약국인 C국의 생산가능곡선은 자본집약적 생산기술을 이용하는 Y재 생산에 편중된 형태로 그려져 있다. 상대적으로 노동요소를 풍부하게 보유한 것으로 가정된 D국의 생산가능성 곡선은 이와 반대로 노동집약 재화인 X재 산업부문에 치중된 모양을 하고 있다.

이러한 생산과 소비 조건에서, 양국이 교역에 참가하지 않는 경우의 C국과 D국의 국내 생산·소비균형은 각각 C와 D점으로 표현할 수 있다. C국의 X재 생산량과 Y재 생산량은 C점에서 X축과 Y축에 내린 수선의 발과 일치한다. 마찬가지로의 논리로 D점에서 X축과 Y축에 내린 수선의 발은 각각 D국의 X재 생산량과 Y재 생산량과 일치하는 것으로 볼 수 있다. 국가 간 교역이 일어나지 않은 상태이므로 C점과 D점에서 생산된 X재 및 Y재는 모두 자국 내에서 소비되며, C점과 D점은 각각 생산 균형점이면서 소비 균형점이 된다.

이제 무역 가능성을 평가하기 위하여 국가 간 재화의 상대가격차를 살펴보면, 자본 부존도가 높은 C국이 생산하는 재화의 국내 상대가격을 나타내는 PC선에 나타난 Y재의 상대가격은 노동 부존도가 높은 D국의 재화상대 가격선 PD에 나타난 Y재 상대가격에 비해 낮게 나타나고 있음을 알 수 있다.¹³⁹⁾ 따라서 C국 Y재 생산자는 국내시장에 비해 상대적으로 비싼 값을 받을 수 있는 D국에 Y재를 수출하고자하는 동기를 갖게 되며, D국 소비자의 입장에서 Y재의 수입은 국내 가격보다 저렴하게 Y재를 소비할 수 있는 기회를 제공하는 것이 된다. D국 X재 생산자 및 C국의 X재 소비자 입장에서 X재를 수출·수입할 충분한 경제적 유인동기를 확인 할 수 있다. 결국 C국에서는 상대적 비교우위 제품인 Y재의 생산과 수출이 늘어나게 되며, X재 생산이 줄어드는 대신 수입이 늘어나게 된다.

이와 같은 생산과 소비 패턴의 변화는 C국에서 Y재 가격의 상승과 X재 가격의 하락을 가져오며, D국에서는 반대로 Y재 가격이 하락하고 X재 가격이 상승하는 효과를 가져온다. 이러한 가격의 움직임은 양국에서 재화의 상대가격은 물론 절대가격이 같아지는 방향으로 움직이며 궁극적으로 공통의 국제시장가격을 형성하게 되는 것이다. 이 같은 국제가격은 그림에서 PI로 표시되어 있다.

국제 가격선과 C국의 생산가능곡선이 접하는 C'점은 자유무역이 가능한 경우 C국이 달성 가능한 생산의 최적 균형점을 나타낸다. 마찬가지로 국제 가격선과 D국의 생산가능곡선이 접하는 D'점은 D국 생산 균형점을 의미하는 것이다. 이제 국제무역이 가능하므로 C국과 D국의 소비점이 반드시 국내 생산 균형점 위에 한정될 필요는 없으며, 양국의 소비자는 국제 가격선과 새로운 효용무차별곡선 U_C' 이 접하는 C''점에서 소비균형 점을 찾게되며, 새로운 무차별곡선 U_C' 이 폐쇄경제하의 무차별곡선 U_C 위에 존재한다는 사실로부터 무차별곡선으로 표시된 사회적 후생이 양국 모두에서 증가하였음을 알게 된다.

이와 같은 분석은 자유무역의 정태적 편익을 보여주는 것으로 오랫동안 자유무역론에 대한 지지 입장을 강화하는 이론적 기반으로 활용되어 왔다. 실제로 이러한 분석도구를 활용할 경우, 자유무역을 왜곡하는 정책개입이 사회적 후생의 손실을 가져온다는 것을 증명할 수 있

139) 이는 자본을 상대적으로 풍부하게 보유한 C국이 자본 집약재인 Y재를 보다 싸게 생산할 수 있기 때문이다.

다.¹⁴⁰⁾

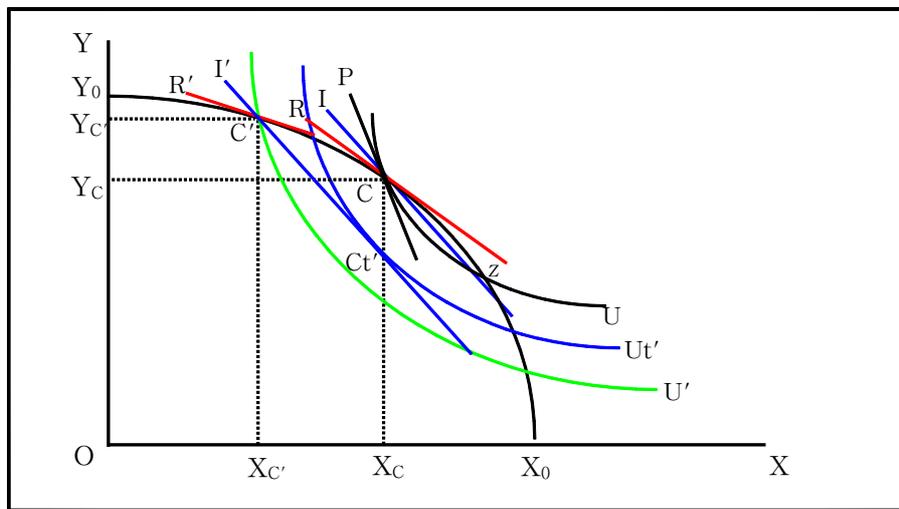
이러한 정태적 무역모형 외에도, 기존의 자유무역이론과 연구개발 투자와 기술혁신의 역할을 강조하는 내생적 지속성장이론을 병합한 무역에 관한 신기술이론들이 무역과 지속성장의 연계 분석에 유용한 이론적 분석 도구들을 제시하고 있으나, 이는 본 고의 연구 범위를 벗어나는 것으로 여기에 다루지 않는다.¹⁴¹⁾

6.1 대외 교역 효과

대외 교역부문이 존재하는 개방경제에 오염자 부담 원칙이 도입되는 경우, 해당국가 경제의 대외 경쟁력, 수출입 패턴의 변화, 교역 전·후의 사회적 후생변화 등과 관련된 복잡한 환경·통상 문제가 발생하게 된다. 환경세 형태로 환경오염비용의 생산자의 비용함수에 내부화시키는 오염자 부담 원칙 적용이 국제무역에 참여하는 교역당사국 경제에 미치는 영향을 전장에서 다룬 환경오염이 생산부문에 사회적 외부성으로 존재하는 경우를 통해 살펴보자.

<그림 10>은 자급자족 상태에서 환경오염의 외부성이 사회적 기회비용과 사적 기회비용간의 괴리를 유발하며, Y재 생산의 사적 기회비용이 사회적 기회비용보다 작아¹⁴²⁾ 최적 수준보다 많은 Y재가 생산되는 소국 경제를 표현한 것이다. C점은 교역 발생 전의 균형점으로 각각 X_C 와 Y_C 만큼의 생산과 소비가 이루어지고 있다.

<그림 10> 환경오염의 외부성과 개방경제의 일반균형 I



그림은 직선 I의 기울기로 주어지는 국제 시장에서의 Y재 상대가격이 사회적 기회비용과

140) 제화시장의 균형에 연계된 요소시장의 균형 문제는 여기에 다루지 않았으나, "box diagram"을 이용한 분석이 가능하다. "box diagram"의 특성에 관한 상세 논의는 P. R. Krugman and M. Obstfeld, "International Economics: Theory and Policy", 5th ed., 2000, Addison-Wesley, Pub. co., pp. 70-74. 참조.

141) 무역과 환경 및 지속성장의 연계에 관한 이론적 논의는 "환경부문을 고려한 국제무역과 내생적 지속성장모형 연구(KEI, 2000)" 참조.

142) C점을 지나는 직선 P의 기울기는 Y재 생산의 사적 기회비용을 나타내며, C점에서의 접선 R의 기울기는 그 사회적인 기회비용을 나타낸다. 직선 P의 기울기가 접선 R의 기울기보다 급하다는 점은 Y재 생산의 사적 기회비용이 사회적 기회비용보다 낮다는 것을 의미한다.

사적 기회비용의 사이에 위치하는 경우를 나타내고 있다. 사회적 기회비용이 국제가격보다 비싸므로 국내에서 Y재를 생산하는 것은 효율적인 자원배분을 가져온다고 할 수 없다.

그러나 사적 기회비용은 국제가격보다 싸게 나타나 있어 개별 생산자의 입장에서는 Y재의 증산과 수출이 보다 유리하게 인식된다. 이 같은 이유로 자유무역은 Y재 생산이 증가하는 방향으로 생산구조를 변화시키며, 교역 후의 균형생산은 C'과 같은 위치에서 이루어진다. 그러나 교역 후의 소비점은 C'점을 지나는 국제가격선 I'과 효용무차별곡선이 접하는 Ct'에 위치하게 될 것이다. 소국 개방경제를 가정하였으므로 교역 전후의 국제가격은 변화가 없고 I'의 기울기는 I의 기울기와 같다.

이러한 상황은 환경오염 비용이라는 외부효과가 존재하는 경우, 국제무역이 실질적으로 비교우위가 없는 부문에 대한 특화를 유발하여 생산부문에서 발생하는 환경오염을 심화시키며 자급자족 상태에 비해 사회적 후생을 감소시킬 수 있다는 것을 보여준다. 사회적 후생의 감소는 교역 후 효용무차별곡선(Ut')의 위치가 교역 전 무차별 곡선(U)의 안 쪽에 위치한다는 점으로부터 확인할 수 있다.

효용무차별 곡선 U'은 교역 후 생산균형점 C'에서 소비가 일어날 경우의 사회적 후생수준을 나타내는 것이다. 그림에 나타난 세 개의 효용무차별 곡선의 위치를 비교할 경우, 교역 후 일어난 사회적 후생수준의 감소(U-Ut')는 생산구조의 왜곡에서 발생한 후생 손실(U-U')과 교역을 통해 발생한 후생 이익(U'-Ut')의 합으로 나타난다는 것을 알 수 있다.¹⁴³⁾

이처럼 환경 외부비용이 존재하고 국제교역이 사회적 후생손실을 가져오는 상황에서 오염자 부담 원칙을 적용하여 Y 재 생산부문에 사회적 기회비용과 사적기회비용을 일치시키는 수준의 환경세를 부과하는 경우, <그림 4>에서 살펴본 바와 같이 생산 균형점은 C'으로부터 자급자족 상태의 생산점 C를 지나서 사회적 최적 생산점으로 이동하며, 사회적 최적 생산점에서 국제 가격선을 따라 대외교역이 일어나게 되어 오염자 부담 원칙은 잘못된 특화에 따른 후생손실을 제거하는 동시에 사회적 최적 생산점에서 대외 무역을 통한 사회적 후생증가 효과까지 누릴 수 있게 해준다는 점에서 오염자부담원칙은 교역구조를 개선하는 효과를 가져온다고 할 수 있다.¹⁴⁴⁾

이제 Y재의 국제 가격이 Y재 생산의 사적기회 비용보다 낮게 주어져 대외교역이 Y재 생산을 줄이고 X재 생산을 늘리는 형태의 바람직한 특화구조를 가져오는 상황에서 오염 비용 부담이 가져오는 환경·경제적 파급효과를 분석해 보자.

143) 국제무역이 가져다 주는 후생편익의 크기는 국제 가격선의 기울기 즉 교역조건에 의존한다는 점은 국제무역이 잘못된 특화를 유발한다 하더라도 교역조건이 극단적으로 Y재 수출에 유리한 경우에는 해당 제품의 국제적 교환이 생산증가에 따른 외부비용의 악화를 초과하는 편익을 가져올 수 있음을 보여준다. 그림에서 교역조건을 결정하는 국제 가격선이 C'점을 지나며 U에 접하는 직선보다 작은 기울기를 갖는 경우, 잘못된 특화의 후생 손실을 초과하는 교역편익이 발생한다.

144) 사회적 최적 생산점은 생산가능곡선상의 C점의 오른쪽 아래에 위치하는 호위에서 사회적 기회비용과 사적 기회비용이 일치하는 점으로 결정되며, 최적 소비점은 이점을 지나는 국제 가격선과 효용무차별 곡선이 접하는 점에서 결정된다. 국내 사회적 기회비용과 사적 기회비용 그리고 국제 가격선이 일치하는 극단적인 경우, 오염자부담원칙의 적용은 해당 경제의 대외 교역을 완전히 구축하는 효과를 가져오나, 자급자족 상태에 비해 보다 높은 사회적 후생수준을 누릴 수 있게 해 준다는 점에서 바람직한 것으로 볼 수 있다.

[부 록 2]

WSSD와 WTO의 연계논의 동향

WSSD와 WTO의 연계논의 동향

- “Global Deal”에서 “Doha Agenda”까지

2001. 12. 27.

1. EU “Global Deal” 제안

가. 제안 배경 및 목적

EU는 WTO 제4차 각료회의에서의 통상논의와 2002년 WSSD에서의 지속가능발전 논의를 연계하여, 환경보호를 중시하는 선진국의 입장과 경제성장을 우선하는 개도국의 입장을 동시에 고려하자는 “Global Deal”을 제안하였다. 이 제안에서 EU는 긍정적이고 구체적인 성과를 담보하기 위한 구체적 대안으로 WSSD가 다뤄야 할 영역들을 규명(identify)하고 구체화(clarify)하여 세계 전체의 지속가능한 발전을 위하여 경제, 사회, 환경 부문의 새로운 균형을 추구해야 한다는 입장을 피력하였다.

“Global Deal”의 세부 이행사항으로는 리우선언을 충실히 이행하고, 개도국 시장접근, 개발원조, 부채탕감, 기술이전을 촉진하며, 환경보호, 노동기준 강화, 세계무역 확대를 위한 국제협력을 강화해 나가는 것이다. 또한 선진국은 지속가능발전에 대한 가시적 기여를 위하여 경제성장과 환경악화의 연결고리를 단절하는 노력을 배가하는데 동의한다는 점이 명시되었다.

나. 주요 구성요소

“Global Deal”의 핵심요소로 다음의 사항들이 제시되었다. 첫째, 국제적인 환경 및 노동기준(의 정립)과 함께 자유무역과 개도국을 위한 시장접근 여건의 개선을 강화하는 것이며, 둘째, 빈곤퇴치를 위한 개발원조의 증대와 개선을 통해 보다 나은 개발재원 조달하는 것이다. 셋째, 기후와 환경, 국제 환경협정의 이행, (지속가능한) 환경기술 이전에 관한 국제협력 강화하는 것이다.

또한 이들 핵심요소에 대한 보충요소로써 다음의 사항들이 제시되었다. 먼저,

건전한 거시경제 성장, 보다 형평한 부의 분배와 지속가능개발을 위한 국제협력에 대한 민간참여를 담보하는 "good governance"의 정책적 지원이 필요하며, 통상협상을 포함한 지속가능 발전에 관한 국제협상 참여 관련 개도국의 능력형성을 위한 국제적인 지원이 필요하다. 이를 위하여 선진국들에게는 기존 국제환경협약의 적기 비준·이행과 이들 협약의 재정기구의 강화 및 실행, 국제환경협약 관련 개도국의 당사국 의무이행을 위한 능력형성과 기타 필요지원에 대한 공약의 이행이 요구되고 있다. 또한 "Aarhus" 협약 상의 환경문제 관련 법적 구제에 대한 접근성이 촉진되어야 할 것이며 아울러 의사결정에 대한 대중의 참여, 및 정보 접근성의 촉진이 재고되어야 할 것으로 제시되었다. 그 외에도 에너지, 담수와 해수 및 그 수원을 포함하는 물, 기타 생물다양성 자원의 지속가능한 이용이 주지되어야 하며, HIV/AIDS, 건강 문제들과 지속가능한 발전의 상호연계가 촉진되어야 함이 주장되었다.

다. "Global Deal"에 대한 평가

제시된 "Global Deal"의 핵심요소로서, 자유무역과 개도국을 위한 시장접근 여건개선과 함께 국제적 환경 및 노동기준이 제시되어 있으나, 국제적 환경 및 노동기준의 설정문제는 다수 개도국의 상당한 반발을 불러일으킬 것으로 예상된다.

또한 개발원조의 증대와 개선을 통한 보다 나은 개발재원 조달문제와 관련하여 이들 노력이 단순한 빈곤퇴치 목적에 한정될 필요는 없을 것이며, 개도국의 선진기술 수용능력 배양과 같은 자발적인 지속성장기반을 강화하는데도 적절한 관심이 주어져야 할 것으로 판단된다. 제시된 보충요소 가운데, 지속가능개발을 위한 국제협력에 대한 민간참여를 담보하는 "good governance"의 의미하는 바가 보다 명확하게 제시되는 것이 바람직할 것이다.

우리정부는 "Global Deal"이 2002년 WSSD 논의의제에 상당한 구체성(clarification)을 제공하고 있다는 점에서 긍정적으로 평가한 바 있으며, 실제로 EU "Global Deal"의 주요 내용은 지난 11월 카타르 도하에서 개최된 제4차 WTO 각료회의의 각료선언(Doha Development Agenda)에 상당부분 반영된 사실이 확인되었다.

2. 환경과 지속가능 발전에 관한 WTO내 논의 동향

가. 제4차 각료선언(Doha Development Agenda)의 등장

WTO 제4차 각료회의(2001년, 카타르 도하)는 뉴라운드 출범이 무산된 제3차 각료회의(1999년, 미국 시애틀)이후 제네바에서의 관련 논의를 마무리짓고, “도하 개발아젠다(Doha Development Agenda)”로 불리는 차기 다자통상협상의 출범에 합의하였다.

“도하개발아젠다(Doha Development Agenda)”란 명칭은 차기 다자통상협상의 주된 목적이 무역자유화를 통한 세계경제 전체의 지속가능한 발전에 있다는 점을 강조한 것으로 평가된다. 특히 개도국 경제성장에 관한 특별한 고려를 반영한 다수의 관련 조항이 포함되었고, 당초 예상과 달리 상당수의 환경과 무역연계 의제가 협상대상 및 검토대상 의제로 제시되었다는 점에서 전기 EU “Global Deal” 제안이 상당한 지지를 이끌어 낸 것으로 판단된다.

나. Doha Development Agenda의 주요 내용

1) 서 문

현재 세계적인 경제침체 상태에도 불구하고 각 회원국은 WTO가 추구하는 원칙과 목적을 재확인하고, 보호주의 조치를 억제하며 각국 무역정책의 개혁 및 자유화를 계속 추진토록 하였다. 또한 국제무역이 빈곤퇴치에 있어 중요한 역할을 담당한다는 전제 하에 다자통상체제로부터 생기는 혜택을 모든 사람들이 향유할 수 있도록 보장하고, 이 선언문에서 채택되는 모든 작업 계획이 개도국과 최빈국의 이익을 반영할 수 있도록 노력하였다. 아울러 무역자유화에 있어 지역무역협정의 중요성도 인정하지만, 세계무역규범형성 및 자유화를 위한 유일한 포럼으로서의 WTO의 중요성을 확인하고 있다.

회원국들은 급변하는 국제환경에 보다 잘 적응하고 세계경제정책 형성의 일관성을 유지하기 위해 브레튼우즈 기구 및 관련 국제기구들과의 협조를 계속하며, 개방적이고 비차별적인 다자통상체제를 유지하는 것과 환경보호 및 지속가능한 개발을 증진하는 것은 서로 상호 보완적일 수 있고 또 그래야 함을 확신하고 있다. 각국이 적절하다고 인정하는 수준의 건강, 안전, 환경보호 목적의 조치를 취할 권리를 인정하며, 그러한 조치가 보호주의적 목적으로 사용되지 않도록 보장하고 있는 것이다.

또한 회원국들은 서문에서 국제적으로 합의된 핵심노동기준에 대한 싱가포르

각료 선언문 내용을 재확인하고, 세계화의 사회적 측면에 대한 국제노동기구의 작업에 대해 주목하고 있으며, 최근의 중국과 대만의 WTO 가입작업이 금번 각료회의에서 마무리됨을 환영하고, 현재 진행중인 28개국의 가입작업이 최대한 신속하고 효과적으로 끝나기를 희망하고 있다.

모든 회원국의 효과적인 활동 참여 및 WTO의 내부적 투명성 증진을 보장할 공동의 책임을 확인하고, 정보 교류 및 대화의 장 제공을 통해 WTO에 대한 일반대중의 이해도를 제고하도록 노력하고 있다. 나아가 WTO와 UNEP 및 여타 정부간 환경기구와의 지속적인 협력을 환영하며, 특히 2002년 남아프리카 공화국 요하네스버그에서 열릴 WSSD를 위한 WTO와 국제환경 및 개발기구와의 협력축진을 권장하였다. 이러한 고려 하에 아래의 광범위하고 균형적인 (broad and balaced) 작업계획을 추진하고 있다.

2) 이행 문제

일부 이행문제의 해결방안에 대해 금번 각료회의에서 필요한 결정을 채택하였고, 나머지 이행문제는 작업계획에 따라 처리하도록 하였다. 즉 협상대상 분야의 이행문제는 협상에서 처리하며, 그 외의 분야의 이행문제는 관련 산하기구에서 검토, 그 결과를 2002년 말까지 무역협상위원회에 보고하기로 하였다.

3) 향후 작업 계획

a) 농 업

공정하고 시장지향적인 무역체제의 수립이 장기 목표임을 확인하였으며, 협상 결과를 예단하지 않으면서 3대 협상분야별 협상목표를 아래와 같이 설정하였다.

- 시장접근의 실질적 개선(substantial improvement)
- 수출보조의 단계적 폐지(phasing-out)를 목표로 한 감축
- 국내보조의 실질적 감축(substantial reduction)

개도국 우대는 협상의 불가분의 일부로서 양허표 작성 및 규범 협상에서 구체적으로 반영되도록 할 것을 합의하였다. 또한 비교역적 관심사항(NTC: Non-Trade Concerns)이 협상의 고려사항임을 확인하였다. 협상방식(modalities) 수립 시한은 2003.3.31., 양허안 제출시한은 5차 각료회의 이전으로 하였다. 단, 협상종결은 전체 협상 종결과 합치한다.

b) 서비스

2000년부터 진행되고 있는 서비스협상의 진전에 대한 만족을 표명하고, GATS 상의 서문, 4조, 16조의 목적을 성취하기 위한 협상을 계속함에 있어서 2001.3.28 채택된 서비스협상 가이드라인이 그 기초가 됨을 재확인하였다. 양허안 요청은 2002.6.30., 양허안은 2003.3.31 까지 제출하도록 하였다.

c) 비농산품 시장접근

첨두관세, 고관세 및 경사관세 문제를 포함한 관세 및 비관세장벽의 삭감 또는 철폐를 위한 협상이 개시되었다. 협상대상 상품 범위는 포괄적이어야 하고 사전적 예외가 있어서는 안되며, 개도국 및 최빈개도국의 이익도 고려되어야 함이 지적되었다. 이를 위하여 LDC들이 협상에 효과적으로 참여할 수 있도록, 합의할 세부원칙에는 필요한 연구(appropriate studies) 및 능력배양 프로그램(capacity-building measures)를 포함하도록 하였다.

d) 지적재산권

포도주와 증류주의 지리적표시에 대한 통보 및 등록을 위한 다자체제 설립을 위한 협상이 마무리되었다. 지리적표시 보호를 여타 상품에 대해서도 확대하는 문제는 TRIPS 이사회에서 검토하기로 한다.

TRIPS 협정과 CBD(생물다양성협약) 간의 관계, 전통지식보호, 비위반제소, TRIPS 협정이 신기술발전을 수용하는 문제에 대해 TRIPS 이사회가 계속 관심을 가지고 다룰 것에 동의하였다.

e) 무역과 투자

국경간 장기 투자, 특히 무역확대에 기여할 외국인직접투자에 대한 투명하고 안정적이며 예측가능한 다자적 프레임워크의 필요성(case)을 인정하여 제5차 각료회의에서 결정되는 협상방식에 따라 5차 각료회의 이후 협상을 개시한다. 또한 기술지원 및 능력배양에 대한 개도국의 필요를 인정하며, 이를 위해 UNCTAD를 비롯한 관련 국제기구와의 협조 그리고 지역 또는 양자 채널을 통해 지원을 제공하도록 하였다.

서비스협정의 접근방식에 기반한 범위 및 정의, 투명성, 비차별, 설립전 약속에 대한 조항 및 국가간 분쟁해결조항, 협상 참여문제를 포함한 협상방식(modalities) 등 제5차 각료회의까지 각종 요소를 명확하게 하기 위한 작업을 진행한다. 상기 다자규범은 투자국 및 유치국간의 이익을 균형적으로 반영해야 하고 정부의 규제책임 및 경제개발목적을 충분히 고려해야 한다.

f) 무역과 경쟁정책

국제무역과 개발에 기여할 경쟁정책에 대한 다자적 프레임워크의 필요성(case)을 인정하여 제5차 각료회의에서 결정되는 협상방식에 따라 5차 각료회의 이후 협상을 개시하였다. 역시 기술지원 및 능력배양에 대한 개도국의 필요를 인정하며, 이를 위해 UNCTAD를 비롯한 관련 국제기구와의 협조 그리고 지역 또는 양자 채널을 통해 지원을 제공하도록 한다.

투명성, 비차별, 절차의 공정성, 중핵카르텔 규정을 포함한 핵심 원칙, 자발적 협력을 위한 방식(modalities), 능력배양을 통한 개도국 경쟁기관의 점진적 강화, 협상참여문제를 포함한 협상방식 등 제5차 각료회의까지 위의 각종 요소들을 명확하게 하기 위한 작업을 진행한다.

g) 정부조달투명성

정부조달 투명성에 관한 다자협정의 필요성 및 기술지원·능력배양 제고의 필요성을 인정하여, 제5차 각료회의에서 결정되는 협상방식에 따라 5차 각료회의 이후 협상을 개시한다. 이 협상은 정부조달 투명성 작업반에서의 진전사항에 기초하고, 개도국의 개발 우선순위를 고려한다. 또한 협상은 투명성 분야에만 제한되어야 하며, 각국이 국내공급품 및 공급자를 선호할 여지를 제한하지 말아야 한다.

h) 무역원활화

상품의 이동 통관을 촉진시킬 필요성 및 기술지원 및 능력배양 제고 필요성을 인정하여 제5차 각료회의에서 결정되는 협상방식에 따라 5차 각료회의 이후 협상을 개시한다.

5차 각료회의시까지 상품이사회는 GATT 94 협정 제5,8,10조의 유관 분야를 검토, 명확화, 개선하는 작업을 진행하고, 회원국들의 무역원활화 수요 및 우선순위를 파악한다.

i) WTO 규범

반덤핑협정, 보조금협정의 규율을 명확히 하고 개선할 목적의 협상이 개시되었다. 단, 협정의 기본개념, 원칙, 유효성 및 그 수단, 목적은 유지된다.

첫 번째 단계에서는 무역왜곡적 관행을 포함하여 각국이 명확화 또는 개선을 희망하는 조항을 제시하고, 동 협상의 맥락에서 일환으로 수산 보조금 관련 규율을 명확히 하고 개선하는 것도 목표로 한다. 또한 지역무역협정에 적용될 WTO 조항을 명확히 하고 개선할 목적의 협상을 개시한다.

j) 분쟁해결양해 개정

분쟁해결양해 개정에 대한 협상을 개시하고, 협상을 통해 2003년 5월 이전에 균형된 개정안을 도출해야 한다.

k) 무역과 환경

무역과 환경의 상호 보완성을 제고하기 위해, 결과를 예단하지 않으면서, WTO 기존 규범과 MEA 무역관련 의무와의 관계, MEA 사무국들과 WTO 위원회간 정기적 정보 교환 및 읍저버 자격 절차, 환경관련 상품 및 서비스에 대한 관세 및 비관세 장벽의 감축 또는 철폐에 대한 사항의 협상을 개시하였다. 수산 보조금은 규범 분야 협상의 일부임에 유의해야 할 것이다.

무역환경위원회(CTE)는 현재 소관 범위내의 모든 의제에 대한 작업을 계속하되, 특히 다음에 주목하고 있다. 즉, 환경조치의 시장접근에 대한 효과, 무역규제 및 왜곡을 철폐 또는 삭감하여 무역 환경 개발에 도움이 되는 상황과 TRIPS협정의 관련 규정, 환경 목적의 라벨링 요건 등에 주목하고 있는 것이다.

상기 작업은 관련 WTO 규범의 명확화 필요성의 파악을 포함하고, CTE는 제5차 각료회의에 보고를 하며, 협상 필요성을 포함한 장래 작업에 관한 권고를 제출하게 된다.

동 작업 및 para. 31의 협상 결과는 다자무역체제의 비차별성과 조화되어야 하며, 기존 WTO 협정상 회원국의 권리 의무를 추가 또는 감소하지 말아야 하고, 권리와 의무의 균형을 변경하지 않으면서 개도국과 최빈 개도국의 필요를 감안해야 한다.

l) 전자상거래

제네바 각료선언이후 일반이사회 및 다른 기구에서 행해진 작업에 주목하여 전자상거래에 대한 작업계획을 계속하였다. 일반이사회는 작업계획을 다룰 가장 적합한 제도적 장치를 고려하여 5차 각료회의에 보고서를 제출하게 된다. 5차 각료회의까지 전자적 전송물에 대한 관세 부과 유예 관행이 연장되었다.

m) 소규모 경제

일반이사회 감독하에 소규모 경제국(small economies)을 다자무역체제에

더 효과적으로 통합할 문제를 검토하는 작업 계획을 수립한다.

n) 무역, 부채, 금융

일반이사회에서 무역, 부채, 금융간의 관계를 검토하는데, 이 문제를 검토할 제도적 장치를 고려하여 5차 각료회의에 보고하도록 한다.

o) 무역과 기술이전

일반이사회에서 무역과 기술이전간의 관계 및 개도국에로의 기술이전을 촉진할 가능한 권고 방안을 검토하고, 이 문제를 다룰 제도적 장치를 고려하여 5차 각료회의에 보고하도록 한다.

p) 기술협력 및 능력 배양

기술협력대상국이 WTO 규범을 보다 잘 이해하고 협정상의 권리 및 의무를 잘 이행할 수 있도록 기술협력계획이 고안되어야 한다. 또한 제네바에 대표부가 없는 국가를 우선시하여 기술지원이 행해져야 하며, 예산행정위원회가 보다 장기적인 기금조성계획을 작성하여, 올해 12월 일반이사회가 그 계획을 채택하도록 하였다.

q) 최빈개도국

최빈개도국의 무역체제 통합을 위해 가능한 모든 수단을 동원하며, 최빈개도국을 위한 작업계획 고안시 올해 5월 제3차 UN 최빈개도국회의에서 채택된 브뤼셀 선언을 고려해야 한다. 또한 최빈개도국을 위한 통합계획의 중요성을 인정하고 이에 기반한 신탁기금의 확대를 위해 노력하도록 하였다. 아울러, LDC 산품에 대한 무관세, 무쿼타 목표에 대한 약속을 확인하였다.

r) S&D

S&D 조항을 보다 정확 유효 운영 가능하도록 하기 위해 모든 관련 조항을 검토하며, 이행 관련 결정문 내용중 S&D 작업계획 부분을 승인하였다.

s) 작업계획의 조직 및 관리

협상종료시점은 2005년 1월 1일이며, 제5차 각료회의는 협상 진전상황을 점검하고, 필요한 결정을 채택하고, 모든 분야의 협상종료시 특별 각료회의에서 동 결과를 채택한다.

협상감독기구로는 일반이사회 산하에 무역협상위원회(Trade Negotiations Committee)를 설치하고, 1차 회의의 개최는 2002년 1월 31일 이전으로 한다.

협상방식은 single undertaking (DSU 개정은 예외)으로 하며, 전체협상을 하나의 package로 처리한다. 그러나 조기 합의사항은 조기 시행이 가능하다. 또한 협상 참가국은 WTO 회원국 및 가입협상 진행국으로 한다.

아울러 무역개발위원회와 무역환경위원회는 협상의 개발측면과 환경측면을 검토한다.

다. 도하개발아젠다(DDA)의 평가

각료선언에 대한 합의 도출과정에서 일부 회원국의 이견이 완전히 해소되지 않았으나, 도하개발아젠다는 EU “Global Deal”을 대부분 수용하였다는 점에서 WSSD의 성공적 개최에 매우 중요한 의의를 갖는 것으로 평가할 수 있다.

비록 각료선언문의 합의 과정에서 EU “Global Deal”이 명시적으로 거론되지는 않았으나 인도 등 환경의제 포함에 강경입장을 보인 일부 개도국을 제외하고는 명시적인 반대의견이 개진되지 않았다는 점에서 “Global Deal”에 대한 국제사회의 평가는 일단 긍정적인 것으로 파악된다.

3. 향후 논의 전망

각료선언에 나타난 개도국 고려 사항의 대부분에 대한 작업계획은 향후 2년여의 검토기간을 거쳐, 오는 2003년 개최될 제5차 WTO각료회의에 보고될 예정에 있어 당장에 실질적인 논의진전을 기대하기는 어려울 것으로 판단된다.

그러나 이 같은 각료선언의 입장은 2002년 열릴 WSSD 회의의 논의결과를 일정부분 반영하기 위한 예비조치로 파악할 수 있으며, 이점에서 환경보호와 지속가능발전문제에 국제논의의 중심은 WSSD 쪽에 있는 것으로 사료된다.

각료선언에 제시된 바와 같이, 환경보호와 지속가능발전에 대한 각료회의 결과는 오는 1월 말 구성될 무역협상위원회와 그 세부 작업일정에 따라 구체화 될 것으로 예상되며, 이후 논의과정에 대한 지속적인 관찰과 동향분석이 계속되어야 할 것이다.