

*Discussion Paper Series*

B No. 41

環境経済論の最近の展開 2012

**Recent Developments in Environmental Economics 2012**

久保庭真彰 編

Edited by Masaaki Kuboniwa

June 2012

**INSTITUTE OF ECONOMIC RESEARCH HITOTSUBASHI UNIVERSITY**



IER Discussion Paper Series (B) No. 41

# 環境経済論の最近の展開 2012

Recent Developments in Environmental Economics  
2012

久保庭真彰 編

一橋大学経済研究所

2012年6月



## 目次

はしがき .....	v
久保庭眞彰（一橋大学経済研究所）	
<b>Transnational Interregional Water Footprint Analysis between Japan and China</b>	
居城 琢（ISHIRO, Taku）（流通経済大学経済学部） .....	1
越境拡大生産者責任に関する考察 阿部新（山口大学教育学部） .....	15
自然保護問題における費用負担 －「コミットメント」原理の精緻化に向けて－ 藤谷岳（一橋大学大学院経済学研究科） .....	33



2012年3月15日(木)

環境ワークショップ2012

場所：一橋大学経済研究所4階会議室

13:00-13:10

久保庭眞彰氏(一橋大学)：ワークショップ趣旨説明

13:10-14:10

藤谷岳氏(一橋大学経済学研究科博士課程)：

「自然・アメニティ保全における「ボランティアコミットメント」の理論と  
実際」

14:10-15:00

佐藤克春氏(一橋大学経済学研究科博士課程)：

「市街地土壌汚染問題と環境リスク論の批判的検討」(仮題)

15:10-15:30 コーヒーブレイク

15:30-16:30

阿部新氏(山口大学)：

「国境を越える拡大生産者責任をどう考えていくか」

16:30-17:30

居城琢氏(流通経済大学)：

「日中国際間地域間水分析」

17:30-

寺西俊一氏(一橋大学)：総括討論





## はしがき

このPROCEEDINGSは、2012年3月15日に一橋大学経済研究所において開催された「環境ワークショップ2012」の報告論文を収録しています。国際産業・環境連関を取り扱った居城琢氏(流通経済大学経済学部・講師)の論文 “Transnational Interregional Water Footprint Analysis between Japan and China” と、阿部新氏(山口大学教育学部・准教授)の論文「越境拡大生産者責任に関する考察」に加えて、藤谷岳氏(一橋大学大学院経済学研究科)の興味深い力作「自然保護問題における費用負担－「コミットメント」原理の精緻化に向けて－」を収録しています。ワークショップではこのほか、佐藤克春氏(一橋大学経済学研究科・ジュニアフェロー)の「市街地土壌汚染問題と環境リスク論の批判的検討」が披露されましたが、残念ながら本書には収録が間に合いませんでした。

ワークショップには、これまで同様、環境経済論のパイオニアである寺西俊一教授(一橋大学大学院経済学研究科)にもご参加・協力を賜りました。また、この報告書の編集実務は志田仁完氏によって進められました。なお、本ワークショップ開催に当たって、平成23年度一橋大学経済研究所共同利用・共同拠点プロジェクト「欧州およびアジアの国際産業連関表データベースの編成」(代表:良永康平・関西大学経済学部教授)の支援を受けました。

このPROCEEDINGSが、環境経済論の国際的展開に関心のある研究者・学生コミュニティの拡大と交流の一助になれば幸いです。

2012年6月1日

久保庭眞彰



# Transnational Interregional Water Footprint Analysis between Japan and China

Taku Ishiro<sup>\*</sup>

## 1. Introduction

The 10th meeting of the Conference of the Parties (COP10) to the Convention on Biological Diversity (CBD) ended in Nagoya, Aichi Prefecture, on Oct. 30. 2010. Previously, The Millennium Ecosystem Assessment (MA) concluded concludes that human activity is having a significant and escalating impact on the biodiversity of world ecosystems, reducing both their resilience and biocapacity. Additionally, MA included the sub-global assessment (SGA) that is the assessment of regional, watershed, state as well as the global scale. In Japan SATOYAMA SATOMI SGA is put into practice by using SGA framework. We chose the Hokkaido Tohoku Kanto-Chubu Hokuriku Nishi-nihon cluster as the area of SATOYAMA SATOMI SGA. Above all, Kanto-Chubu cluster has four sites that is Kanagawa Tochigi Chiba Tokyo and the scope of target is Tokyo Bay, Naka River, Ise Bay, Mikawa Bay. The author collaborates with the researcher of Kanagawa site and studies the impact of ecological system through the change of socio-economy of Kanagawa, Ishiro and Hasebe (2010). Secondly the author expand this research framework into interregional relation about Kanto area, Ishiro (2011)

The Objective of this paper is to clarify the relation between economic activity and structure of water inducement among East Asian countries taking author's research one step further. Especially, having regard to the fact that trade with other country's region is essential to regional activity in recent years, the main purpose is to see how trading of each transnational region between Japan and China region affects the water inducement of each region.

There are previous studies, Okadera, Fujita, Watanabe and Suzuki (2005), Shimoda Watanabe, Yue, and Fujikawa (2009) that has common awareness of the issues. The former analyzes

---

<sup>\*</sup> Ryutsu Keizai University, Faculty of Economics, Lecturer.  
E-mail: [ishiro-taku@rku.ac.jp](mailto:ishiro-taku@rku.ac.jp)

water inducement by the Kanto interregional input output table they made. The latter analyzes environmental load including water inducement by Asian international input output table. On the other hand, our study analyzes transnational interregional water inducement by the Transnational Interregional Input-Output Table between China and Japan dividing Kanto region into 11 regions<sup>1</sup>.

### **2. Previous study**

There are many studies that analyze the CO<sub>2</sub> emission Land and Waste by using interregional input output tables. As for water, the studies of Niizawa (1988), Okadera, Fujita, Watanabe and Suzuki (2005), Shimoda Watanabe Yue, and Fujikawa (2009) are representative research in Japan. Or there is earlier research of input output study, Carter and Ireli (1970). Niizawa (1988) reveals the balance of water inducement between Chiba and Ibaraki by using regional input output tables. Judging from the result of this analysis he speculates the high water dependency of Tokyo to other region. In Okadera, Fujita, Watanabe and Suzuki (2005) they target six regions including Tokyo as Tokyo Bay Basin and estimate the structure of water demand of this area by compiling the interregional input output table of six regions. They conclude water demand of Chiba Kanagawa Ibaraki is high compared to the one of Tokyo however water inducement from consumption of Tokyo derives from other region over 50 percent. In Ishiro (2011) we expand the geographical area from seven regions in Okadera, Fujita, Watanabe and Suzuki (2005) to eleven regions and expand the estimation of sectoral water use from Kanagawa in Ishiro and Hasebe (2010) to other regions. We said that Tokyo water inducement in its region by demand of other region is small however water inducement in other region such as Ibaraki and Chiba by demand of Tokyo is large. In Shimoda, Watanabe, Yue, and Fujikawa (2009), they analyze the embedded water trade with CO<sub>2</sub> energy land by using Asian international input output table made by IDE-JETRO. They concluded the maximum user of water is China, and the maximum transfer of embed water is transfer from China to Japan. Additionally Japan supports oneself through domestic water about only 66%, they import largest amount of water from China. In Carter and Ireli (1970), they calculate water transfer between Arizona and California by using two interregional input-output tables between Arizona and California in 1958. They

---

<sup>1</sup> In this study we compile the transnational interregional Input-Output table based on the 2000 Transnational Interregional Input-Output Table between China and Japan made by IDE and Kanto interregional Input-Output table from Ishiro (2011).

conclude in the actual trade of goods between Arizona and California export from California to Arizona is four times larger than import from Arizona to California, on the other hand in water transfer import from Arizona to California is three times larger than export from California to Arizona.

In this study, we expand the geographical area from Kanto region in Ishiro (2011) to other regions of Japan and China and expand the estimation of sectoral water use from Kanto region in Ishiro (2011) to other regions. In method of analysis we refer to the method of Shimoda, Watanabe, Yue, and Fujikawa (2009). Additionally we have same problem consciousness that in water transfer considering interregional economic activity the region have large scale of economic activity depends on other region have water resource in earlier work of Carter and Ireli (1970).

### **3. Compilation of data**

#### **3-1 Interregional input-output table**

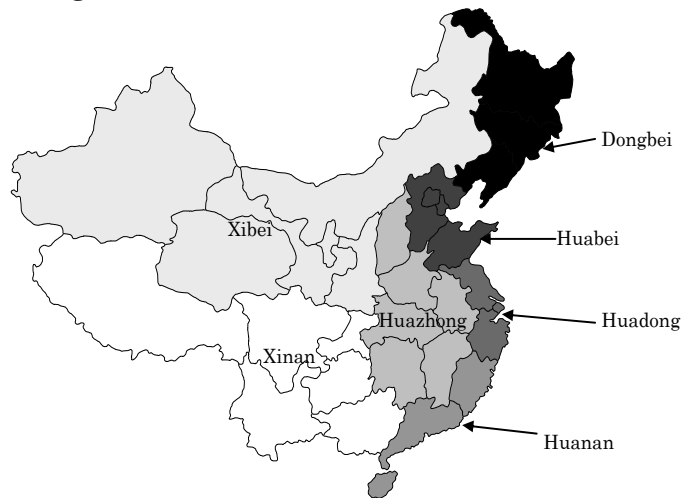
We compile our transnational interregional input-output table between Japan and China based on the transnational interregional input-output table between Japan and China (TIIOT) made by IDE and Kanto interregional input-output table made by Ishiro (2011). Specifically we divide Kanto area of TIIOT into 11 regions by information of Kanto interregional input-output table. The procedure of division is as follows. 1) In intermediate transaction within Kanto area we divide Kanto area by information of Kanto interregional input-output table. 2) In transaction between Kanto and other region of Japan we divide Kanto area from agricultural sector to manufacturing sector by information of census of logistics in Japan. We divide from electricity to services sector by assumption that trading from one region to another region depends on the volume of demand. 3) In transaction between Kanto and foreign country including the Chinese region we divide Kanto area by assumption that trading from one region to another region depends on the volume of demand.

#### **3-2 water use**

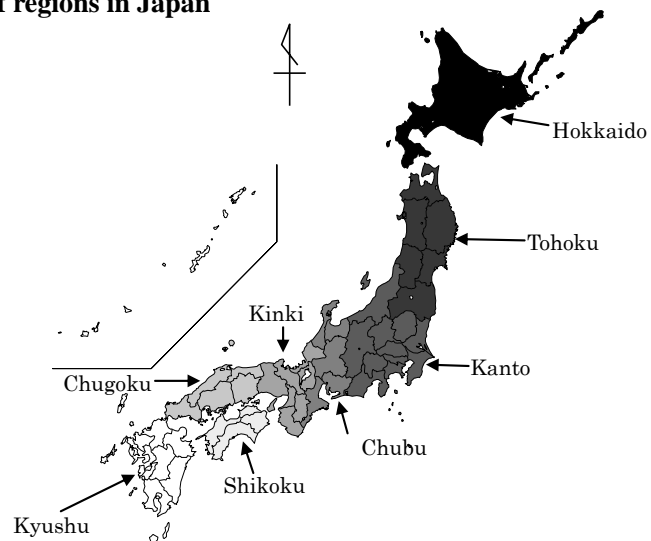
Firstly we estimate the sectoral water use data in Japanese region by the same method as Ishiro (2011) that it estimate the data from cultivated acreage, water use of manufacturing and unit water use data from Tsurumaki and Noike (1997). Secondly we estimate water use data in Chinese region



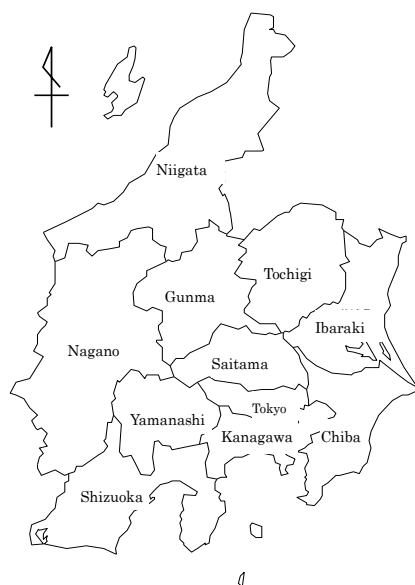
**Figure 2 Classification of regions in China**



**Figure 3 Classification of regions in Japan**



**Figure 4 Classification of regions in Kanto**



**Figure 5 Regional classification**

<b>Asean5</b>		Indonesia	Malaysia	the Philippines	Singapore	Thailand			
<b>China</b>	<b>Dongbei</b>	Liaoning	Jilin	Heilongjiang					
	<b>Huabei</b>	Beijing	Tianjin	Hebei	Shandong				
	<b>Huadong</b>	Shanghai	Jiangsu	Zhejiang					
	<b>Huanan</b>	Fujian	Guangdong	Hainan					
	<b>Huazhong</b>	Shanxi	Anhui	Jiangxi	Henan	Hubei	Hunan		
	<b>Xibei</b>	Inner Mongolia	Shaanxi	Gansu	Qinghai	Ningxia	Xinjiang		
	<b>Xinan</b>	Guangxi	Chongqing	Sichuan	Guizhou	Yunnan	Tibet		
<b>East Asia</b>		Korea	Taiwan						
<b>Japan</b>	<b>Hokkaido</b>	Hokkaido							
	<b>Tohoku</b>	Aomori	Iwate	Miyagi	Akita	Yamagata	Fukushima		
	<b>Kanto</b>	Tokyo	Kanagawa	Chiba	Saitama	Ibaraki	Tochigi	Gunma	Niigata
		Nagano	Yamanashi	Shizuoka					
	<b>Chubu</b>	Toyama	Ishikawa	Gifu	Aichi	Mie			
	<b>Kinki</b>	Fukui	Shiga	Kyoto	Osaka	Hyogo	Nara	Wakayama	
	<b>Chugoku</b>	Tottori	Shimane	Okayama	Hiroshima	Yamaguchi			
	<b>Shikoku</b>	Kagawa	Ehime	Kochi	Tokushima				
<b>Kyushu</b>	Fukuoka	Saga	Nagasaki	Kumamoto	Oita	Miyazaki	Kagoshima	Okinawa	
<b>U.S.A</b>		the United States							

**Figure 6 Sector classification**

1	Agriculture, livestock, forestry and fishery
2	Mining and quarrying
3	Household consumption products(Life-related manufacturing products)
4	Basic industrial materials(Primary makers' manufacturing products)
5	Processing and assembling(Secondary makers' manufacturing products)
6	Electricity, gas and water supply
7	Construction
8	Trade
9	Transportation
10	Services

#### 4. The models

We use basically the same model of the one of Ishiro (2011) refer to the model of Shimoda, Watanabe, Yue, and Fujikawa (2009).

We indicate the model of simplified version about two endogenous regions and one exogenous region. The equation (1) denote as follows.



$$\begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} A_{11} & A_{12} \\ A_{21} & A_{22} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} f_{11} & f_{12} & f_{13} \\ f_{21} & f_{22} & f_{23} \end{bmatrix} \quad (1)$$

$x_i$  denotes domestic products of  $i$  regions,  $A_{ij}$  denotes input coefficient if  $i=j$  it represents intermediate goods within this region, if  $i \neq j$  input coefficient of import intermediate goods from  $i$  region to  $j$  region.  $f_{ij}$  denotes final demand of  $j$  region about the goods of  $i$  region.  $f_{i3}$  denotes the export to exogenous region.  $I$  denotes unit matrix.

If we development equation (1), we get equation (2) as follows.

$$\begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \end{bmatrix} = \left[ I - \begin{bmatrix} A_{11} & A_{12} \\ A_{21} & A_{22} \end{bmatrix} \right]^{-1} \begin{bmatrix} f_{11} & f_{12} & f_{13} \\ f_{21} & f_{22} & f_{23} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} B_{11} & B_{12} \\ B_{21} & B_{22} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} f_{11} & f_{12} & f_{13} \\ f_{21} & f_{22} & f_{23} \end{bmatrix} \quad (2)$$

If  $w_i$  denotes unit of water use of  $i$  region,  $h_i$  represents water intensity equation (3) as follows.

$$\begin{bmatrix} h_1 & h_2 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} w_1 & w_2 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} B_{11} & B_{12} \\ B_{21} & B_{22} \end{bmatrix} \quad (3)$$

About water inducement in each region, we divide the final demand of equation (2) into region 1, region 2, and region3 and if  $W_i$  denotes diagonal matrix of  $W_i$ , we get equation (4) as follows.

$$L = \begin{bmatrix} W_1 & 0 \\ 0 & W_2 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} B_{11} & B_{12} \\ B_{21} & B_{22} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} f_{11} + f_{12} + f_{13} \\ f_{21} + f_{22} + f_{23} \end{bmatrix} \quad (4)$$

$L$  denotes two by three matrixes. The column side of the matrix means the region that generates final demand. The Row side of the matrix means the region that is done by water inducement. In the analysis of this thesis there are 28 endogenous regions and 1 exogenous regions including rest of the world therefore  $L$  denotes 28 by 29 matrixes.

## 5. The results

In this chapter we summarize the analysis of water footprint of between Japan and China. **Figure 7** shows the result of calculation based on equation (4). Grey cells shows the diagonal factor that represents water inducement of its own demand in its own region. Furthermore in the row direction

**Figure 7** shows the water inducement that occurs in the other regions based on demand in its region in the column direction water inducement that occurs in its region based on demand in other regions. For convenience of reference we aggregate the Kanto 11 region in **Figure 7**. Additionally we shows **Figure 7** that is the disaggregated version of figure

First of all we focus on Chinese part. In Huazhong there are 12 billion cubic meter of water inducement in its region out of water demand in its region. Additionally in Xinan there are also large amount of water inducement in its region out of water demand in its region. However the water inducement in other region of China and Japan by water demand of Huazhong or Xinan is comparatively small. On the other hand in Huadong and Huanan water demand of these regions cause comparatively large water inducement in other region like Huazhong and moreover certain amount of water inducement in Japanese region like Kanto and Kinki. For that reason Huadong and Huanan have large dependency on water resources of other region such as Huazhong and have a few dependencies on water resources of other country compared to other Chinese region.

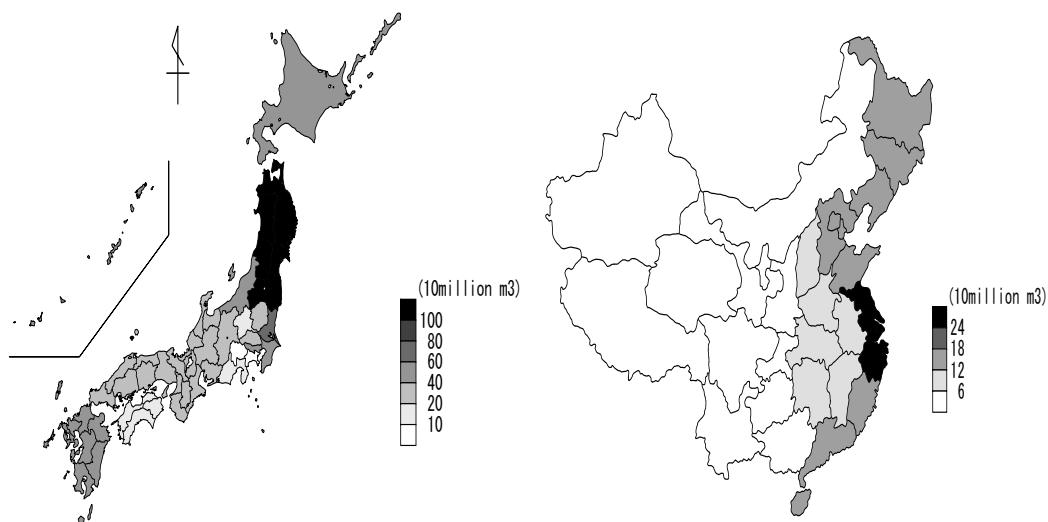
Secondly we focus on Japanese part. The water demand of Kanto caused large water inducement in other region like Tohoku Hokkaido Chubu and even Huadong. Additionally the water inducement in the U.S.A by the demand of Kanto is largest amount compared to other region. Though it is not as large as Kanto, Kinki denotes the same tendency of Kanto. As a whole Kanto and Kinki have large dependency on water resources of rest of Japan and other countries. On the other hand Tohoku assume the water demand of Kanto and Kinki. However water inducement in Kanto by demand of Kinki and Chubu have some level. For that reason it is not the case that Kanto unilaterally depend on water resources of other region. As for the relation of water inducement between Japan and China each region of Japan unilaterally depends on water resources of each region of China.

Thirdly we focus on Kanto part in **Figure 8**. In water inducement within Kanto region the result is the same as Ishiro (2011) that analyze water footprint within Kanto region by using Kanto interregional input-output table. In the next place we focus attention on the relation between Kanto and other region. It is found that the water inducement of Tohoku by demand of Kanto is attributed to the demand of Tokyo Kanagawa Saitama Chiba. Furthermore the water inducement of Huadong in China by demand of Kanto is similarly attributed to the demand of Tokyo Kanagawa Saitama Chiba. Additionally the water inducement of the U.S.A by demand of Kanto is mainly attributed to the demand of Tokyo and Kanagawa. The water inducement of Kanto by demand of other Japanese

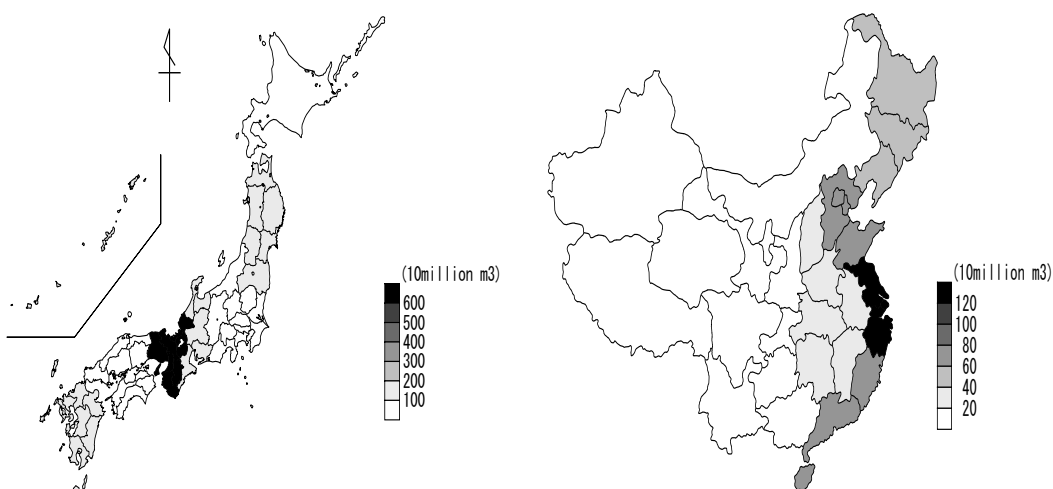
region such as Kinki and Chubu is attributed to the water inducement of Niigata.

We plot the information of **Figure 7 and Figure 8** on geographical information for the sake of understandable way. **Figure 9** shows the water inducement by demand of Tokyo in each region of Japan and China. **Figure 10** shows the water inducement by demand of Kinki in each region of Japan and China. **Figure 11** shows the water inducement by demand of Huadong in each region of Japan and China. We can see the water inducement in each region by the demand of the region that is noted on the map including its own region.

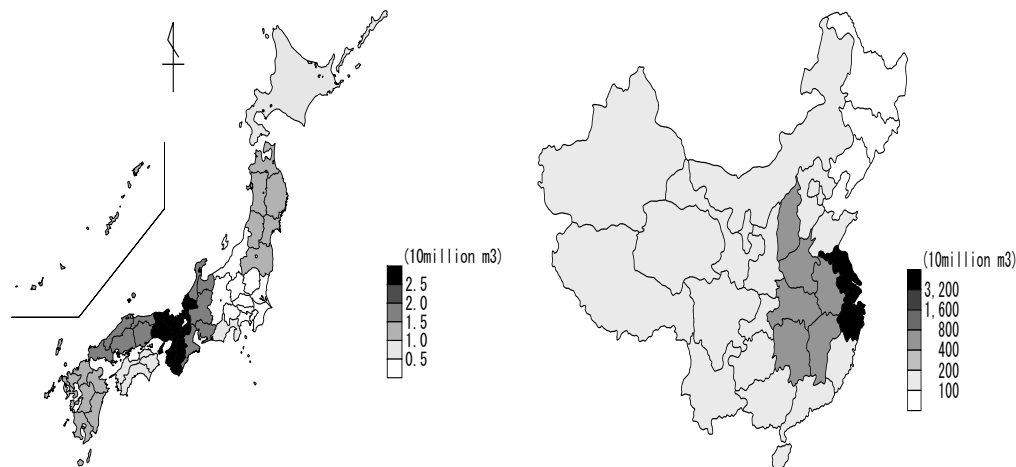
**Figure 9 Water Inducement by demand of Tokyo in Japan and China**



**Figure 10 Water Inducement by demand of Kinki in Japan and China**



**Figure 11 Water Inducement by demand of Huadong in Japan and China**



## 6. Conclusion

In this study after we made Transnational Interregional input-output table that Kanto region is divided into 11 regions and made the sectoral water usage data in accordance with such input output table we analyze the transnational interregional water inducement between Japan and China. The result of this study is as follows.

In China Huazhong have large water inducement mainly by demand of Huadong and Huanan. For that reason Huazhong assume the water demand of Huadong and Huanan. Additionally water demand of these regions causes comparatively large water inducement in other region like Huazhong and moreover certain amount of water inducement in Japanese region like Kanto and Kinki.

In Japan the water demand of Kanto caused large water inducement in other region like Tohoku Hokkaido Chubu and even Huadong. Additionally the water inducement in the U.S.A by the demand of Kanto is largest amount compared to other region. Secondly Tohoku assume the water demand of other Japanese region. As for the relation of water inducement between Japan and China each region of Japan unilaterally depends on water resources of each region of China.

In Kanto region the water inducement of Tohoku by demand of Kanto is attributed to the demand of Tokyo Kanagawa Saitama Chiba. Furthermore the water inducement of Huadong in China by demand of Kanto is similarly attributed to the demand of Tokyo Kanagawa Saitama Chiba. This study shows the transnational interregional water footprint relation between Japan and China.

These results request that considering the whole water resources between Japan and China, the region that gives other regions the burden of water use should work on conservation and maintenance of water environment in the region that receives the burden of water use by more transnational interregional aspects.

## Reference

Ishiro, T and Hasebe, Y (2010) “Global economy and environmental burden,” in *Temporal-Spatial platform* (S. Sadohara, eds. Tokyo university press). (in Japanese)

Ishiro, T (2011) “Water Footprint Analysis in Kanto Watershed in Japan by compiling Kanto Interregional Input Output Table and the Sectoral Water Usage Data,” *Input-Output Analysis innovation & I-O Technique*, Vol. 19, No. 2. (in Japanese)

Okadera, T and Fujita, S and Watanabe, M and Suzuki, Y (2005) “The Research about Environmental Load Emission Inventory System for the Management of River Basin: A Case study of Water Demand of Tokyo Bay Basin,” *Environmental system research collection of papers*, Vol. 33. (in Japanese)

Shimoda, M and Watanabe, T and Yue, S and Fujikawa, K (2009) “Inter-dependency of Environmental Load in East Asia,” in *The Economic Development and Environmental Policy in East Asia* (A. Mori, eds. Minerva press). (in Japanese)

Tsurumaki, M and Noike, T (1997) “Study on the Calculation Method of Many Kind of the Environmental Load for Life Cycle Assessment,” *Environmental Systems Research*, Vol. 25, pp. 217-227. (in Japanese)

Chen , X and Yang ,C and Xu, J (2001) “Water Conservancy Economy Input-Occupancy-Output Table of China and Its Application,” *International Journal of Development Planning Literature*, Vol. 17, No. 1&2, pp. 19-28

Carter, HO and Ireri, D (1970) “Linkage of California-Arizona Input-Output Models to Analyze Water Transfer Patterns,” in *Application of Input-Output Analysis* (A.P. Carter and A. Brody, eds. Amsterdam: North-Holland Publ).

Figure 7 Water Inducement of each regions and countries (Kanto aggregated)

unit:100million m<sup>3</sup>

	ASEAN	Dongbei	Huabei	Huadong	Huanan	Huazhong	Xibei	Xinan	Korea and Taiwan	Hokkaido	Tohoku	Kanto	Chubu	Kinki	Chugoku	Shikoku	Kyushu	U.S.A	ROW	Total
ASEAN	2163.8	1.9	6.3	9.1	12.1	1.7	0.9	1.3	47.6	3.9	5.3	70.8	17.8	32.0	6.1	4.0	15.0	236.5	570.8	3207.2
Dongbei	2.2	389.5	10.3	6.4	3.2	7.0	4.4	3.0	5.0	0.3	0.4	8.3	2.4	5.8	0.8	0.3	1.9	8.7	26.4	486.5
Huabei	5.1	16.3	286.6	18.7	11.4	25.4	9.1	8.0	7.5	0.4	0.4	9.9	3.0	7.1	1.0	0.3	2.3	19.8	48.4	480.7
Huadong	5.0	11.1	16.4	384.4	19.7	29.5	7.5	10.1	7.1	0.6	0.6	17.4	5.3	12.2	1.6	0.5	3.3	40.8	99.4	672.6
Huanan	7.0	6.8	6.9	15.5	399.5	16.4	5.2	12.9	4.5	0.3	0.4	9.0	2.6	6.1	0.8	0.3	1.9	62.3	137.2	695.6
Huazhong	2.2	32.3	49.6	75.7	66.0	1280.1	35.4	47.9	2.6	0.2	0.2	5.4	1.6	3.6	0.5	0.2	1.0	20.2	52.1	1676.8
Xibei	0.9	12.5	17.6	11.6	11.1	26.7	550.8	18.1	1.1	0.1	0.1	2.1	0.6	1.4	0.2	0.1	0.4	4.8	18.5	678.5
Xinan	0.9	4.7	5.7	10.1	18.8	17.8	8.8	716.1	0.7	0.0	0.1	1.2	0.3	0.8	0.1	0.0	0.2	5.6	17.8	809.8
Korea and Taiwan	2.0	0.3	0.7	0.9	1.3	0.2	0.1	0.1	136.0	0.1	0.1	2.5	0.6	1.1	0.7	0.1	0.7	9.7	29.2	186.5
Hokkaido	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	38.2	3.3	19.9	3.8	6.1	1.5	0.7	3.1	0.5	1.1	78.8
Tohoku	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.5	6.5	61.0	57.8	8.3	14.7	3.4	2.1	5.7	1.5	4.5	166.9
Kanto	1.0	0.1	0.1	0.3	0.2	0.0	0.0	0.0	1.1	4.8	10.5	126.5	11.0	14.3	3.5	2.0	7.5	3.5	5.3	192.0
Chubu	0.5	0.1	0.1	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.5	1.8	2.5	19.2	37.1	10.3	2.2	1.5	3.8	2.4	4.9	87.3
Kinki	0.7	0.1	0.1	0.3	0.1	0.0	0.0	0.0	0.8	1.5	2.5	13.0	6.2	63.4	3.3	2.1	3.9	2.2	4.0	104.2
Chugoku	0.4	0.1	0.1	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.8	1.1	1.9	12.1	3.1	8.3	26.6	2.7	6.7	1.1	3.7	69.2
Shikoku	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.5	1.1	5.7	2.6	5.6	2.9	10.6	1.9	0.4	1.9	33.6
Kyushu	0.4	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.6	1.3	2.3	17.2	3.7	11.9	6.0	1.5	54.8	1.4	4.0	105.4
U.S.A	22.1	2.0	5.3	5.6	4.1	1.1	0.5	0.8	41.4	4.4	5.0	52.3	9.7	19.8	4.7	1.8	9.4	3961.7	624.8	4776.5
Total	2214.9	477.9	406.0	539.3	548.1	1406.2	622.8	818.5	258.2	66.2	97.8	450.3	119.5	224.7	65.8	31.0	123.5	4383.4		

**Figure 8 Water Inducement of each regions and countries (Kanto disaggregated)**

**unit:100million m<sup>3</sup>**

		Kanto																			ROW	Total
	Hokkaido	Tohoku	Tokyo	Kanagwa	Chiba	Saitama	Ibaraki	Tochigi	Gunma	Niigata	Nagano	Yamanashi	Shizuoka	Chubu	Kinki	Chugoku	Shikoku	Kyushu				
ASEAN	3.9	5.3	15.4	12.5	8.6	10.3	5.0	4.1	3.6	3.3	2.9	1.1	4.0	17.8	32.0	6.1	4.0	15.0	570.8	725.8		
Dongbei	0.3	0.4	1.5	1.6	1.1	1.2	0.6	0.6	0.5	0.4	0.3	0.1	0.4	2.4	5.8	0.8	0.3	1.9	26.4	46.8		
Huabei	0.4	0.4	1.8	1.9	1.3	1.5	0.7	0.7	0.6	0.5	0.4	0.2	0.5	3.0	7.1	1.0	0.3	2.3	48.4	72.8		
Huadong	0.6	0.6	2.9	3.4	2.2	2.5	1.2	1.3	1.1	0.9	0.8	0.3	0.8	5.3	12.2	1.6	0.5	3.3	99.4	140.9		
Huanan	0.3	0.4	1.6	1.7	1.1	1.2	0.6	0.8	0.6	0.4	0.4	0.1	0.4	2.6	6.1	0.8	0.3	1.9	137.2	158.6		
Huazhong	0.2	0.2	0.9	1.1	0.7	0.8	0.4	0.4	0.4	0.3	0.2	0.1	0.2	1.6	3.6	0.5	0.2	1.0	52.1	64.6		
Xibei	0.1	0.1	0.3	0.4	0.3	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.1	0.6	1.4	0.2	0.1	0.4	18.5	23.4		
Xinan	0.0	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.1	0.3	0.8	0.1	0.0	0.2	17.8	20.6		
Korea and Taiwan	0.1	0.1	0.5	0.5	0.3	0.3	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.0	0.1	0.6	1.1	0.7	0.1	0.7	29.2	35.1		
Hokkaido	38.2	3.3	5.5	2.6	2.6	3.1	1.5	0.7	1.3	0.7	0.5	0.5	1.0	3.8	6.1	1.5	0.7	3.1	1.1	77.8		
Tohoku	6.5	61.0	11.9	8.6	6.2	9.7	5.1	3.4	3.0	4.2	1.8	0.6	3.1	8.3	14.7	3.4	2.1	5.7	4.5	164.0		
Kanto	Tokyo	0.2	0.4	5.5	0.5	0.3	0.7	0.2	0.1	0.1	0.1	0.0	0.1	0.5	0.6	0.2	0.1	0.4	0.5	10.9		
	Kanagwa	0.3	0.4	0.2	3.2	0.5	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.2	0.4	0.5	0.2	0.1	0.3	0.4	7.5		
	Chiba	0.6	1.3	4.3	1.4	6.7	1.2	1.4	0.3	0.4	0.3	0.2	0.1	1.1	1.5	0.4	0.2	0.8	0.7	23.1		
	Saitama	0.3	0.5	3.0	0.8	0.9	5.2	0.5	0.2	0.5	0.1	0.0	0.1	0.6	0.8	0.2	0.2	0.4	0.3	14.7		
	Ibaraki	0.6	1.8	6.9	1.5	2.2	1.5	4.6	0.8	0.8	0.2	0.1	0.4	1.3	1.8	0.5	0.2	1.4	0.6	27.1		
	Tochigi	0.6	1.2	3.3	1.5	1.0	3.0	0.8	4.8	1.8	0.6	0.3	0.1	1.2	1.7	0.4	0.2	1.0	0.4	24.1		
	Gunma	0.2	0.4	1.1	0.5	0.4	0.7	0.5	0.3	2.2	0.1	0.1	0.0	0.6	1.4	0.2	0.1	0.3	0.3	9.5		
	Niigata	1.1	3.1	4.4	1.4	0.9	2.2	0.6	0.8	0.7	11.1	1.5	0.1	2.4	3.0	0.6	0.4	1.2	0.8	36.5		
	Nagano	0.3	0.5	3.6	0.6	0.5	0.8	0.2	0.1	0.3	0.4	2.3	0.2	1.2	1.2	0.2	0.1	0.5	0.3	13.3		
	Yamanashi	0.1	0.1	0.7	0.1	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.5	0.1	0.1	0.2	0.0	0.0	0.1	2.8		
Shizuoka	0.6	0.8	1.1	1.6	0.8	1.0	0.4	0.2	0.2	0.2	0.3	0.2	2.7	1.6	1.6	0.5	0.3	1.0	1.0	16.0		
Chubu	1.8	2.5	3.8	2.8	1.9	2.5	1.0	0.6	0.7	1.0	1.6	0.6	2.7	37.1	10.3	2.2	1.5	3.8	4.9	83.4		
Kinki	1.5	2.5	2.7	2.2	1.7	2.1	1.0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.2	1.0	6.2	63.4	3.3	2.1	3.9	4.0	99.9		
Chugoku	1.1	1.9	2.3	2.2	1.5	1.8	0.8	0.4	0.4	0.4	0.6	0.1	1.5	3.1	8.3	26.6	2.7	6.7	3.7	66.3		
Shikoku	0.5	1.1	1.4	0.8	0.7	0.8	0.3	0.2	0.2	0.3	0.3	0.1	0.7	2.6	5.6	2.9	10.6	1.9	1.9	32.7		
Kyushu	1.3	2.3	4.3	3.5	2.1	3.0	0.8	0.5	0.7	0.7	0.6	0.2	0.9	3.7	11.9	6.0	1.5	54.8	4.0	102.6		
U.S.A	4.4	5.0	11.9	9.2	6.0	7.5	3.6	3.4	2.7	2.4	2.1	0.8	2.7	9.7	19.8	4.7	1.8	9.4	624.8	731.9		
Total	66.2	97.8	103.0	68.3	52.7	65.5	32.3	25.8	23.6	29.6	18.3	6.2	25.0	119.5	224.7	65.8	31.0	123.5				





# 越境拡大生産者責任に関する考察

阿部 新\*

## 1. はじめに

日本では、香川県豊島などで産業廃棄物の不法投棄が社会問題となった。この背景には、廃棄物の投棄実行者に対する監督や罰則、さらにはこれらに委託する排出者の責任が十分でなかったことがある。また、不法投棄に繋がる委託は一般的に処理料金が低い一方で、取引対象者を識別できないという情報の非対称性があり、排出者の責任が課されていたとしても、十分に識別できないという問題もあった。

このような事情から、日本では廃棄物処理法の改正や各種リサイクル制度の制定により、不法投棄問題を克服してきた。とりわけ自動車リサイクル法(使用済自動車の再資源化等に関する法律)のような分別後の廃棄物を生産者が回収する制度では、適正処理をするインセンティブとともに、これらを行う者へ引き渡すインセンティブが生まれる(阿部, 2012a)。実際に使用済自動車は許可を受けた解体業者に流通しており(阿部, 2007)、実態面においても適正処理および適正流通のインセンティブの観点からは有効な制度と言える<sup>1</sup>。

しかし、適正処理、適正流通の観点から問題がないのは、国内の流通においてであって海外への流通においてではない。つまり、日本でかつて起きたように海外で分別後に不適正に処理される恐れはあり、また処理費用の節約からそのような者へ引き渡すインセンティブも起こりうる。輸出される物品が使用済みとして輸出後すぐに分別されるのであれば不適正な流通を防ぐ制度を検討することもできるが、中古品として輸入国のユーザーが使用するような場合は、輸出の時点で不適正な流通のふりわけができない(阿部, 2010a)。前払い処理料金制度の自動車リサイクル法でも、中古車として輸出されたものについては法の対象外として扱う。

このような中で、仮に日本の自動車リサイクル法のような枠組みを、国境を越えて適用したらどうなるだろうか。例えば、自動車リサイクル法では中古車輸出時に前払いしたリサイクル料金が返還されるが、それを輸出時には返還せずに輸入国の認定された解体業者に引き渡されたら返還するとする。そのとき、認定された解体業者に引き渡すインセンティブが生まれると考

\* 山口大学教育学部, a\_abe@yamaguchi-u.ac.jp, 本稿は一橋大学経済研究所 環境ワークショップ 2012(2012年3月15日)の報告原稿である。

<sup>1</sup> 当然ながら、その管理費用などを考慮すると非効率的で望ましくない制度と言えるかもしれない。この点は今後の課題である。また、盗難車の不正解体や指定回収品目の未回収などの問題もいくつか指摘され、完全とは言い難いところもある。

えられる。

しかし、これを実践するには、輸入国の認定解体業者の選定やモニタリングなどの管理費用がかかる。これらは、国内のシステムでは自動車メーカーなどが負担しているが、国境を越えるとさらに負担が増えることになる。その負担を負わなければならない根拠が必要になってくる。

阿部(2012b)では、国境を越える中古品の貿易について、自動車の事例をもとに論点を整理した。ここで言及されたものの一つは、国内で拡大生産者責任(Extended Producer Responsibility, 以下 EPR)という生産者に回収義務を課すリサイクル制度がなぜ国内のみに適用されて、輸出後のものについては適用されないのかということであった。

これらを受け、本稿では、国境を越える EPR 論というものはどう展開できるかを模索したい。まず、第 2 節で廃棄物越境移動の議論の流れを見たとうえで、第 3 節で日本の廃棄物政策の国際化の動向を見て、廃棄物越境移動に関して日本はどのように対応していこうとしているのかをとらえる。次に、第 4 節でこれまでなされてきた EPR に関する議論および国境を越える問題に関わる EPR の言及を、第 5 節で EPR 制度ではなぜ生産者が責任を負わなければならないのかについて細田(2010)などの議論を見ていく。さらに、第 6 節においてヨーロッパで言及されている資源確保の観点からの EPR 論を紹介する。これらを受けて、国境を越える EPR についてどのように考えていくかを見ていきたい。

## 2. 廃棄物越境移動の議論および最近の廃棄物問題

廃棄物の越境移動に関しては 1980 年代より社会問題となっており、1989 年に採択されたバーゼル条約(Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and their Disposal)の下、規制が存在する。この背景には、有害廃棄物が途上国を中心に安価で引き取られて処分されていた実態がある。当時、日本国内では一部の処理業者が安価で産業廃棄物の処分を引き取り、不法投棄をする事件が相次いでいたが、それが国境を越えて展開されていたとも言える。1990 年代になって同条約の下で輸入国の承認により有害廃棄物は取引されるようになったが、ニッソー事件のように承認がない状態で非合法に輸出されるものもあった。国内の制度と同様に、制度があったとしても監視の限界により取引がなされていたと言える。

一方で、2000 年代になってからは E-waste と呼ばれる電気・電子機器廃棄物の越境移動が主として問題になってきた<sup>2</sup>。背景には、新興国の経済成長と資源価格の高騰、使用済み製品の増大などが挙げられる。これには、製品の形を残したまま、一見中古品という財として

---

<sup>2</sup> The Basel Action Network and Silicon Valley Toxics Coalition (2002) のレポートが当時の資料として有名である。

流通しそうなものが国境を越え、輸入国などで不適正に分別、リサイクルされるものも多く含まれた。それは、バーゼル条約の対象外となりうる中古品と見せかける手法を生み、国境を越える廃棄物の新たな問題になった。

この E-waste を巡る問題は日本国内でも 2000 年代以降に国際資源循環という名で研究が増え、多くの論文、文献が出された<sup>3</sup>。マテリアルフロー分析など実態の流れを把握する作業がされ、そのうえで「見えないフロー」や「隠れたフロー」のように国内の流通が把握できないものの存在も明らかになった。2000 年代半ばから後半は、国内のリサイクル法の見直しの段階にあり、その議論の際にも言及された。つまり、国内の法律において、海外への流通を考慮した議論が展開された。

2000 年代後半になると、上昇していた資源価格が急落し、使用済み製品の貿易にも大きく影響した。それまでは輸出されてきたものが、国内に滞留することになり、国内のリサイクル産業の育成、確保の重要性が議論になった。また、並行して希少金属や非鉄金属の流出に関する問題も指摘されるようになった。

このようにバーゼル条約が採択された当時は、国内で分別され処分されるような廃棄物の越境移動が主とした対象だった。これに対して 2000 年代以降の問題は、いわゆる E-waste など分別前の使用済み製品であり、輸出後の分別作業による健康被害や環境汚染が問題視された。それには再生資源も含まれるため、輸出の禁止を求めることが最適とは言えない。さらに、2000 年代半ば以降は資源価格の高騰により、使用済み製品に含まれる資源の確保についても関心が高まった。国内外の資源循環を巡る関心は、当初は輸出後の不適正な分別、リサイクルなどの健康被害や廃棄物処理といった環境問題に主として目を向けられていたが、次第に資源の流出問題の方向になってきた。そして、国際資源循環の研究とともに、資源(特に希少資源や非鉄金属)の確保の観点から国内資源循環の研究も進められているといえる。

### 3. 廃棄物政策の国際化の方向性

このような国際資源循環に関して、日本政府の取り組みとしては、環境省と経済産業省がそれぞれ行ってきた。その背景には、E-waste など国境を越える廃棄物問題の社会的な関心の高まりのほか、2004 年 6 月に日本政府が G8 シーアイランドサミットで提案し、合意されたた 3R(発生抑制、再使用、再生利用)イニシアティブおよびその後の閣僚会合等が影響してい

<sup>3</sup> 初期の研究成果として代表的なのは、国立環境研究所・国連大学高等研究所・東京大学大学院(2004)、国立環境研究所・東京大学大学院・アジア経済研究所(2005)、小島編(2005)、経済産業省産業技術環境局リサイクル推進課編(2005)などである。なお、日本の環境経済政策学会では、2003 年大会よりこれをテーマにする研究が見られ、徐々に増加し、2007 年、2009 年、2010 年大会では国際資源循環のセッションが設けられていたほどである。

ると考えられる<sup>4</sup>。

まず目立った動きを見せたのは経済産業省である。同省は、2004年6月に国際資源循環ワーキング・グループを設け、国際資源循環に関する議論を行った<sup>5</sup>。この第1回の配布資料ではサミット終了後10日程度であるにもかかわらず、3R イニシアティブについての記述があり、これを意識していることがわかる(産業構造審議会, 2004a)。また、E-waste など国境を越える廃棄物問題が言及されており、それに対して日本の資源回収技術の活用やアジア各国での基盤整備などが検討課題とされていた。

同ワーキング・グループの取りまとめは2004年10月に報告書として出されており(産業構造審議会, 2004b)、書籍化もされている(経済産業省, 2005)。ここでは、国際資源循環の課題として、①汚染性の問題(廃棄物等に係る不適正処理を如何にして根絶するか)と②資源性の問題(資源有効利用を如何にして促進するか)の両立を指摘し、長期的な構想として「持続可能なアジア循環型経済社会圏」の構築を目指すことを提言している。そして、この構築のためにアジア各国との政策対話や協力、情報の共有化、技術協力、人材育成・交流などを課題とした。

一方、環境省は、もともとバーゼル条約の関連から国境を越える有害廃棄物の問題を管轄してきたが、経済産業省がワーキング・グループを設け、議論した2004年はあまり動きはなかった。環境省の国際的な取り組みに関する議論は、中央環境審議会廃棄物・リサイクル部会の議題にもなく、当時は容器包装リサイクル法の見直し論が中心で、2005年4月の部会で3R イニシアティブ閣僚会合の案内があった程度である<sup>6</sup>。ただし、この閣僚会合で日本政府は「3R を通じた循環型社会の構築を国際的に推進するための日本の行動計画」(ゴミゼロ国際化行動計画)を発表し、これを契機に3R イニシアティブが本格的に始動したのだが、環境省において国際化に関わる動きが出てきたのはこのあたりからである。

閣僚会合のフォローアップは、2006年3月の3R イニシアティブ高級事務レベル会合である。環境省は、これに先立ち2005年11月から翌2006年2月に「国際循環型社会形成と環境保全に関する専門委員会」を立ち上げ、議論を行った<sup>7</sup>。この専門委員会は、2006年2月に中

<sup>4</sup> この3R イニシアティブでは、発生抑制、再使用、再生利用(「3R」)イニシアティブを、日本政府が2005年春に主催する閣僚会合において開始することを約束した。

<sup>5</sup> 産業構造審議会廃棄物・リサイクル小委員会のワーキング・グループとして2004年6月18日(第1回)から10月5日(第5回)まで行われた。

<sup>6</sup> 以上の内容は中央環境審議会廃棄物・リサイクル部会議事要旨一覧(<http://www.env.go.jp/council/03haiki/yoshi03.html>, アクセス日2012年3月13日)より。なお、3R イニシアティブ会合は2005年4月28日～30日にかけて開催された環境大臣主催の閣僚会合であり、そこでは20カ国の担当閣僚等及び4国際機関の代表が3Rに適した技術など3Rの国際的な推進のための議論を行った。

<sup>7</sup> 同専門委員会は中央環境審議会廃棄物・リサイクル部会の小委員会として2006年11月18日から翌年2月15日にかけて計5回の議論を行った。その後しばらく開催されなかったが、2008年4月16日に第6回目の会合が開かれている。以上の内容は、同専門委員会議事次第資料・議事録一覧(<http://www.env.go.jp/council/03haiki/yoshi03-10.html>, アクセス日2012年3月13

間報告を出したが、その報道発表資料によると、翌月（2006年3月）に開催される3R イニシアティブ高級事務レベル会合と2008年7月のG8 洞爺湖サミットが意識されていることがわかる<sup>8</sup>。つまり、この専門委員会の背景には、上記のような国際会議を控え、日本の取り組みを発表し、アジア諸国に提案していく姿勢を示す準備が必要だったことがあげられる。

ゴミゼロ国際化行動計画では、「東アジアにおける循環型社会の形成」というものが盛り込まれている。これは具体的には、東アジア循環型社会ビジョンの策定や研究ネットワークの構築、有害廃棄物の不法輸出入防止に関するアジアネットワーク、二国間政策対話の推進などを含むものである。そして、この行動計画を受け、上記の専門委員会では、「循環資源の国内処理と国際移動に関する原則」を提示している。それは、まず(1)各国の国内で循環型社会を構築し、次に(2)廃棄物の不法な輸出入を防止する取組を充実・強化し、その上で(3)循環資源の輸出入の円滑化を図ることであるという。つまり、E-waste などの循環資源の流通の問題に対しては、途上国など輸入国側の制度構築やインフラ整備を優先事項とし、そのうえで日本側の輸出管理の強化をすることが示された。

このような考え方は、2006年3月の3R イニシアティブ高級事務レベル会合以降、G8 洞爺湖サミットに向けた動きの中で基本的に変わらなかった。例えば、以下のような動きがあった。

- ・ 2007年6月：日本の環境政策の方向を明示した「21世紀環境立国戦略」の中で、「3Rを通じた循環型社会の構築」が掲げられ、「アジアでの循環型社会の構築に向けた取組」や「日本提唱の3R イニシアティブのG8での推進」が盛り込まれた。
- ・ 2008年3月：第2次循環型社会形成推進基本計画を閣議決定したが、ここで掲げられた4つのポイントのうち一つを国際的な取り組みとし、国際的な視点から3Rの推進に関する日本の主導的な役割や東アジアにおける適切な資源循環のための施策の必要性が盛り込まれた<sup>9</sup>。
- ・ 2008年5月：G8 洞爺湖サミットに先立ち、環境大臣会合があり、日本を議長国として神戸3R 行動計画をとりまとめたが、ここで日本は、「新・ゴミゼロ国際化行動計画」を発表し、

---

日)より

<sup>8</sup> 環境省報道発表資料 2006年2月24日「中央環境審議会 廃棄物・リサイクル部会国際循環型社会形成と環境保全に関する専門委員会 中間報告について」

(<http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=6875>, アクセス日 2012年3月14日)において、「環境省では、これを受け、来月上旬に東京で開催される「3R イニシアティブ高級事務レベル会合」の場で、我が国の取組を発表するとともに、今後の国際的な取組について、意見交換や新たな提案を行っていくほか、平成20年のG8サミット等を節目に、国際的に循環型社会を形成していく取組を一層推進していく。」と記述されている。

<sup>9</sup> 環境省報道発表資料 2008年3月24日「第2次循環型社会形成推進基本計画の閣議決定について」(<http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=9498>, アクセス日 2012年3月13日)より。なお、他の3つは、(1)循環型社会と低炭素社会、自然共生社会の統合、(2)地域循環圏の構築や3Rの国民運動を推進、(3)循環型社会の形成へ向けた指標の充実と進捗の定量的把握・評価である。

アジア全体での循環型社会の構築のための政策対話や技術・経験の移転、情報共有、人的ネットワークの必要性を挙げた。

2008年のG8洞爺湖サミット以降も、日本政府の考え方は変わらず、廃棄物処理・3R担当部局間でアジア各国と以下のような具体的な対話を進めている。

- ・ 2009年5月:「第3回日中廃棄物・リサイクル政策対話」を実施し、E-wasteや医療廃棄物などの適正管理についての具体的な協力の可能性の検討や、廃棄物の輸出入管理に関する日中の関係省庁間の連携等を話し合った。
- ・ 2009年6月:「第3回日中資源循環政策対話」を実施し、日中循環型都市協力の進捗状況について情報共有するなどした。
- ・ 2009年8月に韓国との間で「第4回日韓廃棄物・リサイクル政策対話」を実施し、循環基本計画、電気電子製品・自動車のリサイクル等について両国の政策の概要や課題を説明し、意見交換を行った。

都市間での協力もある。アジアエコタウン協力(循環型都市協力)事業は、2007年度から進められてきており、日本のエコタウン整備の経験・ノウハウをアジア各国に移転するなどの事業を行っている<sup>10</sup>。これは、単なる経験やノウハウの移転ではなく、日本のリサイクル産業の海外展開を支援するものである<sup>11</sup>。

政策対話や技術協力の流れから、リサイクル産業の海外展開の支援も強化の方向にある。『環境白書』でも、日本の静脈産業には、「現在の高水準の技術から必要最低限の機能に限定した技術まで多様な技術の蓄積がある」とし、2011年度において日本の静脈産業の海外展開を積極的に支援するための事業を行うこととするとある(環境省, 2011)。具体的には、海外展開を目指す先行静脈産業グループに対して事業展開の実施可能性調査等を支援するとともに、次世代の静脈産業を育成するために企業の新たな循環ビジネスモデルの確立支援を行うという。

以上のように、日本の廃棄物政策の国際化は、アジアを中心とした国家間の協力関係の構築、強化という方向であり、それに伴って国内のリサイクル産業の海外展開を進める状況にある。これは、国境を越える循環資源のような問題に対しては、日本側で単独で廃棄物政策や

<sup>10</sup> 2010年度には、中国において北九州市－大連市、茨城県－天津市、福岡県－江蘇省との間で事業実施可能性調査、人材育成事業等を実施した。また、中国以外のアジア各国では、秋田県－タイ・マレーシア、北九州市－タイ、北九州市－インドとの間で協力事業を実施したとされる(環境省, 2011)。これらを含めて、環境省の中央環境審議会循環型社会計画部会(第64回, 2011年10月21日)で日本のリサイクル産業のアジア展開について紹介がされている。

<sup>11</sup> 環境省(2011)より。なお、このアジアエコタウン協力事業のほか、アジア資源循環実証事業、インフラ・システム輸出促進調査事業が実施されているが、これらは2010年6月に産業構造審議会がとりまとめた産業構造ビジョン2010に基づくものとされる。

輸出管理を強化させるのではなく、まずは輸入国側の制度や産業等を構築、育成し、アジア全体で水準を上げていくことが想定されていると思われる。そのために人材の交流や技術・経験の伝達などが求められているといえる。

#### 4. 国際資源循環とEPRに関する議論

上記のように循環資源が国境を越えて移動している中で、輸出国である日本は、輸入国のアジア諸国の3R政策の強化や技術移転、産業形成の支援等によって、国際資源循環の問題を克服しようとしている。これは、製品の輸出後の責任について輸出国の生産者等に処理責任を求めず、各国の処理制度に従い、処理するという考え方である。たしかに、輸出先となるアジア諸国において廃棄物処理制度や関連産業が日本と同等水準に整備されれば、日本から輸出される使用済み製品や中古品がどこに行っても問題ない。EU内では、指令等によりどの国にどのような状態で製品が流通しても同水準で処理される。これがアジアでも同じようになるのである。

しかし制度や産業が整備されているはずの日本でも、見えないフローなどの問題があり、廃棄物が適正に流通しているとは言えない。安い方向に流れるのはどの地域、どの時代であっても変わらないと思われる。アジア各国においても適正処理の方向に流通するような制度設計論およびそのためのモニタリングが必要になってくる。

また、自動車のようにアフリカや南米を含め、全世界に中古品として流通しているようなものについては、このような政策対話を全世界で展開していく必要も出てくる。もちろん、そのための努力は必要だが、それと並行してやはり輸出国での対策も必要ではないかと思われる。それは、環境省が提示する「循環資源の国内処理と国際移動に関する原則」の(2)廃棄物の不法な輸出入を防止する取組を充実・強化にあたるものであり、実際に水際での防止が取り組まれている。

難しいのは、リユース目的で輸入される中古品の場合は、輸出時の管理で処理後の問題に対応できないことにある。つまり、リユースされた後の段階で、廃棄物の不適正な流通を防ぐ方法を考える必要がある。輸出国である日本のリサイクル制度には生産者の回収義務が制度化されていることが多いが、それは国内で使用済みとなるものであって、リユース目的に輸出されたものについては生産者の責任はない。それはなぜなのだろうか。この議論を進めるうえで、以下では国際資源循環とEPRの議論について確認しておきたい。

EPRに関する議論は1990年代に欧州から波及し、OECD(経済協力開発機構)も1990年代半ばよりレポートを出している。特に2001年に出された各国政府向けのガイダンスマニュアルは広く引用される(OECD, 2001)。日本でも1990年代から2000年代前半に多く議論がなされた。この時期は各種リサイクル制度が日本で立ちあがる段階であり、EPRの考え方を詳細に

論じるものもあれば、料金支払い方法(前払い、後払い)や回収・資金管理方法(共同責任、個別責任)など具体的な制度設計についての議論も多くみられた(例えば山口, 2001)。

その後、リサイクル制度の施行とともに EPR に関する議論は縮小した感があるが、植田・山川編(2010)のように最近になって出されたものもある。これは、2000 年前後になされてきた EPR の考え方や制度設計を再検討するもののほか、日本や欧州のリサイクルの制度化がなされて数年経って、それらの成果と課題を論じるものも含まれている。

多くの文献や論文で記述されているように、EPR の目的は、環境配慮設計と自治体の負担軽減とされるが、特に前者の効果を論じるものが多い。例えば、植田・山川編(2010)の第 1 章(山川・植田)では、日本の容器包装リサイクル法を事例に、EPR が発生抑制や排出抑制を促したかどうかを分析している。それは、生産者の設計変更のみならず、消費者の商品選択への影響についても見ており、一定程度効果はあったと評価する<sup>12</sup>。

EPR の国際資源循環の関連性については、植田・山川編(2010)の第 8 章において分析されている(新熊, 2010)。これは、日本の家電リサイクル法を想定し、中古家電の輸出が存在する中で、リサイクル料金の支払い方式が現行の後払い方式でよいのか、前払い方式に改変したほうがよいのかという議論である<sup>13</sup>。つまり、輸出を考慮した国内のリサイクル制度をどう設計するかというものであり、輸出された中古品や使用済み製品についての生産者責任を議論するものではない。植田・山川編(2010)では、他にも第 5 章で国際資源循環に関する若干の記述があるが、これは輸出依存による国内の事業者の撤退の懸念を言及するものであり、同じく輸出後の責任を論じるものではない(郡山・山川, 2010, p.75)。

国際資源循環に関する文献で、EPR について触れるものもある。小島(2005)では、多くの途上国で生産者の責任を負わすことは困難であるとするが、その理由として、使用済み家電は家電の普及率が低い農村に流れていること、修理ができなくなったものでも部品取りに使われており、家電などをそのままの形で回収することは難しいこと、インフォーマルセクターがリサイクルを担っているため、生産者や輸入者にリサイクルの責任を負わせたとしても収集することは容易ではないことなどをあげている。さらに、修理・改造されて中古品として流通したものや密輸入のものでは誰が生産者か輸入者かは特定することを難しいとする。

<sup>12</sup> 植田・山川編(2010)でその他として、回収側と再利用側の需給のミスマッチ問題などリサイクル市場だけで EPR が機能しない問題(第 2 章, 栗田)、3R の推進や自治体の負担軽減目的のドイツの事例による検証(第 3 章, 治田)、ドイツの EPR の制度化の背景や要因を分析するもの(第 4 章, 喜多川)など様々である。

<sup>13</sup> 理論分析では、前払い方式で輸出を抑えると輸出国の日本の社会厚生を引き下げるとする。一方で後払いよりも前払いによって、「見えないフロー」と呼ばれる、行く先の不透明な輸出量を減少させることができるとしている。そして、「見えないフロー」の行方を追い、その実態を示している。この結果、マテリアルフローから判断すれば一部の地域(ここではプリント基板のリサイクル先の中国広東省)での不適正リサイクルが問題であって、その他の資源循環フローでは問題は比較的小さいとする。そして、資源循環を止めるのではなく、中国など輸入側での不適正リサイクルにまわらないための仕組みを考えるのが合理的であるとする。



Kojima et al. (2009) でも同様に、途上国でEPRを実行する困難性を指摘する。まず、前提条件として生産者や輸入者が特定できることが必要であるとする。とりわけ途上国では、コンピュータやエアコンなど独自でパーツを購入し組み立てる零細企業や個人も多く、企業登録のない者も存在し、誰が生産者なのか特定は困難であると指摘している。加えて、リペア市場も活発で、部品は頻繁に交換され、オリジナルの原型をとどめないものもある。さらに密輸やイミテーションにより入荷されたものについては、その密輸の実行者やイミテーションの生産者は表に出ないという問題もある。倒産の恐れもあるし、不特定多数の生産者がいる市場でEPRを実行するのは困難であり、これらを考慮すると生産者が特定できない「孤児」に対する金銭的な補助を考慮する必要があるとする。

EPR制度における生産者(producer)は、通常、製造者(manufacturer)と輸入者(importer)である。中古品などの越境移動の際に、輸入国でEPR制度上の生産者とされるのは、通常は輸入者である。自動車の場合であれば中古車輸入国における生産者は中古車の輸入者であって、個々の不特定多数の輸入者をどう管理するかという問題があることは確かである。この点は、小島・鄭(2010)においても言及されているところである。

以上を考えると、国際資源循環とEPRに関する議論は、国境を越えたEPRを想定しているものではなく、輸出国、輸入国で完結するEPR制度の議論がされている。輸入側でのEPR制度の課題が指摘されていることなどを考慮すると、国境を越える中古品の廃棄後の問題に関して輸出国側の対応とすれば、輸出国の生産者に回収義務を課すというよりは、アジア諸国との政策対話や制度構築のための支援、人材交流により、輸入国の生産者(輸入者)にEPRを課す制度を作っていく方向であるように思われる。これは、現在日本政府が行っている方向と同じと思われる。

## 5. EPRの根拠:国境を越える問題に適用できるか

上記のように、国境を越える中古品に関わる生産者とは、輸入国での輸入者であり、それにEPRを課すことを求め、輸出国はそのための支援をしていく方向が現実的と考えられる。一方で輸出国の生産者にEPRを課す可能性はないのだろうか。以下で検討しておきたい。

日本の自動車リサイクル法の例で言えば、輸出国の生産者に国境を越えてEPRを課すということは、使用済自動車の分別後の物品を、国境を越えて生産者が回収することと考えられる。それは、生産者の費用の増大になり、輸出国の余剰を減少させる可能性がある。阿部(2012b)で触れたが、日本の自動車リサイクル法のように、中古車として輸出された場合に前払いした処理費用(リサイクル料金)が返還される状況は、その返還をしなかった場合よりも輸出国の余剰を大きくする。つまり、輸出国にとってはリサイクル料金を返還しないという選択肢を取りにくい。このような状態で、輸出先で使用済みとなった際に処理業者に処理費用を支

払うことになれば、余剰はさらに低くなりうる。そのため、これを進めようとするインセンティブは生まれないと考えられる。

一方、国境を越えるEPRを考えるにしても、なぜその処理に生産者が関わるべきかという問題がある。阿部(2012a)では、適正処理の観点から既存のEPRの制度比較を行っている。これは、生産者の回収制度について、使用済み製品そのものを無償回収する制度と使用済み製品の分別後の廃棄物のみを無償回収する制度を比較したものだが、これによると、後者のほうが適正処理の観点から望ましいとする。しかし、この回収者は、生産者ではなく、公的組織であってもよい。例えば、ロシアにおいて、日本から来た中古車の処理について、分別後の廃棄物を公的組織が無償回収すれば同じように適正処理のインセンティブを生むと考えられる。そのため、国境を越えるEPRを考えるとき、なぜ生産者なのかということを議論する必要がある。

細田(2010)では、環境経済学の理論的観点からEPRがどのように解釈できまた正当化されるのかということについて検討している。まず、OECDのガイダンスマニュアル(OECD, 2001)の内容より、EPRの効果として廃棄物の適正処理・リサイクルに関わる社会的費用の最小化があることを挙げている。ただし、ガイダンスマニュアルが言う外部不経済の内部化という点でのEPRの正当化にはあまり意味を見いだせないとする。つまり、そもそも外部不経済を発生させない適正処理に効果的であった市町村処理の高コスト構造が問題であって、「社会的費用をより小さくするシステムを作るための責任概念として導入されたのがEPRであると解釈すべき」としている。

そして細田(2010)では、「廃棄物政策の同値性命題」というものを示し、廃棄物処理料金の前払い制度、後払い制度、生産者責任制度、公共セクター責任制度の4つを比較し、効率的な観点からある理想的な状況では全て同じであるとしている。しかし、「ある理想的な状況」は成り立つとは限らず、それが成り立たないときにEPRは正当化されるとしている。

さらに細田(2010)では、Dinan(1993)やCalcott and Walls(2000)、Fullerton and Kinnaman(1995)より、①廃棄物処理サービス市場が存在しない、あるいはそのような市場を作るには費用がかかりすぎる、②生産物連鎖の下流で課金すると、不法投棄が生じる可能性が高まり、外部不経済がもたらされる、という2つの理由によって後払い制度は非効率的であるとする。それ以外のものについては、廃棄物処理料金や前払い料金率、補助金率、税率といった情報を政策当局が持っていることが必要とし、その「情報量」の問題からEPRのような施策が効率的となり、支持されるとしている。

細田(2010)の議論を、国境を越える問題に照らし合わせたとき、どうなるだろうか。全世界での効率性を考えれば、輸出国の生産者責任制度が効率的になるように考えられるが、輸出国にとっての効率性のみを考えるのであれば、輸出後の廃棄物の排出を考慮する必要がなく、生産者が回収や処理の責任を負う根拠を失いかねない。これには十分な検討を要するが、輸入国での廃棄物の排出が輸出国に及ぼす影響を見出す必要があると考えられる。

一方、山川・植田(2010)では、拡大生産者責任の議論における根拠論をサーベイし、その類型化をしている。責任の内容を「適正処理・再利用責任」「適正処理・再利用システム構築責任」「環境配慮設計責任」の3つに分類し、それぞれの責任を物理的責任、財務的責任に区分している。そして、これら6つの分類の各々について論じられている根拠を整理しているが、根拠論は「再利用・適正処理実施の財務的責任」と「再利用・適正処理システム構築の物理的責任」が主たるものであることがわかったとする。前者に関しては、①製品連鎖中の価格伝達が十分でないこと、②製品設計の変更などが使用済み製品の社会的費用を最小化する上で重要であること、の2つの条件を満たす場合に責任を生産者に課すことが非EPR政策よりも効率的であるとしている。しかし、リサイクル市場がないような状態やシステムが未整備の場合でリサイクルが実現できないときは、後者のように再利用・適正処理システムの構築が生産者に求められる。これは、生産者が人的資本と技術力、資金力、情報を持った企業であることがその根拠となっている。

確かに、廃棄物を生産者が回収すれば、生産者に回収した廃棄物を如何に低費用で処理するかというインセンティブが生まれる。それが廃棄物処理費用を削減する製品設計のインセンティブに繋がる可能性がある、山川・植田(2010)が指摘するように製品設計の変更が使用済み製品の社会的費用を最小化するように思われる。この考え方からすると、国境を越える場合は、細田(2010)の議論と同様に世界全体の社会的費用の最小化を目指す場合に有効であるが、輸出国のみの余剰を考慮すればこの根拠が適用できないと考えられる。尤も、仮に輸出国の生産者に輸出後の責任はなかったとしても、国内の回収義務が製品設計へ影響を及ぼすようであれば、それが輸出されたとしても大きな問題にはならなくなる。この点で、輸出国でEPRを課す意義はある<sup>14</sup>。

EPRの根拠に関するその他の議論として、大塚(2010)では、法学者の立場から、EPRにおける費用負担をまとめている。それは、倉阪(2000)の費用負担に関する以下の6つの分類を用いて評価するものであり、表1のとおりである。これによると、拡大生産者責任の本来の目的や汚染者負担原則との関係を考慮すれば、③回避費用最小化論より、「汚染の発生に決定的な役割を担う経済主体」としての生産者の負担を妥当とする見解である<sup>15</sup>。ここでも、細田(2010)や山川・植田(2010)の議論と似たようなことが言える。つまり、輸入国での廃棄物に関

<sup>14</sup> なお、生産者に責任を負わすことが実際に製品設計のインセンティブに繋がっているかどうかは別途検証する必要がある。低環境負荷の製品設計は社会的責任として実行している可能性もある。また、中古品として国境を越えることで一部を回収する義務がなくなれば、その分費用はかからず、製品設計のインセンティブが起こらないことも言える。反対に製品設計のインセンティブは、量に比例的ではないという見方もできる。これらを含めた議論が必要である。さらに廃棄物の不法投棄は外見という視覚的な問題もあり、低環境負荷の製品設計の問題だけではない。いずれにしても課題はまだ多くありそうだが、山川・植田(2010)でも分類されていたように、設計責任のみをとってEPRとすることもできることから、国境を越えるEPRについてもそのようにすることもできない。

<sup>15</sup> この詳細については十分に検討する必要がある。今後の課題としたい。

する費用が輸出国に影響を及ぼさないのであれば、輸出国が生産者に最小化を求めることもないのではないだろうか。

以上をまとめると、輸出国の生産者に国境を越えてEPRを課すべきかどうかの議論には、輸出国が輸入国の廃棄物処理を負担する必要の議論が必要であることがわかる。もちろん、EPRの根拠については、上記以外の議論もあると考えられ、これをベースとして議論を深めていく必要がある。

表 1 大塚(2010)における拡大生産者責任の根拠

負担の種類	考え方	大塚(2010)の見解
①応能負担	一番負担能力のある者を一義的な費用支払い者とする考え方	これのみを理由とすることは困難である
②応益負担	環境への負荷を発生させたことによって特別の利益を受けた者からその利益に応じて費用負担を求めるという考え方	(そこで問題とされている広い意味の)受益が誰にあるかは市場のその時々で異なってくるので制度設計になじまない
③回避費用最小論	環境への負荷の発生を回避するための費用が最も安価である経済主体を第一義的な費用負担者とすべきという考え方	これによって汚染者負担原則と拡大生産者責任論の統一的理解ができるのではなかろうか
④徴収費用最小論	費用を徴収するコストが最も安価な段階において一義的な費用負担を求めるべきであるという考え方	たしかに制度設計において考慮されるべき事由ではあるが、中心的課題とは言い難い
⑤副次的影響最小論	副次的に発生しうる悪影響を最小にすべきという考え方	制度設計における考慮事由ではあるが、これを中心的課題としたのでは拡大生産者責任論の本来の目的が達成されるとは限らないことになる
⑥物的資源効率最大論	物理的改変を企図する者に一定の責任を負わすべきとする考え方	傾聴に値するが、結局事前予防が必要ということのみであり、共益状態を越えて廃棄物の発生抑制やリサイクルが必要となった場合に法的義務の根拠となるかは疑問と言わなければならない

出所:大塚(2010)より筆者作成

## 6. 資源確保という視点:ヨーロッパでの議論

国境を越える EPR の議論は、ヨーロッパでも起きている。中古品の輸出の代表例は自動車だが、日本と同様あるいはそれ以上にヨーロッパにおいても中古車は輸出されている。ドイツでは抹消登録のうちの中古車輸出の割合が国内で解体される使用済自動車よりも大きく、国内の使用済自動車市場は日本よりも深刻である(阿部, 2010b)。

EU(欧州連合)内では、指令の下で各国が同程度の制度を設けることになっている。そのため、中古車がどこに移動し、どこで使用済みとなっても、事業者等の監督の差はあるものの同程度の制度の下で処理されることになる。第3節の通り、アジア全体で循環型社会を構築する動きがあるが、同じような効果がある。しかし、域外への輸出であれば、別の方向を検討する必要がある。EU からの輸出先は、東ヨーロッパ方面や西アフリカ、中央アジアになってくる。

これまでの筆者の知る限り、ヨーロッパでは、日本で筆者らが論じてきたような中古車の輸出後の環境問題を重視し、その責任について議論している研究はない。尤も、E-waste のように使用済み製品であれば、中国やインドなどの輸入国でのリサイクルにおける健康被害や環境汚染が問題視されるが、中古車のような財に関してそのような研究はなく、そもそも中古車の越境移動に関する研究自体が少ない。

そのような中で、Buchert et al. (2007) はドイツからの中古車の越境移動を論じた数少ない研究の一つである。これは、貿易統計データやヒアリングなどにより EU 諸国からどこにどれだけ中古車が輸出されているかを明らかにしている。ただし、この研究の背景にあるのは、環境問題という視点ではなく、希少資源などの流出の問題である。つまり、希少資源が不適正にリサイクルされることで、十分に資源が回収されないという問題である。

日本でもこのような中古車輸出に含まれる資源の流出の問題は指摘されている(布施, 2010)。しかし、E-waste のように使用済み製品であればまだしも、中古車という財として輸出されるものである。中古車はそれがもたらす便益(効用)に応じて価格付けされるため、その価格にインセンティブを付けるなどして、資源の流出を制限することは難しい。これは、輸入国での不適正な廃棄物処理を防ぐために中古車輸出に何らかのインセンティブを付ける際の問題と同じと考えられる。

このような中、Wilts et al. (2011) では、自動車を焦点とし、グローバルに拡大した生産者責任(globally extended producer responsibility)という考え方を紹介している。ヨーロッパの自動車リサイクル制度は、使用済み時に生産者が無償回収するというものであり、有償で取引される状況では実質的に制度は機能しない。つまり、使用済自動車の回収において生産者の役割は必要ないことになるのだが、Wilts et al. (2011) ではこれを問題視する。同論文では、EPR は廃棄物の安定的な処分に主に焦点をあて、それからリサイクルや資源保全へと廃棄物制度の進化についての高い期待があったが、自動車や家電に関して、そのマテリアルフローの管理に関する期待されるほどの革新的な効果はなかったとする。そして EPR のアプローチ

は、中古品や廃棄物の輸出によって弱体化すると述べるとともに、輸出によって廃棄物のフローが終わり、潜在的な二次資源を不十分に利用し、白金族金属のような希少金属に関して深刻な損失をもたらしているとする。そのため、持続可能な資源管理の視点から、グローバルな資源責任(global material responsibility)としてEPRを位置付けることを主張している。

また、現存のEPR制度では、製品に対して重量ベースでリサイクル目標を設定するものである。そのため、全体で効率的にリサイクル目標を達成することを重視し、希少金属を含む少量の再生資源の回収が非効率的であれば、それをやるインセンティブは弱くなる。そして、Wilts et al. (2011) は、「素材管理」(material stewardship)の側面により修正されるべきであるとし、品目ごとの回収を目指すべきとする。

問題の輸出後の資源管理をどうするかだが、Wilts et al. (2011) では、EPRのスキームの範囲内では輸出後の問題に対応できず、限界があるため、解決策として協定(covenant)という手法を主張する。この手法は、政府による直接的な規制と産業界による自主規制の組み合わせである。産業界は、公共セクターとの対話から長期目標を立て、それを達成することをコミットするとともに、公共セクターはさらなる規制をしないことをコミットするのである。この手法を用いて、国内外に流通する使用済み製品を対象とし、特定の資源について回収目標を設定させ、それを達成させる。同時に、環境負荷についてもコミットさせるという主張である。これらの現実妥当性は定かではないが、これまでにはなかった議論といえる。いずれにしろ、資源確保の観点からのEPRおよび素材ごとの回収スキーム、自主協定などいくつかの重要な論点が提示されている。

国境を越えるにしろ、越えないにしろ、資源確保の責任を生産者に求めるというWilts et al. (2011) のような考え方はあまり見ない。廃棄物の処理費用の負担であれば、輸出されたものについて生産者に回収するインセンティブを生み出すことは難しいが、資源確保であればそのような取り組みもなされやすいのではないかと思われる。資源確保の議論については改めてサーベイが必要である。また、個別の資源を回収するという意味では、自動車リサイクル法のような物品ごとの費用(料金)の設定および前払いの枠組みを応用できるかもしれない<sup>16</sup>。

一方でWilts et al. (2011) では、政府と産業界が自主協定を結び、国内外に流出した特定の資源についてその回収目標を設定させ、それを達成させるという制度を提案している。これは、輸入国の制度に関係なく、回収システムを構築することができるのではないかと思われる。この点はWilts et al. (2011) の仕組みをさらに検討するとともに、そもそもの自主協定の仕組み、有効性、問題点等を見ていくことが必要になる。

<sup>16</sup> ただし、自動車リサイクル法の枠組みは当然ながら国内で使用済みとなったものを対象としており、海外で使用済みとなったものを対象とする根拠が必要になる。

## 7. まとめ

リユース目的で輸出された中古品の使用済み後について、輸出国が回収するインセンティブは現時点では見いだせない。輸出国の生産者に関しても、全世界ではなく輸出国の余剰のみを考えれば、EPRを課す根拠が得られない。より細部にわたる議論が必要であるが、輸出国のEPRの根拠には「輸出国が輸入国の廃棄物の責任をどう考えるか」という議論が結局は必要になってくるのではないだろうか。あるいは、本稿で検討できなかった別の根拠を見出すことも必要である。一方で、資源確保の観点から、輸出国の生産者の回収義務を求めていくインセンティブは生まれやすいと考えられる。その際には資源を確保することが果たして生産者の「責任」なのかについても議論する必要がある。

また、日本の自動車リサイクル法は、EPRの考え方が含まれるとしても、実際は多くの経済主体が関係している。リサイクル料金は、ユーザーが購入時に支払うことになっており、処理費用はそれから充当される。生産者が使用済み後の回収に関わると言っても、回収や処理費用の負担者にはユーザーも含まれる。これらを含めた「基金」として、その拠出者とは誰かという観点から、国境を越える問題について、より広い視点で議論をしておくことも重要である。

## 参考文献

- [1] Basel Action Network and Silicon Valley Toxics Coalition (2002), *Exporting Harm The High-Tech Trashing of Asia*.
- [2] Buchert, M., A. Hermann, W. Jenseit, H. Stahl, B. Osyguß and C. Hagelüken (2007), *Verbesserung der Edelmetallkreisläufe: Analyse der Exportströme von Gebrauchtpkw und – Elektro(nik)geräten am Hamburger Hafen*, Publisher, Umweltbundesamt.
- [3] Calcott, P. and M. Walls (2000), “Can Downstream Waste Disposal Policies Encourage Upstream Design for Environment?” *The American Economic Review*, vol. 90, no. 2, pp. 233-37.
- [4] Fullerton, D. and T.C. Kinnaman (1995), “Garbage, Recycling, and Illicit Burning or Dumping,” *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 29, no. 1, pp. 78-91.
- [5] Dinan, T.M. (1993), “Economic Efficiency Effects of Alternative Policies for Reducing Waste Disposal,” *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 25, pp. 242-256.
- [6] Kojima M., A. Yoshida and S. Sasaki (2009), “Difficulties in Applying Extended

- Producer Responsibility Policies in Developing Countries: Case Studies in E-waste Recycling in China and Thailand,” *Journal of Material Cycles and Waste Management*, vol. 11, no. 3, pp. 263-269.
- [7] OECD (2001), *Extended Producer Responsibility A Guidance Manual for Governments*, OECD.
- [8] Wilts, H., S. Bringezu, R. Bleischwitz, R. Lucas and D. Wittmer (2011), “Challenges of Metal Recycling and an International Covenant as Possible Instrument of a Globally Extended Producer Responsibility,” *Waste Management & Research*, vol. 29 no. 9, pp. 902-910.
- [9] 阿部新 (2007)「使用済自動車の流通フロー:100万台は「消えた」のか」『環境と公害』第36巻第4号, pp.24-30.
- [10] 阿部新 (2010a)「中古車の越境移動と国際資源循環:政策分析に向けた論点整理」, 『一橋大学経済研究所 Discussion Paper Series』, A-No.530.
- [11] 阿部新 (2010b)「中古乗用車の貿易量に関する日欧比較:国際資源循環の観点から」, 『一橋大学経済研究所 Discussion Paper Series』, A-No.531.
- [12] 阿部新 (2012a)「拡大生産者責任と廃棄物処理行動—自動車リサイクルを事例とした制度比較—」『山口大学教育学部研究論叢』第61巻第1部, pp. 1-14.
- [13] 阿部新 (2012b)「中古品貿易を考慮した廃棄物処理制度に関する政策研究の課題」『山口大学教育学部研究論叢』第61巻第1部, pp. 15-24.
- [14] 植田和弘・山川肇編 (2010)『拡大生産者責任の環境経済学—循環型社会形成にむけて』昭和堂.
- [15] 大塚直 (2010)「環境法における費用負担」(植田和弘・山川肇編 (2010)『拡大生産者責任の環境経済学—循環型社会形成にむけて』昭和堂)第15章.
- [16] 環境省 (2008)『環境・循環型社会白書 平成20年版』日経印刷.
- [17] 環境省 (2011)『環境白書—循環型社会白書・生物多様性白書 平成23年版』日経印刷.
- [18] 倉阪秀史 (2000)「汚染者負担原則と拡大生産者責任に関する覚え書き」『千葉大学経済研究』第14巻第4号, pp.753-773.
- [19] 経済産業省産業技術環境局リサイクル推進課編 (2005)『アジアリサイクル最前線—動き始めた循環資源』経済産業調査会.
- [20] 国立環境研究所・国連大学高等研究所・東京大学大学院 (2004)『平成15年度廃棄物処理等科学研究 研究報告書 アジア地域における資源循環・廃棄の構造解析』.
- [21] 国立環境研究所・東京大学大学院・アジア経済研究所 (2005)『平成16年度廃棄物処理等科学研究 研究報告書 アジア地域における資源循環・廃棄の構造解析』.
- [22] 小島道一編 (2005)『アジアにおける循環資源貿易』アジア経済研究所.



- [23] 小島道一編(2008)『アジアにおけるリサイクル』アジア経済研究所.
- [24] 小島道一・鄭城尤(2010)「国際リユースの課題－新たな国際的な取組の必要性－」(小島道一編『国際リサイクルをめぐる制度変容』アジア経済研究所)第10章.
- [25] 産業構造審議会環境部会廃棄物・リサイクル小委員会国際資源循環ワーキング・グループ(2004a)「国際資源循環問題を巡る国際的な動きについて」, 第1回配布資料 4, 2004年6月18日.
- [26] 産業構造審議会環境部会廃棄物・リサイクル小委員会国際資源循環ワーキング・グループ(2004b)『持続可能なアジア循環型経済社会圏の実現へ向けて』.
- [27] 新熊隆嘉(2010)「国際資源循環と拡大生産者責任」(植田和弘・山川肇編(2010)『拡大生産者責任の環境経済学－循環型社会形成にむけて』昭和堂)第8章.
- [28] 中央環境審議会廃棄物・リサイクル部会国際循環型社会形成と環境保全に関する専門委員会(2006)『国際的な循環型社会の形成に向けた我が国の今後の取組について－東アジア循環型社会ビジョンの共有へ－ 中間報告』.
- [29] 布施正暁(2010)「使用済み自動車貿易から見たグローバルな資源の移動」『廃棄物資源循環学会誌』第21巻第2号, pp.96-102.
- [30] 細田衛士(2010)「拡大生産者責任の経済学的基礎」(植田和弘・山川肇編(2010)『拡大生産者責任の環境経済学－循環型社会形成にむけて』昭和堂)第9章.
- [31] 山川肇・植田和弘(2010)「拡大される生産者責任の内容とその根拠」(植田和弘・山川肇編(2010)『拡大生産者責任の環境経済学－循環型社会形成にむけて』昭和堂)第14章.
- [32] 山口光恒(2001)「EPRに関するOECDガイドスマニュアルについて」『三田學會雑誌』第94巻第1号, pp. 135-155.



# 自然保護問題における費用負担

## —「コミットメント」原理の精緻化に向けて—

藤谷 岳\*

### はじめに

自然保護に関わる費用は誰が負担しているのでしょうか。自然は、その価値を市場で適切に評価することが難しい財である。また、私有化されている場合もあるが、基本的には誰もがその恩恵を享受できる、共同の財産である。これらの理由から、自然保護は、政府(国や地方自治体)が、税金を財源に、公共政策として担っていくものである、というのが一般的な理解であろう。しかし、実態をみると、政府による自然保護が実施されない、あるいは不十分であるケースも数多い。そういった場合に、自然保護を求める地域内外の市民による寄附金などの支払いによって必要な資金を調達し、保全を実現させていこうとする市民運動が、国内外において登場してきている。本稿では、こうした、税金の支払いとは別の、いわば「意志ある支払い」に着目しながら、自然保護問題の費用とその負担のあり方についての理論的考察を行うものである。

昨今、寄附金などの「意志ある支払い」あるいはボランティアなどの「意志ある行動」に実際大きな注目が集まっている。その背景には、言うまでもなく 2011 年 3 月 11 日に発生した東日本大震災がある。多種多様で膨大な費用が必要となった被災地の復旧・復興において、政府の税財源による対応は遅々として進まないのに対し、把握されているだけでも、4400 億円の義援金<sup>1</sup>と、90 万人を超えるボランティア<sup>2</sup>による「意志ある支払い」「意志ある行動」は、直接、あるいは、NPO や復興ファンド等を通じて、即効性のある極めて重要な役割を果たしてきた。筆者が首都圏のある大学で独自に行ったアンケート調査では、8 割<sup>3</sup>の学生がこれま

\* 一橋大学大学院経済学研究科博士後期課程。

<sup>1</sup> 2012 年 3 月 11 日付の日本経済新聞記事「4400 億円の善意 阪神の 2.4 倍」より。ここで示されているのは、日本赤十字社、中央共同募金会、被災自治体への直接の寄附、NPO 法人などへの寄附を総計したものである。

<sup>2</sup> 2012 年 2 月 19 日現在、東北 3 県(岩手県・宮城県・福島県)の災害ボランティアセンターの紹介によりボランティア活動を行った人々(延べ人数)は 93 万人であった(厚生労働省発表)。義援金・ボランティアともに、実際にはこれらの数字をはるかに超える規模であることが推測される。

<sup>3</sup> 有効回答者数は 354 人。2011 年 6 月 17 日実施。

でになんらかの「寄附金」を支払ったことがあると回答、4割近い学生が「ボランティア」の経験があると答えている。震災の影響もあり、社会問題に対する「意志ある支払い」「意志ある行動」は、日本社会においても確実に浸透してきていると思われる。こうした、特定の公共的な目的のための従来の財政とは異なる資金の流れに注目した理論的・政策的研究は、あらゆる社会問題の解決にとって必要されているものであろう。本稿は、自然保護を念頭に、そういう研究の精緻化に向けた、筆者なりの第一歩となることを目指している。

以下、第1節では、自然保護の経済学的解釈をめぐる論点を整理する。第2節では、自然保護を大きく二つの段階に分類し、それぞれの段階に関わる費用について論じる。そして、第3節で、従来の費用負担の考え方を批判的に検討するとともに、「意志ある支払い」等を念頭においた「コミットメント」原理を提示する。最後に、全体をまとめて、今後の研究課題に言及する。

## 1「自然保護」の経済学的解釈

### 1.1「自然」とはどのような財なのか

本稿では、自然保護の対象となる「自然」として、人間活動の影響をほとんど、あるいは、全く受けていない「原生的自然」と、人間が適度に利用することで創り出されてきた「二次的自然」の両者を念頭においている。

「自然」は一般的には公共財として認識されている。公共財とは、排除困難で非競合性という物的属性をもった財である。排除困難とは、代金を支払わない者をその利用ないし消費から排除することができない(技術的な排除困難)か、排除できたとしても排除するために膨大な費用がかかってしまうことから、事実上、排除できない(費用的な排除困難)ことを意味する。非競合性とは、その財をある者が利用ないし消費したとしても、その財について他の者の利用や消費が減じないような財の性質である<sup>4</sup>。ここでは、「自然」がもつ財としての性質を挙げながら、「自然」とはどのような財なのかについて整理しておく。

原生的自然は、排除困難と非競合性のどちらも持ち合わせている純粋公共財であると考えられてきた。訪問者が殺到することによる混雑が環境悪化を引き起こすのを防ぐために、訪問に際して料金が課されたり、立ち入りを制限されたりすることもあるが、基本的には純粋公共財として解釈してよいであろう。

人間による利用が前提となっている二次的自然は事情が異なる。たとえば、二次的自然の構成要素である雑木林は、農用林・薪炭林として利用されるという意味では所有者の私的財である。また、農地や農業用水についても、他者の利用は排除可能である。しかしその一

---

<sup>4</sup>ここでは、細田・横山(2007: 27-29頁)の説明を用いている。

方で、雑木林や農地などで育まれてきた生態系や、里山の景観、さらに、洪水・土砂崩れなどを防ぐ機能などについては、その利用(享受)を排除することは困難であり、基本的には競合性もないものと考えられる。したがって、二次的自然は、私的財としての性質と公共財としての性質を持ち合わせた財であると言える。

さらに、二次的自然の公共財としての性質の多くは、自然が私的財として利用される過程で、正の外部性として生み出されてきたものであるという点も、重要な特徴として挙げておきたい。

## 1.2. 公共財供給としての自然保護

人々は「自然」に何を求めるのだろうか。そして、それはどのように供給されるのであろうか。Dwyer & Hodge (1996)によれば、英国の田園地帯(countryside)の自然に人々が求めてきたのは、当初はもっぱら食料生産に対するものであったが、次第に、田園地帯が食料生産以外の公共的あるいは私的便益も生み出すものであると認識されるようになった。これらの非農業的便益(non-agricultural benefit)の一部は市場で供給することが可能である<sup>5</sup>。しかしながら、野生生物、景観、アメニティ、さらには、文化的・歴史的価値といった、非市場的な便益は、市場には部分的にしか反映されない。そのため、土地所有者にはその需要に対応するだけのものを供給する金銭的なインセンティブがない。また、所有地内に汚染を引き起こしても、それに対して金銭的なペナルティが課されることもない。したがって、田園地帯における食料生産以外の便益の多くは、市場で供給するのは困難であると考えられてきたのである<sup>6</sup>。

ここで「非農業的便益」として挙げられているような、農村地域にある多様で特色ある自然や人間の創造物について、OECD (1999)は「ルーラル・アメニティ」と定義し、その供給のあり方を検討している。本稿でも、人間が自然との共生の中で形成し、維持してきた公共財的な性質を「アメニティ」という概念で捉え、アメニティ供給としての自然保護のあり方を検討していく。

原生的自然のアメニティは、それ単独で創造されたものである。一方、二次的自然のアメニティは、もともとは生活や生産活動の正の外部性としてもたらされたものである。ただし、正の外部性としてもたらされたものであっても、生産の増加がアメニティの供給を減少させることもあり、アメニティと生産の関係は必ずしも直線的ではない。つまり、アメニティが生産活動の外部性として生じている場合もあれば、アメニティを保全するために生産活動が維持されている場合もある。しかし、実際にはこの中間、すなわち、アメニティが保全されるように配慮した生産活動を行うケースが一般的になっている<sup>7</sup>。

<sup>5</sup> たとえば、ゴルフコース、ウォータースポーツセンター、テーマパークなどが挙げられている。

<sup>6</sup> Dwyer & Hodge (1996), pp. 19-32.

<sup>7</sup> OECD (1999), pp. 14-15.

このようにみえてくると、特に二次的自然の場合、自然保護(アメニティ)の供給主体として、当該地の所有者がまず想定される。アメニティを意識的に供給するのであれば、正の外部性として生じていた場合とは異なり、追加的な費用が発生する。OECD(1999)は、まずは、この費用をアメニティの利用者や消費者に支払ってもらえるように、市場を形成・活用することを検討すべきであるとしている。公共財的な特質を有するアメニティでも、特定の制度的措置の下で私的財として扱うことが可能なものであるとし、あくまで、まずは市場による供給を目指すべきだというのが OECD の見解である<sup>8</sup>。

しかし、OECD も認識しているように、市場化による方法は、アメニティがもたらす「便益」の貨幣的評価が困難で、フリーライダーが多く存在するときには必ずしも適用できない。また、所得が低い者がアメニティの「便益」を受け取れなくなる可能性があることも市場化による方法の欠点である。さらに、先の Dwyer & Hodge (1996)でも指摘されていたように、所有者が適切な管理を怠った結果、汚染等を引き起こしても、それに対して金銭的なペナルティが課されることはないという、負の外部性の問題も起こりうる。こうした「市場の失敗」が発生するため、公共財供給においては政府が介入すべきであるというのが一般的な理解であろう。

そこで、自然保護のための公的介入、すなわち、政府(国・地方自治体)による保全について考えてみる。その方法としては、まず、対象となる自然環境を含む土地の公有地化が挙げられる。また、公有地化は行わないが、関連する土地に利用規制をかける方法や借地を行う方法などがある。ところが、いずれの手法をとるにせよ、土地の所有者や利用者との権利調整の難航、規制が十分でないために起こる開発・破壊行為の進行、自然保護への不十分な財政措置などの問題が懸念される。

これらの、いわば「政府の失敗」というべき状況に対して市民が不満を抱き、自然保護施策の改善を要求することがある。その際に、多くの市民は、まず、選挙の際に、自然保護施策の改善を掲げる首長や議員に投票するであろう。それに加えて、署名活動をおこなう、市民団体を結成して提言を行うなどの方法によって、より多くの市民の声を直接的に政府に届けようとするアドボカシー的な行動をとる場合もある。

しかしながら、それでも十分な施策の改善が見込めないと判断し、更なる自然保護を推進していくために必要な追加的費用を自ら負担していこうとする市民も少なからず存在する。その典型的な例が、英国のナショナル・トラストによる保全である<sup>9</sup>。これをモデルとしたトラスト型保全運動は英国外にも数多く存在し、日本国内でも広がりを見せている<sup>10</sup>。

このような、「政府の失敗」を補うために必要な追加的費用を自ら負担していこうという市民の行動を、自然保護の費用負担の理論に位置づけることが本稿の課題である。

<sup>8</sup> OECD (1999), pp. 88-89.

<sup>9</sup> 詳細は藤谷(2008)を参照。なお、英国ナショナル・トラストは、自然だけでなく、歴史的建造物や文化財などの保全も行っている。

<sup>10</sup> ただし、中には、英国のナショナル・トラストの存在を知らずに、たまたま同種の手法に行き着いたケースもある。

そのための作業として、以下ではまず、自然保護に関わる費用についての概念整理を行う。

## 2 自然保護に関わる費用

### 2.1 「開発抑止」段階における費用

ここでは、自然保護を大きく二つの段階に分けて、それぞれの段階における費用について考えてみたい。

保全を実現させるにあたっては、まず、保全対象が開発等の経済活動によって破壊されることがないように、なんらかの対応策をとらなければならない。この保全の段階のことを、ここでは便宜的に「開発抑止」段階と呼ぶ。対象となる自然を有する土地の所有者が、所有地の自然保護に対してどのような関わり方をするのかによって、この段階の対応は変わってくる。所有者が自然保護に積極的ではない場合は、当該地に「開発抑止」のための利用規制(制限)をかけるか、保全側が土地の買い取りもしくは借地を行う必要が出てくる。土地所有者が自然保護に積極的に貢献する意志をもっている場合には、土地の利用規制や買い取り等を行うことなしに「開発抑止」される可能性はある。しかしながら、所有者が自然保護に貢献したいという意志をもっている場合でも、費用面等の理由から所有権を手放さざるをえなくなり、保全側が買い取りを行う場合も多い<sup>11</sup>。

では、「開発抑止」段階において、どのような費用が問題となるのであろうか。まず、保全のために土地取得(所有権の移転)が行われる場合には、「土地取得費用」(権利移転費用)が生じる。借地によって対応する場合には、「借地費用」が発生する。「開発抑止」のための利用規制を行う場合には、土地所有者が私有財産を自由に処分・利用することができなくなるため、規制がなければ得られたはずの利益が「機会費用」として生じる。永井(1977)も指摘しているように、土地利用規制が行われたことで利益を得る機会を失うといった犠牲を所有者に一方的に強制することは公正の原理に反するものと考えられる<sup>12</sup>。この「機会費用」については、「土地取得費」を決定する際に加味されるほか、規制を受け入れることへの「補償費」として、土地所有者に直接的に支払われる場合がある。また、税の減免などで間接的に「補償」を行う場合もある。もっとも、「開発抑止」への理解を示す土地所有者の中には、所有地を無償で提供(寄附)する者や、規制に伴う「機会費用」の補償を要求しない者もいる。その場合、土地取得費や補償費の支出は生じない。しかし、費用そのものが生じていないわけではない。この点については改めて言及する。いずれにしても、「土地取得費用」と「機会費用」の問題を解決することなしに「開発抑止」は達成されない。これらの費用をめぐって、保全側と土地所有者側との間で、綿密な交渉が行われることになる。この交渉の過程にお

<sup>11</sup> 高額な相続税の支払いのためにやむを得ず売却するケースなどを想定。

<sup>12</sup> 永井(1977)、174-176頁を参照。

いて発生する多大な「取引費用」もまた、「開発抑止」段階の費用として考慮すべきでもある。

## 2.2 「維持管理」段階における費用

「開発抑止」段階の費用問題を解決することなしに自然保護を実現させていくことは不可能である。しかしながら、この問題を解決して開発等の経済活動による自然環境の消失・損失を防ぐことができても、それだけでは自然保護が実現したとは言えない。「開発抑止」以前に既に損失が生じていた場合には、「良好な状態」とされるレベルにまで環境を回復させなければならない。そして、「良好な状態」の自然環境を将来世代にまで維持管理していかなければならない。この段階を、本稿では、自然保護の「維持管理」段階と呼ぶ。

「維持管理」段階での費用は、対象が二次的自然なのか原生的自然なのか、「維持管理」を誰が担うのか、目標とする「良好な状態」をどこにおくのかによって、その中身は大きく異なる。まず、二次的自然の維持管理について検討する。

二次的自然の環境は、もともと、その土地の所有者が生産や生活のために元の自然に必要なに応じて改変を加えながら、資源として利用していくなかで形成され、「維持管理」されてきたものである。その資源利用が経済的に効率よいものであり、資源として継続的に利用できるような「維持管理」が施されているかぎりには、自然保護は生産や生活の外部性としてもたらされることになる。この場合、所有者にとっては生産や生活に必要な費用として認識され、「自然保護のための費用」として特に意識することはないであろう。

これが意識されるようになるのは、経済的に効率のよい資源利用が見込めなくなったときである。例えば、雑木林から堆肥を得るよりも化学肥料を用いる方が生産費を抑えられるというケースや、農業そのものが継続されなくなるケースなどが想定される。このような場合、自然保護は生産や生活の外部性としてもたらされることはなくなるため、二次的自然を「維持管理」するための追加的費用を誰かが負担していかなければ、保全は実現しない。

この「維持管理」費用の現れ方は、「開発抑止」段階と同様に、所有者が自然保護にどのような考えをもっているのかによって異なってくる。所有者が、経済的に効率が良い資源利用ではないにもかかわらず、自然保護のためにその利用を続けていくのであれば、所有地をより経済的に効率が良い別の用途に使用すれば得られたかもしれない利益との差が「機会費用」として意識されることになる。特に、土地利用規制をかけているケースでは、こうした「機会費用」に対する政府(国や地方自治体)による補助金等の支払い<sup>13</sup>や、税負担の低減などの政策的対応が検討される。これは、「開発抑止」段階における、規制を受け入れることへの「補償費」とは別であり、「維持管理」段階に生じる「機会費用」を補填するものとして、継

<sup>13</sup> 農業環境政策や農業の多面的機能の議論における「環境支払い」はその典型例である。所有者が一定の基準を満たす管理(土地利用)を行うことを前提に支払われることが多い。合田編(2001)、荘林(2010)等を参照されたい。



続的に発生する費用支出となる。一方、後述するように、こうした補助金等の支払いの有無にかかわらず、「機会費用」を顧みずに、積極的に「維持管理」を行っていかうとする土地所有者がいることにも注目すべきである。

一方、二次的自然の土地所有者が自然保護に積極的でない場合や、その意志があっても「維持管理」の費用を継続的に負担していくことが難しい場合などには、土地所有者とは別の主体による「維持管理」が必要となる。土地の所有権が保全主体(国や地方自治体、保全団体等)に移転している場合と、所有権の移転は行わずに借地で対応する場合がある。二次的自然の環境は、地域の生産や生活の営みとの関わりのなかで保全されてきたものであるため、たとえ土地の所有権が他の主体に移転していても、「維持管理」には元の所有者をはじめとする地域の市民がなんらかの関わりをもつことが望ましい。しかしながら、国や地方自治体による土地取得や借地による保全は、その「維持管理」の担い手については競争入札によって決めることも多く、必ずしもその地域の市民が関わるとは限らない<sup>14</sup>。その結果、もとの二次的自然の特徴が失われてしまう可能性が高い。その点、市民運動による保全は、地域の市民がボランティアなどの形で「維持管理」に携わっている例も多く、より「良好な状態」での保全が期待される。

「維持管理」段階の具体的な費用項目は非常に多岐にわたる。樹林地の例で言えば、下草刈り、枝打ち、間伐、土留め等に要する「人件費」、「材料費」等の他、管理方針を定めるための「調査費」も必要である。もとの二次的自然から大きく改変・破壊されてしまっている場合には、投棄された廃棄物の除去や植林などの「原状回復費」も不可欠である。また、周辺住民との調整が必要なケースも多く、「取引費用」も考慮にいれなければならない。

一方、原生的自然は、もともと人の手が入っていないものであるため、二次的自然とは「維持管理」のあり方が異なる。想定される費用項目としては、自然の状態を確認して保全の方針を定めるための「調査費」、原生の状態が失われている場合には「原状回復費」、一定の人の利用や出入りを認める場合には、安全対策などの費用も必要である。

さらに、自然保護を実施していく上で、市民の理解や協力が不可欠であることから、自然の状態や保全の経緯・方針などを発信していくための普及啓発活動や環境教育活動にかかる費用も、間接的ながら、「維持管理」段階の費用として考慮すべきものであるだろう。

なお、自然保護のために設立された市民団体による保全は、保全主体である市民団体そのものが存続していくことが「維持管理」を可能にするための絶対条件となる。つまり、組織運営に関わる費用、いわば、「組織の維持管理費用」も、自然保護にとって不可欠な費用である。

---

<sup>14</sup> ただし、公有地化された土地の管理を地域の農業者が受託している「町田歴環管理組合」のような先駆的な取り組み事例もある。詳細は田極(1999)を参照されたい。

### 3 自然保護のための費用負担

#### 3.1 「対価支払い」の適用とその限界

上記のような「開発抑止」段階および「維持管理」段階に必要となる費用は、どのようなルールに基づいて誰が負担すべきものであろうか。これまでに主に検討されてきたのは、自然保護が実施されることから得られる「便益」を根拠に費用負担のあり方を決めようという応益原理に基づく費用負担ルールである。諸富(2002)は、このルールが適用されている例として、森林保全政策を取り上げている。これは、森林のもつ公益的機能から特に「便益」を受ける主体に対して、森林保全の財源負担を求めるという考え方である。例えば、神奈川県では、上流における森林整備事業の「受益者」とであるとされた下流住民が、その「対価」を水道料金の一部という形で負担していた<sup>15</sup>。また、高知県の「森林環境税」は、森林の保全施策に必要な費用について、森林の公益的機能による良質な水道水の確保・供給という一定の「便益」を享受していることに対する「対価」の支払いとして、追加的な税負担を広く県民全体に求めるといものである。同種の事例は各地で見られる。

こうした例は、自然保護施策の財源確保のために、当該地域の市民に対して、応益原理に基づく追加的負担を課するという政府(ここでは地方自治体)の対応である。もっとも、上記で適用されているのは、応益原理に基づくひとつのルールとしての「対価支払い」である。「得られる便益の対価を支払う」という行為は、市場における交換そのものであり、こうした「対価支払い」は市場の論理に基づく費用負担ルールとして検討されるのがスムーズであろう。その典型例が、生態系サービスへの支払い(Payments for Environmental Services: PES)の考え方である。これは、おおまかに言えば、食料などの供給サービス、水質浄化などの調整サービス、レクリエーションや教育などの文化的サービス・物質循環などの基盤サービス<sup>16</sup>によって構成される、生態系サービスから便益を得ている主体が、それらのサービスを供給している主体に金銭的な支払いを行うものである。PESの考え方は、基本的には市場を利用して自然保護を追求していこうとするものである。ただし、近年では、単純に市場に任せるのではなく、権利設定や取引費用の問題を考慮に入れつつ、生態系サービスの供給者に適切な支払いを行っていかうという理論的修正も行われており<sup>17</sup>、今後も注目すべきアプローチである。

先述したように、OECD(1999)も、「ルーラル・アメニティ」を念頭に、まず市場を効率的に

<sup>15</sup> 諸富(2002)、130-131頁。ただし、神奈川県では、2007年度から、県民税の超過課税による水源環境保全税が導入され、その税収を元に上流の水源地域の整備が実施されている。そのため、現在は応益原理とは異なる論理に基づく費用負担となっている。

<sup>16</sup> Millennium Ecosystem Assessment (2005), pp. v-vi (和訳 xiii-xiv 頁)。

<sup>17</sup> 例えば、Vatn (2010)は、取引費用を下げる仲介者の存在が不可欠であるとしている(pp. 1248-1249)。また、彼は、生態系サービスの供給者の権利を明確にすることが重要であるとした上で、その権利が売買されて開発・自然破壊につながるというリスクがあるため、そうした売買をしないインセンティブを与える支払いも必要であると述べている(pp.1249-1250)。

利用することに優先度をおいて政策を検討すべきであるとしている。そこでは、アメニティが生産活動の外部性として供給されている場合、その外部性を内部化するために、アメニティの最適水準およびそれを供給する価格や費用を決定し、さらに外部性と生産活動との関係を明確にする必要があるとされる<sup>18</sup>。そして、それらのケースにおける費用負担のあり方は下記のように整理されている<sup>19</sup>。

- アメニティへのアクセスを制限することが可能であれば、それは私的財になり、使用者に直接負担を求めることが可能である(**Beneficiary-Pays Principle**: 受益者負担原則)。
- アメニティの受益者がその供給になんらかの関係を有する生産物の消費者であれば、生産物に課される追加的価格を通じて、アメニティの費用を間接的に受益者(消費者)に支払わせることが可能である(**Consumer-Pays Principle**: 消費者負担原則)。
- アメニティが高い非使用価値または公共財的な特質をもっているため受益者を特定することが困難な場合には、政府は、資金を捻出するために税を課し、その資金をアメニティの供給に対する支払いに充てることによって、仲介者としての役割を果たすことができる(**Provider-Gets Principle**: 供給者取得原則)。
- 公共財的な特質をもつアメニティが地域的外部性をもたらす場合、適切な行政レベルが市場に代わってアメニティを供給する費用を負担する資金を捻出することができる(財政的均衡の条件のもとでの供給者取得原則)。

供給者取得原則(**Provider-Gets Principle**)とは、アメニティの供給者に対して誰が対価を支払うかは重要な問題とせず、何らかの形で供給者に対価が支払われることを重視した考え方である。受益者が特定できない場合に、支払いを保証するために適用される原則であり、アメニティ供給のための課税などの根拠とされる<sup>20</sup>。

費用負担のあり方に「対価支払い」のルールを適用させるためには、個々人が自然から得る「便益」が経済学的に評価可能であることが前提となる。都留(1976)が整理しているように、自然には、「経済活動のための資源としての役割」と「それ自体が豊かな人間生活の不可欠な構成要素をなしているという特質」がある<sup>21</sup>。前者については資源としての「便益」が経済学的に評価可能であるため、「対価支払い」による費用負担ルールが適用できる場合も多い。問題は、後者の特質<sup>22</sup>である。人間生活のなかで自然から個々人が得ている「便益」のには、その種類や大きさが極めて主観的な「価値基準」に依存するために経済学的評価が有効では

<sup>18</sup> OECD (1999), pp. 89-90.

<sup>19</sup> OECD (1999), pp. 26-27.

<sup>20</sup> OECD (1999), pp. 25-26.

<sup>21</sup> 都留(1976)、1頁。

<sup>22</sup> 都留(1976)は、これを「価値物としての自然」と呼び、それは「経済計算の網ではすくいきれない」ため、「その素材面で具体的に描写するほかない」としている。

ないものが数多く含まれる。自然景観やアメニティから得られる精神的充足などの「便益」がこれにあたるであろう。こういった特質をもつ自然の保全の費用負担に「対価支払い」ルールを適用させると、そこでの「便益」は不完全なものにならざるを得ず、「対価」を支払っているのに十分な「便益」を得られていない、と主張する個人が現れる。これは、個々人が望む自然保護が多種多様であることを意味し、政府による自然保護が「不十分」であるという市民の不満を引き起こす一つの要因になると考えられる。この種の問題は、自身の厚生最大化を求める「利己的」な個人の行動を前提とする市場の論理に基づく「対価支払い」を、自然保護にかかわる費用負担のルールとして適用することの限界を示している。もともと、これは自然保護問題における費用負担のあり方を応益原理から考えることが相応しくないということの意味するのではない。むしろ、自然の特質を踏まえて、応益原理やその他の論理に基づく費用負担の論理を再検討することが求められているのである。

### 3.2 「意志ある支払い」と「コミットメント原理」

自然保護の事例を見ると、「対価支払い」では十分に説明できない費用負担の実態が数多く見られる。例えば、英国の自然保護・アメニティ保全団体であるナショナル・トラストの財源のうち、もっとも大きな割合(3割強)を占めているのは、会員からの会費収入である。会員になることで、通常は入場料の支払いが必要な保全対象資産を無料で利用できるなどの「便益」があることは否定できない。しかしながら、その都度入場料を支払った方が安く済むにも関わらず、会費を払って会員になっている人々も多い。つまり、会費は、「便益」への「対価支払い」という側面だけでなく、活動を金銭的に支えようという寄附金としての側面も持ち合わせている<sup>23</sup>。本稿で注目したいのは、この後者の側面である。すなわち、自身が「便益」を得るためではなく、自然保護のための「意志ある支払い」<sup>24</sup>を行う市民が存在していることを念頭に、費用負担のあり方を再検討してみたい。

議論の出発点としたいのは、応益原理に基づく公共財供給の費用負担のあり方を提唱した Lindahl の論考である。Lindahl(1958)<sup>25</sup>は、公共サービスの提供から個々人が得ている「便益」には、個人的な性質(personal nature)のものだけでなく、「物的あるいは精神的利益を他者に享受してほしいという利他的な願いの充足も含まれる<sup>26</sup>」としている。つまり、少なくともこの時点での Lindahl の応益原理の考えには、利己的な動機だけでなく、利他的な動機に基づく行動もおこなう、「本来の人間」(physical person)<sup>27</sup>が想定されていたのである。

<sup>23</sup> 藤谷(2008)、57-58、64頁。なお、会費、寄附、遺贈の3項目で、ナショナル・トラストの収入の半分以上を占めている(2008年)。

<sup>24</sup> ここでの「意志ある支払い」という言葉自体は本稿での造語であるが、藤井(2007)の「意志あるお金」や「新しいお金の流れ」という議論などを念頭においている。

<sup>25</sup> 原文は1919年にドイツ語で発表されている。ここではその英訳版(1958)を用いる。

<sup>26</sup> Lindahl(1958), p. 217.

<sup>27</sup> Lindahl(1958), pp. 215-216.

こうした「本来の人間」の行動を前提に、経済学の論理を再構築してみようというのが、Sen の「コミットメント」概念である。この概念について、Sen は、「共感」という言葉と対比しながら論じている。先の Lindahl の想定する「本来の人間」の「利他性」は、個々人が得ている「便益」の中に他者への配慮から得られる充足を含める考え方であった。これは、Sen の整理で言えば「共感」にあたるものである。Sen にとっては、「共感」に基づいた行動はあくまで「自身の効用の追求」であって、「利己的」な行動であった<sup>28</sup>。それに対して「その人の手が届く他の選択肢より低いレベルの個人的厚生をもたらすということ、本人自身が分かっているような行為を[他人への顧慮ゆえに]選択する」ことを「コミットメント」に基づく行為であると定義している<sup>29</sup>。こうして、Sen は、「伝統的な経済学モデルにおける選択行動と厚生との達成をつなぐ根本的な環<sup>30</sup>」を切断し、個人的厚生とは結びつかない個人的行動があることを認識した上での経済学の再構築の必要性を訴えているのである。

「コミットメント」の概念を公害・環境問題にかかわる費用負担の原理として先駆的に検討をはじめているのが、寺西俊一である。寺西は、まず、2005 年の論考において、「自然保護のために自発的な「コミットメント」(commitment: 責任ある関与)を求め、それにもとづく費用負担を厭わない主体が新たに登場している<sup>31</sup>」ことを踏まえた新しい費用負担原理として「コミットメント原理」を提起した。本稿の着想のきっかけもここにある。寺西の「コミットメント原理」が捉えようとしている対象は、その後、公害・環境問題の全体にまで広がり、寺西(2012)では、「関与」のあり方を重視した「応関原理」(Commitment Principle)として再定義されている。「応関原理」の形としては、2つ挙げられている。一つは、従前から念頭においていた、いわば「自発的な関与」(Voluntary Commitment)に基づく費用負担である。もう一つは、「当該費用の支出に対して何らかの関与責任を果たすべき位置にある関係主体を特定し、そこに応分の費用負担を求める」という、いわば「責任ある関与」(Responsible Commitment)を根拠とする費用負担であるとされている<sup>32</sup>。

自然保護に関わる費用負担においては、寄附金などの「意志ある支払い」のみならず、自然保護のための土地の寄附(無償譲渡)、機会費用の甘受、ボランティアによる労働力の提供など、金銭の支払いとしては表面化しないものも含んだ多種多様な「コミットメント」が費用負担に貢献している。このような費用負担は、自然から得られる「便益」への「対価支払い」というルールでは十分に説明することができない。むしろ、自然から「便益」(恩恵)を受けている社会の一員としての責任<sup>33</sup>の果たし方の一つであると捉えるべきであろう。

<sup>28</sup> Sen (1977), p. 326 (和訳 133 頁)。

<sup>29</sup> Sen (1977), p. 327 (和訳 134 頁)。

<sup>30</sup> Sen (1977), p. 329 (和訳 138 頁)。

<sup>31</sup> 寺西(2005)、15 頁。

<sup>32</sup> 寺西(2012)、866 頁。このうち、「責任ある関与」の観点から公害・汚染問題の費用負担のあり方を検討した研究書としては除本(2007)を参照。

<sup>33</sup> 環境問題に関する責任の類型化を試みた除本(2007: 35-36 頁)は、「市民自身が環境保全

## おわりに

「意志ある支払い」に代表される「コミットメント」は、「利他性」と「自発」性を合わせもつ費用負担である。特に、「利他性」を前提に組み入れることで、「利己性」を前提にする「対価支払い」ルールでは避けられないフリーライダー問題を理論的には回避できる可能性がある<sup>34</sup>。したがって、「意志ある支払い」を軸とする「コミットメント」型の自然保護は、「市場の失敗」と「政府の失敗」の双方を乗り越える可能性をもつ。政府よりも即効性のある対応が期待できることも長所であり、その力は「開発抑止」段階において特に発揮されることが多いであろう。

このように、「意志ある支払い」は、自然保護をはじめとする特定の公益的目的を達成するための「新しいお金の流れ」「もうひとつの財政」として、重要な役割が期待される。ただし、自発性に頼る保全であるため、安定性と継続性が最大の課題となる。一方、政府による保全は、政策決定に時間がかかる、十分な財政措置がされない等の「政府の失敗」が想定されるが、租税という「強制的な支払い」に基づくものであるため、ある程度の財政的な安定性と継続性が期待される。そのため、継続的な費用支出が求められる「維持管理」段階の費用負担において果たす役割は大きいであろう。また、「開発抑止」段階において、たとえ土地取得の財源が確保できない場合でも、土地利用に規制をかけるという対応ができることは、政府による保全の強みであると言えよう。

したがって、実際の自然保護は、「意志ある支払い」を軸とする「コミットメント」型の保全と政府による税財源による保全が、相互に補い合う仕組みや制度を構築していくことによって、実現されていくことが望ましいのではないだろうか。

今後は、事例研究を通して、自然保護問題に関する費用負担の実態を検証し、「コミットメント原理」の理論的・政策的意義と課題を明らかにしていく。その成果は、随時発表される予定である。

## 参考文献

- ・ 合田素行編著(2001)、『中山間地域等への直接支払いと環境保全』、家の光協会。
- ・ 荘林幹太郎(2010)「農業の多面的機能」寺西俊一・石田信隆編『自然資源経済論入門 1 農林水産業を見つめなおす』中央経済社、193-224 頁。
- ・ 田極公市(1999)「身近な自然の守り手として-函師・小野路の里山復活-」(財)トトロのふるさと財団編『武蔵野をどう保全するか』(財)トトロのふるさと財団、57-65 頁。
- ・ 都留重人(1976)「自然保護と費用負担:総論」『公害研究』第 6 巻第 2 号、1-2 頁。

---

等に積極的に関わる責任」は「事前的・積極的責任」に分類されるとしている。

<sup>34</sup> 山下(2012)、6 頁。

- ・ 寺西俊一(2005)「自然保護のための費用負担—コミットメント原理の意義と可能性を考える」全国林業改良普及協会編『現代林業』2005年8月号(通巻470号)、14-15頁。
- ・ 寺西俊一(2012)「公害・環境問題の政治経済学」をどう展開するか—淡路剛久教授の古稀祝賀記念に寄せて」大塚直・大村敬志・野澤正充編『社会の発展と権利の創造—民法・環境法の最前線』有斐閣、847-869頁。
- ・ 永井進(1977)「自然保護と費用負担」都留重人編『世界の公害地図 上』岩波書店。
- ・ 藤井良広(2007)、『金融 NPO—新しいお金の流れをつくる』岩波新書。
- ・ 藤谷岳(2008)「自然保護・アメニティ保全の費用と財政—英国ナショナル・トラストを事例に」『一橋経済学』第3巻第1号、45-69頁。
- ・ 細田衛士・横山彰(2007)、『環境経済学』、有斐閣。
- ・ 諸富徹(2002)「環境保全と費用負担原理」寺西俊一・石弘光編『環境保全と公共政策』岩波書店。
- ・ 山下英俊(2012)「環境ガバナンスの経済理論—制度派環境経済学の可能性—」『環境と公害』第41巻第4号、2-7頁。
- ・ 除本理史(2007)、『環境被害の責任と費用負担』有斐閣。
- ・ Dwyer, Janet & Hodge, Ian (1996) “Countryside in Trust”, John Wiley & Sons Ltd., Chichester.
- ・ Lindahl, E. (1958) “Some controversial questions in the theory of taxation,” in Musgrave, R. A., and Peacock, A. ed, Classics in the theory of public finance, Macmillan Co., New York.
- ・ Millennium Ecosystem Assessment (2005), Ecosystem and Human Well-being: Synthesis, Island Press. (邦訳: 横浜国立大学 21 世紀 COE 翻訳委員会 [責任翻訳] (2007)、『生態系サービスと人類の未来』、オーム社。)
- ・ OECD (1999) “Cultivating Rural Amenities: An Economic Development Perspective”, OECD. (邦訳: 宮永健治・雑賀幸哉 [訳] (2001) 『ルーラルアメニティ 農村地域活性化のための政策手段』、家の光協会。)
- ・ Sen, A. (1977), “Rational Fools: A Critique of the Behavioral Foundations of Economic Theory,” Philosophy and Public Affairs, vol.6, pp. 317-344. (邦訳: 大庭健・川本隆史 [訳] (1989) 「合理的な愚か者 経済理論における行動理論的な基礎への批判」『合理的な愚か者 経済学＝倫理的探究』第4論文、120-167頁。)
- ・ Vatn, A. (2010), “An institutional analysis of payments for environmental services,” Ecological Economics, vol. 69, pp. 1245-1252.