



Economía y Ecología / Guía del Examen Extraordinario
Prof. Eduardo Vega López / semestre 2017-2 / marzo de 2017

(el examen constará de 5 preguntas tomadas de estas diez; cada respuesta correcta valdrá dos puntos)

1. De acuerdo con la información que tenga: ¿cuáles son los tres principales problemas ambientales de la actualidad y desde cuándo se les interpreta como tales? ¿Por qué esos tres y no otros?
2. Las externalidades negativas representan costos sociales marginales no asumidos por los agentes económicos que los causan: ¿cierto o falso? Exponga un ejemplo de externalidad negativa.
3. La degradación ecológica y la contaminación ambiental causadas por actividades económicas: ¿pueden interpretarse como procesos económicos con alta entropía? Exponga un ejemplo de degradación ecológica y otro de contaminación ambiental.
4. ¿Qué importancia tienen los derechos de propiedad y las reglas de acceso y uso de los recursos naturales para su potencial aprovechamiento sustentable? Exponga dos ejemplos contrastantes.
5. Defina los conceptos de desarrollo sustentable, sustentabilidad débil, sustentabilidad fuerte e insustentabilidad del desarrollo económico y social. Exponga un ejemplo en cada caso.
6. ¿Por qué es importante la valoración económica de la diversidad biológica? ¿En qué contribuye tal valoración para la conservación y el mejor aprovechamiento de la biodiversidad?
7. ¿Cuáles son las diferencias económicas y ecológicas entre las opciones “minería forestal” y “aprovechamiento forestal sustentable”?
8. ¿Por qué se define al conjunto de ecosistemas, especies silvestres de flora y fauna, acervos genéticos y recursos naturales como “capital natural” y qué relación tienen estos acervos de capital natural con el flujo recurrente de bienes y servicios ambientales?
9. ¿Cuáles son los servicios ambientales de provisión, de regulación, de soporte y los culturales? Exponga un ejemplo de cada uno de ellos.
10. Desde hace poco más de 20 años, el INEGI publica el Sistema de Cuentas Económicas y Ecológicas de México (SCEEM): ¿cómo estima los costos por agotamiento de los recursos naturales y por degradación ambiental? ¿qué peso porcentual tienen estos costos sobre el PIB de México?

Estas diez preguntas tienen relación directa con el programa de la asignatura semestral de **Economía y Ecología** y con las lecturas recomendadas para preparar este examen extraordinario. (COSTANZA et al 1997; INEGI 2013; KISHOR & CONSTANTINO 1994; PEARCE & ATKINSON 1998; VEGA 1997, pp. 213-228).
Se envían todas estas lecturas por correo electrónico.



Sustainable Forestry: Can it Compete?

NALIN KISHOR AND LUIS CONSTANTINO

SUSTAINABLE forest management, though a desirable environmental goal, is seldom practiced in Latin America (or elsewhere) because it cannot financially compete with alternative forms of land management. The world community must be willing to bear more of the costs if it wants to make sustainable forestry a viable option for countries facing the threat of deforestation.

Forests, the world over, are threatened by conflicts of interest between those who want to protect the country's natural resources and those who wish to develop the land for commercial purposes. Forests are an essential biological resource, and their services extend far beyond the mere supply of timber. They are a source of vital nonwood forest products (e.g., medicines, nuts, latex, chicle, and rattan). They conserve the soil and protect watersheds. They are natural habitats for global biodiversity. And they play a key role in the

sequestration of carbon (i.e., since forests form a repository for carbon, their uncontrolled destruction would lead to carbon dioxide releases into the atmosphere, possibly adding to the global warming problems).

Deforestation worldwide is endangering many of these environmental values. Because these values are local or national, as well as global, in character, deforestation is thus a cause of great concern both within the resource-owning countries and to outside environmental interests.

The emerging debate on how to protect forest resources has focused on which practices can best protect the environment and still allow economic gains from controlled commercial activities like timber harvesting and extraction of other products—that is, “sustainable forest management.” This concept allows for some productive and extractive activities, and thus entails a lower cost than cordoning off forests in strictly protected areas. For example, a farmer can stagger his sales of timber so that some part of the forest is always maintained in its natural state. Sustainable forestry is also more politically acceptable to developing countries because it contributes directly to the local economy. Strict protection, on the other hand, is often viewed as only benefiting foreign countries.

In spite of the support of regional governments and international and bilateral organizations, however, this type of land use is the exception rather than the rule in most coun-

tries. Policy distortions and institutional failures are partly to blame. In addition, information and technological requirements seem insurmountable. Nevertheless, even if all of these concerns are addressed, a study we recently undertook to identify the factors that influence land use decisions in Costa Rica shows that it is mainly the lack of private demand for this form of land use that has limited its spread.

Land options

Why is there a lack of demand for sustainable forestry practices? Let us recount a story involving four players in the forestry sector—a poor, small farmer; a wealthy and well-connected farmer; a local taxpayer; and a well-off citizen from a developed country. The first three live in a poor country with tropical forests, while the last one lives in a rich country. Both farmers have put claims on separate pieces of land covered with forest, and have been given title to them.

The land they own is a dense tropical forest with an immense variety of plants, animals, and other resources waiting to be discovered. But the only really marketable product is the trees, which are of various species, ages, and sizes. A few trees are valuable because premium furniture can be made from them. Some are suitable as timber for construction, which means they can be sold to small logging companies that will cut and remove them, in the process improving access on the farm. The

Nalin M. Kishor
an Indian national, is a Forestry Economics consultant with the Bank's Asia Environmental and Natural Resources Development Division, previously with the Latin America and the Caribbean Environment Division. He holds a PhD from the University of Maryland.

Luis F. Constantino
from Portugal, is a Natural Resource Economist with the Bank's Natural Resources and Rural Poverty Division for Mexico, previously with the Latin America and the Caribbean Environment Division. He holds a PhD from the University of British Columbia.

Table 1
Ensuring sustainable forestry
 (dollars per hectare)

	Large farmer	Small farmer
Net present value of payment required to ensure choice of sustainable forest management option	1,573	717

Source: World Bank.

able forest management. For large farmers, an incentive of \$1,573 would be needed to practice sustainable forest management, but the benefits from carbon sequestration would only reach \$1,356. Similarly, for small farmers who would otherwise mine the forest, the incentive required is \$717, as against expected benefits of \$500.

When all externalities are considered, it makes economic sense for those benefiting from the forests to pay both large and small farmers to do sustainable forestry. If we consider the incremental benefit-cost ratio for the two groups, however, it is 1.49 (=2,344/1,573) for the large farmers, and 2.08 (=1,493/717) for the small farmers. This implies that the small farmer should be the first one targeted to maximize the environmental benefits per dollar of financial transfers.

To whom would the bulk of the externality values accrue? The answer is the outside world (Chart 2). Domestic willingness to pay (as judged by the benefits accruing to nationals) is clearly inadequate to ensure sustainable forestry. This supports the assertion that the world at large must be prepared to make substantial financial transfers to persuade small and large farmers in Costa Rica to adopt sustainable forestry practices.

Looking ahead

Natural forest management is likely to yield more positive externalities relative to other land uses. From the private point of view, however, natural forest management is unlikely to be the most profitable option. Based on some preliminary calculations of environmental externality benefits from sustainable management, relative to alternative land uses, we conclude that there may be room for market transactions. The gains from trade would be larger, the higher the discount rates that farmers face. Thus programs to facilitate such transactions should be directed initially toward small and marginal farmers. These conclusions are supported by data from three sites in Costa Rica, which show that under the current incentive structure, it is almost always more profitable to practice something other than sustainable forestry. (Although widely accepted to be true, more site-specific surveys are required to establish the generality of these results.) Thus, Costa Rica would have to change incentives to make sustainable forest management attractive, and if these costs are too high, the world community would have to consider sharing some of the burden, if it expects to enjoy many of the benefits.

Despite the potential for mutually advantageous gains, at present there are few actual examples of resource transfers aimed at ensuring sustainable forestry practices. One notable initiative is an agreement between NEES (a power company in Massachusetts, US) and Innoprise Corporation in Sabah, Malaysia, to propagate reduced impact logging—an environmentally friendly technique—by bearing the costs associated with it. Two other bilateral initiatives (albeit attempts at replanting rather than preserving pristine natural forests) are: (1) the agreement between AES (a power company based in Virginia, US) and the

Guatemalan Government to carry out replantation on denuded hillsides; and (2) the agreement between Forest Absorbing Carbon dioxide Emission (FACE), a foundation set up by the Dutch Electricity Generating Board and the Innoprise Corporation in Sabah, Malaysia, to rehabilitate logged over forests.

What steps need to be taken to encourage further bilateral initiatives—or even multilateral approaches, such as through the Global Environment Facility? The broad answer is that many critical preconditions would need to be satisfied. For example, considering the carbon sequestration benefits from sustainable forestry, a power utility in a developed country would be willing to invest in forest conservation overseas—but only if the investing country had a carbon credit scheme and the recipient country promised the long-term security of those forests. (The FACE contract with Indonesia on rehabilitation of degraded rainforest failed precisely because Indonesia could not give sufficient guarantees for the sustainable management of the replanted forest.) At the same time, the recipient country would want to ensure that such contracts did not compromise its future resource development options or its territorial sovereignty. Thus, the future challenge is to develop the critical institutional mechanisms that will make developed country buyers and tropical country sellers willing to enter into market transactions for the global environmental services provided through the sustainable management and conservation of forests. ■

This article is based on the authors' "Forest Management and Competing Land Uses: An Economic Analysis for Costa Rica," LATEN dissemination note #7, World Bank.

Table 2
Target the small farmer
 Incremental environmental benefits from sustainable forestry
 (dollars per hectare)

	Large farmer	Small farmer
Carbon sequestration	1,356	500
Hydrological benefits	282	267
Existence and option values, etc.	706	226
Total	2,344	1,493

Source: World Bank.

Note: Incremental environmental values have been computed on the basis of "production functions" for each broad category of environmental benefits, specific to each land use option.

† Existence and option values have been estimated on the basis of a transfer-of-funds approach applied to several protected areas in Costa Rica. Ecotourism values have been taken from the literature on the travel-cost approach applied to Monteverde rainforest reserve in Costa Rica.

Chart 2
Foreigners gain more than nationals
 Net present value of local and global benefits



vast majority, however, are of little commercial value—barely worth the removal cost.

Each farmer must decide what to do with his respective land. He or she obviously wants to get the maximum possible income stream, but the soil is poor and not capable of sustained agricultural production. Timber or cattle appear to be the only viable alternatives. The farmers will not consider leaving the forest alone because they could not get any money out of it.

Mining the forest. The farmers' first thought is to cut the forest. They could deal with a few local loggers and sell all the commercially useful trees, regardless of environmental value. After such "mining" of the forest, the majority of trees left behind would have no commercial value. But eventually the forest would grow back in the cleared spaces, not to a pristine state, but to a more degraded condition. In another 40 years, the next generation might be able to sell more trees.

Sustainable forest management. An extension worker from the Forest Service, however, encourages the farmers to practice sustainable forest management. If they sold some—but not all—of the marketable trees now, they would have to wait only 20 years, when an identical number of trees would be ready for sale. This could be repeated in another 20 years and so on. They would make less money now, but more money more often in the future. Moreover, they would be doing a great service to their children and humankind. The forest and the species in it would be left intact, and potentially life-saving medicines could be extracted from forest plants. The biosphere would benefit, as would the local water supply and soil.

Plantation forestry. Next, the farmers meet with a successful local businessman who works for a local pulp and paper company. His business boomed when the government offered generous subsidies for tree planting, which he helped farmers obtain. He says their best bet would be to cut the entire forest: sell all the trees possible, cut down the remainder, and burn them to enrich the soil. Then they should plant laurel (*Cordia Alliodora*), a valuable native species that grows fast and is easy to sell. These trees would help the environment by absorbing carbon from the air and keeping soil in place—although the net gains would be less than under the mining option, as the latter does not disturb the biomass. The farmers would be able to pay for most expenses with the money obtained from the loggers. Ten years later, sawmillers would crowd at their doorsteps to buy the timber. In fact, they could cut these trees, which regenerate from the stump, every ten years. After 30 years they would only have to plant laurel

again and repeat the cycle.

Cattle ranching. Finally, the local cattle dealer argues convincingly that growing trees is not good business, as they take an entire lifetime to grow. "Sell all the good trees, burn the brush, throw in some seeds, and wait for the grass to grow. Buy calves, fatten them, and you can sell them after only two years for meat," he advises. In fact, the farmers could repeat this procedure every two years and become cattle ranchers.

What farmers choose

Both the large and the small farmers consider their alternatives. Although they are concerned about their future and that of their children, along with the environment, they need money now to meet household expenses. Mining the forest would give them immediate income. For the other options they would have to sacrifice income now, but would receive more income in the future.

It is here that the two farmers part. The well-connected farmer decides to go to the local bank and borrow the money to meet his present consumption needs. He already has a large amount of liquid assets and solid creditworthiness. Thus, the bank manager, who is his friend, lets him borrow money at about 12 percent interest. If one of the land use options can make the money he invests grow faster than 12 percent per year, he is better off. After ten years he can pay the bank what he owes, with money left over. He could even borrow from the bank to grow trees or to raise cows.

The need for current consumption versus future needs, and the value that the large farmer places on future income relative to current income, can be "summarized" through a variable called the personal rate of time preference. This rate varies from individual to individual since it depends upon assets, income, education, and creditworthiness. For the large landowner with easy access to commercial finance and good creditworthiness, the personal rate of time preference typically approaches the prevailing market lending rate.

The poor farmer is not so fortunate. He needs money urgently to meet present consumption needs, but his creditworthiness is questionable and a commercial bank will not lend him money (he has few fungible assets, his income is uncertain, and he possesses only



a low level of education and professional skills). Hence, the interest rate the commercial bank charges is irrelevant to him. He could get some money from informal credit dealers, but they would only lend at 35 to 40 percent per year, if at all. Because he has to have money to meet his current consumption needs, he would be willing to sacrifice income from

his asset today only if he could get an additional 35 percent next year. Thus, he would only consider not mining the forest if he could make sure that natural trees would grow at 35 percent or more, which seems a biological impossibility. More formally, his personal rate of time preference is likely to be in the range of 30 to 40 percent. He would have to be convinced of receiving at least that rate of return tomorrow if he were to choose to deny his family some basic necessities such as food and shelter today.

To illustrate the thinking of the two farmers, it is helpful to consider the net present value (NPV) criterion—which converts all future expenses and revenues into today's income by using the personal rate of time preference. A farmer will choose the option that gives the highest NPV. The higher the NPV, the earlier the net returns accrue and the lower the personal rate of time preference. Because the large farmer's personal rate of time preference is much smaller than that of the small farmer, the NPV of future revenues will be much higher for the former than the latter.

The Costa Rica case

To breathe some economic life into the preceding story, consider real-life data from Costa Rica. We analyzed data from three sites, each characterized by different soil and vegetation types, tree species, and levels of economic development. Since the qualitative results were unchanged, the returns to the four land use options for only one of the sites are reported here. These are given as the NPV in terms of 1989 dollars per hectare in Chart 1. In order to present the results within a "level playing field" all domestic taxes and subsidies have been removed and international prices are being used in the calculations. (Currently, Costa Rica has a \$500 per hectare subsidy to managed forestry, about a \$1,000 per hectare subsidy to plantation forestry, and a 10 percent ad valorem tax on the sale of timber.

In addition, due to trade policy distortions, the domestic price of timber is only about 40-60 percent of the international price.)

A large landowner (with a long time horizon and an accordingly low personal discount rate) prefers the plantation forestry option over all other options, because the former fetches \$2,666 whereas sustainable forestry gives only \$1,089. He does not pocket any money immediately. What he gets from selling parts of the forest does not even cover the costs of clearing the land and starting a plantation. But plantation trees grow fast, and he can afford the luxury of waiting because his future income will allow him to pay his loans and have money left over. Sustainable forest management is the worst option, as he must sacrifice some initial income, and the trees in the natural forest grow far too slowly. This is clear from Chart 1, which shows that the NPV of the returns to plantations is almost one and a half times more than that to the mining option, and more than double that of the sustainable forestry option. Empirical evidence also supports this point—corporations in Costa Rica are increasingly undertaking plantation forestry even without using the plantation subsidies offered by the government.

The small farmer, however, prefers to mine the forest. He can sell all the trees possible to the local logger and hope that his children someday might get even more out of the land. He needs money immediately, but no one is willing to lend to him, so the initial inflow of funds would be invaluable. Giving up some of that income to leave more trees in the forest or to buy cattle or plant trees is not a reasonable option for him. Trees or cattle do not grow that fast. In fact, spending all the money he would receive from the logger to plant trees

that he could only cut in ten years time is the worst possible scenario. As Chart 1 shows, the NPV of plantation forestry (\$594) is about a third of that from mining the forest (\$1,519).

To summarize, the data available shows that, both with high and low interest rates, landowners would move away from maintaining the natural forest.

The other actors

What would the other two actors in the story say about the decisions?

The local taxpayer. A teacher living in the town downstream does not personally gain from what the large and small farmers do, but could stand to lose. The water he drinks, the vegetables he eats, and the electricity that lights his house all come from the river that is fed by the water running through the farmers' lands. If the farmers disturb the soil upstream, water quality will decline, the local irrigation system may have to be



replaced sooner, and the local hydroelectric facility may have to be repaired sooner—all of which would require higher taxes. The present value of the additional taxes he would have to pay is calculated as the damage caused by each hectare of farmer's lands that is allocated to mining or plantation forestry instead of being kept under sustainable forestry.

The foreign conservationist. The foreigner is also upset that the farmers have decided not to adopt the sustainable forest management option. He does not care too much about Costa Rican water and soil, but he cares a great deal about the greenhouse effect (and thus about the carbon sequestration capabilities of the forest). He thinks tropical forests should ideally be left alone—the costs to him and to many others like him depend on the adoption of sustainable practices.



Potential for a market exchange. The teacher and other local taxpayers would like to stop the two farmers. But unfortunately for

them, the farmers are legally well-protected—it would be impossible to enact regulations to prevent them from farming their forested land the way they pleased. Regulations are seldom enforced anyway. Thus, the teacher and other local taxpayers might want to calculate what they would be willing to pay to protect the soil and water and offer it to both farmers to practice sustainable forest management. They would offer more to the large farmer because plantations cause more incremental harm to carbon sequestration capacity than mining the forest. But the large farmer would immediately reject their offer as insufficient compared with what he would lose. The smaller farmer also would refuse: he would get much more if he immediately cut all the valuable trees.

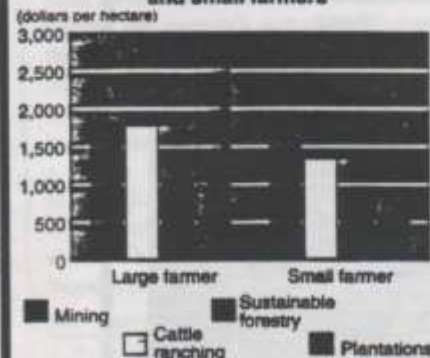
The only solution would be for the foreign conservationist and others like him to pool their resources. Not only would donations be available from people worried about endangered animals, but an electricity company eager to mitigate the global warming effects of carbon dioxide from its operation might offer its help. Representatives of both the local and foreign taxpayers could then approach the two farmers and make them a better offer. This time, both farmers would accept.

The Costa Rica numbers game

How much would the small and large farmers need to be given for practicing sustainable forest management instead of their privately preferred options? Table 1, based on Chart 1, shows that the large landowner, who has a personal discount rate of 12 percent, requires a payment of \$1,573 (the excess of the NPV to plantation forestry over sustainable forestry). But a poor landowner with a personal discount rate of 35 percent will have to be paid only \$717. How much would local and international taxpayers be willing to offer? Because the logic behind promoting natural forest management is to ensure the flow of (nonmarket) externality values associated with natural forest cover, one needs to first calculate the value of these externalities.

Environmental values can be classified into three groups: (1) carbon sequestration; (2) hydrological benefits; and (3) existence value, option values, and ecotourism. These are the estimated values of incremental environmental benefits of sustainable forest management, relative to the best private option being practiced by the farmers. Thus, as Table 2 indicates, for carbon sequestration, the loss under plantation forestry relative to sustainable management is about two and a half times more than under mining. Moreover, the benefits from carbon sequestration do not cover the private opportunity costs of sustain-

Chart 1
Which option is best?
Net present value to the large
and small farmers



Note: Each land use option is defined by a production function, which is scale and land ownership neutral. A hundred years horizon is chosen for the net present value calculations.
Source: World Bank.



Economía Ambiental:
Lecciones de América Latina



Julia Carabias Lillo
Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca

Enrique Provencio
Presidente del Instituto Nacional de Ecología

Francisco Giner de los Ríos
Director General de Regulación Ambiental

Eduardo Vega López
Director de Economía Ambiental

Primera edición: diciembre de 1997

El cuidado de la edición estuvo a cargo de la Coordinación de Participación Social y Publicaciones y de la Dirección de Economía Ambiental. Instituto Nacional de Ecología

Foto: Miguel Germán Chaín

© Instituto Nacional de Ecología
Av. Revolución 1425. Col. Tlacopac, México, D.F.
Deleg. Álvaro Obregón. C.P. 01040

Impreso y hecho en México / Printed in Mexico

Índice

Presentación	7
Políticas e instituciones	9
Oportunidades de integración de instrumentos y políticas en la planeación ambiental <i>Enrique Provencio</i>	11
Teoría y práctica en política ambiental y uso de instrumentos económicos <i>Gabriel Quadri de la Torre</i>	23
La política fiscal en México y los nuevos instrumentos de política ambiental <i>Mario Gabriel Budedo</i>	33
Los desafíos ambientales de las economías de los países de América Latina y el Caribe <i>Nicolo Gligo</i>	37
Globalización y desarrollo sustentable: instrumentos y políticas <i>Víctor L. Urquidí</i>	47
Instrumentos económicos de la gestión ambiental	53
Los instrumentos económicos y la regulación ambiental en México <i>Francisco Giner de los Ríos</i>	55
El uso de permisos de emisión comercializables para el control de la contaminación atmosférica en Santiago. Lo que se debe y lo que no se debe hacer <i>Ricardo Katz</i>	67
Instrumentos económicos para la gestión ambiental en Chile <i>Claudia Sepúlveda y Nicola Borregaard</i>	81
Aguas limpias para Colombia al menor costo. Implementación de las tasas retributivas por contaminación hídrica <i>Thomas Black Arbalaes</i>	95

Cuentas e indicadores ambientales	111
Sistema de cuentas ecológicas y económicas de México (SCEEM) 1985-1992 <i>Francisco Guillén</i>	113
Sistema de indicadores para la evaluación del desempeño ambiental <i>Adrián Fernández Bremauntz</i>	121
Una evaluación económica de la actividad forestal en México: un enfoque de insumo-producto <i>Fidel Aroche y Luis Miguel Galindo</i>	129
Agenda ambiental de la economía urbana e industrial	163
Sobre el significado de la economía ambiental urbana: algunos conceptos básicos <i>Leonardo Martínez Flores</i>	165
El problema de la contaminación del aire en la Zona Metropolitana del Valle de México <i>Hugo Contreras</i>	171
La agenda ambiental de la economía urbana e industrial. Los instrumentos económicos en la gestión urbana <i>Otoniel Ochoa</i>	175
Economía de la biodiversidad	193
La biodiversidad de México y su potencial económico <i>Hesiquio Benítez y Lucila Neyra González</i>	195
Recursos naturales alternativos y la conservación de la biodiversidad <i>Miguel Ángel Armella y Lourdes Yáñez López</i>	205
La valuación económica de la biodiversidad en México <i>Eduardo Vega López</i>	213
La valuación económica de la biodiversidad: alcances y limitaciones <i>Alejandro Toledo Ocampo</i>	229
Equitable sharing of biodiversity benefits: agreements on genetic resources <i>Joshua P. Rosenthal</i>	241
Comercio internacional y medio ambiente	261
Algunas consideraciones sobre el Tratado de Libre Comercio de América del Norte y el medio ambiente <i>Juan Carlos Belausteguigoitia</i>	263

Medio ambiente y competitividad global: el caso de Brasil <i>Jacques Ribemboim</i>	275
La industria mexicana ante las nuevas exigencias ambientales <i>Raúl Tornel</i>	287
Globalización, libre comercio y sustentabilidad ambiental <i>Raúl Conde</i>	293
Apuntes sobre comercio internacional, competencia y medio ambiente <i>José Antonio Cerro</i>	303

Presentación

Economía ambiental: Lecciones de América Latina es un libro que reúne la mayoría de las ponencias presentadas en el *Seminario de Economía Ambiental* organizado conjuntamente por el Instituto Nacional de Ecología (INE) y el Departamento de Economía de la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa (UAM-I), en abril de 1997.

Con la publicación de este libro, el INE intenta alcanzar un doble propósito. En primer lugar, satisfacer el gran interés que suscitó la realización del seminario mencionado entre universitarios, profesionales, empresarios y funcionarios públicos. La presencia de más de 450 personas durante los dos días de trabajo y la participación de 30 especialistas provenientes de Brasil, Colombia, Chile, Estados Unidos y México, obligan a difundir las memorias de ese evento. Y en segundo lugar, continuar la discusión y difusión de ideas, políticas y experiencias de algunos países de América Latina en el uso de técnicas e instrumentos asociados a la economía ambiental.

En forma similar a la organización de las mesas de discusión del seminario, este libro está conformado por seis grandes apartados:

- Políticas e instituciones
- Instrumentos económicos de la gestión ambiental
- Cuentas e indicadores ambientales
- Agenda ambiental de la economía urbana e industrial
- Economía de la biodiversidad
- Comercio internacional y medio ambiente

Dentro de *Políticas e instituciones* se incluyen las ponencias que abordaron los temas referidos a la articulación y coordinación de políticas entre diferentes entidades gubernamentales y entre éstas y otros agentes económicos y sociales. También se tratan la pertinencia y las cautelas del uso de los instrumentos económicos fiscales y no fiscales para resolver problemas ambientales, los vínculos implícitos y explícitos existentes entre la política económica y la ambiental, así como los impulsos y restricciones que sobre este punto plantean los procesos de globalización de los mercados.

En la parte *Instrumentos económicos de la gestión ambiental* se incluyen las experiencias al respecto de tres países: Colombia, Chile y México. A la luz de éstas se discuten las ventajas y los alcances de los instrumentos económicos en general, ante los mecanismos tradicionales de comando y control particularizando los casos de los permisos comercializables para el manejo de la contaminación atmosférica y el pago de tasas retributivas por contaminación hídrica.

La tercera parte, *Cuentas e indicadores ambientales*, recoge tres diferentes aproximaciones técnicas para estimar el grado de sustentabilidad de la economía mexicana. Siendo resultados preliminares de investigaciones en curso los que aquí se incluyen,

resultan muy provechosos para dotar de información metodológica y cuantitativa al debate nacional sobre la sustentabilidad del desarrollo económico.

Dentro de la *Agenda ambiental de la economía urbana e industrial* aparecen las ponencias que aludieron a la contaminación atmosférica en zonas de alta concentración demográfica e industrial, a la conveniencia del uso de los instrumentos económicos para la gestión ambiental de las ciudades y a la necesaria reorganización integral de los procesos urbanos como única alternativa que augura soluciones ambientales favorables.

Las ponencias que conforman la quinta parte, *Economía de la biodiversidad*, abordan temas tales como: la biodiversidad en México y su potencial económico, la conservación de la diversidad biológica y los recursos naturales alternativos, métodos y técnicas para la valuación económica de la biodiversidad, concluyendo con una discusión acerca de la distribución de los beneficios derivados de las actividades de bioprospección.

Finalmente, en *Comercio internacional y medio ambiente* se agrupan algunas consideraciones sobre el Tratado de Libre Comercio de América del Norte y el medio ambiente y sobre las nuevas exigencias ambientales que las industrias mexicanas están enfrentando en un mundo cada vez más globalizado y competido.

En conjunto, este libro constituye una contribución para animar el debate sobre el papel que la economía puede y debe jugar en el afán de frenar las tendencias vigentes de deterioro ambiental de diferentes medios, de agotamiento de recursos naturales y de pérdida de la biodiversidad en México y América Latina.

Políticas e instituciones

Oportunidades de integración de instrumentos y políticas en la planeación ambiental

*Enrique Provencio**

El enfoque de desarrollo sustentable condensa una trayectoria de planteamientos y consensos internacionales en torno a la necesidad de lograr desarrollos nacionales que integren positivamente los objetivos económicos, sociales y ambientales. A continuación se presenta una visión general de los logros y dificultades detectados a nivel mundial y, en particular, de la problemática que enfrenta la integración de políticas.

A cinco años de Río

Desde la Conferencia Mundial de Medio Ambiente y Desarrollo de 1992, en la que se estableció el compromiso político de cooperar en materia de desarrollo y medio ambiente a través del Programa o Agenda 21, la 47 Asamblea General de las Naciones Unidas convocó a un periodo extraordinario de sesiones en 1997 para realizar una evaluación global de logros y dificultades.

Los indicadores e informes, así como la generación de conocimientos, apuntan a la persistencia de las tendencias de deterioro del medio ambiente y los recursos naturales y a la necesidad crucial de llevar a cabo revisiones permanentes.

Por su parte, el Informe GEO 1, del Programa de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente, reconoce que efectivamente el medio ambiente mundial ha continuado degradándose y que persisten importantes problemas sin respuestas adecuadas. Entre éstos, se pueden citar los siguientes:

* Presidente del Instituto Nacional de Ecología de la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP).

- Continúan realizándose prácticas insustentables en el uso de recursos renovables —tierra, bosques, agua dulce, áreas costeras, pesca y aire urbano— los cuales están fuera de su capacidad de regeneración natural.
- Los gases con efecto invernadero todavía se emiten en niveles más altos que la meta de estabilización acordada en la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático.
- Continúan disminuyendo las áreas naturales y su biodiversidad debido a la expansión de las tierras agrícolas y de los asentamientos humanos urbanos y rurales.
- El mayor y penetrante uso de químicos para impulsar el crecimiento económico está provocando importantes riesgos de salud y de contaminación ambiental.
- El desarrollo global del sector de la energía no es sustentable.
- La constante urbanización y el crecimiento inadecuado de los centros de población debido a la falta planificación y regulación de los usos del suelo, particularmente en las áreas costeras, coloca una tensión importante tanto al interior de las ciudades como en los ecosistemas adyacentes y en regiones alejadas.
- Las interacciones complejas entre los ciclos biogeoquímicos globales están conduciendo a una acidificación amplia y extensa, a la variabilidad climática, a cambios en los ciclos hidrológicos y a la pérdida de la biodiversidad, de la biomasa y de la bioproductividad.

Áreas de mayor avance

Entre los avances destaca el desarrollo de un mejor marco conceptual con el despliegue de enfoques más específicos, como el de desarrollo humano sustentable. Se ha visto que el discurso del desarrollo ha cambiado, igual que su teoría y los temas en una perspectiva más rica, como los de población, pobreza, estudios de género, entre otros. Asimismo, se produjo una especie de eclosión de investigaciones y de publicaciones en la materia.

También se reconoce la generación de un mejor marco institucional para el debate y el establecimiento de compromisos. En sentido amplio, se ha ido generando una institucionalidad, y sobre todo, una legitimidad del enfoque de desarrollo sustentable con la creación de nuevas instituciones públicas, la generación de nuevos acuerdos internacionales y, en particular, con la conformación de la Comisión de Desarrollo Sustentable de la Organización de las Naciones Unidas como instancia para promover la integración de las políticas relevantes para lograr la sustentabilidad del desarrollo.

Sin embargo, el enfoque se ha ido trasminando hacia diversos grupos y organismos, pero muy lentamente hacia las instituciones “duras”, como es el caso de las normas y reglas informales que subyacen en usos y costumbres, educación y otros.

El mismo Informe GEO 1 reconoce los avances en la conceptualización y en el entramado institucional para el desarrollo sustentable, puntualizando esfuerzos sustanciales en las esferas de:

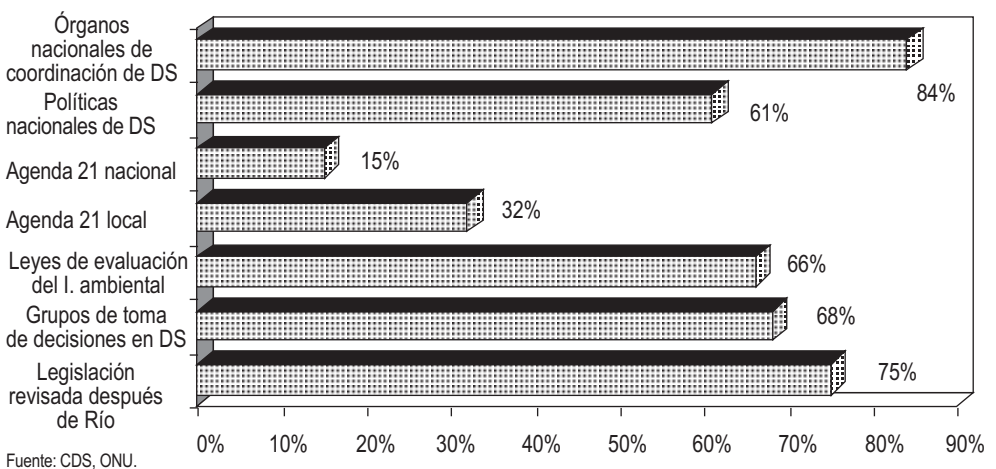
- Desarrollo institucional y marcos legales;
- Cooperación internacional;
- Tecnologías ambientalmente sanas y procesos de producción más limpios;
- Diseño y aplicación de instrumentos económicos;
- Participación pública y emergencia de la acción del sector privado.

A esta lista se suma el incipiente desarrollo de mercados ambientales y los esfuerzos por diseñar y generar indicadores de sustentabilidad.

Por su parte, la Comisión de Desarrollo Sustentable en su informe de 1997 presenta un balance de los avances que a nivel internacional se alcanzaron en tres áreas importantes, a saber: en las relativas a la conformación de las estructuras nacionales para la toma de decisiones; la implementación de instrumentos y programas, y el despliegue de políticas, programas y legislación.

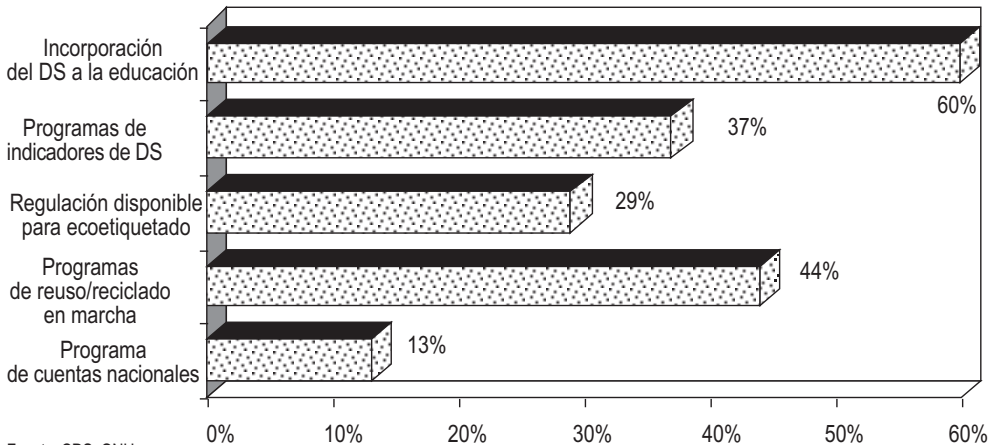
En materia de estructuras nacionales para la toma de decisiones, los diversos países tienen mayores avances en la creación de órganos nacionales abocados a la coordinación del desarrollo sustentable y en los trabajos de revisión de su legislación después de la Conferencia de Río. En contraste, existen escasos avances, de manera particular, en la integración de sus Agendas 21 Nacional y Local (Gráfica 1), uno de los instrumentos esenciales para la integración de políticas sectoriales, basada en el consenso y la corresponsabilidad de todos los actores sociales.

Gráfica 1. Avance en la conformación de la estructura nacional de toma de decisiones (porcentajes)



Respecto al avance de la puesta en marcha de instrumentos y programas nacionales, existe un creciente interés por incluir el desarrollo sustentable en la educación y en la formulación e instrumentación de programas de reuso y reciclado. Por el contrario, los países todavía muestran grandes rezagos en la incorporación de programas de cuentas ambientales y, en menor medida, en cuanto a la disponibilidad de regulaciones para ecoetiquetados (Gráfica 2).

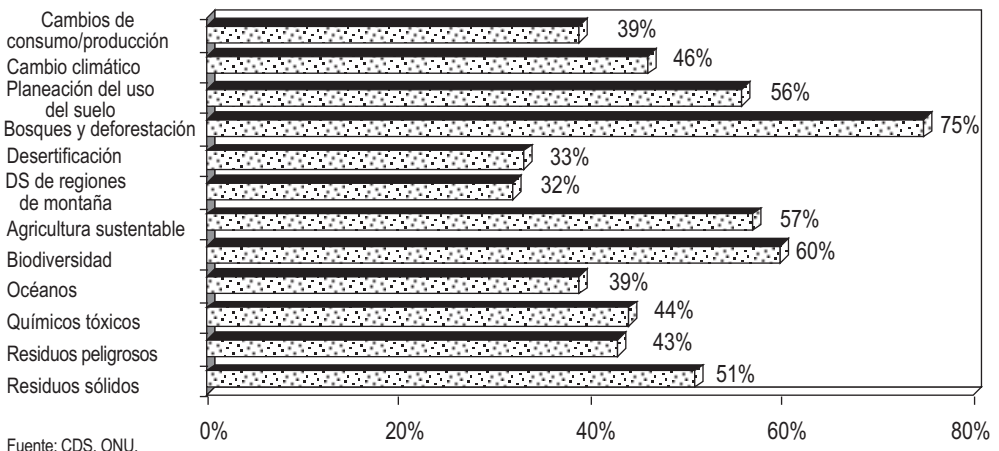
Gráfica 2. Avance en la implementación de instrumentos y programas



Fuente: CDS, ONU.

Finalmente, en relación al avance en la instrumentación de políticas, programas y legislación nacionales, resalta la importancia que se ha dado a temas claves: bosques y deforestación; biodiversidad; agricultura sustentable; planeación del uso del suelo y residuos sólidos. Por el contrario, existen pocos avances en la generación de programas sobre residuos peligrosos; cambios en los patrones de consumo y producción; océanos; desertificación y sequía; y desarrollo sustentable de regiones de montaña (Gráfica 3).

Gráfica 3. Avance en la instrumentación de políticas, programas y legislación (porcentajes)



Fuente: CDS, ONU.

En el caso de México, la estrategia para inducir el tránsito hacia un desarrollo sustentable se concentra en tres grandes vertientes: la contención de las tendencias de deterioro del medio ambiente y los recursos naturales; el fomento a un aprovechamiento y uso más sustentable de los recursos naturales; y en acciones de conservación que contribuyan al desarrollo social, especialmente mediante el impulso de programas integrales regionales. Los cambios están ocurriendo en los ámbitos de las reformas institucionales, la adopción de nuevos enfoques, estrategias y políticas, en el desarrollo de la regulación ambiental, en las innovaciones, en una gestión ambiental descentralizada, y en la creación de nuevas condiciones para la participación social.

En la última reunión de evaluación de Río, se reconoció el esfuerzo de formación y operación de su Consejo Consultivo Nacional para el Desarrollo Sustentable y los compromisos que el país ha cumplido en cuanto a cambio climático y biodiversidad, y en principios para la ordenación, conservación y el desarrollo sustentable de bosques de todo tipo. Asimismo, México ha ratificado diversos acuerdos internacionales, como las Convenciones de CITES, Basilea, Desertificación, Biodiversidad y Cambio Climático; los de Discriminación contra la Mujer, Protocolo de Montreal, Derechos de los Niños, Población Indígena y la Ley del Mar.

Áreas de mayor rezago

En la gran mayoría de los países continúan manifestándose las problemáticas de orden social y económico identificadas en la Cumbre de la Tierra, como partes sustanciales para la transición a la sustentabilidad:

- El crecimiento de la pobreza, y su persistencia, continúa impidiendo y minando el desarrollo socioeconómico de muchas regiones del mundo, asimismo los procesos demográficos, en particular el crecimiento poblacional, en combinación con la pobreza rural y la inseguridad en la tenencia de la tierra, son factores que inciden en la deforestación y la continua degradación del suelo.
- La constante urbanización impone retos sin precedentes en cuanto al ordenamiento territorial de los asentamientos humanos y el desarrollo urbano de los centros de población, especialmente para las autoridades locales de los países menos desarrollados. En las ciudades los problemas prioritarios continúan siendo su expansión física descontrolada, la eliminación de los residuos sólidos y líquidos y la contaminación del aire, por lo que en el futuro seguirán siendo elevados los esfuerzos financieros dirigidos a abatir su deterioro.
- El consumo de combustibles fósiles en países industrializados se estabiliza lentamente, pero muchas emisiones contaminantes continúan subiendo, especialmente las de dióxido de carbono, responsables del calentamiento global. Asimismo, el rápido crecimiento económico en muchos países en desarrollo está llevando a una contaminación severa tanto a nivel local como regional y a un daño poco cuantificado de la salud humana. Se estima que para el 2050 el consumo de energía se habrá duplicado.

Otros temas presentan todavía ciertos rezagos, entre otros, podemos mencionar: patrones de consumo y producción, financiamiento, transferencia de tecnología y articulación e integración de políticas, temas que trataremos más ampliamente en las siguientes páginas.

Integración de instrumentos y políticas en la planeación ambiental: problemática básica

La OCDE reporta una serie de obstáculos comunes para que los países avancen en la integración de políticas en la perspectiva del desarrollo sustentable, entre los que destacan: la ausencia crónica de coordinación interinstitucional; la frecuente falta de disposición y práctica de los ministerios para una coordinación efectiva; y las insuficiencias en personal y de atribuciones de las autoridades ambientales.

Estos obstáculos marcan un contexto sumamente adverso para integrar y coordinar políticas, en particular si se considera la fragmentación de la acción gubernamental y el hecho de que la gran mayoría de los problemas ambientales ocurren en los sectores “no-ambientales” de la administración pública: agricultura, industria, hacienda y desarrollo urbano, entre otros. En la actualidad, todavía persiste la situación de que en la mayoría de los casos en que se logran imponer criterios ambientales a las políticas sectoriales, las razones y presiones originarias están asociadas a la protección de la salud humana. Muy rara vez se atiende a necesidades imperativas de cuidar a un recurso natural estratégico o atender un deterioro ambiental crítico.

Comúnmente los criterios ambientales sólo se “insertan” al principio o al final del proceso de toma de decisiones, a manera de condicionante de la política sectorial y no en el centro del proceso —como una constante y factor transformador— a partir de un enfoque más integral en la dirección del desarrollo sustentable.

Asimismo, el proceso de integración de políticas se complica por el hecho, común para diversos países, de que el medio ambiente ya no está en el primer plano de la agenda nacional como en la década de los ochenta, en lo que se refiere al interés público, o más específicamente, a las preocupaciones más acuciantes de la ciudadanía. Por suerte, éste no es el caso de nuestro país.

El tránsito al desarrollo sustentable requiere de acciones de planeación y conducción, que presuponen cambios institucionales para traducir el concepto en acciones viables. Estos cambios se tienen que plantear en el sentido amplio de institución que abarca estructuras estatales, reglas no formales expresadas en expectativas, usos y costumbres, procesos de decisión, marcos legales, códigos de conducta por gremios, profesiones y agrupamientos sociales, compromisos, y reglas internacionales y de mercados. Las instituciones son el basamento de la interacción humana, que determina las condicionantes para solucionar situaciones de intereses encontrados y establecer qué es socialmente aceptable: cuestiones que determinan las trayectorias, ritmos e intensidades de la transición al desarrollo sustentable.

Las tradicionales estructuras estatales y la hechura de las políticas públicas siguen predominando y resultan ser inadecuadas para inducir el tránsito al desarrollo sustentable ya que, por décadas, hemos reproducido una dinámica institucional y un diseño de políticas que no es proclive a la información al público, a la transparencia y al involucramiento y participación efectiva de los agentes interesados. Más aún, factores de insustentabilidad han estado inmersos en el mismo tejido de muchas políticas, programas e instrumentos de fomento. Hoy en día, nos adentramos a una larga etapa de revisión y ajuste.

El debate y la experiencia de varios países marcan como dimensiones de cambio institucional en la dirección del desarrollo sustentable, las siguientes:

- Integración de políticas y coordinación institucional;
- Transparencia con ejercicio efectivo del derecho público a la información;
- Definición de metas viables calendarizadas;
- Presentación de cuentas bajo un marco de evaluación estratégica.

Estas tres últimas vertientes presuponen la construcción de mecanismos de evaluación del desempeño institucional, ensamblados dentro de los procesos de decisión gubernamentales.

Por su parte, también existe un creciente reconocimiento internacional de que las metas deben constituir el marco en torno al cual se debe diseñar y construir la estrategia de desarrollo sustentable, como se observa en el actual esfuerzo estadounidense (*The National Environmental Goal-Setting Programme*) el cual contempla, como lineamiento básico, convertir al proceso de definición de metas en una responsabilidad interinstitucional, incorporando una consulta pública adecuada y el respaldo de los agentes más relevantes en función de las metas por alcanzar.

Desde la perspectiva ambiental, los rasgos deseados para el proceso de planeación son una expresión del tipo de cambios institucionales que demanda la integración de políticas:

- Perspectiva de mediano y largo plazos;
- Flexibilidad y una mejor información ambiental como factores clave;
- Responsabilidades ambientales compartidas entre varios ministerios;
- Corresponsabilidad con una diversa gama de actores sociales;
- Definición de metas ambientales y de mecanismos para la presentación de cuentas por parte del gobierno.

Es decir, se requiere una elaboración sólida y con sentido estratégico de planes ambientales y de propuestas programáticas para la incorporación de la dimensión ambiental en los planes sectoriales, como vía para la integración de políticas, al estimular la cooperación interinstitucional, ubicar temas ambientales en la agenda gubernamental, considerar y privilegiar la construcción de capacidades estatales y sociales y propiciar la formación de redes de consenso y confianza.

Vertientes de integración de políticas

La vía para inducir procesos de integración de políticas incluye acciones de cambio institucional en seis grandes vertientes:

1. *Integración vía concentración:* concentrar atribuciones y responsabilidades en una sola entidad estatal, como es el caso de SEMARNAP en la que se integraron las respectivas a la política ambiental, de recursos naturales y pesca. Tal integración ha sido fortalecida mediante la reciente reforma a la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente.
2. *Integración vía extensión horizontal:* conjuntar factores ambientales en la formulación de políticas de los diferentes sectores, extendiendo las responsabilidades a lo largo de todos los organismos estatales, y generar espacios de interacción sectorial, como son los gabinetes y consejos especializados. Tal es el caso de la interacción que se ha dado con la Secretaría de Educación Pública para la incorporación de la dimensión ambiental en el sistema de educación formal y con el sector energético para incluir criterios ambientales e incrementar la eficiencia del uso de la energía, entre otros aspectos.
3. *Integración vía extensión vertical:* inducir que el propósito y enfoque del instrumento Manifestación de Impacto Ambiental se convierta en una metodología y práctica gubernamental de Evaluación Ambiental Estratégica (por sus siglas en inglés SEA, *Strategic Environmental Assessment*), que se extienda verticalmente hacia los planes, programas y políticas globales y específicas. Esta tendencia comienza a observarse en múltiples países, y es clave para “reverdecer” todos los sectores de la administración pública y para facilitar la integración vía extensión horizontal. En México, la Manifestación de Impacto Ambiental cobra también mayor fuerza a través de las reformas al marco jurídico, permitiendo trascender su carácter regulatorio unilateral y convertirla en una herramienta de autorregulación de los sectores productivos.
4. *Integración vía relación intergubernamental:* generar mayor coordinación y mejor distribución de atribuciones entre los órdenes de gobierno, tendiente a una gestión ambiental integrada y descentralizada. La descentralización de la gestión ambiental en México está actualmente orientada al fortalecimiento de las atribuciones que en este aspecto tienen los gobiernos de los estados y municipios así como a la descentralización de funciones en materia forestal, de pesca, parques nacionales y de agua, entre otras.
5. *Integración regional:* orientar y respaldar procesos de desarrollo regional que contemplen la convergencia de propósitos económicos, sociales y ambientales. En este sentido se pueden citar los Programas de Desarrollo Regional Sustentable para la atención de regiones prioritarias del país; Frontera XXI, que representa un esquema de cooperación entre México y Estados Unidos en materia de agua, residuos sólidos y peligrosos, aire, recursos naturales e información ambiental; los Programas de Mediano Plazo Estatales y las Agenda 21 Locales, como es el caso de la de Aguascalientes, a nivel estatal y municipal. Por su parte, los ordenamientos ecológicos de los territorios, en particular los regionales, también son instrumentos de la política ambiental que se vieron fortalecidos con la reforma a la legislación ambiental para inducir y regular los

usos del suelo y las actividades productivas que se desarrollan en el territorio nacional.

6. *Integración vía relación con la sociedad:* complementar y respaldar los enfoques y prácticas de comando y control gubernamental en la gestión ambiental, por medio de la consulta y deliberación pública, la acción conjunta y el involucramiento de los agentes sociales, que cristalice en entidades conjuntas, institutos y consejos, entre otros. En México se han ido consolidando el Consejo Consultivo Nacional y cuatro Consejos Consultivos Regionales para el Desarrollo Sustentable, así como tres consejos técnicos consultivos en materia forestal, para la restauración y conservación de los suelos y de las áreas naturales protegidas, que conjuntan los esfuerzos y la participación de los sectores académico y de investigación, no gubernamental, social y privado.

Esta última vertiente está relacionada con la expansión del uso de los denominados instrumentos societales, que comprenden los mecanismos de participación social, acceso público a la información, esquemas de incentivos que propicien cambios en los patrones de consumo, y toda una variedad de medidas voluntarias o negociadas entre agentes relevantes y autoridades gubernamentales, como es el caso de los acuerdos voluntarios entre gobierno e industria. En este sentido, el Sistema Integrado de Regulación y Gestión Ambiental para la Industria (SIRG) puesto en marcha en nuestro país, permite la coordinación institucional para favorecer la eficiencia administrativa así como la creación de espacios de convergencia entre los intereses de productividad y competitividad del sector privado y los intereses públicos que demandan un ambiente más limpio y saludable.

Dichos instrumentos presionan indirectamente a favor de la integración de políticas, mejoran el proceso de formulación de nuevas políticas, leyes y regulaciones y representan una vía de costo-efectividad y alta flexibilidad para alcanzar las metas pactadas, además de jugar un papel complementario a las regulaciones y los instrumentos económicos.

Actualmente, en diferentes países se recurre a combinaciones de las mencionadas seis vertientes de integración, donde lo más importante es el balance entre ellas y el diseño de una estrategia gradual de articulación de políticas ambientales con las hacendarias por medio de impuestos ecológicos, reformas fiscales y redireccionamiento de los subsidios.

“Enverdecimiento” del gobierno e integración de políticas

Una tendencia muy positiva de cambio institucional a favor de la integración de políticas, está dada por el proceso de “enverdecimiento” del gobierno, que comprende el conjunto de esfuerzos orientados a incrementar la sensibilidad ambiental en las operaciones e instalaciones gubernamentales, el cual presenta tres grandes bondades:

1. El gobierno demuestra liderazgo al alcanzar altos estándares de desempeño ambiental en sus instalaciones y operaciones.

2. El gobierno, con su importante capacidad de consumo y producción de bienes y servicios, y con sus mejoras en el desempeño ambiental de sus instalaciones y operaciones, contribuye significativamente al desarrollo de patrones de consumo y producción más sustentables.
3. El “enverdecimiento” del gobierno tiene efectos positivos más allá de la esfera ambiental, entre ellos, la reducción de costos de operación y la creación de empleo.

En este sentido, la OCDE ha acordado las siguientes recomendaciones para sus países miembros:

- La recomendación a nivel de política general consiste en integrar consideraciones ambientales en todas las facetas de las operaciones e instancias de gobierno, incluyendo las relacionadas con el proceso de toma de decisiones.
- A nivel de políticas específicas, las recomendaciones sugieren la necesidad de:
 - Identificar objetivos y establecer metas y tiempos para la optimización en el uso de energía, agua y materiales en las operaciones cotidianas, en particular, a través de medidas de reducción, reutilización, reciclado y recuperación;
 - Alentar la eficiencia, uso óptimo y conservación de recursos naturales y minimizar la generación de residuos, en el diseño, construcción y renovación de instalaciones y edificios públicos;
 - Instrumentar políticas de adquisiciones para privilegiar los productos y servicios cuidadosos del medio ambiente;
 - Alentar y promover acciones en los otros órdenes de gobierno para que mejoren el desempeño ambiental de sus operaciones e instalaciones y alcancen los estándares del gobierno central.

Las medidas instrumentales sugeridas consisten en establecer mecanismos efectivos de consulta y de coordinación entre ministerios y agencias gubernamentales, que faciliten la integración de consideraciones ambientales en los procesos de toma de decisiones relacionados con operaciones e instancias del gobierno, así como aplicar enfoques de sistemas administrativos ambientales en las etapas de desarrollo y operación de las instalaciones, y sistemas para monitorear avances y evaluar estrategias orientados a mejorar el desempeño ambiental.

A modo de conclusión

Para concluir, se considera que las precondiciones para avanzar en la integración de políticas consisten en:

- Realizar valoraciones que guíen la toma de decisiones y la formulación de la política ambiental, avanzando en la comprensión y vinculación entre los diversos problemas ambientales y en las interacciones entre medio ambiente y desarrollo;
- Aumentar la capacidad para la evaluación integral y para efectuar pronósticos y análisis del impacto ambiental de las opciones de políticas alternativas;
- Traducir los resultados científicos a un formato accesible para los formuladores de políticas y para el público en general;

- Desarrollar métodos útiles y de bajo costo que permitan monitorear las tendencias ambientales y los impactos de la política;
- Invertir en recolección y sistematización de información.

Bibliografía

United Nations Environment Programme, 1997. *Global Environment Outlook. "For Life on Earth"*, Oxford University Press, New York.

Naciones Unidas, Comisión de Desarrollo Sustentable, 1997. *Assessment of Progress in the Implementation of Agenda 21 at the National Level: Summary Tables and Graphs*. New York.

Teoría y práctica en política ambiental y uso de instrumentos económicos

*Gabriel Quadri de la Torre**

I. La brecha entre la teoría y la práctica

Desde una perspectiva económica, la regulación ambiental surge de la necesidad de cubrir las divergencias entre costos sociales y privados en las decisiones de producción y consumo. Para alcanzar ese propósito se ha documentado ampliamente la mayor eficiencia de los instrumentos económicos, particularmente, de los *impuestos correctivos*, dado su poder para encauzar el interés individual o privado en favor de los intereses públicos, minimizando el costo total para la sociedad. Un impuesto correctivo ambiental implica, por un lado, nada menos que crear e insertar en el sistema de precios los costos asociados a la contaminación y al deterioro de los ecosistemas, información que por lo general el mercado falla en generar de manera espontánea o automática. Por el otro lado, equivale a confrontar a los actores económicos con la factura que deben de pagar por el uso de bienes y servicios ambientales sobre los cuales no tienen, en principio, derecho alguno de propiedad.

Estos impuestos correctivos, a pesar de haber sido desde Pigou el caballo de batalla teórico de la economía ambiental, verdaderamente destacan por ausencia en el panorama de políticas públicas, tanto en países industrializados como en vías de desarrollo. Hasta ahora, la economía ambiental, en la práctica, se ha centrado fundamentalmente en el análisis costo/beneficio de una gran variedad de opciones de política y poco se ha avanzado en la aplicación de instrumentos económicos en la forma como se ha planteado en la literatura especializada.

* Director General del Centro de Estudios del Sector Privado para el Desarrollo Sustentable (CESPEDES).

A pesar de ya varias décadas (por lo menos dos) en que los economistas han divulgado y promovido sus ideas respecto de la interpretación y solución de problemas ambientales, la política en la materia se mantiene en lo fundamental dentro de los límites normativos o de comando y control. Aunque debe reconocerse algún avance en el uso de otros instrumentos económicos como son los sistemas de depósito reembolso, los de permisos o derechos comercializables; y, la imposición de cuotas o derechos en una gama amplia de actividades relacionadas con el ambiente, como es el caso del agua potable, de descargas de aguas residuales, entrada a parques nacionales y cobros por disposición de residuos municipales. Sin embargo, estos instrumentos están dirigidos básicamente a cubrir los costos de oferta de los servicios correspondientes, y no a corregir un sistema de precios distorsionado en contra del medio ambiente.

Debe aceptarse con sinceridad, y para frustración de muchos de nosotros, que los intentos por utilizar impuestos ecológicos se han topado con obstáculos definitivos que han impedido su despliegue en el mundo de las políticas públicas ambientales. Como dato, considérese que la recaudación por impuestos ambientales es sumamente limitada, aunque se ha incrementado ligeramente en los últimos tiempos, para alcanzar alrededor del 6% del total de los ingresos fiscales por concepto de impuestos en la Unión Europea (aunque esta cifra incluye a los impuestos energéticos dentro de los propiamente ambientales).

Dadas las bondades muy bien ponderadas en un sinnúmero de publicaciones y su promoción por parte de académicos intachables, resulta extraño su magro desempeño. Por eso, debemos indagar causas y recopilar opiniones que nos aclaren en la práctica real de las políticas públicas, el potencial de los instrumentos económicos, muy en especial de los impuestos correctivos.

II. Causas del desencanto

Podemos pensar, generalmente, que este desempeño insatisfactorio del instrumento favorito de los economistas ambientales se debe a problemas de información y entendimiento sobre sus ventajas, alcances y operatividad, por parte de aquellos que han sido responsables de la conducción de la política ecológica, en lo cual han predominado sin duda funcionarios con origen profesional o académico en las ciencias básicas y en las ingenierías, el derecho y la administración. Esto, sin embargo, no es ya una explicación total, en la medida en que se han divulgado de manera intensa los principios y prescripciones de política de la economía ambiental, y de que en muchos países, incluido el nuestro, los economistas ocupan puestos de relevancia directa en las estructuras burocráticas o bien como asesores y consultores.

Competencias

Otra razón que es más atendible es que los instrumentos económicos, en especial los impuestos correctivos, caen tradicionalmente fuera del ámbito de competencia de las

autoridades ambientales, permaneciendo, como es lógico, dentro de las atribuciones de los ministerios de finanzas o de hacienda. Cabe añadir que la comunicación entre las autoridades ambientales y hacendarias hasta hace muy poco, aun en nuestro país, era excesivamente limitada e incluso signada por la desconfianza y la incompreensión mutua.

Costos de información

En otro plano, apuntemos que los costos de información para aplicar impuestos correctivos han mostrado ser muy onerosos, similares o superiores a los que implica la regulación normativa. En general, un sistema de impuestos correctivo requiere valorar daños ambientales, fijar las tasas impositivas a partir de costos sociales marginales, y aplicar estas tasas impositivas directamente sobre las actividades que causan los impactos.

Al igual que el esquema de comando y control, el de incentivos económicos requiere de mediciones, monitoreo, supervisión y vigilancia, que son, en última instancia, conceptos de costo más considerables, tanto para la administración pública como para los sectores que son objeto de regulación. En ambos casos, se requiere información detallada que es muy costoso generar, procesar y utilizar.

La experiencia nos ha demostrado que el diseño y aplicación, tanto de impuestos correctivos como de sistemas de derechos comercializables requiere tanta o más información, análisis y esfuerzos de concertación política que los esquemas de normatividad o comando y control, manteniéndose un prejuicio, como vemos, no del todo infundado, de que estos instrumentos pertenecen al mundo abstracto de los libros de texto y de las revistas especializadas.

En todo caso debe recordarse que valorar bienes y servicios ambientales, así como riesgos, costos y beneficios para generaciones futuras, y procesos irreversibles, es algo sumamente complejo y controvertido, lo que le añade grados de dificultad superiores al diseño y la aplicación de los impuestos correctivos.

En general puede decirse que resulta muy difícil justificar la aplicación de impuestos correctivos cuando los beneficios, en términos de eficiencia o costo, son pequeños relativamente a lo obtenido a través de los instrumentos convencionales de comando y control.

Efectos distributivos

En un contexto más amplio de política, algo que preocupa y que complica la aplicación de impuestos correctivos son sus impactos distributivos, que en todo caso deben ser previstos y justificados, o bien compensados para evitar inequidades inaceptables.

Bajo los esquemas de comando y control se imponen a las empresas límites a sus emisiones, por ejemplo, a través de normas máximas permisibles, pudiendo estas empresas emitir contaminantes por debajo de los niveles establecidos en la normatividad.

Esto tiene implícito el reconocimiento de un cierto derecho de propiedad sobre el ambiente que faculta a los agentes económicos a usarlo como resumidero de contaminantes, siempre y cuando no se excedan de los parámetros máximos fijados.

Esto difiere de lo que sucedería a partir de la aplicación de un impuesto correctivo, en donde todas las emisiones, por pequeñas que éstas fuesen, quedarían sujetas a un cobro, significando con ello la inexistencia de un derecho original de la industria a usar recursos ambientales, como puede ser el caso de las capacidades de carga de la atmósfera o de alguna cuenca hidrológica. Esto, sin duda dificulta los consensos necesarios para aplicar impuestos correctivos.

Los efectos distributivos son algo casi inescapable en la aplicación de cualquier instrumento económico, y de hecho para cualquier instrumento de política ecológica. Sucede, sin embargo, que la aplicación de impuestos correctivos ambientales genera muchas mayores inquietudes en cuanto a sus efectos distributivos, eso se debe a que son mucho más visibles e identificables. Puede esperarse en general, que un impuesto de esta naturaleza, aplicado sobre cualquier bien de consumo masivo, pueda tener algún impacto regresivo en la distribución del ingreso. No obstante, esto siempre debe ponderarse a la luz del alivio o reducción en costos ambientales derivados del problema que trata de confrontarse; hay que recordar que casi siempre los mayores costos ambientales son asumidos por los más pobres.

En el caso de presentarse efectos regresivos de consideración puede recurrirse a la mitigación (con acciones correctivas *ex-ante*), o a la compensación (que implica medidas *ex-post*). La mitigación debe evitarse en la medida de lo posible, ya que se contraponen a los objetivos originales del impuesto ecológico; por ello deben preferirse opciones compensatorias.

Debe reconocerse que una de las desventajas mayores de los instrumentos económicos frente a la opinión pública y los grupos de presión, es el hecho de que no se encubren ni quedan inmersos en un conjunto de decisiones o acciones y su resultado distributivo y económico es poco claro. En este sentido, su gran virtud es también su mayor limitante política, algo que sólo podrá superarse a través de un proceso muy amplio y extenso, persuasión y educación ambiental.

Procesos políticos

En materia de regulación ambiental, un problema central, y altamente complejo, es identificar y asociar problemas ambientales con los procesos que los causan, así como con los niveles de actividad necesarios para mitigarlos de manera racional. Igualmente central y difícil es la decisión de hasta dónde restringir actividades para obtener resultados ambientales satisfactorios. Estos dos problemas, que son quizás los más importantes en el diseño de políticas de regulación, son comunes tanto a enfoques normativos o de comando y control como a enfoques de incentivos a través de impuestos correctivos o sistemas de derechos comercializables. Así, queda un margen reducido para las ventajas adicionales que puedan ofrecer estos últimos. Los incentivos económicos no

eliminan la necesidad de tomar decisiones sobre actores y actividades a quien regular y sobre las limitaciones que deben imponerse a los mismos, lo que en el fondo tampoco elimina el riesgo y la incertidumbre inherente a toda política regulatoria en materia ambiental.

En cualquier circunstancia es preciso aceptar que la definición de objetivos ambientales, y la identificación de los objetos de regulación es un proceso que tiene un alto contenido político y que resulta inevitable tanto para la normatividad como para los incentivos económicos.

Otra de las razones cruciales que explican el muy limitado éxito de los impuestos correctivos ambientales como instrumentos de política, se relaciona con las expectativas de la opinión pública sobre el mandato que asumen normalmente las autoridades ambientales. En realidad esta autoridad tiene como responsabilidad la protección de los ecosistemas y del ambiente y no la eficiencia económica ni el balance de costos/beneficios en la aplicación de la regulación ambiental. De ahí que el uso de instrumentos económicos, cuya principal bondad es la eficiencia y un mejor balance neto de costos y beneficios, tiende a quedar fuera de sus intereses y posibilidades inmediatas.

Debe reconocerse que el enfoque de comando y control ofrece a la autoridad regulatoria resultados más o menos predecibles, lo cual, para la burocracia en general y para los funcionarios en particular, constituye un elemento de seguridad en su desempeño, y por lo tanto en su permanencia misma al frente de las instituciones a cargo de la política ecológica. Al contrario, los impuestos correctivos, al fijar un precio o una factura por el uso de los recursos ambientales dejan incierto, por lo menos en las etapas de diseño e implementación, el balance final de los esfuerzos de política, aunque se sepa de las ventajas en eficiencia de estos instrumentos. En todo caso, lograr la eficiencia económica no está por lo general dentro de los objetivos ni dentro de los parámetros de valuación en la función pública de las autoridades ambientales.

Cultura

Desde el punto de vista de la opinión pública, los impuestos ambientales generan la sensación de que el daño al medio ambiente es algo que puede pagarse como cualquier otra mercancía, algo que es ajeno a una cultura predominante en la que contaminar o destruir los ecosistemas es algo intrínsecamente malo o inaceptable.

Diversidad de fuentes de impacto

Los impuestos correctivos tienen también la desventaja de que sólo pueden ser aplicables en condiciones en que las fuentes de impacto ambiental son equivalentes y están distribuidas de manera homogénea en una unidad territorial determinada. En realidad, sabemos que esto no es así. Debemos reconocer que la localización de cada actividad que provoca daños ambientales es importante, y que existen fuentes puntuales de mucho mayor riesgo que otras, por el tipo de ecosistema en que se encuentran, por la

densidad de población, por efectos sinérgicos con otros procesos de daño ambiental, o bien por la sensibilidad diferenciada de comunidades a un proceso particular de daño ecológico. Remontar estas desventajas, implicaría confeccionar un sistema de impuestos correctivos altamente complejo que atendiera las peculiaridades de cada actor, empresa o proceso, lo cual requeriría enormes costos de información, monitoreo, diseño y vigilancia.

Inelasticidades de demanda y ausencia de mercados

Un hecho que limita a los impuestos correctivos ambientales para formar parte del instrumental fiscal, es que las cosas o procesos sobre las cuales pudieran imponerse, tienen por lo general una gran inelasticidad de demanda y oferta al precio. Esto es, habría una relativamente muy pequeña respuesta de parte de productores y consumidores a una variación dada en el precio como resultado de la introducción de un gravamen. Esto los convertiría más en instrumentos recaudatorios que de regulación ambiental, lo cual amplía el peligro de que sean rechazados por la opinión pública. Recordemos que el mejor impuesto ambiental sería aquel cuya recaudación es nula, debido a una respuesta total de parte de los actores económicos involucrados.

Más aún, como ya sabemos, las actividades o cosas que podrían ser objeto de un impuesto correctivo en materia ambiental están por lo común ausentes en los circuitos de mercado y carecen de referencia en el sistema de precios, tal es el caso de las emisiones de contaminantes al aire o al agua, y en menor medida de los residuos industriales, pero, de manera notable, los daños a los ecosistemas por actividades agrícolas y ganaderas.

Sustentabilidad fiscal

También existen reservas sobre la sustentabilidad de los impuestos correctivos ambientales a lo largo del tiempo, en la medida en que éstos, por definición, van erosionando la base fiscal de la cual dependen, ya que eliminar actividades y conductas ambientalmente perniciosas es su objetivo como instrumentos de política. Sin embargo, este temor puede ser infundado en el caso de los combustibles automotrices.

Inflación

Es indispensable considerar el impacto inflacionario de cualquier impuesto correctivo ambiental, a través de algún modelo macroeconómico adaptado para tales fines. En todo caso puede preverse que el efecto será un solo pulso y que tenderá a diluirse con el tiempo.

Necesidad de un análisis riguroso

Aunque estas circunstancias explican una parte importante de la limitada aplicación de los impuestos correctivos en materia ambiental, queda por desarrollar un análisis más completo que realmente incorpore todas las consideraciones y elementos institucionales, jurídicos, prácticos, e incluso teóricos que permitan explicar de manera satisfactoria la exigua aplicación de estos instrumentos.

III. Opciones: el caso de los mercados de derechos

Muchas de estas limitaciones atribuibles a los impuestos correctivos pueden ser superadas con el uso de sistemas de derechos comercializables, particularmente cuando éstos se establecen a partir de un tope o *umbral* máximo de impacto aceptable. Esto tiene además el atractivo de encajar de manera más clara dentro de los principios de sustentabilidad.

Es importante recordar que el nivel de un impuesto correctivo necesario para obtener cierta meta ambiental predeterminada será el mismo que el precio generado por un mercado de derechos comercializables de uso de recursos o de emisión de contaminantes. La ventaja en el segundo caso es que el objetivo ambiental se fija a través de un proceso político explícito y se deja que el mercado determine el precio correcto. Esto es una secuencia inversa a lo que sucede con un impuesto correctivo, en donde se fija el nivel del mismo (lo cual es un proceso analítico y político muy difícil), y se deja el resultado ambiental como función de las decisiones privadas de los actores económicos.

Los sistemas de derechos comerciables de emisión pueden ofrecer la misma eficiencia económica que los impuestos correctivos, para mantener la libertad de los agentes económicos de usar el medio ambiente dentro de ciertos límites considerados tolerables. Estos sistemas de derechos resultan más aceptables si se otorgan gratuitamente sobre la base del desempeño ambiental observado por cada actor o agente económico (práctica denominada *grandfathering* en el medio anglosajón).

Sin embargo, en el caso de los permisos comercializables subsiste el problema de los costos de transacción, los cuales pueden, en muchos casos, neutralizar con creces los beneficios en eficiencia obtenida.

Tanto los impuestos correctivos como los sistemas de permisos comercializables, en su caso, deben aplicarse sobre un soporte normativo y no de manera aislada o como únicos instrumentos de política. Esto, de entrada, implica una doble complejidad de diseño de políticas y de operación.

Existe un argumento de equidad en favor de los mercados de derechos comercializables dado que éstos pueden distribuirse de acuerdo a las emisiones definidas por la normatividad permitiendo el intercambio entre empresas para minimizar los costos de un objetivo dado de calidad ambiental. En estas circunstancias, ya que no hay ningún efecto distributivo, es de pensarse que no habría oposición por parte de los actores involucrados.

No obstante, debe reconocerse que los mercados de derechos sólo son realmente aplicables cuando se trata con una multiplicidad de fuentes o de actores que contribuyen en conjunto a un solo proceso de deterioro ambiental. Es decir, son factibles cuando cada uno de los actores impacta de manera poco significativa en el medio ambiente, pero colectivamente son responsables de un problema importante.

IV. Sin embargo... Oportunidades reales para impuestos correctivos

Dados todos estos obstáculos, imperfecciones y limitaciones de los instrumentos económicos, parecería que su horizonte de aplicación ha quedado trunco, contrariando las expectativas generadas durante los años ochenta. Esto, especialmente cuando se observa en los países industrializados un avance muy evidente en materia ambiental, y que se ha logrado con base en una regulación de naturaleza casi estrictamente normativa. Sin embargo, hay razones para seguir buscando oportunidades en la aplicación de impuestos correctivos.

Dichos impuestos tienen la ventaja muy sugerente de que no sólo pueden confrontar problemas ambientales, sino que también pueden ser mecanismos de recaudación. Esto es especialmente seductor en condiciones en que el horizonte fiscal ha sido saturado y en que los gobiernos demandan volúmenes mayores de ingreso para seguir ofreciendo bienes públicos o para paliar desequilibrios presupuestarios.

Puede argumentarse que el objetivo de un impuesto correctivo en materia ambiental no es la recaudación y que, incluso, un impuesto óptimo sería aquel que no recaudara absolutamente nada, lo cual significaría evitar totalmente los daños ambientales. Sin embargo, dada la baja elasticidad observada en el mundo real en la demanda por el uso de bienes y servicios prestados por el ambiente, éste, definitivamente, no sería el caso.

Desde un punto de vista fiscal o recaudatorio, y en términos económicos y políticos, se considera que un buen instrumento impositivo debe de implicar tasas pequeñas pero distribuidas sobre una base fiscal apropiadamente amplia, con el objeto de evitar distorsiones económicas, y de distribuir mejor la carga sobre un número mayor de contribuyentes. Por eso lo normal es establecer un impuesto sobre algo que se utiliza ampliamente a lo largo y ancho de la economía y cuya demanda y oferta es suficientemente inelástica al precio. También es preferible, o incluso indispensable, que ese *algo*, sea un bien y servicio que ya se encuentre representado en el sistema de precios y sea corrientemente intercambiado en mercados bien definidos.

Cuando ya se han obtenido avances ambientales significativos, la regulación normativa entra indefectiblemente en un sector de rendimientos decrecientes y costos crecientes. En este caso las ventajas de eficiencia y minimización de costos que tienen los instrumentos económicos serán cada vez valoradas con mayor intensidad y serán más importantes en el diseño de políticas públicas.

Con el tiempo, será cada vez más notoria la necesidad de revelar los costos sociales del daño ambiental así como los beneficios de su mitigación, al igual que los costos que deben asumir diferentes actores o agentes económicos para financiar el logro

de los objetivos ambientales de la sociedad. Será igualmente importante, de manera creciente, esclarecer los balances lógicos y económicos entre los objetivos ambientales de la sociedad y otro tipo de metas o aspiraciones. Ante esta perspectiva es posible que los impuestos correctivos sean revalorados e insertados con mayor frecuencia y permanencia en el instrumental de las autoridades regulatorias.

Las mejores oportunidades para emplear impuestos correctivos se darán en problemas causados por un número muy grande de actores con actividades similares, donde es identificable un proceso muy claro de daño ambiental, y donde hay una elasticidad razonable de la demanda u oferta al precio de los bienes involucrados; tal es el caso de la gasolina y su impacto en la contaminación atmosférica, y en propiciar estructuras urbanas ineficientes y ambientalmente costosas. Aquí un impuesto correctivo permitiría que una infinidad de decisiones descentralizadas individuales obrarían en favor de intereses ambientales colectivos, a costos administrativos y de transacción muy bajos. Queda por desarrollar los márgenes de viabilidad política para esta medida a través de una persuasión pública informada y eficaz.

V. Reforma fiscal e instrumentos económicos

En el contexto de la reforma regulatoria hoy en boga en muchos países, entre ellos México, los gobiernos buscan favorecer la competitividad, mejorar la efectividad en la intervención gubernamental, reducir costos y promover la innovación tecnológica.

En este esfuerzo, que puede verse como una verdadera cruzada, los sistemas fiscales deben reestructurarse para incorporar impuestos correctivos ambientales, al mismo tiempo que se eliminan o desmantelan esquemas impositivos o de subsidios que distorsionan decisiones o favorecen fuertes impactos ambientales.

Existen oportunidades serias para diseñar y aplicar impuestos ambientales que puedan: a) reducir otros impuestos que distorsionan los mercados, b) reducir los déficits públicos, c) incrementar o mantener el gasto público, o d) etiquetar la recaudación para un determinado gasto en materia ambiental. Debe darse una consideración muy especial a la posibilidad de aplicar impuestos correctivos ambientales en sustitución de los que penalizan el trabajo, la inversión del ahorro (tal sería el caso del impuesto sobre la renta, el impuesto al activo y el impuesto sobre nóminas, por citar algunos) sobre todo en condiciones de desempleo y ante necesidades imperiosas de estimular el crecimiento económico. Así se tendría un doble resultado positivo al reducir los impactos ambientales de la economía, y al favorecer el empleo, la inversión y el crecimiento.

El etiquetamiento de impuestos ambientales generalmente se ve con escepticismo por parte de las autoridades hacendarias en la medida en que pueden promover una asignación ineficiente de los recursos fiscales, y poner una camisa de fuerza a las políticas de gasto público. Por ello, se sostiene que en lugar del etiquetado puede recurrirse a autorizaciones presupuestarias adicionales específicas para la protección ambiental, de manera paralela a la introducción de impuestos ambientales.

Competitividad e impuestos correctivos ambientales

Existe evidencia suficiente para afirmar que las estrictas medidas de política ambiental, tanto de corte normativo como económico, que han sido asumidas por los países de la OCDE, no han presentado efectos apreciables en la competitividad, sea en algún sector industrial en específico o de alguna economía en su conjunto. Tampoco existe evidencia de una supuesta relocalización de industrias “sucias” hacia países o regiones con baja capacidad regulatoria.

De todas maneras, lo que importa desde una perspectiva pública es la competitividad de la economía en su conjunto, y no de algún sector o grupo en particular. El incremento en costos para algún sector puede conllevar menores costos para el resto de las actividades económicas. Remover e impedir las fallas de mercado a través de impuestos correctivos significa mejorar la estructura económica y su eficiencia global. En la medida en que los impuestos correctivos ambientales mejoren el desempeño de la economía y reduzcan las distorsiones en los mercados, la situación competitiva a largo plazo de los países puede ser fortalecida. Los impuestos correctivos ambientales pueden contribuir a una mucho mejor integración de las políticas económicas y ambientales, con respecto a los instrumentos normativos. No cabe duda que reducir o eliminar impuestos distorsionados, dismantelar subsidios e introducir un sistema de ajustes correctivos en el sistema de precios a través de impuestos ambientales, particularmente en el sector energético, en el transporte y en la agricultura, podrá ofrecer en el mediano y largo plazo no solamente beneficios ambientales muy considerables, sino también económicos, a través de mayor eficiencia, equidad y protección ambiental.

Como sabemos, el enfoque más simple y eficaz para resolver problemas ambientales es confrontarlos en el momento y en el sitio donde éstos ocurren, utilizando la amplia variedad de instrumentos de política de que dispone la sociedad. La mejor intervención regulatoria de parte de la autoridad es aquella que se da en el momento y lugar más cercano de la cadena productiva al proceso o actividad que genera los impactos ambientales. Siempre será más eficiente regular o impedir una descarga o el desmonte de un ecosistema de manera directa, que tratar de hacerlo a través de impuestos, normas u otro instrumento aplicado en los productos asociados a estas actividades.

El resultado inmediato de la aplicación de la regulación ambiental, sea cual sea el instrumento que se utilice, es una alza en los precios de productos relacionados con los procesos o actividades que son objeto de regulación. Entonces, a través de las decisiones de los consumidores basadas en el sistema de precios, se crea un contexto de selección natural sobre bienes y servicios a partir de una presión regulatoria.

Al enfrentar problemas ambientales de manera directa (aunque sea a través de medios normativos), y al permitir que los costos de la regulación o de otras acciones correctivas se filtren y transmitan a través del sistema de precios, se orienta a los consumidores, a las empresas y al gobierno en sus decisiones cotidianas. Como vemos, también la normatividad, aunque sin la elegancia de los impuestos correctivos ambientales, contribuye a una mayor eficiencia global de la economía.

La política fiscal en México y los nuevos instrumentos de política ambiental

*Mario Gabriel Budedo**

En la última década, el uso de los llamados instrumentos económicos en la política ambiental se ha desarrollado más ampliamente en los países de la OCDE para corregir las externalidades ambientales.

Se pueden plantear dos alternativas para la generación de ingresos gubernamentales: por un lado, los impuestos que gravan las actividades productivas, como son el trabajo y la inversión, y por otro, las actividades que dañan el ambiente.

Sin embargo, existen diversos aspectos acerca de la sustitución de los impuestos convencionales por los ambientales que deben ser tomados en cuenta:

- La base gravable se autodestruye en la medida en que los impuestos ambientales logran reducir el uso de combustibles contaminantes.
- Generan efectos redistributivos entre sectores afectando a las industrias intensivas en el uso de combustibles contaminantes.
- Aplicado aisladamente se afecta la competitividad de los sectores gravados con impuestos ambientales. Esto puede estar acompañado por la reducción de los ingresos relacionados con el impuesto ambiental. La pérdida en competitividad puede ser reducida con mecanismos alternativos como aranceles compensatorios aplicables sólo en aquellos casos en que no existen acuerdos comerciales, ya que de otra forma daría lugar a una confrontación comercial.
- Pueden tener efectos regresivos en el corto plazo, cuando afectan bienes con alta participación en el gasto de las familias de menores ingresos.
- Desde la perspectiva legal estos impuestos pueden contravenir los principios de generalidad y equidad a que deben circunscribirse los sistemas fiscales.

* Director General de Política Tributaria de la Secretaría de Hacienda y Crédito Público (SHCP).

Política tributaria y de precios y tarifas aplicada recientemente

La Secretaría de Hacienda y Crédito Público ha emprendido diversas acciones de apoyo a la protección y conservación del medio ambiente, reflejadas en la introducción de instrumentos económicos, referidos esencialmente a incentivos fiscales, política de precios de los combustibles, derechos y aprovechamientos ambientales.

a) Incentivos fiscales

A partir de 1996 se deduce el 100% del monto de las inversiones en equipo para prevenir y controlar la contaminación ambiental y la destinada a la conversión de los equipos a consumo de gas natural.

Opción de deducción inmediata del valor presente de la depreciación de las inversiones para su utilización en la planta productiva, siempre que las inversiones se efectúen fuera de las zonas metropolitanas del Distrito Federal, Guadalajara y Monterrey.

En la reforma fiscal para 1997 se incorporan como donatarias autorizadas para recibir donativos deducibles en el impuesto sobre la renta, a las sociedades o asociaciones civiles que se constituyan y funcionen en forma exclusiva para la realización de actividades de preservación de la flora y fauna silvestres y acuática de las áreas naturales protegidas.

Para 1997, se modifica la Ley del Impuesto Especial sobre Producción y Servicios (IEPS) al establecer una tasa variable de este impuesto aplicable al gas natural de carburación automotriz, de manera que se mantenga un diferencial de 34% entre el precio del gas natural de carburación comprimido y el precio de la gasolina Pemex Magna, con el objeto de promover el consumo del gas natural al dar certidumbre a los usuarios acerca del diferencial entre ambos combustibles. Anteriormente se aplicaba una tasa constante de 60% al precio del gas natural, la cual no garantizaba el diferencial de precios mencionado.

b) Política de precios y tarifas

A partir de 1991 se autorizan mecanismos de referencias internacionales de precios para las gasolinas, el diesel desulfurado, combustóleo y turbosina, lo que ha permitido evitar rezagos de precios y por tanto sobreconsumo de combustibles.

En 1992 se disminuye el diferencial de precios entre las gasolinas Pemex Magna y Nova con el fin de incentivar el consumo de la primera.

c) Aprovechamientos

La Subsecretaría de Ingresos definió un aprovechamiento a la enajenación de las gasolinas Pemex Magna y Nova que se expenden en el área metropolitana del Valle de México, establecido en un centavo por litro desde el 4 de enero de 1995 hasta el 30 de abril de 1996.

Del 1º de mayo hasta el 31 de diciembre de 1996 se incrementó a 2 centavos por litro para la gasolina Pemex Magna y a 4 centavos por litro para la gasolina Nova, el cual se mantendrá vigente durante 1997.

Los recursos generados por este aprovechamiento son destinados al financiamiento del Fideicomiso para Apoyar los Programas, Proyectos y Acciones Ambientales en la Zona Metropolitana del Valle de México.

d) Derechos

La Ley Federal de Derechos (LFD) contempla algunos conceptos relacionados con el medio ambiente. Así, para 1990, en correspondencia con la introducción de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, se adicionaron a la LFD la Sección Cuarta sobre *Impacto Ambiental* y la Quinta sobre *Prevención y Control de la Contaminación*.

La Sección Cuarta comprende los derechos cobrados por el otorgamiento de autorización de los proyectos de obras o actividades que afecten el medio ambiente. Es decir, cualquier obra o actividad que requiera manifestación de impacto ambiental.

En la Sección Quinta (artículos 194-O a 194-U), se establecen derechos por el otorgamiento de la licencia de funcionamiento de fuentes fijas de jurisdicción federal que emitan olores, gases o partículas sólidas o líquidas a la atmósfera.

Para 1996 se introducen en la LFD los artículos 194-A y 194-C de la Sección Cuarta, Título I sobre Áreas Naturales Protegidas. El artículo 194-A consiste en cobrar un derecho por el acceso a las áreas naturales protegidas de interés para la Federación. En el 194-C se establece el derecho por otorgar permisos o concesiones para el uso o aprovechamiento de las reservas de la biosfera, parques nacionales, reservas especiales de la biosfera, monumentos naturales y las áreas de protección de flora y fauna.

Para 1997 se realizan modificaciones en la LFD (Artículo 276 al 286-A, Título II) por el uso de lagos, ríos, cuencas, cauces y demás depósitos como cuerpos receptores de aguas residuales. Dichas modificaciones están orientadas al saneamiento gradual de los cuerpos receptores, de acuerdo con los plazos establecidos en la norma ecológica vigente (NOM-001-ECOL-1996), fijando parámetros que reflejan adecuadamente los niveles de contaminación del agua. Lo anterior dio lugar a la modificación de los límites máximos permisibles para contaminantes básicos, metales pesados y cianuros descargados en los cuerpos receptores de aguas residuales. En caso de que las concentraciones sean superiores a dichos límites, se causará el derecho por el excedente de contaminante correspondiente.

Los desafíos ambientales de las economías de los países de América Latina y el Caribe

*Nicolo Gligo**

Al recorrer los países de América Latina y el Caribe se constata, casi sin excepción, que las estrategias y las políticas de desarrollo económico se imponen con tal fuerza que marginan y posponen las estrategias y políticas ambientales. En la gran mayoría de los casos se perciben muchos más conflictos que acercamientos.

La conferencia de Río de Janeiro de Medio Ambiente y Desarrollo indudablemente ha tenido un importante impacto en los países de la región. Sin embargo, sus avances se podrán constatar en varios años más. Todos los indicadores globales de la región señalan cada año que la situación empeora. Ello no quiere decir que no se realicen acciones; al contrario, éstas son mucho más numerosas, pero desafortunadamente el incremento de los factores que repercuten en el deterioro ambiental, unido al constante aumento de la población, inciden para no modificar esta negativa situación.

Cuando se interroga acerca de la escasa o nula referencia al medio ambiente en las políticas económicas, el principal argumento es que éstas deben priorizar las inversiones que generen empleo e ingreso. Una necesidad inmediata y urgente que no se puede detener o posponer en función de la cantidad y de la conservación de los recursos naturales. En general, en este contexto, la problemática ambiental aparece como un obstáculo que hay que salvar lo mejor posible, aunque sea sólo a base de cambios de imágenes.

Es obvio, por ende, que bajo esta jerarquización toda prioridad se dirige hacia el manejo de las variables macroeconómicas, lo que permite, a su vez, ajustar las economías e impedir procesos inflacionarios, fomentar el ahorro, incrementar las expor-

* Comisión Económica para América Latina (CEPAL).

taciones, elevar la tasa de inversión y en consecuencia, aumentar el bienestar de la población al mejorar sus ingresos y al crearse fuentes de trabajo.

La crítica hacia los que sostienen posiciones ambientalistas radica en que éstas “frenan” el desarrollo, al poner vallas elevadas de exigencias ambientales. Estos obstáculos inciden en que: aumenten los costos, haciendo huir a los inversionistas; en que se limite el comercio, al poner restricciones ambientales a determinados productos; en que se restrinja el uso óptimo del espacio al movilizar las poblaciones afectadas para impedir actividades productivas o locaciones de disposición de residuos. Es usual que se identifique la posición de la visión económica restrictiva con el sector empresarial, aunque en los últimos años, dada la creciente incorporación de bienes y servicios ambientales al mercado, esta identificación, ha empezado a perder fuerza.

Por otra parte, los que proponen estrategias y políticas ambientales, por lo común plantean las contradicciones del desarrollo económico en relación al medio ambiente. Además, como sus planteamientos no tienen la fuerza política para imponerse, sus críticas, en muchas ocasiones, no son sólo correctivas sino que apuntan hacia cambios estructurales significativos.

La crítica fundamental se orienta a señalar el bajo grado de sustentabilidad del modelo de desarrollo. Las economías de los países, en particular en esta etapa de ajustes, se proyectan a muy corto plazo, lo que influye en que no se dé la debida jerarquía de conservación de los recursos naturales, en especial a los no renovables. En otras palabras, se cuestiona que el crecimiento económico se haga en desmedro del patrimonio natural. Como las cuentas nacionales no contemplan el consumo de recursos naturales y la pérdida de atributos de los ecosistemas, las políticas económicas se programan sobre bases falsas, como si la oferta de recursos naturales fuera un dato estático y no correspondiera a cifras dinámicas normalmente en retroceso. Ello lleva a poner en duda ciertas proyecciones económicas que, sobre la base del incremento del ingreso, darían posibilidades de mayor bienestar para la población. A mediano plazo, parece ser que varios recursos naturales, por consumo y por agotamiento, se convertirían en restricciones al desarrollo productivo y no estarían disponibles para la población.

Otra crítica muy fuerte radica en la paulatina disminución de la calidad de vida de los ciudadanos debido a la carencia de restricciones ambientales en la gestión de programas y proyectos de desarrollo económico que afectan directamente a la calidad de vida de las personas. Se critica la liberalidad del desarrollo industrial, tanto en la ubicación de las industrias como en la ausencia o minimización de inversiones para el manejo adecuado de los residuos. Se cuestiona la falta de políticas de protección de los recursos naturales como los del mar y los correspondientes a ecosistemas forestales, que influyen en su deterioro y agotamiento en la región. Se plantea que una mayoría significativa de megaproyectos atenta contra la calidad de vida de las comunidades que viven en las áreas en donde se insertan, que expolian los recursos naturales y que desestructuran la trama social de las comunidades.

Muchos esfuerzos se han realizado en los últimos años para que en los países de la región se establezcan modalidades de desarrollo que sean ambientalmente susten-

tables. No obstante, pese a serios y denodados esfuerzos, es necesario reconocer que la inclinación negativa de la tendencia ambiental no ha cambiado ni ha aminorado su pendiente. Es posible constatar, sin embargo, una mayor conciencia crítica sobre esta realidad y más presión política para modificarla.

¿Qué medidas, entonces, hay que tomar para acercar las posiciones antes descritas y establecer un modelo de desarrollo donde la dimensión ambiental tenga el debido peso y se articule adecuadamente con la económica? ¿Cómo acercar ambas dimensiones de manera que la problemática ambiental no sea considerada un freno para el desarrollo sino que se le pondere en función de la calidad de vida de las personas y de la necesaria sustentabilidad de los procesos de producción y consumo?

Las complejas y múltiples respuestas no pueden limitarse a deducirlas de los caminos recorridos por los países desarrollados, sino que a las variadas experiencias en distintas partes del mundo deben sumarse las enseñanzas extraídas en los esfuerzos latinoamericanos para hacer un desarrollo más sustentable. No obstante, es necesario dejar en claro que los países de la región tienen una inserción internacional que condiciona sus términos y formas de intercambio comercial que, de manera importante, inciden en los grados de insustentabilidad ambiental del modelo económico.

La búsqueda de vías para incrementar el grado de sustentabilidad ambiental de las modalidades de desarrollo imperantes en América Latina y el Caribe deben transitar, en consecuencia, a través del análisis de los desafíos del desarrollo en el contexto de las características particulares adoptadas en la región en relación a los procesos de ajuste económico y las estrategias de globalización de las economías.

El factor fundamental, base de los análisis prospectivos de las economías de los países de la región, es el referido a la estructura productiva predominante. Todos los países, en mayor o menor medida, basan su desarrollo económico en la explotación de sus recursos naturales y en procesos elementales de transformación de ellos. Es usual leer análisis económicos en donde se plantea que el producto proveniente de los sectores primarios es cada vez menor frente al avance de los sectores industriales y de servicios. Esta lectura necesita desagregarse para no caer en interpretaciones equivocadas. En las naciones de América Latina y el Caribe, en particular en las medianas y pequeñas, se hacen mínimas transformaciones a sus productos primarios cuando son incorporados a la producción industrial. Los adelantos tecnológicos, sobre todo en transporte y conservación, han incidido para que se integren procesos básicos antes que el producto emigre hacia el país que lo está importando. Cuando se cosecha la anchoveta y se la pulveriza como harina de pescado y cuando los bosques nativos pasan por una máquina para ser astillas, la producción computada es industrial. No obstante, el valor agregado es mínimo.

La globalización de las economías para países cuya estructura productiva está basada en la explotación de sus recursos naturales repercute en una presión cada vez mayor hacia ellos. A esto se suma el deterioro histórico en términos de intercambio, que exacerba la tendencia negativa de sobreexplotación de los recursos naturales.

La situación se complica aún más debido a las políticas de ajuste impulsadas en los países, que inciden en la priorización a corto plazo de las variables macroeconómicas. Tres aspectos merecen destacarse. Por una parte, el grave endeudamiento y la necesidad permanente de generar divisas repercute en estrategias explícitas y preferenciales de fomento de la exportación. Es indudable que, en muchas ocasiones, en particular en relación a los recursos naturales renovables, se postergan políticas tendientes a impedir el deterioro de éstos.

Por otra parte, la presión por aumentar la tasa de inversión para muchos países de la región, se traduce en toda suerte de tácticas para atraer inversionistas. El relajamiento o incorporación de restricciones ambientales es, sin discusión, una de las que varios países utilizan. Por último, la necesidad de ajustar el gasto público para reducir el déficit fiscal repercute en una escasa asignación de gastos para control y evaluación ambiental. Esta situación es grave debido a que los gastos ambientales sólo en los últimos años han entrado a competir con los demás presupuestos de las administraciones públicas, y sus asignaciones son de partidas escasas e insuficientes.

El otro gran problema del modelo económico predominante de los países de la región es que no sólo se mantiene la pobreza sino que se exacerba la diferenciación social. La persistencia de la pobreza incide en la presión para producir a muy corto plazo, sin considerar la repercusión que el crecimiento económico tiene sobre el medio ambiente. La continuidad de sectores pobres, en particular en el rural, tiende a incrementar la espiral negativa pobreza-deterioro del medio ambiente. El campesino, para sobrevivir dentro de una mortalidad que le coarta la mayoría de las estrategias de supervivencia, debe necesariamente sobreexplotar sus recursos, sobre todo el suelo. En las áreas urbanas marginales y de extrema pobreza, el poblador vive en medios contaminados, sin la dotación mínima de servicios básicos y expuestos, al ocupar suelos de nula habitabilidad, a aluviones, inundaciones y catástrofes.

La diferenciación social, por otra parte, crea élites muy ricas con patrones de consumo altamente sofisticados que presionan sobre determinados recursos y que, además, generan residuos más contaminantes. Un problema adicional es la gran influencia que estos sectores tienen sobre el resto de la población, y en particular, sobre las capas medias, que tienden a copiar sus pautas de consumo.

Los procesos de desregulación, unidos al impulso dado al mercado como ente regulador, repercuten en América Latina y el Caribe en un inadecuado uso del espacio. Por un lado, se concentran inversiones en las áreas más ricas y, por el otro, las pobres son abandonadas, se las expolia y se las deja sin protección. Esta modalidad del desarrollo espacial de la región deja a los grandes espacios rurales de zonas áridas y semiáridas y a las selvas tropicales prácticamente como tierras de nadie, sometidas a diversos procesos deteriorantes.

A la modalidad de desarrollo prevaleciente, de manifiesto e indiscutible efecto negativo en el medio ambiente y con una marcada dosis de insustentabilidad, se suma la profundización de esta situación en función de las actuales estrategias orientadas a producir el ordenamiento macroeconómico de las economías de la región. La coyun-

tura no parece favorable. Sin embargo, cualquier iniciativa para enfrentar la difícil situación que se presenta es mejor iniciarla desde ya que postergarla para el futuro.

¿Cuál es entonces el punto de partida de una real estrategia de desarrollo ambientalmente sustentable?

No cabe la menor duda que el problema hay que ubicarlo en la esfera del desafío político, tal cual está posesionada actualmente la estrategia económica de cada país. Muchas políticas ambientales de países de la región son netamente reactivas. En varias naciones se disminuye la importancia del problema ambiental para que no “obstruya” el desarrollo. Las políticas ambientales y su institucionalidad pública y jurídica aparecen desarticuladas y contradictorias, en especial con respecto a las económicas. Se le trata de poner riendas al tema y reducirlo a una ideología tecnocrática. Algunos gobiernos, consciente o inconscientemente, marginan el tema ambiental al manejar el discurso en un terreno abstracto, al margen de las relaciones sociales fundamentales. De esta forma, el discurso le da una cosmética adecuada al desarrollo y no lo interfiere.

Para no asumirlo como sujeto político se aliena a la opinión pública con el planteamiento del adecuado equilibrio entre desarrollo y medio ambiente, encubriéndose el hecho de que el medio ambiente es intrínseco a cualquier política de desarrollo. Se insiste en que éste no debe interferir en el desarrollo presentando a la modalidad de desarrollo predominante en la región como única, deseada y adecuada. Se establece que, dado el reconocimiento de que existen problemas ambientales, para no frenar el desarrollo, se debe aplicar el principio de gradualidad, aunque éste no sea otra cosa que una táctica para mantener la dimensión ambiental con el perfil más bajo posible.

¿Cómo romper esta inercia? ¿Cuáles son los caminos para avanzar hacia modalidades de desarrollo ambientalmente sustentables? Los enfoques de política ambiental deben contribuir a dar respuesta a los problemas inmediatos de supervivencia, de mejoramiento de la calidad de vida, así como proyectar con mucha fuerza estos objetivos para la generación venidera. Proyectar el problema ambiental solamente como una responsabilidad exclusiva de las futuras generaciones podría significar no entender los dramas latinoamericanos y caribeños de miseria, hambre y desnutrición. El no identificar los problemas ambientales con las urgencias sociales es dejarlos para que traten de ser solucionados a través de los consabidos programas y proyectos de desarrollo económicos tradicionales, con todos los déficit sociales que muchos de ellos poseen y con la alta insustentabilidad ambiental ya señalada.

En consecuencia, es necesaria una política discriminatoria en torno a transformaciones del medio que se traduzcan en trabajo e ingresos y que permitan retener el máximo de excedentes en las comunidades, en los pueblos, en los departamentos, provincias o estados. La discriminación en las inversiones debe estar orientada al aprovechamiento sustentable y a la minimización del costo ecológico de las transformaciones. Los costos ambientales de inversiones concentradas espacialmente, como las industriales y mineras, tienen un amplio margen de manejo, ya que permiten introducir tecnologías de minimización de residuos. Los costos ambientales de inversiones difusas en el espacio, en particular las que tienen relación con la pesca industrial, con

la explotación del bosque nativo, de manglares y humedales y con planes extensivos de desarrollo agrícola, generalmente son altos, de difícil medición y, por lo común, están estrechamente relacionados a costos sociales de las poblaciones que habitan estos ecosistemas.

Entonces, para un desarrollo ambientalmente sustentable de los países de América Latina y el Caribe es necesario introducir el tema a través de las urgentes tareas de sobrevivencia, de vida de las poblaciones y de uso sostenido de los recursos naturales. No obstante, parece ser que para sensibilizar a los sectores encargados de las estrategias y políticas económicas resulta necesario insistir en determinados puntos de encuentro que posibilitarían modificaciones sustanciales a las estrategias y políticas de desarrollo.

El primer punto de encuentro tiene relación con la sustentabilidad global de las políticas económicas. Muchos espacios latinoamericanos y caribeños están inmersos en espirales de deterioro producto de la sobreexplotación de sus recursos naturales. Grandes áreas rurales de ecosistemas con escasa dotación de recursos se deterioran día a día por la erosión de los suelos, el agotamiento de nutrientes, la afectación de sus recursos hídricos, la deforestación, la pérdida de su biodiversidad, etc. Estas áreas se sustraen a la producción y se abandonan a un tipo de agricultura de subsistencia o una explotación empresarial de cosecha.

Otros espacios de la región, aunque no pobres, también están sometidos a una extracción compulsiva y deteriorante debida a influencias del mercado internacional que, en determinados lapsos, establece altos precios de los productos de estos ecosistemas. Así se constata la sobreexplotación de ecosistemas marinos de alta productividad de mariscos o el deterioro de agrosistemas dedicados al algodón.

Pero más sensibles son las fuentes de determinados recursos estratégicos para el desarrollo, como las que producen energía. Las experiencias están a la vista: las explotaciones de petróleo o la construcción de centrales hidroeléctricas a costa de la inundación de amplias áreas agrícolas o boscosas.

Hasta la fecha, en casi todos los países de la región, en todos los procesos señalados, los indicadores económicos de las cuentas nacionales sólo registran el valor de los productos generados y no descuentan el costo patrimonial. Un ejercicio necesario debería indicar realmente cuáles son estos costos, sobre la base del cálculo de la disponibilidad física de recursos naturales. Ello daría la posibilidad de descubrir actividades deteriorantes de alto costo ambiental y además, lo que es muy útil, permitiría poder anticiparse a las crisis provenientes del agotamiento de los recursos. No cabe la menor duda de que varios países de la región ya experimentan los estragos y las pérdidas económicas del sobreuso de sus recursos naturales.

El segundo punto de encuentro se centra en supeditar las políticas económicas a los beneficios sociales que ellas deberían lograr, a través de la incorporación de todos los beneficios y costos ambientales involucrados. Y en este sentido es muy importante a corto, mediano y largo plazos, calcular los beneficios de un medio ambiente sano y los costos que significa uno deteriorado. La vida y la salud humanas tienen

especial relevancia para supeditar las políticas económicas a fines socioambientales. Por esta razón es que los esfuerzos realizados para detener los procesos contaminantes del agua, del suelo y del aire, en especial en las áreas urbanas, deberían complementarse con componentes de evaluación económica y con indicadores de la salud humana. Sin embargo, debe advertirse que la idea que subyace en este planteamiento es la de la necesidad de una evaluación integral, donde la valorización económica sea una de las variables a analizar. No puede caerse en posiciones economicistas frente a problemas éticos sobre la vida y la salud humanas, que tienen una dimensión mucho más amplia.

Las tareas urgente en torno a la sobrevivencia y a la calidad de vida de las personas encuentran cauces de realización si el desarrollo se proyecta armónicamente potenciando los recursos naturales y, en particular, sus interacciones. Muchos de los planes y programas de desarrollo se establecen en forma más que tradicional, sin imaginación, sobre la base de explotar un recurso o un ecosistema que genera un determinado producto. Las formas usuales que inciden en la explotación de áreas o territorios se hacen generalmente con una visión exógena, desde afuera. Es a nivel internacional o a nivel nacional que se investiga o prospecta la dotación de un recurso natural de una localidad y, de esta forma, no se consideran los valores que la comunidad local le otorga a sus recursos en forma integral ni a sus interacciones.

Una visión más desde abajo podría contribuir a que las evaluaciones de recursos naturales sean orientadas a investigaciones armónicas en donde se consideren todos estos aspectos y, en particular, se cuantifiquen otros costos producidos por las alteraciones físicas del medio y por los efectos sociales negativos. Hay muchas inversiones que tienen interés nacional e internacional, que producen un incremento del producto y que son evaluadas como tales. Generalmente, y dado los poderes económicos y políticos que respaldan estas inversiones, los costos locales no se evalúan o se subestiman. Perfeccionar las evaluaciones no sólo puede contribuir a mejor, modificar o rechazar un proyecto sino que permite identificar, sin mayor conocimiento por parte de la comunidad, cuáles son los costos y los beneficios y cuál es la capacidad de retención de excedentes locales.

Los esfuerzos para incrementar la sustentabilidad de programas y proyectos de desarrollo deben necesariamente fundamentarse en la participación de la comunidad. Los intentos de valorización múltiple y específicamente de valorización económica, exigen esfuerzos permanentes de información y capacitación. Por ello la participación civil no debe entenderse solamente como la consulta masiva al público, sino como la incorporación de distintas instituciones y organizaciones de diversas esferas y niveles. La expresión local, municipal, provincial, debe tratar de incorporar a las universidades, centros de investigación, colegios profesionales, organismos no gubernamentales ambientales, de masa y especializados, amén de las organizaciones vecinales y laborales. Si ello se logra es posible prever días mejores para el medio ambiente.

Bibliografía

- Borregaard, N., Claro, E., Larenas, S., 1995. *Uso de instrumentos económicos en la política ambiental*. Conama, Santiago de Chile.
- CADE Consultores, 1996. *Seguimiento y apoyo al proceso de licitación de vías en Santiago*. Informe para el Ministerio de Transporte. Santiago de Chile.
- Comisión Nacional del Medio Ambiente, 1996. *Programa País para la protección de la capa del ozono*. Santiago. Sub-programa de verificación para el uso del sello ozono. Santiago de Chile.
- Diario El Mercurio*, 12 de enero de 1997.
- Garcés, J. A., 1996. *Programa de tratamiento de aguas servidas del Gran Santiago y su reuso en la agricultura*. EMOS. Santiago de Chile.
- Gimpet, A., 1995. *Diagnóstico sobre la situación actual de mecanismos económicos para la inversión ambiental en Chile*. Informe preparado para la Conama. Santiago de Chile.
- Hartje, V., Gauer, K., Urquiza, A., 1994. *The use of economic instruments in the environmental policy of Chile*. Informe preparado para la GTZ. Bonn.
- INTEC-Chile, 1995. *Estudio de desarrollo y de factibilidad técnica para la aplicación de un nuevo sistema de peajes en Chile*. Informe para el Ministerio de Obras Públicas, Santiago de Chile.
- Leal, J., 1996. *Instrumentos regulatorios y económicos para la gestión de residuos*. CEPAL. Documento de referencia DDR/001-TA. Santiago de Chile.
- OECD, 1995. *Environmental Taxes in OECD Countries*. París.
- O’Ryan, R. y Ulloa, A., 1996. “Instrumentos de regulación ambiental en Chile” en Sunkel, O. (ed.) *Sustentabilidad ambiental del crecimiento chileno*. Universidad de Chile, Santiago de Chile.
- Ríos, M. y Quiroz, J., 1995. *The market for water rights in Chile*. World Bank Technical Paper No. 285. Washington, D.C.
- Ríos, M., 1996. *The use of market-based instruments in chilean environmental policy*. World Bank Background Paper, Washington, D.C.

Toro, J., 1994. *La reforma del sistema tributario chileno*. Servicio de Impuestos Internos, Santiago de Chile.

Zamudio, M., 1996. *Nivel de cumplimiento de los decretos supremos N° 4 y N° 812*. Seminario organizado por AMBAR, Santiago de Chile.

Globalización y desarrollo sustentable: instrumentos y políticas

*Víctor L. Urquidí**

A partir de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo, de junio de 1992, y en vista de los compromisos en ella adquiridos, ningún país puede concebir ya su política ambiental sin considerarla como parte de un proceso de desarrollo sustentable y en el marco de la globalización. Para empezar, esta última, que en gran medida sigue siendo de carácter económico y financiero, venía dándose de algún tiempo atrás como resultado de políticas y visiones establecidas por las potencias vencedoras en la Segunda Guerra Mundial, instrumentadas además por organismos multilaterales creados *ex-profeso*. Ciertamente es que el FMI, el Banco Mundial y el GATT, apoyados por la OCDE y conectados con otros mecanismos tendientes a los mismos fines, tuvieron en el Sistema de las Naciones Unidas una contraparte institucional que respondió a las necesidades y presiones de los países en desarrollo, entre ellos los nacidos de la descolonización. Se promovieron programas para corregir las desigualdades internacionales —a veces con fines algo difusos—, se instauraron modalidades de crédito “blando” a largo plazo y se acordaron metas (no cumplidas, por cierto) de cooperación económica y financiera bilateral.

En las Naciones Unidas surgieron también programas de cooperación técnica, comisiones económicas regionales, propuestas de nuevos fondos multilaterales para el desarrollo, fondos específicos para la alimentación y otros fines, y muchos otros medios de ejercer acciones internacionales. Se establecieron además, a iniciativa de países en los distintos continentes, bancos regionales de desarrollo. La acción internacional previó la formación de varios agrupamientos regionales en las esferas económicas,

* El Colegio de México.

entre los que destaca por su alcance la Unión Europea; otros no pasaron de intentos frustrados. Estos instrumentos han sido incorporados en lo general a las políticas globalizantes.

El resultado a lo largo de 50 años, no obstante el efecto de la Guerra Fría, y más aún desde el fin de ésta, ha sido la conformación de un sistema económico de apertura, de eliminación de barreras a los movimientos de bienes, servicios y capitales, supervisado y hasta cierto punto controlado por el llamado Grupo de los Siete (G-7), integrado por los principales países industrializados, que a su vez pesan en forma casi determinante en la conducción del sistema de las Naciones Unidas. El G-7 se apoya a su vez en buena medida en los intereses de las grandes empresas transnacionales (ETN) y viceversa.

En los años sesenta, cuando empezó a haber preocupación, principalmente en los sectores científicos, acerca del deterioro ambiental del planeta, se llevó este problema a foros de las Naciones Unidas. La Conferencia de Estocolmo de 1972, de la que estuvieron ausentes muchos países importantes, hizo recomendaciones y acordó crear el Programa de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente (PNUMA), dotado de escasos recursos, que inició una tarea útil pero de poca proyección, aunque abordó algunos problemas ambientales globales, entre ellos la suscripción del Protocolo de Montreal destinado a eliminar la producción y reducir de manera radical el uso de los clorofluorocarburos (CFC). En pocos años se detectó, con la colaboración de las comunidades científicas, la existencia de otras amenazas ambientales globales, y con el concurso de economistas y otros especialistas se retomaron ideas destinadas a vincular el desarrollo con sus efectos ecológicos.

En los preparativos de la Conferencia de Río de Janeiro, de 1992, se recogieron la mayor parte de las inquietudes y las ideas que permitieron hacer el planteamiento de la necesidad de un desarrollo sustentable. Éste se concibe como uno que tenga en cuenta la capacidad de las generaciones futuras, que formarán parte de un monto creciente de población mundial —sobre todo en las regiones del mundo en desarrollo— para darse la misma oportunidad de mejorar su calidad de vida. Implica un uso racional de los recursos naturales y otras modalidades, frente al despilfarro que las generaciones precedentes y presentes han hecho de los mismos y que generó gran inequidad social.

Plantear el desarrollo sustentable como *desideratum* global exige, al mismo tiempo, requerirlo en todas las naciones, ya que el deterioro ambiental, que no reconoce fronteras, también se ha globalizado. Por ello, hoy día la globalización ha dejado de ser solamente económica y financiera, con todos sus aspectos positivos y negativos, y ha pasado a ser, además, ambiental. Y no se detiene allí, puesto que en los últimos 30 años el desarrollo científico y sobre todo tecnológico, con aplicaciones, entre otras, en la microelectrónica y la comunicación —que trasciende las fronteras— se ha vuelto también globalizante.

Como en otras épocas de la historia, existe gran disparidad en las capacidades científicas y tecnológicas que, a su vez, son indispensables para acometer la problemáti-

ca ambiental que constituye una parte importante del concepto de desarrollo sustentable. La mayoría de los países en desarrollo, por diversas causas, se ha rezagado en su desarrollo científico y tecnológico. Ello deriva de factores estructurales e institucionales, de deficiencias de los sistemas educativos, de la poca visión a largo plazo de gobernantes y de actores económicos privados y públicos, y aun de características y fuerzas culturales.

La protección y mejoramiento del medio ambiente en todos sus alcances interrelacionados y el imperativo del desarrollo sustentable en sus muchas dimensiones, imponen a la sociedad un conjunto de acciones congruentes no sólo de carácter económico para producir y distribuir bienes y servicios, sino además, la incorporación de todos los demás elementos vistos no como costo sino como inversión socialmente redituable.

A estas alturas, a cinco años de la Conferencia de Río de Janeiro y sus compromisos, es poco lo que se ha logrado a nivel mundial. Se ha creado mayor conciencia de la problemática ambiental global, regional y nacional, pero falta mucho, incluso en los países de mayor nivel educativo y de mayor cohesión social. Los programas de las Naciones Unidas y aun las fuentes adicionales de financiamiento acordadas en Río de Janeiro, más las aportaciones bilaterales, no aseguran todavía el poder emprender acciones de gran aliento. Los mecanismos institucionales, en Naciones Unidas y en otras instancias, funcionan con pocos recursos y con lentitud. Por sobre todo, se carece todavía de suficiente voluntad de las sociedades que integran el sistema de las Naciones Unidas para dar su pleno apoyo; son muchos los países desarrollados que no pueden o no desean participar a la medida de sus posibilidades o en función de sus responsabilidades, no obstante que varios han avanzado por su cuenta en la formulación y ejecución de políticas ambientales de gran consecuencia. Ninguno, sin embargo, ha emprendido el proceso de llegar a una etapa de desarrollo sustentable.

Vale la pena recordar la trayectoria que se siguió a partir de Estocolmo 1972. Para entonces se había establecido en algunos países un sistema de normas y castigos, destinado, sobre todo en lo que hace a desechos industriales, a obligar a las empresas contaminantes a absorber el costo ambiental de su actividad específica. Este sistema se generalizó en la OCDE y en la Comunidad Europea, con diverso éxito o dificultad.

Los países en desarrollo tuvieron que asumir políticas ambientales de iguales características, pero partiendo, entre otras cosas, de un gran desconocimiento de su situación ambiental y, en particular, de una estructura industrial en que el nivel de capacitación empresarial y obrera, y de la administración pública, no había tenido jamás en cuenta el medio ambiente, y en donde la sociedad en general carecía en alto grado de conciencia ambiental. La idea del sistema de normas y castigos (NyC) supone en realidad las condiciones en que la industria opera en los países industrializados y bien informados, donde además se generan tecnologías útiles para cumplir objetivos ambientales. Se podía suponer que las grandes empresas transnacionales y otras atenderían los efectos del sistema de NyC invirtiendo en tecnologías más limpias y a la vez competitivas, y que las sociedades mismas, y no sólo las autoridades, vigilarían su

conducta ambiental. En las naciones clasificados como semi-industrializados o de menor etapa de desarrollo, donde prevalecía menos conciencia ambiental social y las administraciones públicas padecían de grandes deficiencias, la política de NyC no podía ser eficaz. Es extraño que no se reconociera desde el principio que la acción y las características de los sectores empresariales en este tipo de países requería introducir incentivos precisos para vencer las resistencias a la implantación de tecnologías proambientales. En estos países existe una gran diferenciación entre las empresas modernas, sensibles a la competencia en los mercados externos e internos, y las empresas tradicionales, sobre todo las pequeñas y medianas, caracterizadas por una menor sensibilidad a los mercados, menor capacidad técnica, con frecuencia desinformadas y enfrentadas a dificultad de acceso al crédito y a las fuentes de capital. Esto fue cierto hace 25 años, y lo sigue siendo, aun en países del sudeste de Asia en que ha habido grandes avances industriales.

Existiendo semejante asimetría, habría sido lógico pensar que los gobiernos y los grupos empresariales, ante el problema ambiental, habrían diseñado políticas que combinaran la normatividad con los incentivos y otros instrumentos económicos. Sin embargo, no fue así hasta que en la OCDE, hacia 1988, a juzgar por documentos de trabajo de la época, se empezó a examinar con sentido crítico la política ambiental de NyC.

Mientras tanto, en 1987, se había publicado el Informe de la Comisión Mundial de Desarrollo y Medio Ambiente (Informe Brundtland), en que se propuso abordar el problema ambiental en el marco interconectado del desarrollo sustentable. Este informe, que no sólo reconocía aspectos técnicos de la política ambiental sino además los sociales y los económicos, fue la base de convocatoria de la Conferencia de Río de Janeiro de 1992. En los preparativos figuró desde el principio —ya que se iban a aplicar sus recomendaciones en su mayor parte a los países en desarrollo— la consideración de los instrumentos económicos para la política ambiental. En la Agenda 21, el documento de 800 páginas que comprende las múltiples recomendaciones de la Conferencia, se tratan en el Capítulo 8 los diversos instrumentos económicos, desde “combinaciones efectivas de enfoques económicos, regulatorios y voluntarios (autorreguladores)” hasta la “reforma o rediseño de estructuras de incentivos económicos y fiscales para hacer frente a objetivos ambientales y de desarrollo”. Se añade que deben hacerse “esfuerzos particulares para efectuar aplicaciones del uso de instrumentos económicos y los mecanismos de mercado orientados a las necesidades específicas de los países en desarrollo y los de economía de transición, con la cooperación de las organizaciones económicas regionales e internacionales, y, según convenga, las instituciones de investigación gubernamentales”.¹

A cinco años de distancia, nuevamente es poco lo que se ha hecho en la materia, posiblemente porque no se cuenta con suficiente apoyo en las comisiones económicas regionales o en los gobiernos de los países en desarrollo, aunque se han examinado en los medios académicos de varios países y en la propia OCDE.

¹ Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo, *Agenda 21*, 1992, Cap. 8, incisos 8.32 a 8.32c y 8.34.

Con bastante acuciosidad se han desarrollado los aspectos medulares de un sistema combinado de normas regulatorias e incentivos, la aplicación de instrumentos económicos de mercado y aun el uso de incentivos financieros y fiscales, así como de precios ecológicos reales, para inducir conductas empresariales eficaces en función de la creciente necesidad de reducir las emisiones de desechos contaminantes, reciclar desechos líquidos y sólidos, y en general, hacer las inversiones necesarias en equipo y procesos para lograr esos objetivos.

Si a nivel internacional ha sido difícil promover el uso de los incentivos económicos para el medio ambiente, y entre otras cosas convencer a los organismos financieros multilaterales, lo mismo ha ocurrido a nivel nacional. Mientras se segmenten las funciones de gobierno tratando por un lado lo ambiental, y por varios otros lados, sin suficiente conexión, los demás aspectos de las políticas económicas y sociales que inciden en el ambiente, no se estará enfocando la atención a los problemas centrales de la industria y la agricultura, el transporte y otras actividades en relación con el medio.

Lo primero es reconocer que la gran mayoría de las empresas industriales, de servicios y agrícolas tienen escasa capacidad para evaluar su conducta ambiental, mientras que las ETN y las grandes empresas nacionales asociadas con ellas pueden efectivamente mejorar sus políticas ambientales por sí solas. Pero eso deja fuera a la gran masa de empresas medianas, pequeñas y micro. A ellas deberán dirigirse programas de capacitación empresarial y obrera, de información y de acceso a información y a tecnologías, organizados por el propio sector empresarial con apoyo del sector público y de las instituciones académicas y de investigación.

En segundo lugar, será necesario crear a nivel nacional mecanismos de acceso al crédito, en condiciones preferentes, para las empresas pequeñas y medianas capaces de emprender cambios en procesos y en equipamiento destinados a adoptar tecnologías y generar producciones proambientales. Si la banca comercial se muestra incapaz de hacerlo, debieran establecerse mecanismos de acceso en los bancos de desarrollo. La experiencia en esta materia, hasta ahora en México, deja mucho que desear y no ha tenido efectos importantes.

Tercero, será conveniente ofrecer incentivos fiscales con carácter temporal, no diseñados para determinadas empresas o establecimientos sino de tipo genérico, que sirvan para inducir las inversiones necesarias que se puedan calificar como de resultados favorables a juicio de las autoridades ambientales y de grupos de evaluación imparciales. No se trataría de otorgar "subsidios" como tales, sino incentivos que, al producirse las inversiones, resulten en mejoras ambientales y generen ingresos de los cuales el fisco acabará por beneficiarse. Habrá que diseñar formas en que las pequeñas empresas, y no sólo las grandes, puedan tener acceso adecuado a este tipo de incentivos, así como a los financieros.

Los incentivos fiscales y financieros, y otros de carácter económico, deberían ser de suficiente magnitud para vencer las inercias y las resistencias y lograr los resultados esperados. Un pequeño cambio marginal, por ejemplo, la reducción de dos o tres puntos en la tasa de interés, o de un 3% en la base gravable, no tendría ningún efec-

to. Por lo demás, los incentivos por sí solos no serían eficaces si no fueran acompañados de programas de información y capacitación para las empresas.

En paralelo, habría que hacer entre los grupos empresariales, por medio de mecanismos nacionales, regionales y locales, una labor de convencimiento donde pudieran participar las organizaciones no gubernamentales pertinentes, a fin de que se pueda apreciar el triple resultado de este tipo de incentivos: el ambiental, el productivo-financiero y el fiscal.

Es satisfactorio ya comprobar que las reformas a la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, aprobadas por el Congreso de la Unión en diciembre de 1996, contienen disposiciones sobre instrumentos económicos ambientales que en cierta medida recogen las anteriores consideraciones. La cuestión importante ahora se cierne en la aplicación de este nuevo marco de disposiciones, que son complementarias del sistema de NyC y pueden, conjuntamente con información adecuada, volver a éste más eficiente.

El tema de la globalización, que abarca muchos otros aspectos de la vida nacional prospectiva, tiene por lo menos en el campo ambiental un área bastante definida de acción, y podrá contribuir a la gradual adopción de una política de desarrollo sustentable, si bien no la determinará con exclusividad. Será en todo caso indispensable tener en cuenta tanto las consideraciones globales, entre ellas los convenios internacionales suscritos en Río de Janeiro sobre cambio climático, biodiversidad y otros, como las estrictamente nacionales y en las distintas regiones del país. En materia ambiental no existe ya posibilidad de aislarse o de pretender que el asunto pueda no carecer de importancia.

Instrumentos económicos de la gestión ambiental

Los instrumentos económicos y la regulación ambiental en México

*Francisco Giner de los Ríos**

Algunas consideraciones teóricas previas

Una posible definición de instrumentos económicos para fines ambientales sería: son todas aquellas herramientas económicas que influyen de una u otra forma en la conducta de los agentes y que inciden en sus decisiones que afectan al medio ambiente.¹ Para muchos esta definición puede resultar un tanto amplia en relación a otras que suelen referirnos a una gama muy limitada de opciones e instrumentos que tiene la autoridad reguladora o que pueden ser generados por agentes privados.

1. El ámbito de acción del regulador ambiental y el efecto de la política económica sobre el ambiente

Es necesario analizar el papel de muchos elementos que rebasan ampliamente la esfera de acción del regulador para entender el marco en que se desenvuelve, y considerar explícitamente que en un gran número de casos sus “herramientas” tienen un alcance limitado en relación a otras decisiones o acciones de política macroeconómica o de carácter sectorial, que tienen un efecto mucho mayor sobre la conducta de los agentes hacia el ambiente. Existe una amplísima gama de decisiones de política económica que afectan directamente la conducta ambiental de los agentes, de las cuales sólo una mínima parte son afectables por el regulador ambiental, y que más bien cons-

* Director General de Regulación Ambiental. Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAP.

¹ Para una definición más formal véase Pearce y Turner, 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment*. John Hopkins. Baltimore.

tituyen elementos sobre los cuales su influencia es marginal, e incluso en ocasiones debe buscar ser correctora de efectos negativos ocasionados por otros instrumentos económicos a disposición de instancias diferentes al mencionado regulador.²

Parte de la actividad de este último debe ser el diseño de instrumentos que contrarresten fallas de mercado que inciden en decisiones negativas para el ambiente por parte de otros tomadores de decisiones, o incluso corregir fallas de mercado inducidas por éstos.³

Tal vez uno de los mejores ejemplos es el afán productivista de corto plazo de las autoridades encargadas del fomento agrícola, que enfatiza, favorece y promueve el uso de fertilizantes y abonos químicos, con desastrosos impactos de salud y ambientales sobre el propio suelo, sobre el agua, e incluso sobre la atmósfera. Las externalidades ambientales y de salud negativas del uso de abonos y fertilizantes químicos no son consideradas explícitamente en el diseño de la política de promoción agrícola, y ello obliga al regulador ambiental a buscar soluciones a un problema creado por otro instrumento económico, que es la no-corrección del precio de mercado por el costo ambiental negativo e incluso, en algunos casos, un subsidio explícito al uso del insumo con afanes meramente productivistas y con objetivos situados en un horizonte de planeación estrecho.

Otro caso, de índole macroeconómico, es sin duda el manejo de corto plazo de la tasa de interés. Ésta afecta las preferencias intertemporales de los agentes, y en esa medida una tasa de interés artificialmente alta lleva a que los horizontes de planeación de los agentes sean más cortos, lo que afecta la selección de bienes, técnicas e insumos y en esa medida tiene efectos negativos sobre la sustentabilidad del desarrollo.⁴

De esta manera, *el desarrollo de la política ambiental y de la política macroeconómica y sectorial no pueden ser vistos como procesos aislados, ya que se condicionan mutuamente. Es importante señalar que sólo una parte de los instrumentos económicos para regular el ambiente están a disposición del regulador ambiental, y que no necesariamente son los instrumentos más idóneos para su tarea.*

2. El efecto económico de los instrumentos de comando y control tradicional

Dentro de la definición muy general de instrumentos económicos que se ha adoptado cabe asimismo analizar los demás instrumentos regulatorios (límites de emisión, permisos, licencias, etc.) desde una perspectiva económica, en la medida en que afectan

² Panayotou, 1994. *Ecología, medio ambiente y desarrollo. Debate: crecimiento vs. conservación*. México.

³ Pearce y Turner, *op. cit.*

⁴ No es el objeto de este ensayo analizar los problemas implícitos en la determinación de la tasa de interés que pueda emplearse como tasa social de descuento intertemporal, ni en una discusión sobre la sustentabilidad del desarrollo. Sin embargo, en torno al primer tema véase Azqueta, 1994. *Valoración económica de la calidad ambiental*. Mc Graw Hill y del segundo véase Toman, Perzzy y Krautkraemer, 1995. "Neoclassical Economic Growth Theory and Sustainability" en D.W. Bromley (ed.). *The Handbook of Environmental Economics*. Blackwell, pp. 139-165.

las decisiones y la conducta de los agentes. Si bien no se trata de herramientas económicas en un sentido estricto, es indudable que generan costos y beneficios ambientales y pecuniarios que deben ser tomados en consideración.

Este planteamiento, que crece en aceptación, se traduce en intentos de medir la costo-efectividad de los instrumentos específicos empleados, provengan o no de una tradición de comando y control, e incluso en tratar de aplicar herramientas de costo-beneficio típicas de la evaluación social de proyectos, con toda la gama de problemas asociados a estas formas de evaluación cuando se carece de elementos medibles y susceptibles de ser valorizados.

Algunos instrumentos típicos de comando y control pueden inhibir las opciones de los agentes en materia de selección de técnicas, insumos o productos, sea directamente o a través de efectos en costos y precios. Otros, por su diseño, asignan derechos de propiedad dentro de ciertos límites para bienes que de otra manera serían totalmente públicos, o modifican los costos relativos del uso de medios diferentes (agua, aire y suelo). Tal es el caso de las normas o estándares que establecen límites de emisión hacia medios particulares, sin establecer costos pecuniarios para quienes hacen uso de dichos medios dentro de los límites establecidos.

Mediante las normas se pueden establecer, directa o indirectamente, restricciones sobre la gama de opciones técnicas disponibles, o favorecer implícita e incluso explícitamente alguna técnica. Esto resulta particularmente cierto cuando las normas se desarrollan basadas en la *mejor técnica disponible*, como en el caso de la Unión Europea,⁵ donde sin señalar las técnicas específicas ni hacer referencia a soluciones de proceso o de final del tubo, se establecen los límites tomando en consideración combinaciones particulares de equipo de proceso y de control, y en otros casos aquéllos se definen directamente a partir del resultado de aplicar la *mejor tecnología de control disponible y económicamente factible* sobre procesos particulares. Este último elemento privilegia soluciones correctivas y no cambios en proceso, y sesga la investigación y desarrollo hacia tal tipo de soluciones, en lugar de motivar transformaciones en las técnicas de proceso.

La distinción entre soluciones *de proceso* y soluciones *de final del tubo* es sumamente importante, en la medida en que las primeras significan restricciones a la forma en que se produce, en tanto las segundas se traducen en costos directos. En situaciones en que la técnica de producción empleada se aproxima al óptimo ambiental y tecnológicamente factible, y las emisiones de contaminantes sobrepasan los límites establecidos para cada medio, la solución deberá tener un sesgo claro hacia soluciones de control. Sin embargo, en casos en que haya un rezago tecnológico ello se tra-

⁵ Las mejores técnicas disponibles se definen como: "la fase más eficaz y avanzada de desarrollo de las actividades y de sus modalidades de explotación, que demuestren la capacidad práctica de determinadas técnicas para constituir, en principio, la base de los valores límite de emisión destinados a evitar o, cuando ello no sea practicable, reducir en general las emisiones y el impacto en el conjunto del medio ambiente." Directiva 96/61/CE del Consejo del 24 de septiembre de 1996. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* (10 de octubre de 1996, N° L 257/29, inciso 11).

duce en la existencia de un espacio para soluciones que, a la vez que internalizan el costo ambiental en alguna medida, pueden traducirse en la sustitución de la tecnología existente por nuevas técnicas que solucionen simultáneamente un problema ambiental y aumenten la eficiencia y rentabilidad de las inversiones. Es en parte en este sentido que se suele señalar que la *prevención de la contaminación paga*.⁶

Otro elemento que establecen implícitamente las normas son los derechos de propiedad sobre el medio hacia el que se emiten contaminantes. Esto lo hacen de manera discontinua, ya que a partir de cierto límite tales derechos se pierden y el usuario del medio es sujeto de sanciones pecuniarias o administrativas. Al establecerse que una determinada planta tiene un límite máximo permisible de emisión de contaminantes hacia un medio, dicho límite se convierte de inmediato en un derecho de propiedad asignado a la planta, del cual puede hacer uso irrestrictamente y sin tener que responder por el daño ambiental que pueda o no estar produciendo. Esto es particularmente grave cuando la concentración de emisores al medio multiplicada por tales límites excede la *capacidad de carga*⁷ del ecosistema específico que se busca proteger. Bajo cualquier circunstancia deja de establecer bases para la aplicación del principio de que *contaminar cuesta*, o que *quien contamina paga*.⁸

Cuando los límites máximos de emisión de contaminantes son establecidos en relación a la carga contaminante típica de cada tipo de proceso se establece una inequidad adicional, que se puede visualizar de la siguiente manera: la carga contaminante típica de cada proceso es diferente, y por ende el impacto ambiental bruto de la misma difiere según el tipo de proceso de que se trate. Así, el costo ambiental de cada planta es diferente, y si los valores límites de emisión establecidos están en relación a lo que cada emisor logra al establecer una mejor tecnología de control éstos diferirán según el proceso industrial, sin necesariamente guardar ningún vínculo con el medio al que estas emisiones afectan. En esa medida, se asignarán derechos de propiedad diferenciados a los agentes, y los más contaminantes en términos brutos y netos (antes y después de controlar sus emisiones) tendrán derechos sobre una proporción mayor del medio que los más limpios. Como resultado de lo anterior, los costos ambientales que refleja la norma van en sentido inverso a los costos reales (netos), dado que asigna los derechos de propiedad de acuerdo a la capacidad de controlar los procesos y no de acuerdo a como se afecta al medio receptor. Esta internalización errónea de costos ambientales se traduce en que el costo ambiental enfrentado por la existen-

⁶ El muy señalado *Pollution Prevention Pays*, que parte del principio de que la contaminación es una pérdida de recursos naturales renovables y no renovables, energéticos y secundarios que no sólo afecta negativamente al medio ambiente sino que además representa un costo adicional que puede recuperarse.

⁷ Entendiendo por capacidad de carga la cantidad de un contaminante que puede recibir un ecosistema sin que se alteren significativamente sus características, dada la capacidad del mismo de absorber, diluir y dispersar tal contaminante.

⁸ La traducción del *Polluter Pays Principle* como el principio de que quien contamina paga supondría que no hay elasticidades precio y cruzadas que permiten que una parte de los costos sean transferidos a otros agentes. Así, el principio a mi juicio resulta más claro en términos de que contaminar tiene un costo social, no necesariamente asociado al emisor de contaminantes, que debe ser reflejado en el precio, que puede plantearse como el criterio de que contaminar cuesta (CCC).

cia de un límite depende del costo de controlarlo, y no del efecto que la emisión tenga sobre el medio receptor.

Este efecto perverso de una mala asignación de derechos de propiedad podría corregirse en alguna medida si se estableciese un cobro por unidad de contaminante emitido, independientemente de definir un límite máximo de emisión para cada emisor, pero tales cobros son de difícil instauración y cálculo, por más que se diga que no es necesario que estén valuados para establecer su valor.⁹

En general podría plantearse que *todo instrumento de comando y control, si no al margen de su eficacia, suele resultar ineficiente en la mayoría de los casos, haciendo a muchos agentes incurrir en costos innecesarios y a otros en costos y medidas correctivas y preventivas menores a las que requiere el medio ambiente. Adicionalmente, limita la selección de técnicas y puede sesgar las soluciones tecnológicas y la I&D hacia soluciones remediales o de final del tubo, lo que crea un espacio de conflicto no siempre necesario entre el desarrollo tecnológico, el ambiente y la competitividad.*

El desarrollo de la política ambiental en México

La política ambiental mexicana es, en el sentido de un conjunto de medidas aplicadas explícitamente a la finalidad de proteger el ambiente, relativamente reciente. Data de poco más de dos décadas, tanto en términos de desarrollo institucional como de instrumentos aplicados explícitamente con propósitos ambientales.

La orientación inicial y la mayor parte de su desarrollo han seguido, esencialmente, el modelo de comando y control en su modalidad estadounidense, adaptada a las condiciones económicas del país.

Esto se refleja en las normas oficiales mexicanas (de aplicación obligatoria), en el desarrollo de la evaluación de impacto ambiental y en los sistemas de permisos, autorizaciones y licencias de operación de la industria, que sólo recientemente han empezado a adquirir formas diferentes y más ágiles.

Haremos un breve recuento de la evolución de los instrumentos de la regulación ambiental mexicana, a partir de temas y posteriormente de manera integrada, señalando las nuevas tendencias.

Los instrumentos preventivos

La política ambiental mexicana ha dado gran importancia a la evaluación de impacto ambiental, como ha sucedido en casi todos los países. Ésta constituye un instrumento muy adecuado para prevenir la contaminación y la afectación de ecosistemas en general, pero tiene asociados altos costos en materia de estudios y de requerimientos de personal técnico. Su ámbito de aplicación es más amplio en la medida en que no se base en una planeación del uso ecológico del territorio (ordenamiento ecológico) y en

⁹ Azqueta, *op. cit.*

que el marco reglamentario sea más débil, pero en la medida en que ambos se desarrollan resulta necesario sólo para grandes proyectos o proyectos situados en zonas frágiles o conflictivas desde la perspectiva ecosistémica y sin una adecuada asignación de usos del suelo. El marco regulatorio se ha desarrollado significativamente y en años recientes se ha vinculado con el ordenamiento ecológico del territorio, lo que ha hecho que los proyectos que requieren una evaluación detallada sean cada vez menos y puedan ser atendidos con el cuidado que requieren. Esto se acompaña de lineamientos establecidos en normas que permiten que actividades repetitivas y con un impacto ambiental conocido ya no requieran evaluación de impacto en zonas donde o bien éstos son conocidos o existe un ordenamiento previo. Esto ha reducido significativamente los costos de transacción asociados al uso de este instrumento, y ha permitido que la autoridad y el público se concentren en proyectos que, por su magnitud, posible impacto o ubicación conflictiva, pueden perturbar de manera severa el medio ambiente.

Las normas oficiales mexicanas

Las normas oficiales son un instrumento de aplicación obligatoria para todos los agentes normados, típicas del comando y control. Fueron la base del desarrollo de la política ambiental mexicana de los años ochenta, y alcanzaron —bajo la forma de normas técnicas ecológicas— un considerable avance en relación a países de similar desarrollo relativo. A partir de la Ley Federal de Metrología y Normalización de 1992 se introdujeron ciertos elementos de evaluación económica de las NOM, tales como la necesidad de un análisis de costo beneficio de su aplicación, lo cual ha hecho que los costos de ponerlas en práctica sean menores que en el pasado. Además, desde 1994 se ha buscado separarlas del concepto de mejor tecnología de control económicamente factible y paulatinamente se ha procurado desarrollarlas en la dirección de normas de calidad ambiental en lugar de simples normas de emisión o límites máximos permisibles, al asociar estos límites con la capacidad de carga genérica de los tipos de cuerpo o con la forma en que éstos se ven afectados, lo que lleva a establecer límites diferentes por zona geográfica. Otra tendencia reciente ha sido la de evitar en lo posible normas específicas que asignen derechos de propiedad a empresas en función de su actividad específica. Así, se ha pretendido desarrollar límites máximos permisibles generales para todas las actividades y con independencia de su emisión sin control. También se ha buscado que los cambios normativos se inserten en un marco más amplio de regulación, donde se combinen instrumentos de diverso tipo para lograr las metas ambientales de manera eficaz y eficiente, es decir, que efectivamente se logren y que ello se haga al mínimo costo social.

Dada la importancia que las normas de emisión tienen en la selección de técnicas se ha procurado generar certeza para que estas decisiones se puedan tomar con una óptica de largo plazo, lo que se refleja en que, por primera vez exista un programa de normalización a tres años.¹⁰

¹⁰ INE, 1997. *Programa de Normalización Ambiental Industrial 1997-2000*. México.

Las normas voluntarias y la autorregulación

Durante mucho tiempo se consideró que la responsabilidad del cuidado del ambiente era exclusivamente del sector público. En la medida en que ha avanzado la conciencia de que la prevención de la contaminación es rentable, el cuidado del ambiente en algunos aspectos se ha vuelto centro de interés del sector privado, y ello ha dado lugar al desarrollo de normas voluntarias y de acuerdos y acciones de autorregulación que van más allá de la normatividad vigente, o abarcan ámbitos que no son de competencia de la autoridad.

Las normas voluntarias tienen varios campos de aplicación posibles. Uno de ellos es el de los sistemas de administración ambiental, que modifican la forma en que la planeación administrativa de los agentes se lleva a cabo, e incorpora explícitamente consideraciones ambientales en la operación cotidiana de las empresas y en la selección de técnicas. Otro campo de aplicación es la difusión de buenas prácticas tecnológicas, que pueden ser llevadas a cabo por las empresas para ahorrar recursos o evitar emisiones de contaminantes. Un tercer campo de aplicación es el de desarrollar métodos alternativos de medición con resultados equivalentes. Para México, en el nuevo esquema regulatorio, las normas voluntarias adquieren una importancia creciente al permitir flexibilizar (sin laxar) el esquema de comando y control, a la vez que inducen a los agentes a tomar en cuenta variables ambientales en su proceso de planeación y en su operación diaria. Constituyen así, un campo fértil, que ha tenido un desarrollo menor a lo deseable.

La autorregulación y los convenios para su implementación son acciones que llevan a cabo empresas que buscan obtener beneficios pecuniarios o de imagen comercial y pública a través de un mejor cuidado del ambiente. Estas acciones, debidamente encauzadas, pueden complementar de manera significativa la acción de las autoridades públicas encargadas del medio ambiente, a la vez que generar soluciones de mínimo costo y máxima efectividad. El desarrollo de la autorregulación ha recibido un fuerte impulso por las exigencias crecientes de los consumidores de los países desarrollados por adquirir productos ambientalmente más limpios, a la vez que ha encontrado nuevos cauces que maximizan su efectividad, como son las acciones con la comunidad cuando la reducción de emisiones es técnica y económicamente muy costosa.

Los instrumentos de regulación directa

Al igual que en la mayoría de los países, la regulación directa de las actividades industriales en el plano de emisiones a la atmósfera y el control de residuos peligrosos se desarrolló paulatinamente y de manera independiente, careciendo por tanto de enfoques integradores, de vinculación con otros instrumentos regulatorios, y sin tomar en consideración otros elementos que condicionan su efectividad. Esto se tradujo en exigencias ambientales muy diferenciadas según los medios, que por ende tienden a so-

brecargar las emisiones hacia alguno de ellos, dependiendo de la región y del énfasis que el regulador específico tuviese.

A lo largo de 1996 y principios de 1997 se ha trabajado en el diseño de una Licencia Ambiental Única (LAU), que por ahora sólo tiene carácter federal, pero que en el largo plazo busca coordinar las decisiones de todos los reguladores ambientales involucrados, independientemente del nivel de gobierno en el que se encuentren.

Esto, por un lado, deberá traducirse en menos costos de transacción, y por otro, en una regulación directa más equilibrada, menos discrecional y más costo efectiva. Si a ello añadimos que el desarrollo de la Licencia Ambiental Única contempla asimismo un sistema integrado de reporte (Cédula de Operación Anual), los costos de la regulación directa se reducen aún más, y si se logra el objetivo de vincular Programas Voluntarios de Gestión (PVG) con el desarrollo de las actividades de licenciamiento, se podrán atacar problemas de una manera mucho más racional y eficiente. Como política en el plano federal se trata de uno de los primeros intentos de su tipo en el mundo.

El caso de las descargas de aguas residuales

A principios de los años setenta se estableció una política de control de calidad de las descargas de aguas residuales que planteaba una solución tecnológica muy simple: todo vertimiento a cualquier cuerpo de agua debía pasar por un tratamiento primario. Por problemas de inversión y de falta de vigilancia tal medida, análoga al Clean Water Act de los Estados Unidos, pero con una menor exigencia tecnológica, fracasó en el intento de lograr que se desarrollara una infraestructura de tratamiento.

Una segunda fase, a lo largo de los años ochenta y hasta mediados de los noventa, se caracterizó por buscar controlar las descargas provenientes de las industrias con mayor carga orgánica o toxicidad, bajo el principio de que bastaría controlar las principales descargas para remover una proporción muy alta de la contaminación total de los cuerpos de agua. Para el control de dichas descargas se utilizó una serie de normas basadas en la mejor tecnología de control disponible y económicamente factible, para el caso mexicano se determinaron los parámetros en función del resultado típico de un tratamiento secundario aplicado a la descarga de una rama industrial específica.

Implícitamente, se estaba buscando obligar a todos los agentes involucrados en actividades altamente contaminantes del agua a adoptar una tecnología de control específica (el ya citado tratamiento secundario), independientemente del cuerpo receptor específico al que descargasen, y a remover aquella carga contaminante que el tratamiento permite.

En aquellos casos en que uno o varios parámetros asociados a la carga contaminante específica resultaran demasiado laxos o severos para la capacidad de absorción y dilución del cuerpo específico, la autoridad podía fijar Condiciones Particulares de Descarga (CPD), e incluso se llegó al planteamiento, reflejado en la Ley de Aguas Nacionales y su reglamento, de que era obligatorio fijar CPD a todas las empresas y mu-

nicipios del país. Este planteamiento, teóricamente correcto si no se toman en cuenta elementos de índole administrativa y técnica, dio pie a una enorme discrecionalidad para la autoridad y los usuarios de los cuerpos de agua en la medida en que no existían los estudios técnicos que una acción de este tipo requiere. Además presenta un problema adicional asociado: la capacidad de absorción y dilución de un cuerpo de agua difiere de un momento en el tiempo a otro, dependiendo de infinidad de factores, entre los que cabe destacar el caudal, el número de usuarios del cuerpo y las variaciones asociadas con actividades “aguas arriba”, a la vez que afectan la capacidad de absorción y dilución “aguas abajo”, lo que confiere una enorme variabilidad a las CPD necesarias para proteger efectivamente un tramo de cuerpo específico.

Hubo también problemas de vigilancia y financiamiento que hicieron que el cumplimiento por parte de los agentes involucrados se restringiera a un número limitado de empresas y municipios.

Asimismo, a partir de 1992 se instauró un Derecho de descarga de aguas residuales, basado en dos parámetros “trazadores” y con un bajo costo de medición (sólidos suspendidos totales y demanda química de oxígeno), para todas aquellas descargas que rebasaran los límites establecidos en la norma aplicable o en la CPD asociada a la descarga. De hecho, tal derecho es una multa administrativa adicional y con carácter pecuniario, que si bien refuerza la norma en el sentido de favorecer su cumplimiento, deja intactos los derechos de propiedad asignados. Para lograr que se aplique en este caso el criterio de que contaminar cuesta, sería necesario que se cobrara por la descarga de contaminantes, independientemente de la norma asociada.

Se desarrollaron dentro de esta modalidad 41 NOM para el control de descargas de industrias específicas y una para las municipales, lo que planteaba un camino de regulación muy alejado del concepto de calidad ambiental y centrado en el control de la contaminación. Asociado a este proceso se estableció que todo lodo proveniente de plantas de tratamiento de aguas residuales debía ser considerado residuo peligroso, en tanto el responsable del mismo no demostrara que no tenía una serie de características, lo que dificultó aún más el cumplimiento. Se establecieron además CPD a todas las descargas registradas, de manera anárquica en muchos de los casos. Todo ello se tradujo en una reacción muy restringida de la industria y municipios por consideraciones tanto de costo como de limitaciones de vigilancia, por lo que en 1995 el país contaba con menos de 1,000 plantas de tratamiento, de las cuales sólo una muy pequeña parte era municipal.

A partir de 1995 se ha dado un giro radical a los esquemas de regulación de aguas residuales, estableciendo en primer lugar un marco normativo que busca aproximarse al concepto de normas de calidad ambiental al vincular las descargas con las características de los cuerpos receptores y con sus usos. Esta norma, pionera en el mundo, establece límites de descarga de contaminantes idénticos a todos los agentes que descargan a un cuerpo receptor con las mismas características y uso, a la vez que límites diferentes y restricciones en cuerpos y/o usos heterogéneos. Así, los “derechos de propiedad” asignados implícitamente por la norma son los mismos para quienes

comparten un ecosistema común, y se busca que la suma de estos derechos de propiedad sean compatibles con la capacidad de absorción y dilución natural de cada contaminante en cada tipo y uso de cuerpo de agua.

Es obvio que la norma por sí misma no puede limitar el número de agentes ni los volúmenes de contaminantes descargados por ser en concentración y no másicos, pero logra que los agentes enfrenten restricciones idénticas y por lo tanto los costos de cumplimiento difieran según la composición de la descarga y sean independientes de la tecnología de prevención o control que cada agente adopte. Con ello se flexibiliza la opción tecnológica de cada agente, a la vez que se induce a la prevención, y no exclusivamente al control de descargas.

La norma contempla, asimismo, plazos de cumplimiento diferenciales según el tamaño de los agentes que descargan, y lo suficientemente largos como para permitir la búsqueda de soluciones de proceso y no remediales.

Otro efecto positivo es el de inducir a una localización espacial más adecuada de las nuevas empresas que son fuentes de vertidos, para las que las características de sus descargas harán que el costo de tratamiento difiera de una localización a otra y por ende influirán en la decisión de inversión.

En paralelo con el desarrollo de la NOM se diseñó un sistema de fijación de CPD mucho más estricto, ya que se debe basar en estudios y caracterización de la descarga y el cuerpo receptor, a la vez que se estableció un sistema de pago de derechos basado en los parámetros de la norma y no en parámetros trazadores, con multas por incumplimiento que llevan a que para cualquier agente resulte más conveniente buscar soluciones y aplicarlas a su descarga o proceso que pagar los derechos. El costo de incumplimiento durante cuatro años es mayor que el de instalar una planta de tratamiento y operarla, y los derechos se pagan sobre los vertimientos que rebasen los límites de la norma independientemente del plazo de cumplimiento, lo que debería llevar a un proceso de búsqueda de soluciones rápidas.

Los casos particulares en que la norma resulte insuficiente para un cuerpo particular podrán ser corregidos modificando la declaratoria de uso del cuerpo o a través de CPD individuales o colectivas, pero esta decisión estará mediada por estudios y, allí donde existan, por los Consejos de Cuenca.

Finalmente, dado que el objeto no es recaudar sino internalizar los costos de contaminar, se plantea la posibilidad de eximir del pago de derechos si se hace un depósito en un fondo especial. Estos pagos serán propiedad de quien los deposite en tanto no esté en incumplimiento de la NOM, pero pasarán al fondo colectivo en caso de incumplimiento con la NOM en los plazos establecidos, lo que hace que se genere tanto un subsidio para el cumplimiento temprano de la norma como un doble castigo para el incumplimiento. Este esquema tiene imperfecciones, tales como mantener intactos los derechos de propiedad asignados en la NOM y no cobrar por contaminar, pero como solución al problema de desarrollar una infraestructura adecuada para reducir la contaminación de los cuerpos de agua permite una solución más efectiva. Una vez logrado este primer objetivo habrá que buscar mecanismos adicionales de internalización de costos.

La nueva norma, al fijar límites idénticos a quienes descargan en un mismo cuerpo de agua, facilita el tratamiento conjunto de descargas, lo que hace posible aprovechar economías de escala y sinérgias que reducen los costos de las plantas. Se facilita así la creación de “mercados” privados de tratamiento de aguas residuales.

En el esquema de consejos de cuenca se contempla la posibilidad de generar mercados locales bajo el principio de que, en conjunto, las descargas participantes no deben rebasar la concentración o carga másica de contaminantes tolerada en el tramo específico de cuerpo al que descargan los agentes. Su desarrollo dependerá de los consejos de cuenca específicos y del interés de diferentes participantes potenciales.

Todo este esquema, sin embargo, se inscribe en un marco donde “otras” decisiones de política económica limitan considerablemente la efectividad de las medidas, ya que el precio del agua está severamente distorsionado en la medida en que es cero para usos agrícolas, muy reducido para uso municipal y sumamente elevado para uso industrial. Ello lleva a que la racionalización de las descargas no garantice un uso adecuado del recurso agua.

Cabe señalar que este esquema contempla el uso de instrumentos económicos como complemento flexibilizador del esquema de comando y control, al proponer un esquema de multas o pago de derechos por incumplimiento que deberá inducir a los agentes a un cumplimiento anticipado de la legislación, a la vez que incluye la posibilidad de mercados tanto en el sentido del tratamiento conjunto de descargas como en el de plantear la posibilidad de mercados locales de certificados de descarga transferibles. El planteamiento de un fondo de inversión que sustituya al derecho es también un instrumento económico en diseño. Así, se busca una “mezcla” balanceada de instrumentos regulatorios tradicionales del comando y control con mecanismos económicos que faciliten y aceleren la protección ambiental.

Tendencias

La regulación directa en México debe buscar desarrollarse a partir de un principio básico de política pública, que es el de que cada instrumento tiene campos de aplicación particular y limitaciones en sus alcances, y que por ende se requiere una combinación de instrumentos de política para lograr que sean eficaces y, en la medida de lo posible, eficientes.

El desarrollo de la regulación de aguas residuales marca una serie de escalonamientos de políticas básicas, previamente reseñadas y que esbozan este principio, pero que requiere complementarse con esquemas similares para los demás medios y áreas de acción (aire, suelo, riesgo). Se buscará desarrollar crecientemente normas “de piso” que ataquen al mínimo común denominador del problema y que tiendan —a medida que se dilucidan capacidades de canje— a ser Normas de Calidad Ambiental. Para aquellos casos en que la norma resulte insuficiente, se utilizarán instrumentos de regulación directa que cubran las deficiencias normativas, a la vez que se buscará que el establecimiento de estas limitaciones específicas se haga a partir de un enfoque multimedios y de la manera más flexible posible.

Esta flexibilidad sólo se puede alcanzar complementando medidas típicas de comando-control con instrumentos basados en el mercado, es decir, normas voluntarias e instrumentos económicos, entendidos en un sentido más estrecho del que se usa en general en este artículo.

El uso simultáneo y coordinado de los diferentes instrumentos, a la vez que la interacción de los mismos deberá redundar en menos costos de transacción, soluciones ambientales menos onerosas para la sociedad y en una prevención de la contaminación en lugar de un control de la misma. Esto es particularmente importante en países como México que no tienen un sector de I&D en tecnología de control y que, dado el enorme rezago tecnológico de la planta productiva, puede mejorar sustancialmente su situación a través del desarrollo, lo que debe traducirse en competitividad y crecimiento.

Instrumentos económicos

La implantación de instrumentos económicos enfrenta una serie de obstáculos institucionales no sólo en el sentido del ámbito de acción del regulador, sino además en términos jurídicos y del costo de la concertación requerida.

No obstante, se ha logrado una considerable apertura al diálogo con las autoridades fiscales. Esto ha permitido desarrollar algunos instrumentos de índole fiscal para corregir problemas ambientales. Tal es el caso por ejemplo, del esquema de derechos para aguas residuales y los aprovechamientos en áreas naturales protegidas.

En el plano de otros instrumentos económicos de carácter fiscal, se ha logrado cierto avance en el diseño de un esquema de seguros y fianzas, así como de sistemas de depósito-reembolso para algunos residuos sólidos. Falta aún desarrollar una serie de acción y poder implantarlos a la realidad.

Los mercados de permisos de emisión transferibles empiezan a encontrar campos potenciales de aplicación tanto en el de la atmósfera, como en el plano de descargas de aguas residuales a escala local, si bien es necesario desarrollarlos más en aspectos institucionales para que puedan cumplir el papel que la teoría les asigna.

La asignación adecuada de derechos de propiedad es otro de los planos donde se han logrado desarrollos significativos como en el caso de algunas especies protegidas para las cuales los permisos cinegéticos han sido otorgados a las comunidades encargadas de su conservación, lo que se ha traducido en un incentivo para la misma.

Finalmente se analizan como opciones de conservación a través del aprovechamiento, algunos mercados para la flora y fauna silvestres, si bien la institucionalización de los mismos será un proceso largo y difícil.

El uso de permisos de emisión comercializables para el control de la contaminación atmosférica en Santiago

Lo que se debe y lo que no se debe hacer

*Ricardo Katz**

1. La contaminación atmosférica en Santiago

La ciudad de Santiago presenta un serio problema de contaminación ambiental, especialmente debido al material particulado respirable (PM10) y partículas totales en suspensión (PTS), cuyas concentraciones diarias sobrepasan por mucho y con gran frecuencia los límites máximos permitidos por los estándares chilenos de calidad (150 mg/m³ para 24 horas para el caso del PM10 y 260mg/m³ como promedio geométrico anual). Las concentraciones ambientales de monóxido de carbono (CO) y ozono(O₃) también superan las normas chilenas de calidad ambiental, aunque no las magnitudes y frecuencia del PM10. Las concentraciones de dióxido de nitrógeno(NO₂) alcanzan niveles cercanos a la norma anual existente para ese compuesto (100 mg/m³ como promedio anual) y las de dióxido de azufre (SO₂) están muy por debajo de las normas diarias y anuales. Investigaciones han demostrado que algunos contaminantes no normados alcanzan concentraciones consideradas peligrosas de acuerdo a la literatura especializada. Entre éstos destacan los sulfatos los hidrocarburos aromáticos polinucleares y la fracción del material particulado de diámetro menor a 2.5 micrones (PM2.5).

La situación anterior ha llevado a que el gobierno haya declarado la Región Metropolitana (en la cual se encuentra la ciudad de Santiago) como saturada para PTS, PM10, CO y O₃, y como latente para NO₂. De acuerdo a la ley de bases del medio ambiente,

* Gestión Ambiental Consultores, LTDA.

estas declaraciones implican la obligación de desarrollar un plan de descontaminación para los primeros cuatro contaminantes y uno de prevención para NO₂.

La Comisión Nacional del Medio Ambiente de la Región Metropolitana (CONAMARM) ha definido el control del PM10 como la acción de mayor prioridad en el campo de la contaminación atmosférica (esta posición es compartida por la mayoría de los especialistas que trabajan en el área). Sin perjuicio de lo anterior, la ley obliga a las autoridades a desarrollar acciones de control para todos los contaminantes que hayan dado origen a la declaración de zona saturada. En este trabajo nos centramos en las acciones que ha desarrollado el gobierno (específicamente CONAMARM) en el control de PM10, lo cual no quiere decir que no se hayan desarrollado acciones de control de los otros contaminantes nombrados.

En Santiago el problema de contaminación debido a PM10 se arrastra desde largo tiempo y alcanza niveles importantes (debe considerarse que los niveles 500 están definidos como aquellos niveles en los que se producen muertes incrementales). En forma complementaria a los programas rutinarios de gestión ambiental, en Santiago se manejan los conceptos de pre-emergencia y emergencia. Estos conceptos están basados en índices, que determinan la aplicación de una serie de medidas tales como limitación a la circulación de vehículos y detención de procesos emisores (industrias).

Desde el punto de vista de la participación de las distintas fuentes emisoras existentes en la ciudad, en las concentraciones ambientales las fuentes más relevantes son las generadoras de polvo natural (calles sin pavimentar con alto tránsito vehicular y calles pavimentadas sucias, particularmente después de lluvias), siendo el calor industrial responsable por alrededor del 8%. Esta situación se muestra en la Cuadro 1:

Cuadro 1: Caracterización del material particulado en el centro de Santiago (Plaza Gotuzzo)

Fuente emisora	Fracción gruesa (> a 2.5 μ y < a 10 μm), %	Fracción fina (> a 2.5 μm), %
Combustión fuentes fijas ¹	7	8
Fuentes móviles	8	28
Polvo de calles	85	22
Indeterminado		42

Fuente: Resultados preliminares, CONAMARM, 1996.

Como se puede apreciar, aún existe un nivel importante de incertidumbre asociado a la identificación de los responsables de la concentración de material particulado respirable en la ciudad de Santiago. Sin perjuicio de lo anterior, la intensidad del problema llevó a que las primeras acciones de control, al implementar desde los finales de la década de los 70 estas medidas de control, consistieron básicamente en la im-

¹ No se incluye en esta categoría la emisión proveniente de procesos industriales que debería por lo tanto estar considerada en el polvo de calles o fracción indeterminada. Esta situación, en todo caso, subestima el aporte de fuentes fijas (industrias) a la contaminación por PM10.

posición de normas de emisión en concentración de las fuentes fijas (principalmente industrias), y al control de emisiones provenientes de los vehículos diesel de locomoción colectiva urbana.

A finales de los 80 se comenzó a discutir la necesidad de compatibilizar las acciones de gestión ambiental con la política general de desarrollo social y económico que estaba llevando a cabo el gobierno de la época. Esta política de desarrollo era la economía social de mercado. Considerando que una de las bases de la economía social de mercado es la libertad de decisión de los agentes productivos en un marco de objetivos definidos y con una internalización de externalidades negativas, era poco sustentable mantener un sistema de gestión de la contaminación atmosférica apoyada en acciones de comando y control en las cuales el Estado dice el qué y el cómo.

2. Instrumentos para el control de la contaminación atmosférica

La elección de instrumentos para la regulación ambiental se ha convertido en un tema de gran actualidad por el creciente reconocimiento de que se deben buscar instrumentos que sean no sólo eficaces para el logro de las metas ambientales sino que también sean eficientes en un sentido económico.

En general, el problema de la elección de instrumentos para la regulación ambiental se plantea como un proceso en dos etapas:

- a) Se determina un objetivo o una meta ambiental en función de criterios tales como la salud de la población, la protección de ecosistemas, etc., que se expresan como norma de calidad ambiental.
- b) En la segunda etapa, se busca el instrumento más eficiente o costo-efectivo para lograr estos objetivos predeterminados.

Los instrumentos más relevantes para el caso del control de la contaminación atmosférica son los siguientes:

- Impuestos a las emisiones

En este esquema de regulación la autoridad determina una tasa de impuestos por unidad emitida, y dada esa tasa, los agentes económicos deciden cuándo emitir. Cada fuente paga un impuesto total igual a la tasa de impuestos multiplicada por la cantidad emitida.

Desde una perspectiva dinámica, los impuestos proveen los incentivos correctos. Si la fuente debe pagar por las emisiones que no controla, tendrá incentivos para ir adoptando tecnologías que las reduzcan a medida que éstas se vayan haciendo disponibles.

Desde el punto de vista distributivo, los impuestos tienen la ventaja de servir para recaudar fondos, los cuales pueden ser usados, por ejemplo, para financiar mejoras ambientales o redes de monitoreo. Por otra parte, son consistentes con el principio “el que contamina paga”, implicando un aumento de la carga tributaria para las fuentes emisoras.

- Normas de emisión y estándares tecnológicos

En este esquema de regulación, la autoridad determina un nivel máximo permisible de emisiones (la norma) para cada fuente, que puede cumplirla en la forma en que lo desee. Debe notarse que la determinación de normas de emisión que sean consistentes con un objetivo de calidad ambiental, requiere de al menos la misma cantidad de información que la determinación de impuestos por emisión puesto que deben monitorear las emisiones para saber si se está cumpliendo con las normas.

Cuando resulta difícil o muy costoso el monitoreo de las fuentes de emisión, se puede optar por la regulación directa sobre la tecnología o los insumos que las fuentes pueden utilizar.

- Permisos de emisión comercializables

En un sistema de permisos de emisión comercializables, la autoridad reguladora determina la cantidad agregada de emisiones de contaminantes en una cierta región, pero deja al mercado la asignación de esas emisiones entre las distintas fuentes de contaminantes. Para ello emite permisos de emisión consistentes en el monto total de emisiones que determinó previamente y los distribuye a las fuentes, quienes pueden comerciarlos. Las transacciones de los permisos en el mercado determinan su precio.

El hecho de que sean comercializables en un mercado competitivo, permite a este sistema lograr el nivel de emisiones deseado al mínimo costo posible. Los emisores compararán el precio de mercado de los permisos con su costo marginal de reducción de emisiones o, si tienen permisos, podrán liberarlos y venderlos en el mercado. Los emisores con altos costos de reducción de emisiones preferirán comprar permisos y no disminuir sus emisiones.

Este instrumento tiene una serie de ventajas por sobre los otros mencionados anteriormente. En primer lugar, reduce la incertidumbre con respecto al total de emisiones que se quiera alcanzar debido a que la autoridad fija directamente su nivel. Podría ocurrir sin embargo, que aun cuando el total de emisiones sea el deseado, en algunos lugares específicos (puntos críticos) se superen las normas de calidad ambiental. Una segunda ventaja de los permisos por sobre otros instrumentos, es su flexibilidad para acomodarse a cambios en las condiciones generales de la economía. Una vez que han sido establecidos y suponiendo que existe la capacidad de monitoreo y control de los permisos, este sistema mantiene el nivel de emisiones totales sin ninguna intervención de una autoridad reguladora. Si la demanda por permisos aumenta por la entrada de nuevas fuentes, el precio de mercado de los permisos (con oferta fija) aumentará. Los entrantes tendrán que comprar permisos o entrar con tecnología no contaminante. Las firmas poseedoras de permiso tendrán incentivos para reducir emisiones y vender permisos a los entrantes o a las firmas activas que quieran expandirse.

Para que funcione un sistema de permisos de emisiones comercializables se requiere medir, al igual que bajo un sistema de impuestos por emisión o bajo un sistema de normas de emisión, las emisiones en el efluente para cada fuente emisora. Sin embargo, la transferibilidad de los permisos introduce un problema adicional que viene de la

necesidad de llevar un registro de las transacciones de permisos para poder compararlos con las emisiones de cada fuente.

Con respecto a la manutención de la eficiencia en el tiempo, el sistema de permisos comercializables otorga a la fuente los incentivos adecuados para que las firmas inviertan en nuevas tecnologías de reducción de emisiones para así liberar permisos que puedan ser posteriormente comercializados en el mercado. Sin embargo, los incentivos dependen crucialmente de que la fuente que hizo el esfuerzo de reducción de emisiones pueda disponer de los permisos liberados para transarlos en el mercado. Es decir, se requiere que la fuente tenga algún derecho de propiedad sobre los permisos de emisión que libera.

Los aspectos distributivos de un sistema de permisos transables depende de cómo se haga su distribución inicial (gratuitamente o mediante licitación) y de la cantidad total de permisos asignados.

3. Cálculos de metas de reducción de emisiones

En la década pasada (años 80), las autoridades encargadas de la gestión ambiental en el país, en forma coherente con las políticas de desarrollo económico chilenas, determinaron la necesidad de implementar instrumentos de mercado para el control ambiental. Consecuentemente con esto, durante 1990, se efectuó un estudio denominado "Sistema de derechos de emisión de contaminantes atmosféricos", que tenía por objetivo conceptualizar la política de control de emisiones para el área metropolitana de Santiago, con base en la utilización de licencias de emisión comercializables. Esta conceptualización se ha materializado en legislación, que establece la utilización de las licencias de emisión comercializables basados en la compensación de emisiones.

La información en que se apoyó este estudio para estimar las reducciones de emisiones a que se debían someter las fuentes, fue la generada por el inventario de emisiones de Santiago, desarrollado durante 1988, las mediciones de concentraciones ambientales realizadas a través de la red de Santiago (MACA) y la utilización de un modelo de dispersión conocido como SANMOD (Sistema de Modelamiento de Dispersión de Contaminantes de Santiago). Los resultados de las corridas del modelo, permitieron asumir una relación lineal entre las concentraciones medidas en el área central de la ciudad (único lugar donde se cuenta con estaciones confiables) y las emisiones totales para Santiago. Para el caso de material particulado, fue necesario considerar la existencia de un nivel de concentraciones anuales de fondo (background de 50 mg/m^3), lo cual entrega valores obviamente menores para el caso del PM10, pero aunque estos valores sean del orden de 30 mg/m^3 , esto implica más del 50% de la norma anual norteamericana para este contaminante.

La relación lineal mencionada permite predecir dentro de ciertos rangos (para valores altos, que son los de interés, dado que son los que sobrepasan la norma de calidad ambiental), las concentraciones resultantes a partir de las emisiones estimadas para escenarios diferentes. O sea, si en un escenario con emisiones E_1 , las concen-

traciones son C_1 , se puede inferir que para una concentración de E_m , las emisiones deberían corresponder a C_m .

Como se comentaba, para el caso de partículas, las mediciones indican que existe un nivel base significativo en el aire que entra a la ciudad (background). Si denominamos C_b a esta concentración, podemos escribir la siguiente relación, que determina el esfuerzo para lograr una concentración meta (C_m):

$$\begin{aligned} C_m - C_b &= E_m \\ C_1 - C_b &= E_1 \end{aligned}$$

Para poder estimar el esfuerzo requerido de disminución de emisiones, se tabularon las distribuciones de frecuencia acumulada de índices de calidad de aire medidos en el área central de Santiago y se establecieron metas de reducción de emisiones tales que se obtuviera un porcentaje dado de excedencia de la norma diaria para PM10. Para los niveles de concentración del año 1992, se presentan en el Cuadro 2, los esfuerzos de reducción para distintos niveles de excedencia. Un 95% de excedencia implicaría que el 5% restante de los días del año, se sobrepasara el índice 100. Esto significa 18 días concentrados entre los meses de abril y julio (lo que equivale al 15% de los días de ese periodo).

Cuadro 2: Índices de excedencia de norma diaria de PM10, 1992

Frecuencia acumulada (%)	Esfuerzo reducción (%)
99	72
93	50

Fuente: Ulriksen, 1993.

Para el año 1989, el esfuerzo de reducción para la misma frecuencia de cumplimiento de la norma, entregaba valores entre 77 y 72%, lo que demuestra que las diferencias son mínimas para efectos de la exactitud de los modelos utilizados.

La legislación de compensación de emisiones, consideró que dada la concentración de días de superación de normas durante los meses de invierno (lo que produce un efecto acumulativo importante) y la incertidumbre asociada a la base de datos de emisión existente (supuestamente subestima las emisiones), las emisiones debían efectuar un esfuerzo de reducción de emisiones de un 80%. Con este supuesto, extraordinariamente restrictivo,² aplicado a la base de datos existente para las emisiones provenientes de fuentes fijas puntuales (definidas como aquellas con un caudal por chimenea mayor a 1000 M³N/hr), se establecieron las siguientes emisiones meta (el procedimiento de cálculo se explica en mayor profundidad en el apartado 4).

² Existía conciencia de que las principales fuentes fijas, en la zona crítica de la ciudad eran los vehículos diesel de locomoción colectiva, y dado que estas reducciones iban a ser aplicadas a la industria, el nivel de excedencia de la norma sería mayor al 1% proyectado.

$$\text{Emisión meta por fuente (kg/día)} = Q \text{ (m}^3\text{N/hr)} \times 24 \text{ (h/día)} \times 56 \text{ mg/m}^3\text{N} \times 106$$

Está implícito en esa fórmula el hecho de que si todas las fuentes fijas cumplen con la emisión meta, la emisión total del sector C_m (fuentes fijas) sería equivalente a un 20% de la emisión inventariada³ antes de la aplicación del D.S. No. 4.

El inventario de emisiones revisado a 1994 muestra las siguientes emisiones (Cuadro 3).

Como se apreciaba en la Cuadro 1, la participación de la combustión proveniente de fuentes fijas puntuales en las concentraciones de PM10⁴ es de alrededor del 8% (como se dijo, el aporte del sector está subestimado al no incluir los procesos). La responsabilidad en las emisiones es del orden del 7%.

Considerando lo anterior, el potencial máximo de reducción de concentraciones ambientales de PM10 debido a la reducción de emisiones de fuentes fijas, es del or-

Cuadro 3: Inventario de emisiones de PM10, 1994

Tipo de fuentes	Emisiones PM 10 (%)	Emisiones PM 10 ton/año
Fijas (procesos industriales, calderas industriales y de calefacción y panaderías)	7.3	1740
Móviles (automóviles, taxis, buses, camiones)	9.8	2331
Grupales (polvo de calles y combustión domiciliaria)	82.9	19744

Fuente: CONAMARM, 1996.

den de un 7.5%. Esta conclusión es de suma relevancia en cuanto muestra que esfuerzos significativos destinados a efectuar una sintonía fina del control de emisiones de fuentes fijas es claramente poco efectiva como acción de gestión ambiental.

4. Descripción del sistema de compensación de emisiones establecido en el D.S. No. 4

El lunes 2 de marzo de 1992, se publicó en el *Diario Oficial de la Republica de Chile* el Decreto Supremo No. 4 del Ministerio de Salud Pública. Este decreto tiene por objetivo el establecimiento de normas de emisión de material particulado a fuentes estacionaria puntuales y grupales, es posiblemente la pieza de legislación de mayor relevancia

³ Es importante tener claro que la reducción de emisiones se aplicó a las emisiones inventariadas, las que en la práctica han demostrado ser muy inferiores a las reales. Incluso muchas fuentes que no estaban funcionando a la fecha del D.S. No. 4 han ejercido su derecho a documentar sus emisiones resultando esta situación en que "se han generado emisiones" y por lo tanto el resultado del esfuerzo de reducción total es menor al 20 % deseado.

⁴ Dado que la participación de las fuentes fijas en las concentraciones de las fracciones finas y gruesas del PM10 son similares (8 y 7% respectivamente), la participación en el total debería encontrarse entre estos valores aunque las distribución entre ambas fracciones fuera extremadamente sesgada hacia una de ellas.

conceptual para el control de la contaminación atmosférica en áreas urbanas que haya sido dictada últimamente.

Su marco conceptual es la regulación del total de emisiones vertidas a la atmósfera (aunque esté supeditado a un sólo sector emisor).

En forma complementaria a lo anterior, este decreto permite la compensación entre emisores, produciendo los incentivos correctos para que se vaya produciendo una renovación de los procesos hacia tecnologías de menor emisión. Disminuir las emisiones tiene ahora un incentivo y beneficio claro.

Las características más relevantes de este decreto, de aplicación sólo en la Región Metropolitana y que regula las emisiones de material particulado de las fuentes con un caudal, por chimenea, mayor a 1,000 m³N/hr son:

- 1 Una prohibición del aumento (congelamiento) desde su fecha de publicación de las emisiones totales de las fuentes puntuales existentes en la Región Metropolitana.

Las fuentes reguladas son las estacionarias puntuales, definidas como “toda fuente diseñada para operar en lugar fijo, cuyas emisiones se descargan a través de un ducto o chimenea y cuyo caudal o flujo volumétrico de emisión es superior o igual a mil metros cúbicos por hora (1,000 m³N/hr) bajo condiciones estándar, medido a plena carga”.

Lo anterior implica el término de la existencia de emisiones fugitivas, lo que significará una readecuación importante de gran cantidad de procesos existentes, los que deberán compensar de alguna manera estas nuevas emisiones no contabilizadas hasta la fecha, y con respecto a las cuales no existe asignación inicial de derechos. También se estipulan las condiciones de evaluación de las emisiones.

El congelamiento afecta a las fuentes existentes y a las nuevas. Para estas últimas, la legislación dice: “El Servicio de Salud del Ambiente de la Región Metropolitana sólo autorizará fuentes estacionarias puntuales nuevas (recordar que esto incluye las ampliaciones y también a las emisiones fugitivas no consideradas a la fecha) siempre que cumplan con la norma de emisiones de 112 mg/m³N, y que compensen en un 100% sus emisiones de material particulado”. Es decir otorga cero derechos a estas fuentes.

- 2 El establecimiento de una norma de emisión en concentración, que dice: “las fuentes estacionarias puntuales no podrán emitir material particulado en concentraciones superiores a 112 mg/m³N”. También se otorga a las fuentes plazo hasta el 31 de diciembre de 1992 para alcanzar el nivel anteriormente establecido.
- 3 Una reducción global de las emisiones máscas por unidad de tiempo de todas las fuentes estacionarias puntuales existentes en la R. M., de acuerdo a la siguiente fórmula:

E. D. (emisión diaria en kg/día) = Caudal (medido a plena carga, en condiciones estándar, corregido según exceso de aire)(m³N/hr) * 0.000056 (kg/m³N) * 24 (h./día).

Cualquier emisión superior a ésta, deberá ser compensada con otras fuentes estacionarias puntuales.

- 4 Un sistema de compensación de emisiones. Cualquier emisión por sobre el nivel de emisión máxima diaria permisible, en el contexto de cumplimiento de la norma de emisión, debe ser compensada con la reducción de emisiones de alguna otra fuente. No se permiten compensaciones que trasciendan un día calendario.

Para las fuentes estacionarias puntuales nuevas, a contar de febrero de 1992 (incluyendo ampliación de las existentes) la compensación debe ser total, otorgándose en todo caso plazos para estos efectos. Los plazos son los siguientes:

- A partir del 31.12.93, deberán compensar al menos un 25% de las emisiones.
- A partir del 31.12.94, deberán compensar al menos un 50% de las emisiones.
- A partir del 31.12.95, deberán compensar al menos un 75% de las emisiones.
- A partir del 31.12.96, deberán compensar al menos un 100% de las emisiones.

Como se puede apreciar de los cuatro puntos descritos, la nueva reglamentación implica un cambio radical con respecto a lo existente a la fecha. La nueva reglamentación tiene una base física y conceptual económica correcta, pero a su vez presenta algunos vacíos importantes que deben ser complementados a la brevedad de manera que permita la existencia de un mercado eficiente en la asignación de los recursos, y que a su vez permita la reducción de emisiones de material particulado proveniente de las fuentes fijas.

5. Funcionamiento del sistema de compensación de emisiones comercializables en Santiago

El inventario de emisiones de Santiago clasificó las fuentes emisoras en tres grandes grupos:

- a. Fuentes puntuales.
- b. Fuentes de área o grupales.
- c. Fuentes móviles.

La aplicación del mecanismo de compensación de emisiones de material particulado contenido en el D.S. No. 4 involucró inicialmente las siguientes acciones:

- Establecer la meta de emisiones máxicas y norma de emisión en concentración a ser alcanzada,
- Definir el dominio geográfico al cual se aplican los permisos y plazos en los que se deber cumplir con los requerimientos de emisión,
- Determinar qué fuentes se incluirán, y finalmente,
- Establecer una distribución inicial de permisos.

Para el caso de Santiago la implementación del sistema de compensación sólo considera las fuentes fijas puntuales. Las fuentes grupales y móviles sólo deben de cumplir con las normas de emisión ya establecidas para ellas, pero no quedan reguladas por emisiones máxicas.⁵ La utilización de un mecanismo integral de compensación, en

⁵ Quedando por lo tanto el sistema con una "puerta" de *emisión* abierta. Las emisiones totales del sector fuentes fijos puntuales quedan congeladas, pero las fuentes móviles y grupales pueden aumentar sus emisiones en teoría, sin límite alguno. En este contexto la calidad ambiental no puede ser gestionada efectiva o eficazmente, de manera que se cumplan las normas de calidad ambiental.

teoría permitiría congelar las emisiones al nivel deseado sin impedir el crecimiento de las actividades involucradas e implicando un aumento constante en la eficiencia del uso del aire

La implementación de un sistema de control de las emisiones de fuentes fijas puntuales involucró el registro y control de emisiones de las fuentes, lo que ha permitido obtener ganancias en información de la existencia de procesos industriales no identificados anteriormente y de su aporte a las emisiones totales de contaminantes de la Región Metropolitana. En este sentido, se han logrado identificar hasta la fecha cerca de 3,000 fuentes fijas (cuando se implementó el sistema, sólo existían registros de alrededor de 1,200 fuentes).

Por lo tanto, la ganancia en información ha permitido establecer alguna comparación entre la situación prevaleciente a inicios del programa de control y la situación actual. Quizá uno de los más importantes aportes de ese nuevo sistema de control ha sido la identificación y fiscalización de las fuentes fijas que emitían por encima de la norma establecida (112 mg/m³N), es decir de fuentes que estaban en la ilegalidad.

De acuerdo a información reciente, entre 1992 y 1993, se obtuvieron los siguientes resultados:

- Disminución de las emisiones diarias, de 15.3 toneladas a 8.1 toneladas.
- Un aumento de las fuentes fiscalizadas, de 2,477 a 3,123.
- Una disminución de las fuentes que no cumplen la norma, de 16.6% a 4.6% del total de fuentes.

Un resumen de la efectividad de las acciones de control de las acciones de las emisiones, derivada de los requerimientos de registro que impuso el D.S. No. 4,⁶ se presenta en el Cuadro 4.

Cuadro 4. Fuentes puntuales sobre la norma de emisión de 112mg/m³N

	Total al 31.12.92	Emisiones kg/día	Total al 30.09.93	Emisiones kg/día
Calderas industriales	84	1144	42	840
Procesos	54	3793	12	447
Calderas de calefacción	32	57	10	19
Panaderías	1	n.d	0	0

A continuación se presentan algunas conclusiones e inferencias de los resultados posibles de alcanzar en lo que respecta a emisiones según tipo de fuente, resultantes de la aplicación del D.S. No. 4.

⁶ El Decreto Supremo 4 actúa sobre la base de reconocer derechos de emisión a las fuentes que se registren. El requerimiento de emisión llevaba aparejada la obligación de medir las emisiones (bajo un procedimiento estandarizado y con laboratorios autorizados), por lo que la "zanahoria" de registrarse para que se reconozcan derechos de emisión implica el "garrote" de tener que cumplir con las normas legales, y por lo tanto facilitar enormemente las acciones de fiscalización y control.

6. Conclusiones y recomendaciones: Lo que se debe y no se debe hacer

Quizás la conclusión más importante para una correcta implementación de un sistema de control de la contaminación atmosférica, es que éste sea integral, es decir que considere todas las fuentes emisoras involucradas. Para ampliar el ámbito conceptual del sistema existente en Santiago a otras fuentes, se requerirá desarrollar al menos las siguientes acciones:

- Inventariar todas las fuentes emisoras de material particulado y caracterizar sus emisiones, especialmente en términos de tamaño. Complementariamente es importante caracterizar la composición del material particulado presente en los filtros de equipos monitores de calidad ambiental, para efectos de verificar el aporte de cada fuente. Para cada una de esas fuentes, las que pueden ser desde calles de tierra o grava, hasta actividades de construcción y araduras agrícolas, definir un límite de “decencia”.⁷ Por ejemplo resulta fácil pensar que no debería haber terminales de locomoción colectiva urbana en lugares no pavimentados o que no pueden ejecutarse demoliciones sin sistemas de control de emisiones, y así muchos otros.
- Una vez definido el límite de decencia, calcular la emisión meta para cada grupo de fuentes. Esto implica definir la capacidad máxima de asimilación de material particulado de la que es capaz la cuenca atmosférica de que se trate. Los responsables de la obligación de cumplir esas metas deberían de quedar claramente especificados, dado que en muchos casos serían el Estado o las Municipalidades.
- El desarrollo del paso anterior es equivalente a otorgarle derechos a esas fuentes (similar a lo que se hizo en fuentes fijas). El no hacer esto, implicaría que cierto tipo de fuentes sólo podrían servir como compensantes (transacciones hacia las fuentes fijas, pero no viceversa), con los consiguientes efectos de redistribución de riqueza.
- Establecer equivalencias entre las emisiones de los distintos tipos de fuentes en función de los efectos que se desean evitar, por ejemplo, correcciones por tamaño o toxicidad. Estas equivalencias deben ser muy explícitas y no debe permitirse que por efectos de tener un sistema perfecto, se evite tener uno bueno. Se deben evitar los efectos perversos más evidentes.

Para que todo lo anterior sea real, y resulte en una verdadera disminución de emisiones y no en un mero ejercicio que encarezca la instalación de nuevas actividades sin mejorar la calidad ambiental, es necesario:

- Reforzar las instancias encargadas de llevar el control de las emisiones, de la calidad ambiental y “contabilidad” de los permisos y sus transacciones.

⁷ El límite de decencia a que se hace referencia es la norma de emisión que existía en Chile, pero también puede ser interpretado como el cumplimiento de la legislación existente. En resumen sólo las fuentes que cumplen con la legalidad pueden jugar el juego. Esto no es trivial en países con bajo nivel de fiscalización.

- Incluir todas las fuentes (puntuales, móviles, residenciales y naturales). Manteniendo los niveles totales de emisión constantes.
- Se recomienda ampliar el sistema a todo el país, ojalá por medio de cuencas atmosféricas, e incorporar también todas las actividades tales como la agricultura, minería superficial y otras fuentes para las cuales existen factores de emisión desarrollados en la literatura. Algunos otros efectos específicos relevantes se mencionan a continuación.
- Las calderas de calefacción puntuales, presentan un límite natural interesante (quizás esta analogía pueda hacerse extensiva a otro tipo de fuentes). Por definición deben funcionar en invierno y por lo tanto es más difícil compensar en esa fecha (que es la crítica desde el punto de vista de contaminación), pero podrían generar transacciones durante los meses de verano, lo que puede favorecer el desarrollo del mercado de emisiones.⁸
- Un problema importante, se encuentra en la magnitud de emisiones registrada para el caso de procesos. Es difícil concluir sobre cuál será el comportamiento de las transacciones para el caso de estas emisiones dado que la autoridad aún no ha establecido un criterio específico para determinar cómo evaluar las emisiones de los procesos industriales. La razón de que la autoridad no haya desarrollado este procedimiento es que se encuentra abocada a regular las emisiones de los procesos en todos sus detalles, ya que estima que existe un potencial de sobredeclaración de emisiones, sin darse cuenta que precisamente una demora en 'fotografiar' la situación base conducirá a ese efecto.
- Las autoridades encargadas del control de la contaminación atmosférica en Santiago han introducido, a través del D.S. No. 4, un sistema de compensaciones para el material particulado. Dicho instrumento se aplica a las fuentes fijas, que son responsables de aproximadamente un 8% de las emisiones (antes de la implementación del D.S. No. 4, las fuentes fijas eran responsables del 20% de las emisiones, lo que se vio disminuido por la necesidad de éstas de cumplir con la norma de antes de registrar sus derechos de emisión) y de un 8% de las concentraciones.
- Este sistema corresponde a la aplicación de un instrumento de mercado, como son los permisos comercializables de emisión, a la solución de un problema de contaminación atmosférica en una zona urbana. La motivación central para usar un instrumento de este tipo es contar con un instrumento que no sólo sea efectivo para la consecución de una meta ambiental, sino que además sea eficiente desde una perspectiva económica.

⁸ Esto aumentaría las emisiones totales en verano ya que estas fuentes estaban naturalmente detenidas durante ese periodo, mientras que ahora existe un incentivo económico para que comercializase sus derechos a otras fuente durante esos meses. Algunas críticas al sistema plantean que esto puede conducir a que las emisiones aumenten. Esta situación debe ser analizada en los mecanismos de asignación inicial de derechos de emisión.

- El sistema que introdujo el citado instrumento, es una combinación de instrumentos. Combina una norma de emisión (comando y control) con un sistema de permisos de emisión transables.
- El sistema ha estado en funcionamiento durante un periodo corto como para poder evaluar su funcionamiento en forma muy definitiva. Sin embargo, hay algunas conclusiones que se pueden extraer.

Para que el sistema comenzara a funcionar, se ha tenido que crear una institucionalidad para el control de las fuentes fijas, que no existe hasta el momento. Dicha institucionalidad se requeriría para poder regular las emisiones de las fuentes fijas, cualquiera que fuera el instrumento adoptado, puesto que a nivel estatal se carecía totalmente de una capacidad fiscalizadora.

- Al implementar el sistema contemplado en el D.S. No. 4, se han podido constatar diferencias importantes entre los inventarios iniciales de emisiones y las emisiones reales. Las principales diferencias provienen de la aparición de fuentes que no habían sido consideradas en los inventarios iniciales ya sea porque no estaban o porque estaban declaradas pero no funcionaban.
- Un beneficio importante, por lo tanto, que ha generado la implementación del sistema es la ganancia en información que se ha logrado. Hoy día se cuenta con una base de datos bastante más completa y real que la que existía al comenzar el sistema.
- Pese a la existencia de diferencias significativas en las estimaciones iniciales, basadas en los inventarios de emisiones existentes al comenzar el programa, la implementación del sistema del D.S. No. 4 tuvo un efecto positivo en cuanto a la reducción de las concentraciones de material particulado.
- Todavía quedan muchos aspectos que deben ser definidos para que el sistema se convierta en un sistema de permisos comercializables de emisión que sea capaz de lograr las metas de emisión de manera efectiva y eficiente y que cuente con un mercado transparente. Entre los aspectos que deben ser definidos se han detectado los siguientes:
- La flexibilidad temporal de las transacciones (¿Deben permitirse transacciones mas allá de un día calendario?).
- La flexibilidad espacial (¿Cómo se compensará entre zonas con distinta calidad del aire?).
- ¿Quiénes entran al sistema (¿Quiénes pueden y quiénes no pueden compensar?) Pregunta particularmente relevante cuando se trata de procesos industriales en vez de calderas.
- ¿Cuál es el derecho real de propiedad que se genera sobre las reducciones de emisiones por debajo de las emisiones meta?
- ¿Cuál es el tratamiento tributario que se le dará a las eventuales transacciones que ocurran bajo el sistema de compensaciones? y
- ¿Cuál es la duración de los derechos que se generen en el sistema?

Todas estas preguntas se deben tener en cuenta para el diseño del mercado y del instrumento que se termine comercializando en un mercado por permisos de emisión.

Al abordar esas preguntas se debe tratar de:

- promover la eficiencia económica, más allá de la que se logra con la asignación inicial de permisos
- evitar la sincronización artificial de emisiones que haga que a determinadas horas o en ciertos días de la semana se superen las normas de calidad del aire
- promover la generación de un mercado activo y competitivo especialmente en los inicios del sistema y
- lograr una cierta estabilidad en los precios de los permisos a fin de que los agentes enfrenten señales claras que les permitan tomar decisiones.

Instrumentos económicos para la gestión ambiental en Chile:

La opinión de los tomadores de decisión,
los diseñadores de política y los agentes productivos

*Claudia Sepúlveda**
*Nicola Borregaard**

Los instrumentos económicos (IE) aplicados a materias ambientales han recibido gran atención desde hace varias décadas por parte de la teoría económica y en los últimos años su uso ha ido en aumento en todo el mundo. En general, se ha sostenido, los IE presentarían importantes ventajas para regular los problemas ambientales comparados con instrumentos tradicionales, como son las normas que restringen o prohíben ciertas conductas. Las ventajas de los IE se refieren, principalmente, a la reducción de los costos, a un mejor cumplimiento del principio preventivo y a un mayor compromiso de los agentes privados con las políticas ambientales.

Si bien en Chile existen ejemplos de aplicación de IE que han contribuido a la regulación de problemas ambientales, lo cierto es que en ninguno de los casos éste ha sido su objetivo principal.¹ En los años recientes se ha registrado en el país un avance en relación a los análisis técnicos para evaluar qué IE son más adecuados para problemas ambientales específicos. Sin embargo, la falta de experiencias nacionales torna altamente especulativo el debate en torno a la conveniencia de regular ciertos problemas ambientales por medio de IE, ya sea de manera exclusiva o en combinación con otros instrumentos.

Tal vez uno de los aspectos más debatibles en ausencia de experiencias exitosas en Chile, sea el del grado de aceptación que la aplicación de IE para la regulación de problemas ambientales podría tener en el país. Aun cuando los IE constituyan la op-

* Centro de Investigación y Políticas de Medio Ambiente. CIPMA.

¹ Para una revisión de los IE vinculados a problemas ambientales aplicados hasta ahora en Chile, ver Borregaard *et al.*, "Una revisión de las opciones disponibles: Instrumentos económicos de una política ambiental en Chile", en *Ambiente y Desarrollo* Vol XXII N°2, junio de 1997. CIPMA, Santiago.

ción técnicamente más apropiada para algunos problemas ambientales específicos, la decisión de aplicarlos se podría ver frenada por factores institucionales, culturales y socio-políticos. De allí que resulte especialmente relevante conocer la opinión de quienes por su cargo político o gremial, o por su labor técnica o académica tienen una influencia importante en la decisión de adoptar IE para el cumplimiento de los objetivos de la política ambiental chilena. ¿En qué situaciones estos actores consideran que los IE son preferibles? ¿Cuál es el grado de conocimiento que tienen sobre la aplicación de IE de regulación ambiental? ¿Qué IE consideran como los más adecuados para regular problemas ambientales en Chile?

En un intento por responder a estas preguntas se realizó un estudio de opinión sobre el uso de IE de regulación ambiental en Chile, dirigido a tomadores de decisión, diseñadores de política y agentes productivos. El estudio forma parte del proyecto de investigación “Aplicación de IE en una etapa temprana del diseño de políticas ambientales: el caso de Chile”, que está siendo desarrollado por el Centro de Investigación y Planificación del Medio Ambiente (CIPMA).²

La composición de la muestra y las tasas de respuesta

El estudio de opinión se realizó por medio de la aplicación de un cuestionario enviado por correo a una muestra de 102 personas (ver Tabla I). Los encuestados fueron seleccionados por su competencia específica en el tema de estudio, correspondiendo a personas que por sus cargos políticos, técnicos, académicos o gremiales se encuentran vinculadas al diseño, evaluación o análisis de IE aplicados a materias ambientales. De los 102 cuestionarios enviados se recibieron un total de 46 respuestas, es decir, se obtuvo un 45% de retorno, porcentaje bastante elevado si se considera que en este tipo de estudios las tasas de retorno suelen ser inferiores al 10%. Según se pudo comprobar en el seguimiento, una alta proporción de los rechazos obedeció al hecho de que la persona consultada se consideró a sí misma carente del conocimiento y la experiencia mínima como para responder a las preguntas del cuestionario. Esta situación fue particularmente frecuente en los encargados de las unidades de medio ambiente y económicas de partidos políticos y de organizaciones empresariales.

De acuerdo a las categorías definidas para la muestra, en la composición de las respuestas recibidas sobresalen claramente los diseñadores de política, a quienes corresponde el 56.5% del total (ver Tabla 2). Le siguen los agentes productivos y los expertos, que representan el 23.9% y 15.2% de las respuestas, respectivamente. En el cuarto lugar se ubican los tomadores de decisión, con un 4.4%. Las ONG ambientalistas no estuvieron representadas en las respuestas recibidas. Dentro de los diseñadores de política la tasa más alta de respuestas provino de los directivos y profesionales de las unidades ambientales de ministerios, instituciones y servicios públicos, con un 30.4% del total.

² Este proyecto está siendo financiado por la Fundación Avina, a través del North South Center de la Universidad de Miami.

Tabla 1. Composición de la muestra según categorías y subcategorías del universo estudiado

Categoría encuestados	Subcategorías
Tomadores de decisión	Subsecretarios ministeriales
	Jefes de gabinete ministeriales
	Directores de servicios públicos
	Subdirectores de servicios públicos
Subtotal	20 (19.6%)
Diseñadores de política	Directivos y profesionales de unidades ambientales de ministerios, servicios públicos y partidos políticos
	Directivos y profesionales de unidades económicas de ministerios, servicios públicos y partidos políticos
	Directivos y profesionales de unidades de estudio y planificación de ministerios, servicios públicos y partidos políticos
	Integrantes de comisiones de medio ambiente, economía y temas asociados en el parlamento
Subtotal	52 (51%)
Agentes productivos	Directivos y profesionales de gremios empresariales (SOFOFA, CORMA, SNA, SONAMI, ASIQUIM, ASIMET, CMPC)
	Directivos y profesionales de instituciones de fomento a la producción: COCHILCO, FUNDACION CHILE, PRO-CHILE
Subtotal	13 (12.7%)
Expertos	Académicos, investigadores y consultores de universidades, centros privados y organismos internacionales
Subtotal	15 (14.7%)
ONG ambientalistas	2 (2%)
Total	102

Tabla 2. Distribución de las respuestas según categorías de la muestra

Categoría de encuestados	Frecuencia	Porcentaje
Tomadores de decisión	2	4.4%
Diseñadores de política	26	56.5%
Agentes productivos	11	23.9%
Expertos	7	15.2%
ONG ambientalistas	0	0%
Total	46	100%

Resultados generales

Del estudio se desprenden tres hallazgos relevantes:

1. Las respuestas de los encuestados muestran que en la discusión en torno a la aplicación de IE en Chile, los argumentos ideológicos no ocupan un lugar importante. Antes bien, predominan las apreciaciones técnicas, institucionales y políticas.
2. Se aprecia una actitud moderada respecto a la preferencia de IE por sobre otros instrumentos para la regulación de problemas ambientales. Aunque existe una leve inclinación por preferir los IE al interior de ciertos subgrupos de la muestra, en particular entre los tomadores de decisión, la tendencia general es a considerarlos como complementarios a los instrumentos de comando y control (CyC). Esta actitud se ve más claramente reflejada al momento de seleccionar instrumentos para la regulación de problemas ambientales específicos (p.e. contaminación de cauces de agua, sustitución del bosque nativo y reducción de residuos sólidos). En estos casos, los encuestados tendieron a privilegiar en primer lugar la definición de normas de calidad y de emisión, y en segundo lugar, IE.
3. Los obstáculos considerados como los más importantes para la aplicación de IE en Chile, hacen referencia a factores que no tienen que ver con los IE en sí mismos, sino al grado de avance que en el país existe sobre la materia. Es así que las tres razones que según los encuestados explican el uso restringido de IE para la regulación ambiental en Chile son la falta de conocimiento teórico-práctico, las inercias institucionales y la falta de experiencias nacionales exitosas.

Resultados específicos

A. Experiencia laboral y evaluación del conocimiento sobre IE

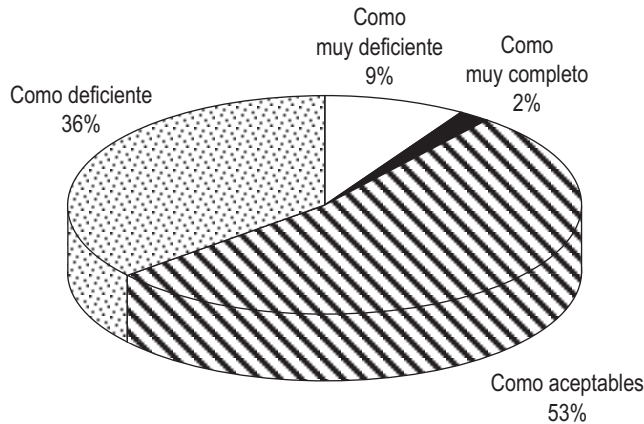
Un resultado destacable se refiere al marcado perfil técnico de quienes respondieron el cuestionario. Una alta proporción correspondió a ingenieros comerciales o economistas (32.6%). Por su parte, los ingenieros de otras especialidades (forestal, agrónomo, industrial, civil, químico y en minas) representan en conjunto el 43.4% de respuestas. Si se suman ambos se tiene que el 77% de las respuestas provinieron de profesionales con un perfil fuertemente técnico.

Coincidiendo con el marcado perfil técnico de los encuestados, una alta proporción manifestó tener experiencia laboral tanto en temáticas ambientales como económicas: un 84% y un 71%, respectivamente. A su vez, el 83% de los respondentes declaró tener algún tipo de experiencia laboral en el tema de IE aplicados a materias ambientales.

La autoevaluación respecto al grado de conocimiento propio sobre IE aplicados a materias ambientales reafirma el perfil técnico de los encuestados: el 55% lo calificó como muy completo o aceptable mientras sólo el 9% lo considera muy deficiente (véase Gráfica 1). Quienes mejor se autoevaluaron fueron los ingenieros civiles, que se con-

sideraron en un 100% como con un grado de conocimiento muy completo o aceptable sobre el tema, seguidos por los expertos y los directivos y profesionales de unidades ambientales del sector público, quienes presentaron la misma autoevaluación en un 71.4% de los casos.

Gráfica 1. ¿Cómo califica su grado de conocimiento personal sobre IE aplicados a materiales ambientales?



La peor autoevaluación respecto al grado de conocimiento propio sobre el tema provino de los directivos o profesionales de unidades económicas del sector público y de quienes trabajan en instituciones de fomento productivo, los que en un 66.7% se consideraron con un conocimiento deficiente o muy deficiente. La misma autoevaluación sostuvo el 60% de los directivos y profesionales de los gremios empresariales.

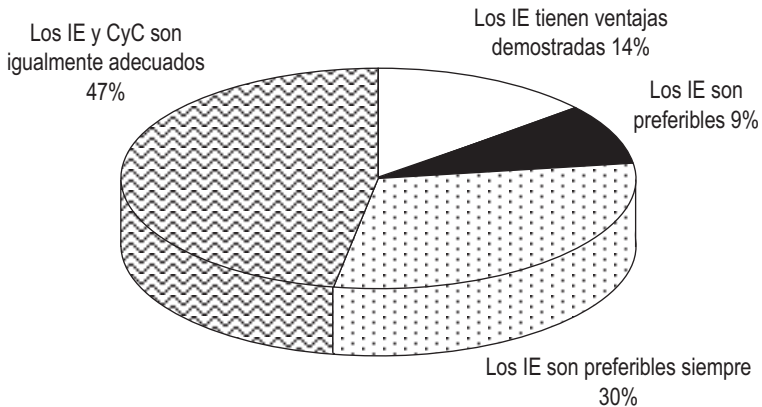
Los encuestados que se autoevaluaron con el grado más bajo de conocimiento sobre el tema, fueron los que presentaron una mayor resistencia a preferir IE. En contraste, quienes se autoevaluaron con el mayor grado de conocimiento fueron los que en mayor proporción se inclinaron por los IE. De estos resultados podría derivarse la hipótesis de que quienes presentan una resistencia más marcada a aplicar IE basan sus opiniones más en temores y prejuicios que en un conocimiento acabado.

B. Importancia de los IE en la política ambiental y situaciones en que son preferibles

Los encuestados manifestaron una opinión entre equilibrada y favorable respecto a la importancia de los IE para el éxito de la política ambiental así como respecto a las situaciones en que éstos instrumentos son preferibles a los de CyC. En efecto, el 52% consideró que los IE son un elemento importante para el éxito de la política ambiental en Chile, en tanto el 26% los consideró fundamentales y el 22% opinó que podrían contribuir. Ningún encuestado seleccionó las alternativas "su aplicación es indiferente" o "su aplicación no es recomendable". Esta posición de equilibrio se ve reforzada por

el hecho que un porcentaje cercano a la mitad de los casos (47%) consideró que los IE son tan adecuados como los de CyC para regular problemas ambientales y que ambos se complementan (véase Gráfica 2). Sin embargo, también destaca un porcentaje importante que se inclinó claramente por los IE: el 30% del total de encuestados consideró que los IE son preferibles siempre o en la mayoría de los casos a los de CyC.

Gráfica 2. ¿En qué situaciones los IE son preferibles a los CyC?



Fueron quienes se autoevaluaron como con un conocimiento deficiente o muy deficiente sobre el tema quienes menor inclinación mostraron hacia los IE: sólo un 26% los consideró como siempre preferibles o preferibles en la mayoría de los casos. En contraposición los encuestados que mayor inclinación muestran hacia los IE son quienes se autoevaluaron como con un conocimiento muy completo o aceptable, el 48% de los cuales los consideró como siempre preferibles o preferibles en la mayoría de los casos. Por su parte, fueron los expertos quienes sostuvieron la posición más moderada: un 57% consideró que los IE y los CyC son igualmente adecuados y se complementan, mientras un 43% sostuvo que los IE son preferibles en la mayoría de los casos.

En los demás grupos analizados —según sector de actividad y autoevaluación del grado de conocimiento sobre IE— no se encontraron diferencias de actitud importantes respecto a este tema.

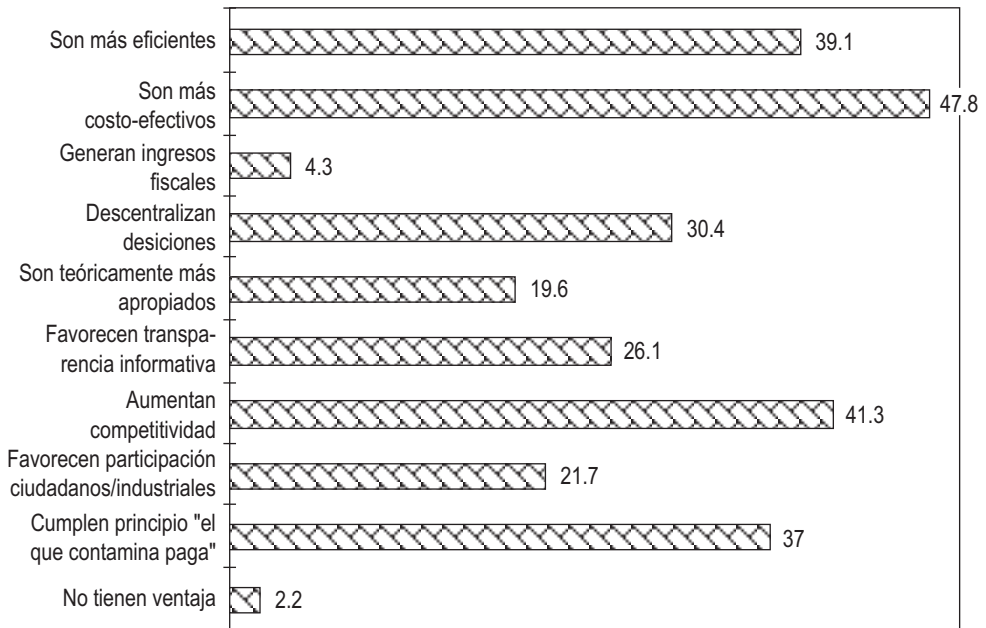
C. Ventajas y desventajas generales de los IE

Las preferencias de los encuestados en relación a las ventajas generales de los IE respecto a los de CyC son claras, pero ninguna logra el apoyo de más del 50% de los casos.³ La ventaja de los IE respecto a los CyC que más preferencias centra, es la de

³ Se pidió a los encuestados que escogieran las tres primeras preferencias de un conjunto de alternativas pre-codificadas. Los porcentajes corresponden al número de preferencias totales para las distintas alternativas de respuesta tomando como base la suma de las tres primeras preferencias seleccionadas por el conjunto de los encuestados.

ser más costo-efectivos. Esta alternativa fue escogida por el 47.8% de los encuestados (ver Gráfica 3). A ella le siguen la de favorecer la competencia entre agentes económicos (41.3%), ser más eficientes (39.1%) y permitir un mejor cumplimiento del principio “el que contamina paga” (37%).

Gráfica 3



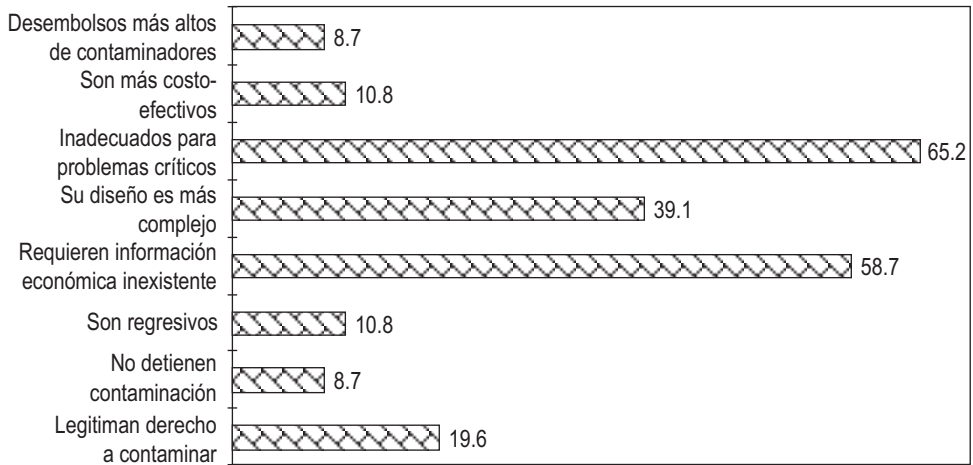
Resulta interesante que sólo un 4.3% optó por el argumento de generación de ingresos fiscales (la preferencia más baja), lo que cuestionaría las posibilidades de una cooperación estratégica entre las autoridades ambientales y el Ministerio de Hacienda para impulsar la aplicación de IE. Esto contrasta con la tendencia a nivel mundial, donde la generación de ingresos fiscales es aceptada como un argumento relevante en favor de los IE, en especial en el contexto de economías emergentes o en desarrollo.

Las respuestas de los distintos subgrupos coinciden con las tendencias generales. Sin embargo, destaca la opinión de los expertos, quienes escogieron en segundo lugar dos ventajas no prioritarias para el conjunto de los encuestados: la de que los IE favorecen sistemas de información más transparentes y de que favorecen la descentralización en la toma de decisiones, cada una con un 42.9% de las preferencias del grupo.

Los encuestados se mostraron mucho más selectivos al momento de pronunciarse respecto a las desventajas de los IE en relación a los CyC. Así lo muestra la Gráfica 4, donde las opciones “los IE son inadecuados para problemas ambientales críticos” y “los IE requieren de información económica inexistente sobre las funciones de costos marginales sociales” agruparon claramente la mayoría de las preferencias (65.2% y un 58.7%, respectivamente). En tercer lugar los encuestados escogieron la desven-

taja “el diseño de los IE es mucho más complejo” (39.1%). Aunque estas desventajas pueden llegar a constituir obstáculos para la aplicación de IE, es importante notar que todas ellas pueden ser superadas.

Gráfica 4



La primera desventaja puede ser especialmente relevante en un país con un débil marco legal e institucional en materias ambientales, en donde los problemas ambientales críticos son la norma y la gestión ambiental predominante consiste en reacciones frente a emergencias. Pero esta situación tenderá a cambiar en la medida que las situaciones críticas logren ser minimizadas con un marco regulatorio adecuado, y que el énfasis se traslade hacia la prevención. La segunda desventaja, por su parte, puede ser superada con la generación de información sobre valoración económica de costos y beneficios ambientales como resultado de investigaciones desarrolladas para la realidad chilena. La tercera desventaja apunta a una crítica de mayor alcance. Si el diseño de IE es efectivamente más complejo, ello significa que su aplicación supone costos más altos. Sólo un apoyo decidido por parte de las autoridades podría justificarlos.

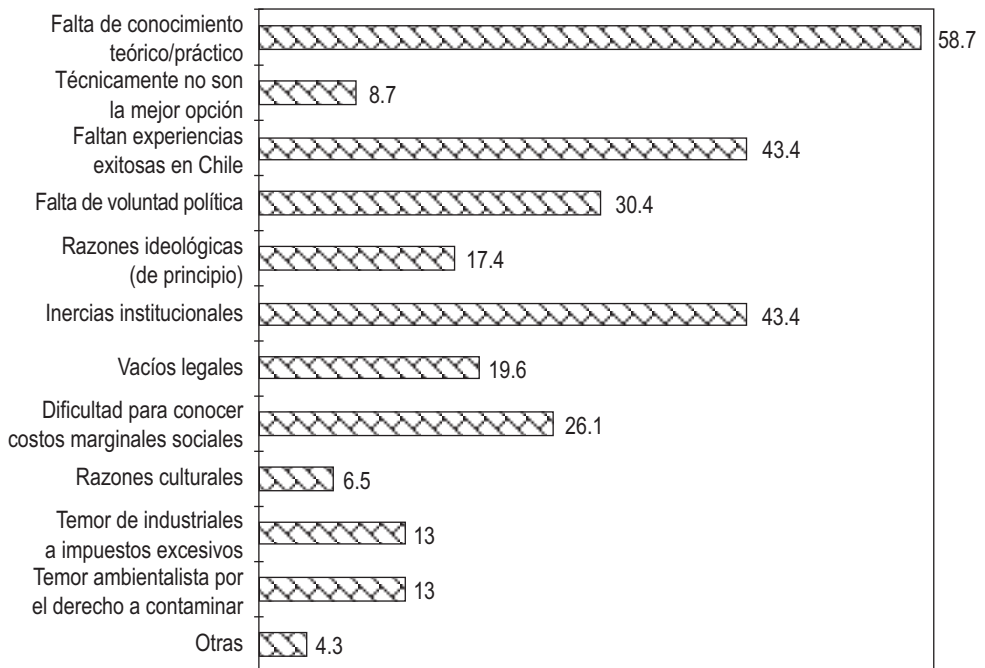
Las desventajas que menos preferencias totales concitaron fueron que “los IE no detienen por completo las conductas contaminantes o depredadoras” y que “los IE suponen desembolsos comparativamente más altos para los contaminadores”, cada una con un 8.7% de las preferencias.

D. Razones que explican el uso restringido de IE en Chile

Los encuestados se inclinan por tres preferencias claras para explicar el uso todavía restringido de IE para la regulación de problemas ambientales en Chile. La primera es la de que en el país falta conocimiento teórico y práctico sobre el tema, opción escogida por el 58.7% de los encuestados (véase Gráfica 5). Dos razones comparten el se-

gundo lugar: las “inercias institucionales (resistencia al cambio)” y la “falta de experiencias chilenas exitosas (efecto demostración)”, ambas escogidas por el 43.4%. Cabe destacar que en el cuarto lugar se ubica la opción “falta de voluntad política”, seleccionada por cerca de un tercio de los encuestados. Las opciones menos seleccionadas fueron “razones culturales” (centralismo, paternalismo), escogida por el 6.5% de los encuestados, y “razones técnicas que indican que no son la mejor opción”, con un 8.7% de las preferencias.

Gráfica 5



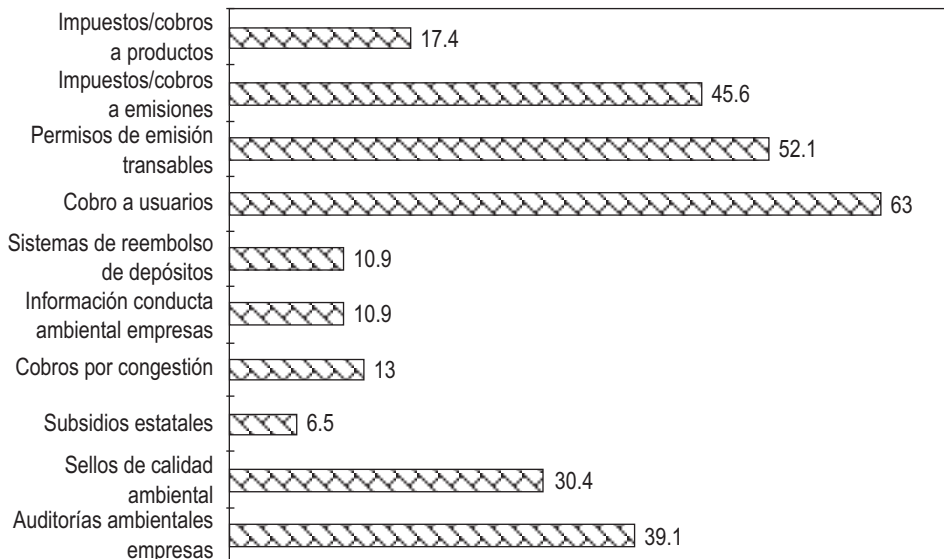
Tanto los expertos como los agentes productivos tuvieron opiniones que se distanciaron del promedio. Los expertos relevaron en segundo lugar dos opciones que no aparecieron en las primeras preferencias totales: las razones ideológicas y la falta de voluntad política, cada una seleccionada por el 42.9%. Sólo en cuarto lugar este grupo escogió como explicación la falta de conocimiento teórico/práctico, compartiendo esta preferencia con otra razón no relevada por el conjunto: el temor de los industriales a impuestos excesivos. La prioridad dada por los expertos a los factores ideológicos así como al temor de los industriales, pueden explicarse de dos maneras: una posibilidad es que los expertos comprendan de mejor manera las verdaderas causas de la aplicación restringida de IE en Chile, entre las cuales podrían ser importantes las posiciones de principio y la resistencia de las industrias; otra interpretación es que las opiniones de este grupo se encuentren influenciadas por la literatura internacional, en la que este tipo de argumentos suelen ser relevados como obstáculos importantes. Esta

segunda lectura parece especialmente válida a la luz de las opiniones expresadas por los propios agentes productivos y, además, teniendo en cuenta que ninguna ONG ambientalista respondió al cuestionario, hecho que estaría indicando su baja capacidad de influencia en este tema a diferencia de lo que ocurre en otros países.

E. IE de regulación ambiental adecuados para Chile

Según los encuestados, el IE más adecuado, en términos generales, para regular problemas ambientales en Chile es el cobro a usuarios, el que concitó la preferencia del 63% (véase Gráfica 6). En segundo lugar se ubicaron los permisos de emisión transables (creación de mercados), con un 52.1% de las preferencias, y en tercer lugar los impuestos o cobros a emisiones, con un 45.6%. Cabe destacar otros dos IE que fueron escogidos por el 39.1% y el 30.4% de los encuestados, respectivamente: las auditorías ambientales a empresas y los sellos de calidad ambiental. Los IE seleccionados por la menor proporción de encuestados fueron los subsidios estatales (6.5%), los sistemas de información sobre la conducta ambiental de empresas (10.9%), y los sistemas de reembolso de depósitos (10.9%).

Gráfica 6

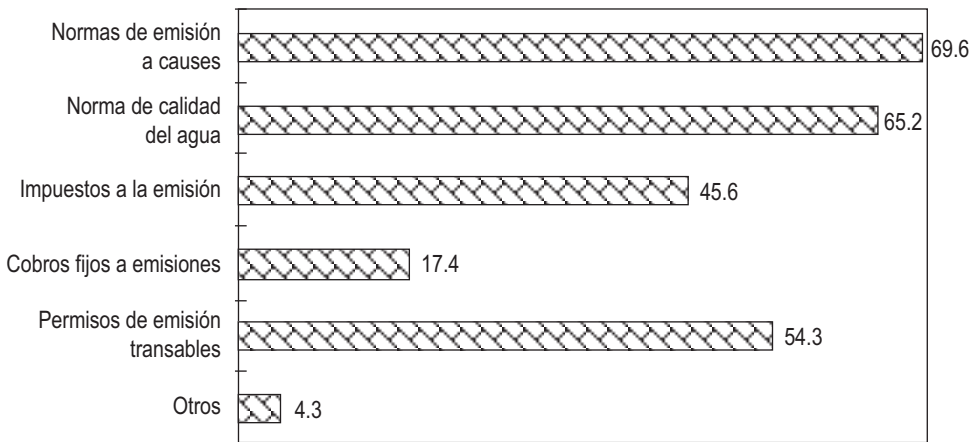


Los expertos escogieron en segundo lugar, junto con los permisos de emisión transables, un IE poco relevado por el conjunto de los encuestados: los sistemas de reembolso de depósitos (42.8% del grupo).

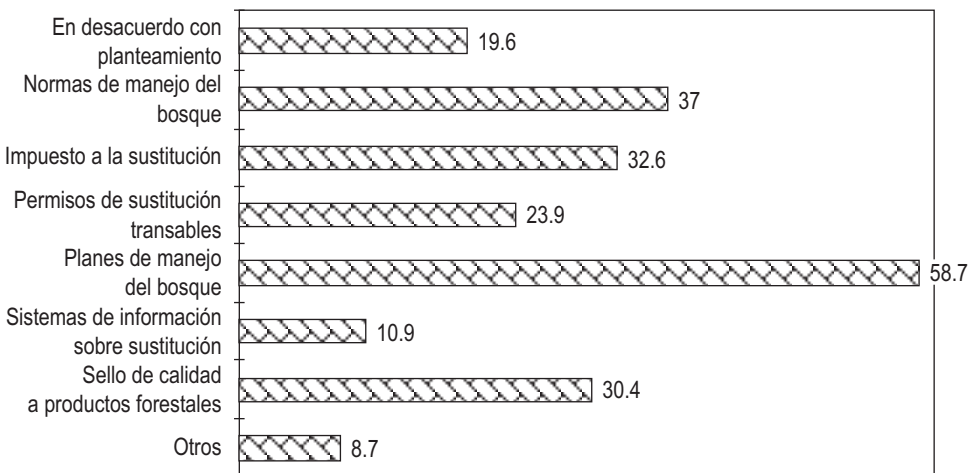
Se obtuvieron resultados muy interesantes en relación a la selección de instrumentos de regulación (económicos o de CyC) para problemas ambientales específicos. Contrariamente al equilibrio mostrado por los encuestados al pronunciarse en términos

generales sobre las situaciones en que los IE son preferibles a los CyC, frente a problemas específicos se inclinaron claramente por los segundos. En efecto, prefirieron normas de emisión (69.6%) o normas de calidad (65.2%) antes que permisos de emisión transables (54.3%), los impuestos a la emisión (45.6%) y los cobros fijos a usuarios (17.4%) en el caso de la contaminación del agua (véase Gráfica 7); y planes de manejo (58.7%) o normas de manejo (37%) antes que los impuestos a la sustitución (32.6%) o sellos de calidad ambiental (30.4%), en el caso de la sustitución del bosque nativo (véase Gráfica 8).

Gráfica 7. IE para regular contaminación del agua en Santiago preferencias totales (%)



Gráfica 8. IE para regular sustitución del bosque nativo preferencias totales (%)

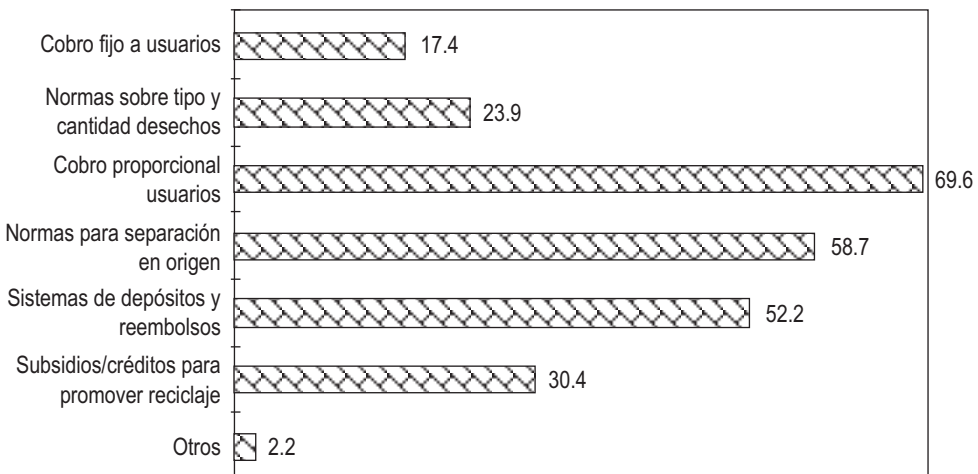


En el caso de la sustitución del bosque nativo, la preferencia por las normas puede ser interpretada como una demanda por mantener o reforzar el marco regulatorio

general. Sin embargo, la inclinación por las normas de calidad y por las normas de emisión para regular la contaminación sólo se explica como la manifestación de una preferencia a aplicar en primer lugar instrumentos de CyC y sólo de manera complementaria IE, en consideración a la urgencia del problema y a la falta de conocimiento y experiencia del país en el tema de IE.

En este escenario general, destacable es el caso de los residuos sólidos domésticos en las urbes del país, respecto al cual las preferencias de los encuestados se inclinaron hacia los IE: el 69.6% optó por el cobro proporcional a usuarios (véase Gráfica 9). La segunda opción más escogida correspondió a un instrumento de CyC: normas que obligan a la separación de los desechos en el origen (58.7%). En tercer lugar, apareció nuevamente un IE: el sistema de reembolso de depósitos, que concitó el 52.2% de las preferencias. Cabe destacar que esta última preferencia fue muy superior a la que el mismo instrumento obtuvo en la pregunta sobre IE adecuados en términos generales para Chile, donde sólo el 10.9% de los encuestados le entregó su apoyo. También destaca el hecho que los subsidios o créditos para promover el reciclaje hayan sido escogidos por cerca de un tercio de los encuestados (30.4%), tomando en cuenta la baja preferencia dada estos IE en la evaluación general, donde sólo el 6.5% de los encuestados los consideró como adecuados para regular problemas ambientales en Chile.

Gráfica 9. IE para regular recursos sólidos domésticos preferencias totales (%)



Conclusiones

Los encuestados presentaron en conjunto una opinión entre moderada y favorable sobre la importancia de los IE para el estado de la política ambiental en Chile, así como sobre las situaciones que éstos son preferibles. La mitad consideró que la aplicación de los IE es un elemento importante (pero no fundamental), y otro tanto sostuvo que son

tan adecuados como los instrumentos de CyC para regular problemas ambientales y que ambos se complementan. A pesar de esta posición general de equilibrio, una proporción importante sostuvo que los IE son preferibles siempre (9%) o en la mayoría de los casos (30%), lo que refleja una inclinación clara hacia los IE por parte de algunos subgrupos al interior del conjunto de encuestados.

Al momento de identificar las razones que explican el uso todavía restringido de IE en Chile, el conjunto de los encuestados se inclinó por la falta de conocimiento teórico-práctico, por las inercias institucionales y por la falta de experiencias chilenas exitosas. Se trata en todos los casos de obstáculos que no cuestionan directamente a los IE sino al grado de avance que en Chile existe sobre el tema. Algunos grupos relevaron razones de otro orden como en el caso de los expertos, que se inclinaron en un segundo lugar por cuestiones ideológicas o de principio. El mismo grupo, en conjunto con los agentes productivos, coincidieron a su vez en que la falta de voluntad política es una razón importante.

En relación a qué IE se consideran adecuados para regular problemas ambientales en Chile, el conjunto de los encuestados optó por tres: los cobros a usuarios, los permisos de emisión transables y los impuestos o cobros a emisiones. Sin embargo, al plantear problemas ambientales concretos la tendencia fue a optar por instrumentos de CyC. Ello apareció de manera clara en el caso de la contaminación del agua en Santiago y de la sustitución del bosque nativo, donde las dos primeras preferencias generales correspondieron a normas (de emisión, de calidad y de manejo) y a planes de manejo. Sólo en el caso de los residuos sólidos domésticos la primera preferencia correspondió a un IE: se trata del cobro proporcional a usuarios

Surgen dos reflexiones finales. En primer lugar, que a pesar de existir una inclinación favorable hacia IE para regular problemas ambientales en Chile, esta preferencia cambia frente a situaciones específicas. Ello podría explicarse por los mismos factores que los encuestados relevaron para interpretar la escasa aplicación de IE: la falta de conocimiento, las inercias institucionales y la falta de experiencias nacionales exitosas. Se trata en todos los casos de factores cuya superación exige un esfuerzo de mediano plazo a través de programas de capacitación, adecuaciones institucionales y, como efecto de la aplicación misma de IE, acumulación de experiencia en el país. Frente a la necesidad de diseñar instrumentos para regular problemas ambientales cuya solución es urgente, estas medidas aparecen como insalvables en lo inmediato. De allí que se opte por instrumentos de regulación que concuerdan de mejor forma con el conocimiento, la cultura institucional y la experiencia existentes en el país.

De lo anterior se desprende una segunda reflexión. Para un adecuado cumplimiento de los objetivos de la política ambiental chilena, es fundamental que exista la posibilidad de optar por los instrumentos que resulten ser técnicamente los más apropiados, sean éstos IE o de CyC. Para que ambos tipos de instrumentos constituyan opciones técnicas viables, es necesario avanzar en la superación de las barreras de falta de conocimiento e institucionales que están frenando la aplicación de IE.

Se trata, por lo demás, de un desafío cuya superación podría representar beneficios adicionales para el país, en la medida que un mayor nivel de capacitación en temáticas ambientales y que una mayor flexibilidad institucional beneficiarían a la gestión ambiental en general.

Aguas limpias para Colombia al menor costo

Implementación de las tasas retributivas
por contaminación hídrica

*Thomas Black Arbalaes**

I. Introducción

La contaminación hídrica constituye uno de los problemas ambientales más graves para la sociedad colombiana. Para obtener la calidad ambiental deseada por la sociedad al mínimo costo económico posible, la Ley 99, de 1993, y el decreto reglamentario 901, de abril de 1997, introducen el uso de un instrumento económico: la Tasa Retributiva. El uso de este instrumento manifiesta el compromiso del Sistema Nacional Ambiental (SINA) de mantener la competitividad de la economía durante su búsqueda de calidad ambiental y el desarrollo sostenible.

II. Los daños que causa la contaminación con materia orgánica y sólidos suspendidos en Colombia son enormes

a. Daños sociales y ambientales de la contaminación con materia orgánica

La contaminación del agua vuelve, en muchas ocasiones, inservible su suministro para ciertos usos humanos, entre ellos el consumo. Adicionalmente, la contaminación puede afectar en gran medida los sistemas biológicos naturales, llevando a la sobrefertilización, a la eutroficación de lagos y de mares o a la acumulación de niveles peligrosos de me-

* Ministerio de Medio Ambiente. Colombia.

tales y residuos orgánicos en peces y otro tipo de vida marina. Los últimos estudios realizados con el auspicio del Sistema Mundial de Monitoreo del Medio Ambiente (GEMS) han demostrado un aumento en el deterioro por contaminación de los recursos hídricos.

La degradación de los recursos de agua dulce se debió en un principio a la contaminación por desperdicios orgánicos y a la salinización de los sistemas de riego. Actualmente, el problema se ha agravado por la presencia de sólidos en suspensión, metales pesados, desperdicios radioactivos, nitratos, microcontaminantes orgánicos, la acidificación de lagos y corrientes, y la eutroficación de lagos y aguas costeras.

Existen tres fuentes principales de contaminación del agua: las aguas negras domésticas, los efluentes industriales y la escorrentía por el uso del suelo.

La concentración de desperdicios y de aguas negras domésticas generalmente se descarga en extensiones de agua cercanas. A medida que se descompone, se va reduciendo el nivel de oxígeno del agua, esencial para la vida acuática y el equilibrio natural de los ecosistemas.

Las aguas negras contienen virus y bacterias patógenas que se derivan de las heces humanas, lo que junto con las prácticas sanitarias domésticas, están relacionadas con altas tasas de mortalidad infantil en países en vías de desarrollo.

Los problemas de aguas negras son especialmente críticos en América Latina, donde se tratan muy poco. Adicionalmente, el número de ríos con conteos altos de colibacilos (100,000 por 100 ml), es el doble que en otras regiones del mundo.

Las enfermedades diarreicas consecuencia de la contaminación del suministro de agua para consumo son responsables de un 80% de la morbimortalidad en los países del Tercer Mundo. Un prerrequisito para el desarrollo es tener una comunidad saludable. El acceso a agua limpia para consumo es fundamental para disminuir el riesgo fecal y la frecuencia de enfermedades asociadas. Su relación con otras características socioeconómicas tales como educación y desarrollo, constituye un indicador importante del avance humano.

Los efectos de la contaminación con metales pesados en la calidad del agua pueden causar problemas de salud muy serios. Adicionalmente, la presencia de enfermedades severas en poblaciones que dependen del recurso como fuente de agua potable se relaciona con la descarga resultante de actividades que generan productos lixiviados de metales tales como mercurio y cadmio.

La contaminación en las aguas se puede medir a través de los conteos de colibacilos (coliformes fecales), materia orgánica, sólidos suspendidos en el agua o la demanda bioquímica de oxígeno (DBO).

El conteo de colibacilos generalmente se hace mediante el bacilo *E. Coli*. El agua contaminada por coliformes fecales representa un grave peligro para la salud. La DBO, a su vez, mide la cantidad de oxígeno extraído del agua mientras el material orgánico contenido se degrada y se descompone, es una de las variables de calidad de agua que se mide con mayor frecuencia en las redes del Sistema Mundial de Monitoreo del Medio Ambiente. La presencia de DBO restringe el uso de agua y genera la necesidad de un tratamiento adecuado.

b. Estadísticas de contaminación y daño para Colombia

La calidad del recurso hídrico en nuestro país se ve afectada principalmente por los vertimientos de las aguas negras de origen urbano y rural, con un aporte de carga orgánica de 1,200 ton DBO/día, y por la descarga de vertimientos del sector productivo, en estos últimos la industria contribuye con 520 ton DBO/día.

Las áreas metropolitanas que generan mayor carga orgánica en el país son Santafé de Bogotá-Soacha con 342.4 ton DBO/día, seguido por Medellín-Valle de Aburrá con 235.1 ton DBO/día y luego Cali-Yumbo con 185 ton DBO/día.

Carga orgánica por áreas metropolitanas en ton de DBO/día

Áreas metropolitanas	Doméstica	Industrial	Doméstica %	Industrial %	Total
Bogotá-Soacha	259.9	82.4	28.25	8.96	342.4
Medellín-Valle de Aburra	145.9	89.2	15.86	9.69	325.4
Cali-Yumbo	64	121	6.96	13.15	185
Barranquilla	38.5	20	4.18	2.17	58.5
Manizales-Vimaria	17.4	18.3	1.89	3.08	45.7
Bahía Cartagena	29.6	9	3.22	0.98	38.6

Fuente: Departamento Nacional de Planeación. "Diagnóstico y Control de la Contaminación Industrial". Santafé de Bogotá, julio 1993.

El sector agrícola, que genera la carga más alta de DBO,¹ aporta aproximadamente 4,000 ton DBO/día, seguido por el sector pecuario, el doméstico y el industrial. En lo referente a sólidos suspendidos totales (SST), el sector industrial aporta 500 ton SST/día. El 97% de las aguas negras y residuales del país se vierten a los ríos sin ningún tratamiento.

c. Un estudio de caso del problema nacional de aguas: la contaminación del río Bogotá

Durante todo el recorrido del río Bogotá, sus aguas son utilizadas para consumo humano, industrial, agropecuario, recreacional y energético. Sin embargo, su calidad es afectada por las descargas de aguas negras de los asentamientos urbanos sobre su cuenca (contaminación biológica), por los vertimientos de aguas residuales industriales (contaminación química, mineral y orgánica) y por los aportes de materiales sólidos insolubles en el agua (contaminación física) a las redes de drenaje natural y artificial.

¹ Sin incluir caña de azúcar ni beneficio del café.

El problema de contaminación del río se inicia en las cercanías, con descargas directas e indirectas provenientes de los municipios de Villapinzón y Chocontá, especialmente de las curtiembres ubicadas en ese sector. A partir de esta zona el agua no cumple con las características fisicoquímicas para el consumo humano, actividades recreativas, riego, entre otras, puesto que no logra recuperarse naturalmente.

Estas curtiembres se encuentran ubicadas sobre la Carretera Central Norte y el Río Bogotá, distribuidas en una extensión aproximada de 6 kilómetros. Según el Censo de 1993 existen 166 curtiembres.

La mayoría de las empresas vierten sus residuos industriales al río Bogotá, con el consiguiente deterioro de la calidad. Vale la pena resaltar que ésta es una actividad predominantemente informal, lo cual agrava los problemas de contaminación debido a que los procesos son muy rudimentarios, con mayores niveles de desperdicio de materias primas, lo que incrementó la cantidad de vertimientos.

A continuación se presentan las cargas contaminantes generadas por las curtiembres, en términos de indicadores de contaminación. Hay que tener en cuenta que Villapinzón y Chocontá generan el 40% del total de la contaminación por curtiación en el país representados en 12.000 mg/lit. de DBO y 6.702 mg/lit. de Sólidos Suspendidos en el proceso de curtiación sin cromo.

Parámetros	mg/l*	mg/l**
DBO₅	12.000	3.750
DQO	34.272	11.776
Cromo total	0	9.4
Sólidos suspendidos	6.702	742
Sólidos totales	31.736	32.110
Grasas y aceites	38.8	7.2
Alcalinidad total	8.430	0
Nitrógeno total	345	71.1
Sulfuros (H ₂ S)	1.067	0
Nitrógeno total	345	71.1

* Efluentes producidos en la operación de pelado.

** Efluentes producidos en la operación de curtido con cromo.

Fuente: García Pérez, Manuel y otros, "Beneficios Sociales Asociados con la Descontaminación del Río Bogotá en la Zona de Curtiembres de Villapinzón-Chocontá", Universidad de los Andes, Diciembre de 1996.

El proceso de curtiación genera una gran cantidad de residuos sólidos. Aproximadamente la mitad de la masa de la piel se transforma en un residuo sólido durante el proceso, estos residuos son mayores en las curtiembres pequeñas por la falta de tecnificación, además se presentan mayores pérdidas e inferior calidad de la materia prima procesada en comparación con curtiembres tecnificadas.

Durante el curso del río Bogotá los vertimientos del proceso de curtiembres de Villapinzón y Chocontá se descargan en el río, posteriormente llegan a la planta de tratamiento de Tibitó la cual provee el 23% del agua potable para Bogotá. Aguas abajo, recibe 14 m/s de aguas negras del alcantarillado de Bogotá. Antes de desembocar en el río Magdalena (Girardot, Cundinamarca), surte un acueducto municipal para 15,000 habitantes y un sistema de riego de 2,000 ha.

Impactos de la contaminación presente en el río Bogotá

El río Bogotá cuenta con una de las más altas cargas contaminantes a nivel nacional, además, la zona de influencia afecta directamente una gran cantidad de población,² por lo que los impactos ambientales que se están generando son críticos.

1. *Impactos sobre la salud.* El consumo de agua o comida contaminada (por sistemas de riego) contiene patógenos y sustancias concentradas no aptas para el consumo humano, que generan enfermedades en las poblaciones afectadas. Según el estudio de Barrera³ su cálculo de una función dosis respuesta del costo total de tratamiento médico para compensar los efectos en salud causados por contaminación hídrica es de \$1,146 millones anuales para las localidades de Fontibón, Kennedy y Engativá. Para los municipios aledaños al río se estimó que el costo marginal social por mg adicional de demanda química de oxígeno (DQO) en cada litro de agua, es decir, el costo en que se debe incurrir en el tratamiento de agua por un litro adicional para evitar consecuencias en la salud de los usuarios, es de \$2,700.

Según el estudio de Sabogal⁴ los costos anuales registrados de enfermedades causadas por el consumo de agua en zonas ribereñas del río Bogotá⁵ son de \$104 millones anuales⁶ y en las localidades muestreadas de la ciudad, de \$634 millones anuales.⁷ Este es un indicativo parcial del impacto sobre la salud que se limita a la información disponible de Centros de Salud y Hospitales que reportaron 3,262 casos de infección intestinal, 174 casos de infecciones víricas, 90 casos de helmintiasis, 1,850 casos de parasitosis intestinal, 632 casos de enfermedades de piel, para un total de 6,008 casos reportados en las localidades de Bogotá. Para las localidades ribereñas se reportaron 15,110 casos de enteritis y otras enfermedades diarreicas, 470 casos de otras enfermedades víricas, 10,060 casos de otras helmintiasis y finalmente 10,890 casos de enfermedades de la piel y el tejido.⁸

² Según el "Estudio para la Estrategia de Saneamiento del Río Bogotá". Junio de 1993.

³ Barrera y otros. "Valoración Económica de los Costos en Salud Causados por la Contaminación Hídrica". Universidad de los Andes, Facultad de Economía - Especialización en Evaluación Social de Proyectos. Bogotá. Junio de 1996.

⁴ Sabogal. L y Solano. "Aproximación a la normatividad vigente y a la valoración de costos ambientales mediante la relación costo-beneficio. En la cuenca alta del Río Bogotá". Universidad Inca de Colombia. 1995 Incluye Villapinzón, Chocontá, Cajicá, Zipaquirá, Sesquilé, Chía, Cota, Tocancipa, Soacha y la Mesa.

⁶ A precios de 1993.

⁷ A precios de 1993.

⁸ Información del servicio seccional de salud de Cundinamarca. Sección de Información y Sistemas.

- II. *Incrementos en los costos de tratamiento de agua.* La contaminación aumenta los costos de mantener la calidad del agua potable que se suministra a la capital en \$32.8 por m. Esto equivale a \$4,000 millones anuales por concepto del tratamiento del agua que se toma y trata en la planta de Tibitó.
- III. *Desvalorización de tierras.* La contaminación del río Bogotá ha generado una pérdida en el valor de tierras aledañas. Para predios residenciales, el 20% del valor perdido se explica por la contaminación visual y el 80% por olores. Para los predios industriales, el 5% por contaminación visual y 95% restante por olores.⁹
- IV. *Disminución de la actividad pesquera.* Según el estudio “Proyecto del Río Bogotá”,¹⁰ se presenta una disminución del 15% en la producción pesquera del río Magdalena debido a los cambios en el oxígeno disuelto que causa la contaminación presente en el río Bogotá. Esta disminución equivale a 1,774.32 toneladas.¹¹
- V. *Impactos en áreas recreacionales y turísticas.* Las zonas ribereñas correspondientes al río Bogotá han perdido su capacidad de recreación, debido a los malos olores y a la contaminación de la zona en general.
- VI. *Efectos en la operación y el mantenimiento de hidroeléctricas.* En las plantas de generación hidroeléctrica de la cuenca baja del río Bogotá, los altos niveles de contaminación corroen las tuberías y equipos. Esta corrosión es causada por el ácido sulfúrico producto de la descomposición orgánica. En conclusión se presenta una disminución en la vida útil de la infraestructura de obras de acueductos y de generación hidroeléctrica.
- VII. *Impactos en la productividad agrícola.* En este momento hay proyectos de ampliación de los sistemas de riego que surten la Sabana de Bogotá, sin embargo el estado del río impide la instrumentación de estos proyectos ya que incrementó los riesgos de enfermedades por causa de la contaminación, o en su defecto implica costosas inversiones para mejorar la calidad del agua de riego. Además del deterioro de las cabezas de ganado por enfermedades, costos por tratamiento veterinarios e impactos indirectos sobre los cultivos producto de la mala calidad del agua.

Conclusiones del estudio de caso

Los costos ambientales sociales y económicos causados por la contaminación del agua representados en este estudio de caso, se presentan en todo el país. Aunque a mediano plazo no es posible cuantificar el daño, los impactos percibidos por la sociedad justifican plenamente la imposición de la tasa retributiva para empezar a corregir los comportamientos que causan estos daños. Tecnologías para minimizar la contaminación a muy bajo costo ya existen en varios sectores. Por ejemplo, la solución desarrollada por la ONG ambiental PROPEL para las curtiembres puede ser rentable al ser correctamente instrumentada, pero no se ha adoptado por simple resistencia cultural

⁹ Plan Maestro de Calidad de Aguas Superficiales. CAR.

¹⁰ Realizado por HE-BVL para la EAAB citado en el Plan Maestro de Calidad de Aguas Superficiales de la CAR.

¹¹ Según la producción del 1993 de 11.828,14 Ton. *Boletín Estadístico Pesquero* - INPA 1993.

al cambio. Se espera que la tasa retributiva pueda ser el incentivo adecuado para convencer a las curtiembres a adoptar la tecnología limpia en vez de seguir imponiendo daños enormes al resto de la sociedad.

III. Bases legales para el control de la contaminación hídrica con tasas retributivas

El concepto general de la tasa está definido como el tributo cuya obligación tiene como hecho generador la prestación efectiva y potencial de un servicio público individualizado en el contribuyente. Su producto no debe tener un destino ajeno al servicio que contribuye al presupuesto de la obligación. Las tasas provienen de servicios públicos que no obligan a los asociados, sólo pagan las personas que los utilizan, contrariamente a lo ocurrido con el impuesto, en donde quien paga no recibe contraprestación directa.

El artículo 42 de la Ley 99, de 1993, establece las tasas retributivas y compensatorias que se cobran por la utilización directa o indirecta del recurso o por la compensación de los gastos de mantenimiento de la renovabilidad de éstos. La tasa retributiva se considera en este sentido como un precio que cobra el Estado por el servicio prestado de utilizar el medio ambiente como su basurero. El recaudo de estas tasas son ingresos de las autoridades ambientales regionales.

IV. Las tasas retributivas: instrumento económico diseñado para minimizar el costo de obtener la calidad ambiental deseada y promover la competitividad de la economía

Los instrumentos económicos, por sus múltiples ventajas, son una alternativa moderna y eficaz a los tradicionales instrumentos de comando y control. *Son de grato interés para Colombia dado su capacidad comprobada para obtener niveles específicos de calidad ambiental a costos significativamente menores a los requeridos bajo comando y control, lo que permite mayor crecimiento económico y competitividad de la economía.* La siguiente es una presentación de las características y ventajas de los instrumentos económicos en relación con los de comando y control.

Los instrumentos económicos como alternativa al comando y control

I. Instrumentos de comando y control

Los instrumentos de comando y control son mecanismos que están fundamentados en el establecimiento de normas de intervención directa a nivel de fuente que todos los usuarios deben cumplir sin excepción. Para el diseño adecuado de un sistema de comando y control, la autoridad ambiental debe disponer de grandes cantidades de datos sobre estado de los vertimientos o emisiones, parámetros de calidad, tecnología y cos-

tos de descontaminación que le permitan establecer dichos niveles, además de una organización punitiva capaz de imponer las normas.

El principal defecto de este tipo de instrumentos es la gran inequidad económica que genera entre los distintos agentes contaminadores, dadas las diferencias que existen en los costos de descontaminación que éstos enfrentan.

En el sector industrial por ejemplo, han sido ampliamente demostradas las diferencias en costos de descontaminación, no sólo entre sectores industriales sino entre empresas de un mismo sector. Al imponer una norma de emisiones igual para todos los agentes contaminantes, aquél que tenga unos costos marginales de descontaminación mayores estará en posición de desventaja frente a sus competidores. Las empresas que tienen los costos altos sufren una pérdida de competitividad por este tipo de regulación, tal y como se aprecia en la gráfica de la página siguiente.

II. Instrumentos económicos permiten minimizar el costo

Dados los elevados costos de aplicación y las distorsiones económicas del sistema de Comando y Control, en los últimos años muchos países industrializados y en vías de desarrollo han empezado a utilizar instrumentos económicos para minimizar el costo de alcanzar la calidad ambiental deseada por la sociedad. OECD ha documentado más de 60 tasas actualmente en uso en varios países para el control de contaminación del aire, agua, suelo, residuos sólidos y ruido.¹² Con el decreto 901, el enfoque de la política ambiental colombiana inicia un proceso de cambio de un diseño básico de comando y control donde el regulador determina la contaminación admitida por fuente y las tecnologías a usar, hacia el uso de instrumentos económicos que inducen la descontaminación con base en la racionalidad económica.

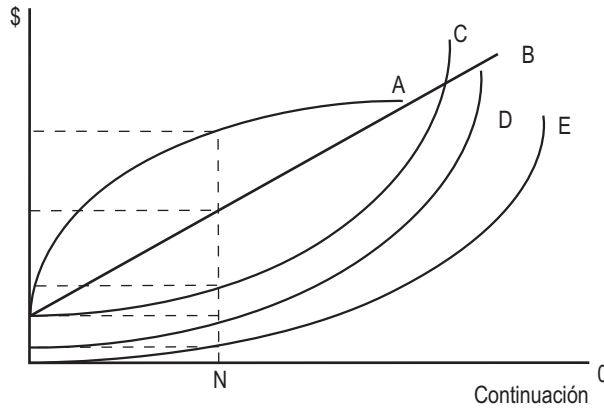
Estos instrumentos buscan afectar las decisiones de los agentes individuales a través de señales económicas dejando la decisión de cómo reducir la contaminación a cada empresa, de tal manera que ésta minimice sus costos de reducción de la contaminación. El uso de instrumentos económicos para el control de la contaminación obedece al principio equimarginal, esto es, a buscar que los costos marginales de descontaminación sean igualados entre todos los agentes contaminadores, obteniéndose una solución comprobada como la de mínimo costo total para la economía y la sociedad.¹³

En una economía en la cual los productores deben minimizar costos para poder competir, la imposición de una tasa por kilogramo de contaminante vertido, igual para todos, hace que cada uno de estos agentes compare sus costos de descontaminación con el pago de tasas a través del cinco años, y tome la decisión que más le convenga económicamente para cumplir con el programa de descontaminación hídrica.

La tasa retributiva colombiana funciona básicamente bajo el principio “*el que contamina paga*”. Su diseño provee un instrumento costo-efectivo, que permite a todos los

¹² OECD, *Managing the Environment: The Role of Economic Instruments*. París. 1994.

¹³ W. Baumol N W. Oates. *The Theory of Environmental Policy*. Capítulo 11, pp. 166-168.



Los costos marginales de descontaminación de los agentes A, B, C, D y E son diferentes. En este caso, al imponérselos a todos una norma de descontaminación N, los agentes A y B incurrirán en costos mucho mayores que el resto, mientras que el agente E incurrirá en costos relativos muy bajos. En este caso las empresas A y B se encuentran en una clara posición de desventaja frente a sus competidores.

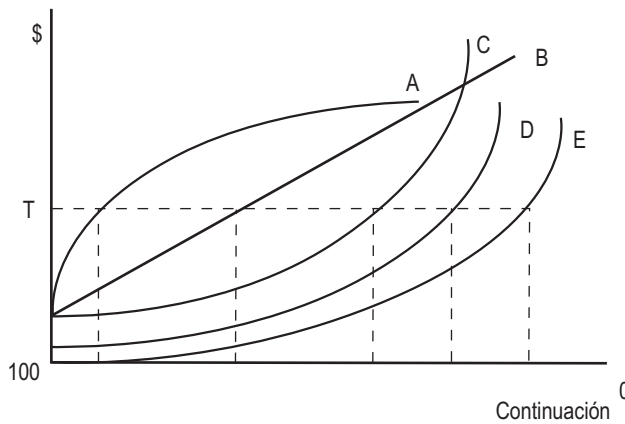
agentes reducir su contaminación hasta un nivel donde se igualen el costo marginal de unidad descontaminada con el valor de la tasa por unidad de contaminación. De esta forma, se igualan los costos marginales de descontaminación entre los agentes regulados. Esto permite que la obtención de la una meta de reducción de contaminación predeterminedada por la comunidad se logre al mínimo costo total, para la empresa, el sector y la economía.

Los instrumentos económicos incentivan la adopción de tecnologías más limpias a través del tiempo, pues las empresas reguladas buscarán nuevas alternativas que permitan reducir su contaminación en forma costo-efectiva. Por esto, el éxito de la tasa está muy ligado a la flexibilidad con que cuentan los agentes para escoger entre invertir en las distintas tecnologías de descontaminación ofrecidas por el mercado (otros insumos, tecnologías más limpias, procesos al final del tubo, entre otros) y el pago de la tasa. En este sentido una ventaja adicional del instrumento es la generación de una nueva y amplia demanda de servicios profesionales y soluciones tecnológicas para la reducción de la contaminación. *De esta forma, el contaminador puede estimar el valor presente de pagar el flujo de cinco años de tasas sobre su contaminación actual y compararlo con un portafolio de opciones de inversión en tecnologías y métodos de reducción de contaminación, y seleccionar las opciones que minimizan su costo total.*

Principales características operativas de la tasa retributiva

El decreto 901 establece un mecanismo gradual, objetivo y sencillo. Fija un nivel mínimo de tasa inicial, una regla de incremento regional y un programa de seguimiento que mide los resultados de su aplicación en relación a la obtención de las metas ambientales convenidas por la comunidad regional.¹⁴ El sistema y método fue creado y desa-

¹⁴ Es la experiencia se ha realizado en países como Alemania y Holanda.



Con una tasa de contaminación igual a T los agentes igualan los costos marginales de contaminación y cada quien descontamina hasta el punto en que éstos se igualan a la tasa.

rollado por los reconocidos economistas William Baumol y Wallace Oates y elaborado en tres documentos: “Tributación y el Control de Externalidades”, “El Uso de Normas y Precios para la Protección del Medio Ambiente”; y “Eficiencia Económica sin Optimalidad: El Enfoque de Cargos y Normas”.¹⁵

La determinación *a priori* de una norma ambiental es fundamental para el establecimiento de cualquier instrumento económico, ya que ésta refleja las preferencias de la sociedad en términos de calidad ambiental. Por ello, es importante que esta meta sea concertada con todos los sectores involucrados con el recurso, tanto los que causan los daños relacionados a la contaminación como los que los sufren. Asimismo, la meta de calidad establece un parámetro para evaluar la efectividad y comportamiento del instrumento.

El Ministerio estableció una tarifa mínima, tomando en cuenta los costos de recuperación del recurso, y un sistema de ajuste incremental para incentivar una reducción de la contaminación hasta alcanzar la meta concertada en cada región del país.

El proceso de determinación de la meta debe involucrar toda la información disponible, en términos cualitativos o cuantitativos, relacionados a los costos sociales, económicos y ambientales de los daños causados por la contaminación, para cada recurso y región percibidos por la sociedad afectada. Asimismo, la concertación debe tomar en cuenta los costos de descontaminación que enfrentan los contaminadores, para negociar una meta aceptada por toda la sociedad regional.

Las principales características de la tasa retributiva diseñada por el Ministerio son las siguientes:

- La comunidad regional concerta la meta de reducción total del contaminante deseada para sus cuerpos de agua.

¹⁵ William Baumol, 1971. “On Taxation and the Control of Externalities” en *American Economic Review*. William Baumol y Wallace Oates, 1972. “The Use of Standards and Prices for Environmental Protection” en *The Swedish Journal of Economics*. Baumol y Oates, 1986. “Efficiency Without Optimality: the Charges and Standards Approach”. Capítulo 11, en *The Theory of Environmental Policy*. Cambridge Univ. Press.

- Cada entidad regulada debe pagar la tasa por el servicio de usar el río como basurero.
- La entidad regulada tiene flexibilidad total en su forma de reducir la contaminación, buscando minimizar sus costos.
- La tasa será implementada en forma *gradual* durante cinco años; así:
 - parte de una tasa mínima.
 - la autoridad ambiental competente incrementará la tasa semestralmente.
 - la cantidad del incremento es clara y preestablecida por el decreto.
 - genera una presión económica pequeña que se incrementa en el tiempo, presionando a la entidad regulada a *informarse* sobre la oferta de servicios y tecnología de descontaminación disponibles en el mercado, presiona a la entidad regulada a *priorizar* la descontaminación y seleccionar la opción menos costosa posible.

Objetivo: que encuentren soluciones de descontaminación menos costosas que pagar la tasa.

- Al alcanzar la meta regional de calidad ambiental preestablecida *la tasa no podrá subir más.*
 - la meta establece *objetividad* en la fijación del nivel regional de la tasa.
 - el nivel de la tasa se basa en medición de flujos de contaminación en vez de parámetros subjetivos.
 - para cada región, el sistema produce el *mínimo* nivel de tasa necesario para producir la meta de descontaminación pactada.
- Produce el *mínimo* costo a nivel de empresa, sector y economía de obtener los niveles de calidad ambiental deseada por la sociedad.

V. Programa general de aplicación

Las autoridades ambientales, para aplicar la tasa, deberán seguir los siguientes pasos principales:

- i. La dirección de la Corporación Autónoma Regional estimará la carga contaminante total actual sobre el cuerpo de agua.¹⁶
- ii. La dirección de la Corporación Autónoma Regional entregará por escrito el informe sobre la carga contaminante actual a su Consejo Directivo.
- iii. El Consejo Directivo, con representantes de toda la comunidad involucrada, concertará la meta de reducción de contaminación. Si no se logra un acuerdo concertado durante un periodo de tres meses de negociación, el director de la autoridad ambiental debe establecer la meta con base en la información disponible.
- iv. La Corporación Autónoma Regional organizará el sistema de cobro, facturación y recaudo.
- v. La Corporación Autónoma Regional iniciará el cobro de la Tasa Retributiva.

¹⁶ El decreto también contempla a las autoridades ambientales.

VI. Impacto socioeconómico de las tasas retributivas

El Ministerio del Medio Ambiente ha evaluado el posible impacto generado por el cobro de la tasa. Las principales conclusiones son:

a. Impacto residencial

Las autoridades ambientales cobrarán inicialmente por la carga contaminante de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y de Sólidos Suspendidos Totales (SST). La tarifa estipulada para kilogramo de DBO es de \$39.50 y para kilogramo de SST es de \$16.90.¹⁷

Una persona genera un vertimiento diario igual a 0.042 kg. de DBO y 0.05 kg. de DQO, con promedios mensuales iguales a 1.26 kg. de DBO y 1.5 kg. de SST. Con la tarifa estipulada el pago mensual de una persona y familiar¹⁸ se observa en la siguiente tabla:

Pago mensual por concepto de tasas retributivas

	Pago por persona/mes	Pago por familia/mes
DBO	\$49.77	\$248.85
SST	\$25.35	\$126.75
Total	\$75.12	\$375.60

Fuente: Oficina de Análisis Económico-Ministerio del Medio Ambiente. 1997.

Estos datos indican que el monto pagado es razonablemente bajo comparado con el nivel de ingreso *per capita* en Colombia, el cual asciende a \$125,000 mensuales. Por tanto, el pago de la tasa representa menos del 0.05% del ingreso mensual para un colombiano.

b. Impacto municipal

El pago que realizarán los municipios en Colombia varía de acuerdo con el tamaño de su población, flujo de contaminación, meta de calidad ambiental definida y el nivel de la tasa en la región.

Bajo este programa, los municipios tendrán dos alternativas a seguir: pagar un flujo de tasas retributivas a través del tiempo a las autoridades ambientales o invertir en

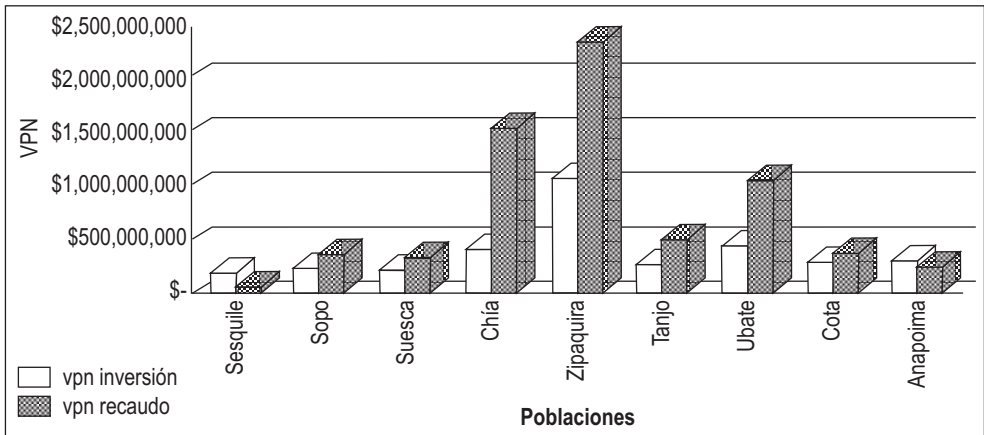
¹⁷ Estos datos son resultado de los estudios pertinentes desarrollados por la Oficina de Análisis Económico del Despacho del Viceministro sobre tasas retributivas a partir de los datos suministrados por DAMA, Indereña y otras instituciones.

¹⁸ Cinco personas.

soluciones de descontaminación menos costosas que pagar la tasa. Para evitar el pago de la tasa mientras se construye y termina una planta de tratamiento, el municipio debe pactar un cruce de cuentas con la autoridad ambiental para dirigir el valor del flujo de su tasa hacia la inversión ambiental requerida.

Como indica la siguiente gráfica, los estudios realizados por el Ministerio del Medio Ambiente muestran que para la mayoría de los vertimientos generados por los municipios colombianos existen soluciones más costo-efectivas que el pago de los flujos de la tasa retributiva.¹⁹

VPN de la inversión y costos de tratamiento vs VPN del recaudo de la tasa



Fuente: Oficina de Análisis Económico. Abril de 1997

c. Impacto industrial

Según estudios realizados en las ciudades de Cali, Santafé de Bogotá y Cartagena, la propuesta de tasas retributivas no presentan impactos significativos que afecten la viabilidad económica y financiera de las empresas. Estos estudios fueron realizados por Fedesarrollo, la Universidad del Valle y la Universidad Javeriana.

¹⁹ Simulación del valor presente neto de las inversiones y costos de operaciones en plantas de tratamiento básico para nueve (9) municipios de Cundinamarca frente al recaudo de la tasa durante la vida útil del proyecto (20 años). El pago se incrementó semestralmente por su factor regional en 0.5 hasta el quinto año, donde se supone es alcanzada la meta de reducción, a partir de este momento los ingresos de los siguientes 15 años se mantienen constantes. Estos valores no incluyen el recaudo a nivel de industria. Se tomó en cuenta el crecimiento promedio de la población en Colombia (2%) y se utilizó una tasa social de descuento del 12%.

VII. ¿Cuáles son las opciones de financiación de las empresas y municipios regulados?

Existen varias opciones que, tanto las empresas privadas como municipales pueden utilizar para realizar sus planes de descontaminación al mínimo costo posible. Además de las opciones tecnológicas que pueden ofrecer las diferentes empresas especializadas, existen incentivos fiscales y crediticios para la inversión ambiental.

a. Incentivos tributarios para la inversión en tecnologías que reducen la contaminación

- El artículo 424, apartado 5, del Estatuto Tributario, establece una exención en el impuesto a las ventas a los equipos nacionales e importados destinados a sistemas de monitoreo y control necesarios para el cumplimiento de la ley ambiental.
- El Estatuto Tributario también establece en su artículo 428, literal f, una exención en el impuesto a las ventas sobre los equipos importados destinados, entre otros, a la depuración o tratamiento de aguas residuales y al saneamiento básico.

b. Fuentes de financiación de la inversión

Además de estos incentivos tributarios, las empresas pueden contar con líneas de crédito especial para la inversión de carácter ambiental.

- Línea de Crédito de Reconversión Ambiental dirigido a pequeñas, medianas y grandes empresas que contribuyan a mejorar las condiciones ambientales del proceso productivo. El tope máximo del crédito es de \$8,000 millones para grandes empresas y \$900 millones para empresas pequeñas y medianas.

Los proyectos elegibles son aquellos que cumplan al menos dos de los siguientes objetivos:

- reducción al mínimo de los contaminantes generados antes de ser tratados por equipos de control de contaminación.
- reducción al mínimo del uso de recursos naturales o energéticos por unidad de producto.
- reutilización o reciclaje de subproductos o materias primas por unidad de producto o incorporación a los procesos de producción de materiales reciclados.
- FINAGRO cuenta con una línea de redescuento para agroindustria que financia la construcción de plantas de tratamiento de agua.

Los municipios cuentan con diversas opciones de financiación:

- FINDETER cuenta con una línea de financiación y una de redescuento manejadas a través de un intermediario financiero. Ofrece financiación y asistencia técnica. El único requisito es cumplir con las normas establecidas en la Ley de Endeudamiento (Decreto 38 de 1997) y el intermediario financiero es el que avala la deuda. Se debe priorizar por parte de FINDETER la financiación o cofinan-

ciación de sistemas de tratamiento de aguas servidas municipales. Las principales líneas reembolsables son: Desarrollo Municipal, Desarrollo Institucional de las Entidades Territoriales y Desarrollo Urbano.

- El Fondo Nacional de Regalías cuenta con recursos para financiación y cofinanciación de proyectos ambientales de las entidades territoriales. Por ejemplo, en 1995, se utilizó el 56% de los recursos de libre apropiación para el rubro Mejor Agua. Se deberán priorizar las inversiones ambientales de este fondo en la financiación o cofinanciación de sistemas de tratamiento de aguas servidas municipales.
- También existen recursos de Cooperación Internacional. Por ejemplo, la agencia Española de Cooperación tiene una línea llamada FAD destinada exclusivamente para manejo de agua. En Cartagena se creó un consorcio entre la Alcaldía y Aguas de Barcelona, llamado Aguas de Cartagena para el tratamiento de aguas residuales.

c. Cruces de cuentas

Los recaudos por concepto de tasas retributivas que realicen las autoridades ambientales pueden ser destinados al cofinanciamiento de proyectos de tratamiento de aguas residuales, entre otros. En este caso, el municipio y la autoridad ambiental podrán pactar *un cruce de cuentas* entre el monto que debe pagar por concepto de tasas retributivas y el monto que la autoridad decida destinar para cofinanciar proyectos de sistemas de tratamiento de aguas residuales.

VIII. La tasa retributiva debe crear nuevos mercados para Colombia

La puesta en marcha de la Tasa Retributiva por vertimientos al recurso hídrico en Colombia abre oportunidades para la creación de mercados e inversión en sistemas de tratamiento de aguas residuales, procesos de reconversión industrial hacia tecnologías más limpias y productivas, sistemas de monitoreo y medición de la calidad del recurso hídrico, investigaciones y consultorías sobre medio ambiente, maquinaria, equipos y software especializado en aspectos relacionados.

De esta manera, se crea un mercado potencial en el sector ambiental que cuenta con más de 1,100 municipios, 37 autoridades ambientales regionales incluyendo las de grandes ciudades, empresas de servicios públicos y empresas de los sectores agrícola, industrial y minero que pagarán la tasa por contaminación del recurso hídrico en el país.

Con la aplicación del instrumento económico, los agentes buscarán en el mercado la tecnología que más le convenga de acuerdo con sus características y requerimientos específicos. Es importante por ello aprovechar los aportes que en este sentido puedan ofrecer países como Alemania, Italia, España, Francia, Estados Unidos, Canadá, Japón, entre otros, en tecnologías de descontaminación, para ampliar la oferta existente

en Colombia. De esta forma se promueve un mercado competitivo y saludable de tecnologías y servicios profesionales que asegure que la inversión en descontaminación que hagan los municipios e industrias sean del menor costo posible.

Para mayor información

Para obtener mayor información sobre el programa de Tasas Retributivas a la Contaminación Hídrica, el interesado puede dirigirse a la Oficina de Análisis Económico del Ministerio del Medio Ambiente, Bogotá, Colombia.

Créditos

Este documento ha sido elaborado por la Oficina de Análisis Económico del Ministerio del Medio Ambiente. La Oficina asume responsabilidad completa por su contenido.

THOMAS BLACK-ARBALAES

LIANA MORERA

ANDRÉS GUERRERO

MARÍA CLAUDIA GARCÍA

MARTHA PATRICIA CASTILLO

ALEXANDRA NÚÑEZ

LUIS CARVAJAL

FABIO ARJONA

Director, Oficina de Análisis Económico

Economista del Medio Ambiente

Economista del Medio Ambiente

Economista del Medio Ambiente

Economista del Medio Ambiente

Pregrado, Economista.

Economista y Asesor al Ministro

Director, División del Medio Ambiente Físico

Cuentas
e indicadores
ambientales

Sistema de cuentas ecológicas y económicas de México (SCEEM) 1985-1992

*Francisco Guillén**

Antecedentes

El Sistema de Cuentas Económicas y Ecológicas de México (SCEEM) 1985-1992 publicado en 1996 por el INEGI es uno de los nuevos proyectos en materia de estadística derivada, en el que se vinculan las variables macroeconómicas del Sistema de Cuentas Nacionales de México (SCNM) con información de los recursos naturales y el medio ambiente, en el marco conceptual y metodológico de las Cuentas Satélite propuesto por Naciones Unidas.

La primera serie del SCEEM, que abarcó el periodo 1985-1990, fue difundida por el INEGI mediante el disco compacto denominado *Sistema de Cuentas Nacionales de México*.

Como antecedente de estos trabajos se deben mencionar los esfuerzos realizados durante 1989 y 1990 por el INEGI, con la cooperación técnica de la Oficina de Estadística de las Naciones Unidas y el Banco Mundial, que culminaron con la publicación de un nuevo proyecto piloto para México referido al año de 1985, con el título *Integrate Environmental and Economic Accounting. A case study for México* (Working Paper No. 50, Banco Mundial, diciembre de 1991).

La experiencia en la ejecución y el desarrollo del proyecto piloto fue de gran valía, ya que, por una parte, arrojó los primeros resultados del Producto Interno Neto Ecológico (PINE) como un nuevo indicador macroeconómico para nuestro país; y por otra, sentó las bases que han permitido al INEGI continuar con las investigaciones en este novedoso campo y generar series anuales del PINE que son actualizadas en forma anual.

* Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI).

Por lo anterior, el SCEEM 1985-1992 debe ser visto como un trabajo cuyo mejoramiento, tanto en lo referente a la profundización y actualización de los resultados para los temas ambientales ya tratados, como a la incorporación de otros nuevos depende, por un lado, del estudio y aplicación de las metodologías vigentes en la materia, en particular, en el ámbito de la valoración de los recursos naturales; y por otro, de la existencia y disponibilidad de estadísticas de recursos naturales y medio ambiente con la suficiente desagregación y con la regularidad que requiere este estudio.

Objetivos

El objetivo general del SCEEM es vincular los hechos económicos con el medio ambiente y los recursos naturales, proporcionando un instrumento que pueda ser aprovechado para la toma de decisiones de política económico-ambiental, en el marco del desarrollo sustentable. Además, permitió apoyar, junto con las experiencias de proyectos piloto en otros países (Papúa-Nueva Guinea, Indonesia y Costa Rica, entre otros), la elaboración del Manual de Contabilidad Económica y Ambiental Integradas, considerada en el marco de las Cuentas Satélite.

Fuentes de información y cobertura temática

La existencia y disponibilidad de información sobre recursos naturales y medio ambiente acotaron la cobertura temática del proyecto.

Los temas ambientales desarrollados son: el petróleo, los recursos forestales, cambios en el uso del suelo (deforestación), los recursos hídricos, la erosión del suelo y la contaminación del agua, aire y suelo.

Adicionalmente, se realizaron investigaciones específicas para la incorporación de dos temas de carácter económico: gastos de protección ambiental del sector público y balances de Activos Económicos Producidos (AEP): edificios, construcciones e instalaciones y maquinaria y equipo.

El primer tema, permitió determinar el monto total y por actividad económica de las erogaciones efectuadas por el sector público a favor del medio ambiente.

El segundo, es el referente a la cuantificación y desagregación por sector económico de los balances de los AEP, mediante la estimación de las diversas variables que los conforman: Activos Fijos, Formación Bruta de Capital Fijo, Variación de Existencias, Consumo de Capital Fijo, etc. Este tema fue de suma importancia para el desarrollo del proyecto ya que satisfizo buena parte de los requerimientos de información que exigió el esquema.

La amplia plataforma estadística generada por el INEGI proveyó valiosa información; la Dirección General de Geografía suministró cartografía temática y apoyó en su interpretación; la Dirección General de Estadística, los Censos de Población y Vivienda, los Económicos y otras estadísticas. A su vez, se utilizó la información propia del SCNM como punto de partida para el desarrollo del SCEEM y las "Estadísticas del Medio Ambiente", México 1994, que conjuntan un gran acervo de información; ambos trabajos for-

man parte de las tareas de la Dirección General de Contabilidad Nacional, Estudios Socioeconómicos y Precios.

Un gran número de fuentes externas al INEGI fueron consultadas, entre las que destaca el apoyo brindado en varios de los temas, por la Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP) a través Instituto Nacional de Ecología (INE), a cargo del *Informe de la Situación General en Materia de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente*, obra de consulta permanente; la Comisión Nacional del Agua (CNA) y el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). Cabe mencionar que la SEMARNAP y el INEGI firmaron un Convenio de Colaboración en julio de 1995, para estrechar los vínculos entre ambas instituciones y avanzar en proyectos afines, entre ellos el SCEEM.

La Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural (SAGAR), Fertilizantes Mexicanos (FERTIMEX), la Universidad Autónoma de Chapingo (UACH), y la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO por sus siglas en inglés), proporcionaron información de los recursos forestales, los usos del suelo y la erosión.

La Secretaría de Energía (SE), el Departamento del Distrito Federal (DDF) y la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) aportaron datos sobre la contaminación atmosférica en el Valle de México, tales como: inventarios de emisiones por sector o tipo de fuente, balance energético, calidad y consumo de combustibles, etc.

Otras fuentes de información fueron: Petróleos Mexicanos (PEMEX), que aportó datos sobre el estado y evolución del sector petrolero; el Banco de México (BANXICO), sobre los acervos de capital; la Secretaría de Hacienda y Crédito Público (SHCP) y el DDF, a través de sus Cuentas Públicas y Presupuestos respectivos, suministraron datos del gasto en protección ambiental.

La Fundación Friederich Ebert y diversas cámaras y confederaciones pertenecientes al sector privado proporcionaron documentos teóricos publicados que fueron aprovechados en varios de los temas.

Marco conceptual y metodológico

El SCEEM se desarrolló con base en el marco conceptual y metodológico del Sistema de Contabilidad Económica y Ambiental (SEEA por sus siglas en inglés) que se expone ampliamente en el Manual de Contabilidad Económica y Ambiental Integrado de las Naciones Unidas. A su vez, el Sistema de Cuentas Nacionales 1993, recoge estos planteamientos en el capítulo XXI: Contabilidad y Análisis Satélite.

Bajo estos lineamientos, el SCEEM expande la capacidad analítica del SCNM en forma factible sin sobrecargar o dislocar al núcleo centro, a través de la ampliación del concepto de los activos; la cuantificación de los balances y flujos en unidades físicas; la estimación de los costos imputados por el agotamiento y la degradación para la elaboración de las cuentas monetarias; la consolidación de las partidas en el esquema económico-ambiental integrado y por último, la obtención del PINE o Producto Interno Neto ajustado ambientalmente.

La ampliación del concepto de los activos al incluir los recursos naturales y el medio ambiente, considerándolos también como capital (natural), dio origen a una nueva clasificación de los activos:

- Los AEP, son aquellos que están comprendidos en la frontera de la producción del Sistema de Cuentas Nacionales (SCN), e incluyen las construcciones, instalaciones y la maquinaria y equipo.
- Los Activos Económicos no Producidos (AENP), son aquellos activos de origen natural que no proceden de proceso productivo alguno, pero que son utilizados en la producción generando un cierto flujo de ingreso a la economía; incluyen el petróleo, los recursos forestales maderables y el agua.
- Los Activos Ambientales no Producidos (AANP), poseen características tales que no es posible establecer propiedad alguna sobre ellos; por ejemplo el aire y los océanos. En el estudio se incluyeron la contaminación del agua, del aire y del suelo (basura), así como la erosión; es decir, recursos que si bien no son utilizados en forma directa en los procesos productivos, se ven afectados cambiando la calidad del ambiente.

Bajo estas consideraciones, la cobertura total de los activos quedó determinada por la adición de los activos económicos (producidos y no producidos) y los ambientales.

Los balances anuales permitieron conocer el estado que guardan los recursos naturales, es decir, su disponibilidad inicial, los cambios que sufren por la acción del hombre o fenómenos naturales y su disponibilidad al final del periodo.

Para el caso de la degradación ambiental, donde se trata de activos para los cuales no es posible acotar su disponibilidad ya que los cambios cualitativos se observan a través de flujos, el análisis se centró en estimar las alteraciones en la calidad de los mismos.

Es importante mencionar que para los propósitos de la contabilidad ambiental en términos monetarios, desarrollada en el SCEEM fue necesario considerar los usos que se le dieron a los recursos naturales asignando un valor al agotamiento de los insumos y a la degradación del ambiente; el cual, junto con la depreciación de los AEP, se deducen al PIB para arribar al PINE.

Para determinar los cambios en las existencias de los AENP, se utilizaron dos métodos de valoración. Uno es el llamado enfoque de renta neta, aplicado en múltiples proyectos por el Instituto Mundial de Recursos (WRI por sus siglas en inglés). Aquí se valoran las unidades extraídas en base a la diferencia entre el valor de los productos obtenidos del recurso y todos los costos, incluyendo un margen normal de ganancias, en los que se incurrió como resultado del agotamiento.

El otro es conocido como enfoque de costo del usuario, propuesto por El Serafy en 1989, que valora las unidades extraídas en base a solamente parte de la renta, es decir, aquella parte que si se reinvierte generaría una corriente de ingreso permanente igual a la pérdida de la capacidad de generación de ingresos por el agotamiento.

Ambos métodos se aplicaron de manera alternativa y con fines comparativos a los cambios en las existencias de los recursos forestales maderables, el petróleo y el agua (subterránea). Sin embargo, el esquema integrado económico-ecológico y los consecuen-

tes agregados macroeconómicos ajustados (PINE), se basaron en el método de la renta neta.

Por su parte, para evaluar los costos por la degradación ambiental (contaminación del aire y suelo así como por la erosión), se usa el enfoque llamado costos de propiedad; aquí se estimaron los gastos en que se incurriría para mantener el agua, aire y suelo en su nivel anterior a la degradación.

Sin embargo, también hay erogaciones que realizan los agentes económicos en favor de los recursos naturales y el ambiente; que se identificaron como gastos de protección ambiental. Para el caso de México, ya están considerados en los cálculos del SCNM: por tal razón, en el SCEEM no fueron agregados, sino únicamente se hicieron explícitos, distinguiéndose los correspondientes al sector público, para establecer relaciones y análisis comparativos con diversas variables.

Calculadas las cuentas monetarias bajo los métodos descritos, se procedió a enlazar los elementos de los balances y flujos del SCEEM con las variables del SCNM a través de la integración y consolidación de las partidas correspondientes entre ambos esquemas, obteniéndose el PINE.

Resultados

El estudio proporciona resultados cuantitativos expresados en unidades físicas y monetarias a precios corrientes, para los rubros de agotamiento y degradación, los cuales demuestran que México ha venido agotando su capital natural.

Las cuentas físicas de los recursos naturales mostraron que durante el periodo 1985-1992, los activos forestales maderables disminuyeron 1.8% en promedio para cada año; los activos del petróleo y el agua subterránea también disminuyeron su disponibilidad al alcanzar tasas medias anuales de extracción neta de 1.4% y 0.4%, respectivamente.

Con respecto a la degradación del ambiente provocada por la contaminación del agua, aire y suelo (residuos sólidos municipales), aumentaron en promedio anual 1.9%, 6.0% y 3.1%, respectivamente. Asimismo, se registró un incremento en la pérdida de suelos por erosión de 4.0% en promedio anual para el periodo de estudio.

Por su parte, las cuentas monetarias muestran que la magnitud del impacto ambiental que incluye los costos por el agotamiento de los recursos naturales y la degradación del ambiente, alcanzó en promedio para el periodo 1985-1992, el 12.5% con respecto al PIB a precios corrientes; de este monto, 3.1% correspondió a los costos por el agotamiento y 9.4% al rubro de la degradación.

Balance de recursos 1985-1992

Recursos	Unidad de medida	1985	1992	Incremento %	Observaciones
Forestal	miles de m ³	2,788,708	2,464,236	(-) 1.88	Balance de Apertura + 1 - cambios = Balance de Cierre
(Bosque)					
Petróleo	millones de barriles	71,750	65,000	(-) 1.4	Balance de Apertura + 1 - cambios = Balance de Cierre
(yacimientos probados)					
Agua	millones de m ³				Balance de Apertura + / - 1 cambios = Balance de Cierre
Recarga		7,602	7,984	0.7	
Extracción		11,320	11,797	0.6	
(Sobreexplotación)		(-) 3 718	(-) 3,813	0.4	
Contaminación del aire	miles de toneladas	23,114	34,851	6.0	Flujo de emisiones contaminantes
Contaminación del suelo por desechos sólidos	miles de toneladas	18,061	22,342	3.1	Flujo de emisiones contaminantes
Contaminación del agua: demanda bioquímica de oxígeno	miles de toneladas	15,612	17,760	1.9	Flujo de emisiones contaminantes
Erosión de suelos	miles de toneladas	365,141	479,948	4.0	Pérdida de suelo (flujo)

Fuente: INEGI, con datos del Sistema de Cuentas Económicas y Ecológicas de México 1985-1992, México, 1996.

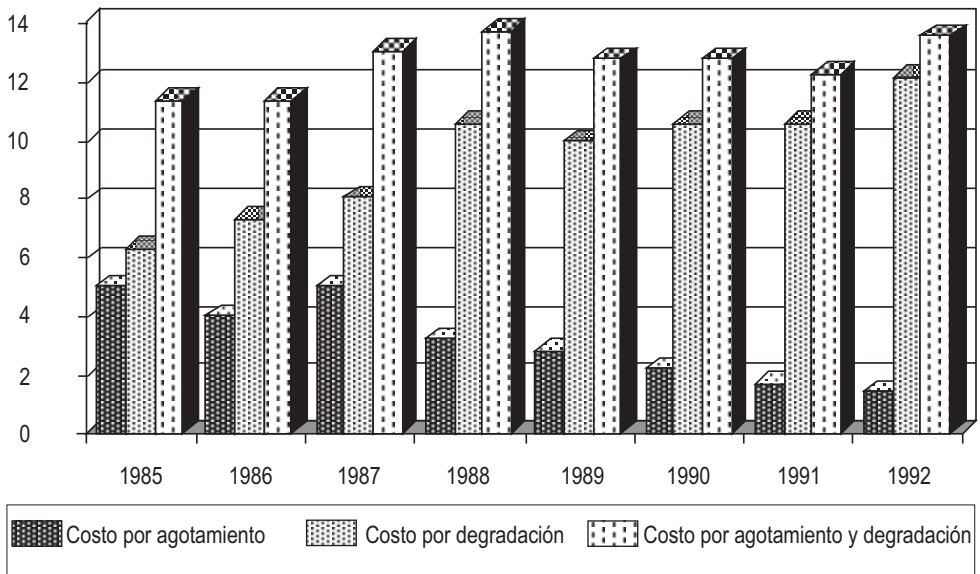
Producto Interno Bruto, deducida la depredación de los recursos naturales, 1985-1992 (en miles de nuevos pesos corrientes)

Año	Producto Interno bruto (1)	Consumo de Capital Fijo (2)	Producto Interno Neto "Convencional" (3) = (1) - (2)	Depreciación de los recursos naturales (4)	Producto Interno Neto "Reajustado" (5) = (3) - (4)	Consumo de capital fijo como % del PIB (6) = (2) / (1)	Depreciación de los recursos naturales como % del PIB (4) / (1)
1985	47,391,702	5,331,186	42,060,516	5,362,644	36,697,872	11.2%	11.3%
1986	79,191,347	10,870,871	68,320,476	8,940,267	59,380,209	13.7%	11.3%
1987	193,311,538	25,284,372	168,027,166	25,111,811	142,915,355	13.1%	13.0%
1988	390,451,299	46,762,736	343,688,563	53,306,389	290,382,174	12.0%	13.7%
1989	507,617,999	53,637,023	453,980,976	64,587,124	389,393,852	10.6%	12.7%
1990	686,405,724	66,238,840	620,166,884	87,023,944	533,142,890	9.7%	12.7%
1991	865,165,724	82,702,774	782,462,950	105,780,212	676,682,738	9.6%	12.2%
1992	1,019,155,941	98,237,126	920,918,815	137,722,981	783,195,834	9.6%	13.5%

Fuente: INEGI, con datos del Sistema de Cuentas Económicas y Ecológicas de México 1985-1992, México, 1996.

A un mayor nivel de desagregación se observó que para el periodo de estudio los costos por agotamiento presentaron una tendencia a disminuir; en contraste, los costos por degradación aumentaron su participación; es decir, para 1985 el ajuste al PIB por el agotamiento de los recursos naturales fue de 5.0% disminuyendo a 1.4% en 1992; mientras que los costos por degradación participaron en 1985 con el 6.3% y en 1992 lo hicieron con el 12.1%.

Costos por agotamiento y degradación como proporción del PIB a precios corrientes



Fuente: INEGI, con datos del Sistema de Cuenta Económicas y Ecológicas de México, México, 1996.

Perspectivas

Realizar revisiones conceptuales y metodológicas a fin de profundizar en el tratamiento y análisis de los temas abordados y de otros nuevos, en particular, en la estimación de los costos imputados por el agotamiento de los recursos naturales y la degradación del ambiente.

Fomentar dentro del propio INEGI y en coordinación con otras dependencias, en especial con la SEMARNAP, la elaboración de estadísticas del medio ambiente.

En lo sucesivo, el SCEEM proporcionará series del PINE actualizadas, tomando como referencia el nuevo SCNM, base 1993.

El tema abordado ha ocupado la atención de los gobiernos y de diversas instituciones nacionales e internacionales; lo que aquí se presenta muestra de manera resumida los avances logrados en el campo de las cuentas ambientales, con el propósito de

contribuir al análisis y a la reflexión de los diversos tópicos en materia económico-ambiental dentro del concepto del desarrollo sustentable.

Así, se extiende una invitación a los usuarios y estudiosos del tema, a fin de que expresen sus comentarios y observaciones, a la Dirección General de Contabilidad Nacional, Estudios Socioeconómicos y Precios del INEGI.

Sistema de indicadores para la evaluación del desempeño ambiental

*Adrián Fernández Bremauntz**

El Instituto Nacional de Ecología (INE) desarrolla desde hace algún tiempo un sistema de indicadores ambientales como mecanismo que permita evaluar las políticas seguidas por el Instituto en aquellas áreas que le son de competencia directa. Además de lo anterior, el sistema también se propone ser un medio eficaz de difusión al público y garantizar con ello su derecho a conocer la información ambiental.

Debido a que ésta se usa para construir indicadores ambientales, es mucha y muy diversa, es necesario tener un marco conceptual para estructurar tal información y hacerla más accesible e inteligible. Por ello, y porque ha demostrado su utilidad, se ha adoptado el esquema denominado "Presión-Estado-Respuesta" propuesto por Environment Canadá y la OCDE, que se describe a continuación:

El esquema de *presión-estado-respuesta* (PER), basado en una lógica de causalidad, presupone relaciones de acción y respuesta entre la economía y el medio ambiente, y parte de cuestionamientos simples:

¿Qué está afectando al ambiente?

¿Qué está pasando con el estado del ambiente?

¿Qué estamos haciendo acerca de estos temas?

Cada una de estas preguntas se responde con un conjunto de indicadores de la siguiente manera:

* Director General de Gestión e Información Ambiental. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAP.

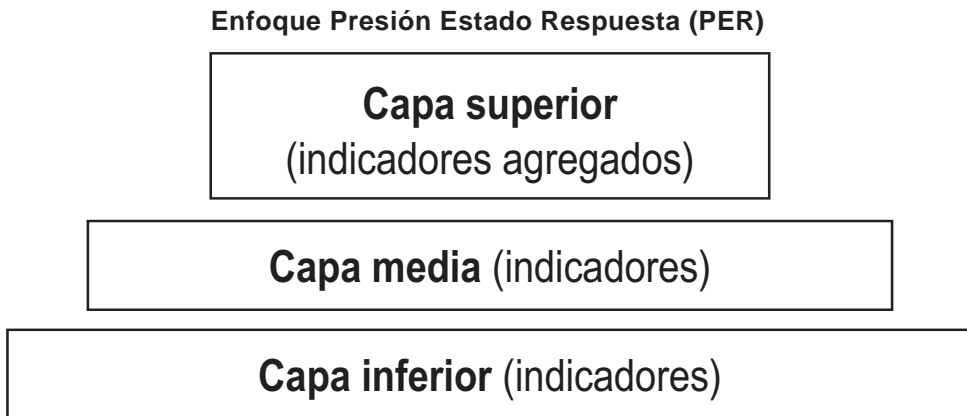


Fig. 1

Para señalar de manera sintética pero a la vez clara cuáles son las características y cualidades que deben tener los indicadores para la evaluación del desempeño ambiental, se abordan enseguida una serie de preguntas y respuestas que seguramente cumplirán con este cometido.

¿Qué son los indicadores ambientales?

Son estadísticas o parámetros que proporcionan información y/o tendencias sobre las condiciones y los fenómenos ambientales.

Su significado va más allá de la estadística misma, proveyendo una medida del desempeño de las políticas ambientales.

A pesar de que en el mundo académico y más propiamente en el sector gubernamental se maneja ya el concepto de indicador ambiental, debemos decir que la acepción de *indicador de evaluación del desempeño ambiental* tiene un origen relativamente reciente a nivel internacional, como consecuencia, el conocimiento y manejo que se tiene en México de tal acepción es aún más incipiente.

A continuación se presenta de manera resumida cuál ha sido el origen y desarrollo a nivel mundial de la construcción de indicadores de evaluación del desempeño ambiental.

Como se puede advertir en la tabla siguiente, buena parte del esfuerzo en el desarrollo de estos indicadores ha sido impulsada por la OCDE, en tal sentido es preciso señalar los criterios que toma en cuenta esta organización para el desarrollo de los indicadores.

Desarrollo histórico de los indicadores ambientales

1989	El grupo de los siete solicita a la OCDE el desarrollo de indicadores ambientales
1991	Primeros conjuntos de indicadores ambientales en la OCDE, Canadá y Holanda
1992	En la Cumbre de Río se promueven los indicadores ambientales
1993	PNUMA reunió expertos para discutir avances
1994	La OCDE publica su conjunto de indicadores ambientales. El Banco Mundial y la UE buscan las bases para los indicadores de sustentabilidad
1996	El PNUMA inicia los talleres regionales anuales sobre indicadores ambientales y de sustentabilidad
1997	La EPA organiza grupos de trabajo nacionales para el desarrollo de indicadores ambientales

Criterios de la OCDE para la selección de indicadores

Un indicador debe:

- Proporcionar una visión de las condiciones y presiones ambientales o respuestas de la sociedad.
- Ser sencillo y fácil de interpretar y capaz de mostrar las tendencias a través del tiempo.
- Debe existir un valor con el cual pueda ser comparado con el fin de evaluar el significado de sus valores.

Los datos utilizados para construir indicadores:

- Deben estar disponibles con una razonable relación costo/beneficio.
- Deben estar bien documentados y conocerse su calidad.
- Deben ser actualizados a intervalos regulares.

Criterios técnicos de un indicador:

- Debe estar teórica y científicamente bien fundamentado.
- Debe basarse en consensos internacionales.
- Debe ser capaz de relacionarse con modelos económicos de pronóstico.

El proceso que hemos seguido en el INE ha consistido en la asimilación de la metodología propuesta por la OCDE, pero adaptándola a las condiciones y circunstancias de México, de tal suerte que el marco metodológico sea correspondiente a los temas ambientales que más interesan a nuestro país.

Asimismo la búsqueda y recopilación de información ha sido también una acción importante, ya que debemos reconocer, en nuestro país es aún débil la sistematización de la información ambiental, por lo cual se generan en no pocas ocasiones inconsistencias, cuando no lagunas en el conocimiento de los fenómenos ambientales desde una perspectiva estadística.

El sistema que hemos desarrollado recopila la información ambiental que ya ha sido publicada, pero se agrupa de manera lógica siguiendo el marco metodológico de la

OCDE, lo que consideramos un avance importante para la contribución a la evaluación de las políticas ambientales.

El sistema está conformado de tres capas (fig.1), que se distinguen por el nivel de desarrollo que ha alcanzado la información, o bien el grado de calidad que tiene:

1. Capa inferior (nivel detallado)

En esta fase el sistema proporciona la mayor cantidad de información posible, de manera organizada, para que el usuario pueda consultarla y realizar su propia evaluación de la problemática ambiental e incluso desarrollar indicadores u otro tipo de procesos de acuerdo a sus intereses. Por lo anterior la información cuenta con la menor cantidad posible de valores de juicio, y está avalada por alguna institución quien la ha publicado. Se propone desarrollar un sistema objetivo para usos múltiples, e independiente de cambios de administración.

Debido a que el sistema aspira a presentar la dinámica de los problemas ambientales, es decir la forma en que interaccionan los principales agentes que lo constituyen, deberá contar con información “suficiente” para describir los siguientes aspectos de cada problema ambiental:

- Presión:
Los agentes o factores que ejercen la presión sobre el recurso.
- Estado:
El estado del recurso (en calidad y/o cantidad) o los efectos que produce el problema a la población y a los ecosistemas.
- Respuesta:
Las acciones que el sector público o privado realizan para la atención del problema.
Para cada uno de estos puntos se incluye la información necesaria para generar (mínimamente):
 - La situación actual
 - Tendencias
 - Análisis temporal y regional

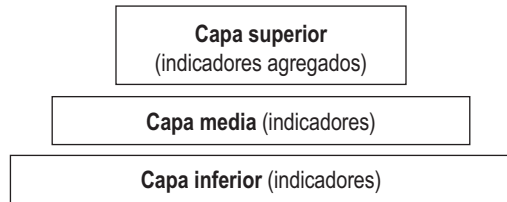


Fig. 1

2. Generación de indicadores por el INE. Capa media

Esta etapa tiene como objetivo generar un conjunto de indicadores (estadísticas, gráficas, valores) para evaluar el desempeño de las políticas ambientales. Esta evaluación deberá ser realizada con la participación y acuerdo de las áreas técnicas entre especialistas en cada materia, ya que implica valores de juicio.

Esta información procesada es dirigida principalmente a tomadores de decisiones y público en general.

La evaluación, en su momento, se realizará con base en la información presente en la capa inferior y deberá contar con todas las referencias y comentarios necesarios, por ejemplo:

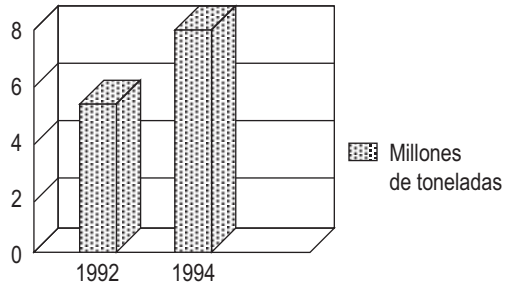
Tema: Residuos peligrosos

Tipo de indicador: Presión

Nivel: Nacional

Indicador: Generación de residuos peligrosos

Generación de residuos peligrosos



Ficha técnica

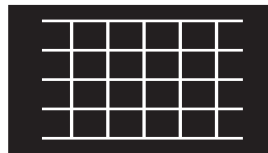
	1992	1994
Fuente	Informe del Estado del Medio Ambiente 1992	Informe del Estado del Ambiente 1993-1994
Metodología	Estimación a partir de manifiestos de generación de residuos peligrosos en el INE	Estimación a partir del año base (1992) considerando el crecimiento del producto interno bruto
Periodicidad	Levantamiento único	Estimación bianual
Generadores de información	Instituto Nacional de Ecología	Instituto Nacional de Ecología
Confiability		
Descripción		

3. Capa superior

Funcionalmente será como la capa media, pero presentará indicadores más agregados, esto es, que evalúen el elemento ambiental, vinculándolo con factores económicos y sociales.

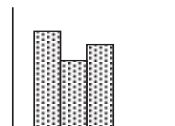
En este nivel se contempla la incorporación de un sistema de información geográfico, a fin de poder analizar la información desde un punto de vista regional o ecosistémico, y po-

Información fuente



Generación de Residuos en México 1992.

Situación de los residuos peligrosos en México 1994



Situación de los residuos peligrosos en México 1994.

der dar una visión global, considerando todos los estratos de la problemática ambiental para cada ecosistema.

Preguntas que podrá contestar el sistema y capacidades

1. Capa inferior

Permitirá ver la información de un problema ambiental dado organizado con el enfoque Presión-Estado-Respuesta (PER).

Mostrará la tabla original y aquellas gráficas que ayuden a su comprensión.

Imprimirá y copiará en disco flexible la información seleccionada.

Se podrán realizar selecciones de conjuntos de tablas para imprimir por tema, subtema o indicador. Por ejemplo: Residuos Peligrosos (tema), Presión (subtema), Generación de Residuos (indicador).

Preguntas:

¿Cuáles son las tablas que contienen información de un tópico dado, por ejemplo lluvia ácida o áreas protegidas o SO₂?

¿Cuál fue la bibliografía consultada y qué información se extrajo de cada texto?

2. Capa media

Presenta cada problema mediante indicadores ambientales de acuerdo al enfoque PER.

Presentación gráfica de los indicadores.

Módulo de asistencia para el marco metodológico PER.

Fichas técnicas de cada indicador.

- Fuente.
- Metodología.
- Confiabilidad.
- Entidades involucradas en la generación y procesamiento de información.
- Periodicidad.

Tener la capacidad de consultar la información que sirvió de base para la evaluación del indicador.

3. Capa superior

En su momento, deberá cumplir con todas las capacidades de la capa media.

Deberá ser capaz de presentar la información por regiones o ecosistemas.

Deberá manejar información cartográfica.

En este momento nos encontramos en la capa inferior, aun cuando existen elementos ya presentes en algunos indicadores que nos hacen alcanzar la capa media. Se continuará trabajando a fin de presentar información con mayor calidad.

Podemos mencionar algunos puntos que se desprenden de este ejercicio que hemos desarrollado en el INE referente a los indicadores de evaluación del desempeño ambiental, que nos ubica en el estado actual en que se encuentra la generación y difusión de información ambiental:

- La información existente presenta problemas de calidad
- No existen suficientes series de tiempo que permitan mostrar tendencias
- Parte de la información ha sido generada con metodología distinta para un mismo aspecto
- Parte de la información se desprende de estimaciones, las cuales varían según la interpretación
- El desarrollo de los conceptos y metodología para la construcción de Indicadores Ambientales se encuentran en etapa de asimilación

Los temas que se encuentran incluidos en el sistema son: calidad del aire, residuos sólidos y peligrosos, vida silvestre y áreas naturales protegidas, cambio climático, y disminución de la capa de ozono estratosférico. Asimismo, existe un apartado donde se abordan las cuestiones conceptuales de los indicadores, uno dedicado a las experiencias internacionales en esta materia y otro más destinado a coeficientes de sustentabilidad en México.

Algunos de los indicadores que se presentan en el sistema son:

- emisiones y concentraciones de contaminantes atmosféricos en varias ciudades de la república
- generación y disposición de residuos peligrosos y residuos sólidos municipales
- sistema nacional de áreas naturales protegidas
- especies de flora y fauna prioritarias
- cambio climático
- disminución del ozono estratosférico

Aproximadamente 250 tablas y gráficas con la información más actualizada en los temas arriba señalados.

Esta versión electrónica está ya para su consulta en la página Internet del INE bajo el nombre de *Indicadores ambientales*. Próximamente será complementada con una copia impresa a fin de ampliar la cobertura del público interesado.

Como comentario final es importante precisar que los indicadores ambientales han demostrado su valía y utilidad en todos aquellos países en los cuales se ha llevado a cabo un proceso de construcción de los mismos. En México hemos ya iniciado este proceso, lo que seguramente contribuirá a generar más y mejor información, construir mecanismos eficientes de difusión de tal información, comenzar la evaluación de la política aplicada, que repercutirán en actitudes privadas y/o sociales en favor del medio ambiente, todo ello en el marco de una mayor *institucionalización* de la manera en la que generamos y difundimos la información ambiental.

Una evaluación económica de la actividad forestal en México: un enfoque de insumo-producto¹

*Fidel Aroche Reyes**
*Luis Miguel Galindo Paliza**

Introducción

En los años recientes aumentó el interés por analizar los recursos naturales considerando los procesos de interacción entre la naturaleza y la economía. Esto se debe, en parte, a la creciente preocupación social por los efectos que la demanda sostenida por insumos naturales puede representar, en el largo plazo, en un mundo de recursos finitos y escasos (Pearce, 1992). Algunos estudios recientes indican que el proceso de desarrollo de un país no implica necesariamente la destrucción de sus recursos naturales, y en particular de los forestales. Por el contrario, puede sostenerse, por ejemplo, que los bosques y las actividades forestales favorecen los encadenamientos productivos, la generación de empleos y apoyan al desarrollo en un contexto de explotación racional de los recursos naturales (Vincent y Binkley, 1992, Ackerman, 1994 y Pinedo-Vázquez, *et al.*, 1992).

Las técnicas de análisis empleadas en trabajos empíricos recientes que analizan las relaciones entre la explotación de los recursos naturales y el desarrollo económico, incluyen desde modelos econométricos, modelos de equilibrio general y los modelos de insumo-producto (Bockstael *et al.*, 1995, Capistrano y Kiker, 1995, Echeverría, *et al.*, 1995, Stern, 1995, Navrud y Mungatana, 1994, Faber y Proops, 1993, Haltia, 1994). Cada una de estas formas de análisis enfatizan distintos aspectos de la economía. En

* Dirección de Economía Ambiental. Dirección de Regulación Ambiental. Instituto Nacional de Ecología.

¹ Agradecemos los comentarios de Francisco Giner de los Ríos, Eduardo Vega e Ignacio Perrotini y Miguel Ángel Gallardo López. Desde luego los errores son sólo responsabilidad de los autores. Asimismo, agradecemos las estimaciones realizadas por Miguel Ángel Gallardo López.

particular el análisis basado en las matrices de insumo-producto se orienta a estudiar la estructura productiva y las relaciones más permanentes de la economía.

El objetivo de este trabajo es entonces analizar la ubicación estructural del sector forestal en la economía mexicana desde una perspectiva de largo plazo. Estos resultados permiten evaluar la contribución de los bosques en la generación de producto e ingreso nacionales y representan un primer acercamiento a la valuación económica de este recurso. La metodología empleada se basa en el modelo de insumo-producto (IP); con base en la matriz de México de 1990 publicada por STATAMATRIX² en 1992, desagregada a 93 ramas productivas. El análisis comprende a las matrices de transacciones internas y totales agregadas a 30 sectores productivos. La agregación utilizada define a un complejo forestal que incluye a un conjunto de actividades fuertemente ligadas entre sí y con la producción de materias primas forestales. Así, el complejo forestal incluye al sector de madera (rama 2), sector no maderable (rama 3), aserraderos (rama 11), otras industrias de la madera (rama 12) y papel (rama 13).

El trabajo se divide en ocho secciones; en la primera se exponen brevemente los principios básicos del modelo IP; en la segunda se describen algunos aspectos del perfil de especialización del sector forestal, tales como el tipo de bienes que produce y los mercados a los que abastece. En la tercera sección se intenta caracterizar los patrones de integración que el sector mantiene con el resto de la economía. El indicador que se ha empleado es un índice de encadenamientos hacia atrás y hacia adelante. La cuarta sección analiza la contribución del sector forestal al bienestar, mediante la llamada "extracción hipotética". La quinta parte expone aspectos de las características de las tecnologías empleadas en el sector, tales como sus requerimientos de insumos primarios e insumos producidos; asimismo se adelanta una interpretación de estos resultados en términos del modelo de crecimiento de Von Neumann. El sexto apartado estudia, con base a una ecuación de precios por costos, la relevancia de los movimientos de precios del sector forestal. El séptimo apartado expone, con base en un análisis gráfico, el esquema de relaciones estructurales que el sector forestal establece con el resto del aparato productivo. La octava sección incluye algunas consideraciones y comentarios.

Marco teórico³

El modelo IP es en esencia uno de producción derivado de una versión simplificada del modelo de equilibrio general de Walras (Leontief, 1951), el cual entiende a la economía como un sistema productivo donde los agentes económicos realizan actividades económicas independientemente, a la vez que están interrelacionados a través de una red de intercambios de bienes. Los agentes relevantes para el modelo son los productores, ya que la demanda final y la oferta de factores son actividades exógenas. Los agentes se clasifican según el bien que producen, y suponiendo una tecnología uniforme que

² Esta matriz es una actualización de la tabla elaborada por INEGI en 1980.

³ Esta sección puede ser omitida por el lector que reconozca los rudimentos del análisis de insumo-producto.

transforma bienes (insumos) en un producto o bien homogéneo. (Bulmer-Thomas, 1986).

La matriz IP da cuenta de los intercambios de bienes intermedios ofrecidos y demandados por los productores, que se realizan en la economía durante un periodo de tiempo determinado. Así, la matriz es un cuadro de doble entrada, donde las filas muestran las ventas de cada sector al resto de la economía y las columnas, las compras de insumos por sectores. De este modo, cada vector fila representa a un tiempo el destino de la producción de cada sector i así como los ingresos de ese sector. Mientras tanto, el vector columna j muestra el consumo de los insumos producidos, y de los factores, por el sector j y a la vez, los costos de producción del sector j . Esto es, el valor del producto es igual a las ventas totales; a su vez, los ingresos de la industria equivalen a los costos de producción, por lo tanto las industrias están en equilibrio, no hay excesos de oferta y ningún productor obtiene ganancias positivas (Dorfman, Samuelson y Solow, 1958).

La matriz de transacciones intermedias puede organizarse de dos maneras: por un lado, en lo que se refiere a las transacciones realizadas entre productores nacionales estrictamente, es necesario incluir un vector fila donde se registran las importaciones por sectores de destino de los bienes. Por otro, es posible incluir en la tabla de transacciones intermedias a las importaciones de bienes similares. Se obtiene así la llamada matriz de transacciones totales, que efectivamente describe el uso total de bienes como insumos, tanto de origen interno como externo, para la producción. El cuadro de la demanda final se refiere al destino último de la producción de cada sector productivo. La producción se clasifica por destino en consumo privado, consumo público, inversión bruta, variación de existencias y exportaciones. La suma de la demanda intermedia más la demanda final por fila arroja la demanda total satisfecha por cada sector.

El cuadro de los requerimientos sectoriales de los factores productivos registra los pagos a cada uno de los factores productivos por su contribución al proceso de producción y en general incluye todos los costos no contabilizados en los insumos intermedios. Estos requerimientos se clasifican en: remuneración de asalariados, excedente de explotación, e impuestos indirectos menos subsidios. Por fila se incluyen las remuneraciones a (ingresos de) los factores productivos y por columna los requerimientos sectoriales de cada factor productivo (costo factorial por sector). Este cuadro permite identificar el valor agregado sectorial y contabilizar el ingreso de los agentes económicos.

La producción bruta, o su valor bruto es la producción interna total de bienes y servicios.⁴ De este modo, la identidad básica del modelo de insumo producto se define como:

$$(1) \quad \text{VBP} = Y + \text{DI}$$

⁴ Por producción interna se entiende la producción realizada en el país con la contribución de los factores productivos tanto de residentes como de no residentes. No incluye, entonces, las remuneraciones netas del exterior a los factores productivos nacionales.

Donde VBP representa el valor bruto de la producción; Y la demanda final, y DI la demanda intermedia. Asimismo:

$$(2) \quad \text{VBP}' = \text{CI}' + \text{Z}'$$

Donde VBP' es el vector fila del valor bruto de la producción, CI' es la suma de los requerimientos de los insumos intermedios, Z' es el vector de valor agregado y ' denota transposición de los vectores, es decir, éstos son vectores fila. Ordenando y simplificando se obtiene que:

$$(3) \quad \sum_i Y_i = \sum_j Z_j = \text{PIB} \quad \text{para } i = j = 1, 2, 3, \dots, n.$$

Donde \sum representa el operador suma y PIB representa el producto interno bruto. Formalmente, el modelo IP se representa por el lado de la demanda como (Leontief, 1951 y Brody, 1970):

$$(4) \quad X = T_1 + Y$$

Donde T representa la matriz de transacciones intermedias, X es un vector columna del valor bruto de la producción y y_i es un vector suma, es decir, un vector columna de unos. Por el lado de la oferta de insumos se tiene que:

$$(5) \quad X' = T + Z'$$

La ecuación (4) puede reescribirse en términos de la matriz de coeficientes técnicos $[A = \{a_{ij}\} = \{t_{ij}/x_j\}]$ como:

$$(5) \quad X = AX + Y$$

Análogamente, si $E = \{e_{ij}\} = \{t_{ij}/x_i\}$, la ecuación (5) se transforma en:

$$(6) \quad X' = EX' + Z'$$

Despejando la ecuación (5) se obtiene:

$$(7) \quad X = (I - A)^{-1}Y$$

La ecuación (7) indica el nivel de producto total que corresponde a un determinado nivel de ingreso dadas las condiciones técnicas de producción.

$(I - A)^{-1}$ es la matriz inversa de Leontief, es decir, representa los requerimientos totales directos e indirectos de insumos intermedios necesarios para satisfacer a la demanda final. A su vez, por el lado de la oferta, el modelo (5) se soluciona como:

$$(8) \quad X' = Z'(I - E)^{-1}$$

donde la matriz $(I - E)^{-1}$ representa las ventas totales necesarias en la economía para lograr un nivel deseado de valor agregado Z . El conjunto del modelo de insumo producto puede utilizarse para analizar la importancia del sector forestal y su posición dentro de la estructura económica.

Indicadores de la especialización del sector forestal

El modelo IP proporciona indicadores sobre la especialización relativa y la posición estructural de las diversas industrias; por ejemplo, es posible construir indicadores sobre la composición del producto de la economía, de los requerimientos de insumos para todo el sistema o para una industria, así como indicadores sobre la composición de la demanda total (intermedia y final) y también, indicadores acerca de las relaciones de una industria con el sector externo.

En el Cuadro 1 se observa que la participación de las actividades del sector forestal en el VBP es relativamente baja (incluye a las ramas 2, 3, 11, 12 y 13). En efecto el sector forestal representa en conjunto el 2.96% del VBP de la economía en la matriz de transacciones internas y el 2.99% en la matriz de transacciones totales. A su vez, de acuerdo con el Cuadro 2, el sector satisface al 5.27% de la demanda intermedia total y al 5.31% de la demanda intermedia satisfecha por producción interna (la diferencia se explica por las importaciones de insumos). Por otro lado, el sector participa con el 1.55% de la demanda final de la economía y con el 1.83% de la demanda final cubierta por producción interna.

Cuadro 1. Composición del valor bruto de la producción matriz insumo-producto 1990

	Concepto	Transacciones internas		Transacciones totales	
		V.B.P.	Composición	V.B.P.	Composición
1	Agricultura y ganadería	73136	0.0676	73136	0.0681
2	Productos de madera	1816	0.0017	1816	0.0017
3	Productos no maderables	941	0.0009	941	0.0009
4	Caza y pesca	3147	0.0029	3147	0.0029
5	Minería	13733	0.0127	13733	0.0128
6	Petróleo	11729	0.0108	11729	0.0109
7	Alimentos	87842	0.0812	87842	0.0818
8	Bebidas y tabaco	21398	0.0198	21398	0.0199
9	Textiles	24339	0.0225	24339	0.0227
10	Cuero	6908	0.0064	6908	0.0064
11	Aserraderos	3710	0.0034	3710	0.0035
12	Otra industria de madera	6216	0.0057	6216	0.0058
13	Papel	19340	0.0179	19340	0.0180

	Concepto	Transacciones internas		Transacciones totales	
		V.B.P.	Composición	V.B.P.	Composición
14	Petroquímica	9677	0.0089	9677	0.0090
15	Química	47662	0.0441	47662	0.0444
16	Hule y plástico	12075	0.0112	12075	0.0112
17	Produc. minería no met.	18053	0.0167	18053	0.0168
18	Hierro y acero	34649	0.0320	34649	0.0323
19	Metales no ferrosos	5603	0.0052	5603	0.0052
20	Equipo eléctrico	15310	0.0142	15310	0.0143
21	Equipo electrónico	7613	0.0070	7613	0.0071
22	Equipo de transporte	38249	0.0354	38249	0.0356
23	Otras manufacturas	6522	0.0060	6522	0.0061
24	Construcción	61902	0.0572	61902	0.0576
25	Electricidad	16858	0.0156	16858	0.0157
26	Comercio, rest. y hoteles	223487	0.2067	223487	0.2081
27	Transporte	65803	0.0609	65803	0.0613
28	Comunicaciones	15340	0.0142	15340	0.0143
29	Servicios financieros	39284	0.0363	31732	0.0296
30	Otros servicios	188981	0.1748	188981	0.1760
	Total	1081323	1.0000	1073771	1.0000

Fuente: Calculado a partir de la Matriz de Insumo Producto de 1990.

Donde: VBP= Valor Bruto de la Producción.

El análisis de la demanda intermedia y final (Cuadro 3), indica que en general las ramas relacionadas con el sector forestal se especializan más hacia la producción de intermedios; con la excepción de la rama 3 (productos no maderables). Por otro lado, al analizar la estructura de los requerimientos de insumos producidos y no producidos, se observa en dicho cuadro que las ramas 2 y 3, que producen las materias primas, son actividades con bajos requerimientos de insumos intermedios, y son intensivas en insumos no producidos, particularmente capital. No obstante, las actividades manufactureras relacionadas con este sector (ramas 11, 12 y 13) tienen requerimientos de trabajo mayores, si bien son todavía relativamente intensivas en capital.⁵ Como punto de referencia, el promedio de la economía emplea una proporción mayor de insumos intermedios a requerimientos totales.

La importancia del sector forestal dentro del comercio exterior se refleja directamente en su participación en las exportaciones e importaciones de bienes intermedios y totales. Así, la participación de las exportaciones del sector forestal en el total alcanza el 1.6%, siendo las ramas con mayor participación la 12 (otras industrias de la madera y la 13 (papel y cartón). En cuanto a las importaciones, las ramas 2 y 3 no reportan importaciones. Sin embargo, las ramas 11, 12 y 13 combinadas dan cuenta del 4.21% de las importaciones de insumos totales de la economía.

⁵ Cifras en términos de remuneraciones factoriales y no del empleo físico.

Cadro 2. Composición demanda intermedia y final. Matriz Insumo-Producto 1990

	Concepto	Transacciones Internas			Transacciones Totales				
		Dem. intermedia	Composición	Dem. final	Composición	Dem. final	Composición		
1	Agricultura y ganadería	35708	0.1015	37428	0.0513	39418	0.0976	33718	0.0503
2	Productos de madera	1599	0.0045	217	0.0003	1629	0.0040	187	0.0003
3	Productos no maderables	183	0.0005	758	0.0010	364	0.0009	577	0.0009
4	Caza y pesca	984	0.0028	2163	0.0030	988	0.0024	2159	0.0032
5	Minería	10402	0.0296	3331	0.0046	11639	0.0288	2094	0.0031
6	Petróleo	7314	0.0208	4415	0.0061	7314	0.0181	4415	0.0066
7	Alimentos	15061	0.0428	72781	0.0998	19456	0.0482	68386	0.1021
8	Bebidas y tabaco	632	0.0018	20766	0.0285	687	0.0017	20711	0.0309
9	Textiles	4926	0.0140	19413	0.0266	6382	0.0158	17957	0.0268
10	Cuero	1128	0.0032	5780	0.0079	1340	0.0033	5568	0.0083
11	Aserraderos	3206	0.0091	504	0.0007	3663	0.0091	47	0.0001
12	Otra incl. madera	452	0.0013	5764	0.0079	511	0.0013	5705	0.0085
13	Papel	13244	0.0377	6096	0.0084	15502	0.0384	3838	0.0057
14	Petroquímica	5858	0.0167	3819	0.0052	7442	0.0184	2235	0.0033
15	Química	28067	0.0798	19595	0.0269	36724	0.0909	10938	0.0163
16	Hule y plástico	7443	0.0212	4632	0.0063	8831	0.0219	3244	0.0048
17	Produc. minería no met.	10716	0.0305	7337	0.0101	11535	0.0286	6518	0.0097
18	Hierro y acero	22755	0.0647	11894	0.0163	28245	0.0699	6404	0.0096
19	Metales no ferrosos	3898	0.0111	1705	0.0023	5014	0.0124	589	0.0009

Concepto	Transacciones Internas				Transacciones Totales			
	Dem. intermedia	Composición	Dem. final	Composición	Dem. intermedia	Composición	Dem. final	Composición
20 Equipo eléctrico	1471	0.0042	13839	0.0190	3914	0.0097	11396	0.0170
21 Equipo electrónico	657	0.0019	6956	0.0095	3861	0.0096	3752	0.0056
22 Equipo de transporte	4826	0.0137	33423	0.0458	19766	0.0489	18483	0.0276
23 Otras manufacturas	487	0.0014	6035	0.0083	1564	0.0039	4958	0.0074
24 Construcción	0	0.0000	61902	0.0848	0	0.0000	61902	0.0924
25 Electricidad	13889	0.0395	2969	0.0041	14019	0.0347	2839	0.0042
26 Comercio, rest. y hoteles	46945	0.1335	176542	0.2420	47751	0.1182	175736	0.2623
27 Transporte	18784	0.0534	47019	0.0644	21669	0.0537	44134	0.0659
28 Comunicaciones	5785	0.0164	9555	0.0131	6137	0.0152	9203	0.0137
29 Servicios financieros	28075	0.0798	11209	0.0154	20911	0.0518	10821	0.0162
30 Otros servicios	57239	0.1627	131742	0.1806	57566	0.1425	131415	0.1962
Total	351734	1.0000	729589	1.0000	403842	1.0000	669929	1.0000

Fuente: Calculado en base a la Matriz Insumo Producto 1990.

Cuadro 3a. Valor Bruto de la producción, origen y destino. Matriz Insumo-Producto 1990

Matriz de Transacciones Internas		COEFICIENTES TÉCNICOS										
		D. intermedia	D. final	Exportaciones	Tot. In. N. e Imp	Importaciones N. e Imp	Tot. In. N. e Imp	Valor Agregado	R. asalariados	Superávit	Imp. Ind. Sub.	
1	Agricultura y ganadería	0.4882	0.5118	0.0428	0.3004	0.0103	0.3108	0.6892	0.0972	0.5943	-0.0023	
2	Productos de madera	0.8805	0.1195	0.0314	0.1558	0.0000	0.1558	0.8442	0.2676	0.5677	0.0088	
3	Productos no maderables	0.1945	0.8055	0.0021	0.0064	0.0000	0.0064	0.9936	0.0000	0.9936	0.0000	
4	Caza y pesca	0.3127	0.6873	0.0318	0.3820	0.0038	0.3858	0.6142	0.1350	0.4770	0.0022	
5	Minería	0.7574	0.2426	0.2332	0.3536	0.0357	0.3893	0.6107	0.1373	0.4571	0.0163	
6	Petróleo	0.6236	0.3764	0.3762	0.1291	0.0773	0.2064	0.7936	0.1265	0.6587	0.0084	
7	Alimentos	0.1715	0.8285	0.0356	0.6032	0.0762	0.6793	0.3207	0.0546	0.2650	0.0012	
8	Bebidas y tabaco	0.0295	0.9705	0.0364	0.3794	0.0398	0.4192	0.5808	0.0945	0.2696	0.2168	
9	Textiles	0.2024	0.7976	0.0933	0.4614	0.0610	0.5223	0.4777	0.1225	0.2970	0.0582	
10	Cuero	0.1633	0.8367	0.0827	0.4422	0.0798	0.5220	0.4780	0.1833	0.2839	0.0109	
11	Aserraderos	0.8642	0.1358	0.0089	0.5367	0.0008	0.5375	0.4625	0.1070	0.3550	0.0005	
12	Otra ind. madera	0.0727	0.9273	0.1556	0.3736	0.0690	0.4426	0.5574	0.0835	0.4167	0.0573	
13	Papel	0.6848	0.3152	0.0267	0.3874	0.1073	0.4947	0.5053	0.0912	0.3611	0.0529	
14	Petroquímica	0.6054	0.3946	0.2352	0.6065	0.0929	0.6994	0.3006	0.1045	0.1575	0.0386	
15	Química	0.5889	0.4111	0.0954	0.4415	0.1372	0.5787	0.4213	0.1080	0.2996	0.0137	
16	Hule y plástico	0.6164	0.3836	0.0284	0.3343	0.1505	0.4848	0.5152	0.1361	0.2980	0.0812	
17	Produc. minería no met.	0.5936	0.4064	0.0824	0.3384	0.0369	0.3753	0.6247	0.1312	0.4532	0.0403	

Matriz de Transacciones Internas										
Concepto	COEFICIENTES TÉCNICOS									
	D. intermedia	D. final	Exportaciones	Tot. In. N. e Imp	Importaciones	Tot. In. N. e Imp	Valor Agregado	R. asalariados	Superávit	Imp. Ind. Sub.
18 Hierro y acero	0.6567	0.3433	0.0929	0.4645	0.1062	0.5706	0.4294	0.1016	0.2946	0.0332
19 Metales no ferrosos	0.6957	0.3043	0.1829	0.4599	0.1192	0.5792	0.4208	0.0732	0.3193	0.0284
20 Equipo eléctrico	0.0961	0.9039	0.2944	0.2818	0.1820	0.4638	0.5362	0.1609	0.3510	0.0242
21 Equipo electrónico	0.0863	0.9137	0.5921	0.2450	0.2339	0.4789	0.5211	0.1876	0.3129	0.0206
22 Equipo de transporte	0.1262	0.8738	0.3805	0.3443	0.3433	0.6875	0.3125	0.1076	0.1764	0.0284
23 Otras manufacturas	0.0747	0.9253	0.3652	0.2668	0.1426	0.4094	0.5906	0.1302	0.4262	0.0342
24 Construcción	0.0000	1.0000	0.0000	0.5271	0.0330	0.5601	0.4399	0.2731	0.1648	0.0020
25 Electricidad	0.8239	0.1761	0.0117	0.3801	0.0575	0.4377	0.5623	0.1540	0.3610	0.0473
26 Comercio, rest. y hoteles	0.2101	0.7899	0.1505	0.1966	0.0034	0.2000	0.8000	0.0993	0.5039	0.1968
27 Transporte	0.2855	0.7145	0.0736	0.2276	0.0953	0.3229	0.6771	0.1430	0.5323	0.0017
28 Comunicaciones	0.3771	0.6229	0.1359	0.1696	0.0511	0.2207	0.7793	0.1503	0.3954	0.2336
29 Servicios financieros	0.7147	0.2853	0.0000	0.6632	0.0150	0.6781	0.3219	0.2924	-0.0050	0.0345
30 Otros servicios	0.3029	0.6971	0.0144	0.1921	0.0064	0.1984	0.8016	0.2342	0.5527	0.0146
Total	0.3252	0.6747	0.0939	0.3275	0.0555	0.3631	0.6168	0.1443	0.4108	0.0615

Fuente: Calculado en base a la Matriz de Insumo-Producto 1990.

Cuadro 3b. Valor Bruto de la Producción, origen y destino. Matriz Insumo-Producto 1990

Matriz de Transacciones Totales									
Concepto	COEFICIENTES								Imp. ind. sub.
	Tot. demanda	Exportaciones	Tot. demanda	Tot. insumos	Val. agre. bruto	R. asalariados	Superávit exp.		
1 Agricultura y ganadería	0.5390	0.0428	0.4610	0.3108	0.6892	0.0972	0.5943	-0.0023	
2 Productos de madera	0.8970	0.0314	0.1030	0.1558	0.8442	0.2676	0.5677	0.0088	
3 Productos no maderables	0.3868	0.0021	0.6132	0.0064	0.9936	0.0000	0.9936	0.0000	
4 Caza y pesca	0.3139	0.0318	0.6861	0.3858	0.6142	0.1350	0.4770	0.0022	
5 Minería	0.8475	0.2332	0.1525	0.3893	0.6107	0.1373	0.4571	0.0163	
6 Petróleo	0.6236	0.3762	0.3764	0.2064	0.7936	0.1265	0.6587	0.0084	
7 Alimentos	0.2215	0.0356	0.7785	0.6793	0.3207	0.0546	0.2650	0.0012	
8 Bebidas y tabaco	0.0321	0.0364	0.9679	0.4192	0.5808	0.0945	0.2696	0.2168	
9 Textiles	0.2622	0.0933	0.7378	0.5267	0.4733	0.1376	0.2851	0.0506	
10 Cuero	0.1940	0.0827	0.8060	0.5375	0.4625	0.1070	0.3550	0.0005	
11 Aserraderos	0.9873	0.0089	0.0127	0.4890	0.5110	0.1234	0.3613	0.0263	
12 Otra industria de madera	0.0822	0.1556	0.9178	0.4426	0.5574	0.0835	0.4167	0.0573	
13 Papel	0.8016	0.0267	0.1984	0.4947	0.5053	0.0912	0.3611	0.0529	
14 Petroquímica	0.7690	0.2352	0.2310	0.6994	0.3006	0.1045	0.1575	0.0386	
15 Química	0.7705	0.0954	0.2295	0.5787	0.4213	0.1080	0.2996	0.0137	
16 Hule y plástico	0.7313	0.0284	0.2687	0.4848	0.5152	0.1361	0.2980	0.0812	
17 Produc. minería no met.	0.6390	0.0824	0.3610	0.3753	0.6247	0.1312	0.4532	0.0403	
18 Hierro y acero	0.8152	0.0929	0.1848	0.5706	0.4294	0.1016	0.2946	0.0332	

Matriz de Transacciones Totales									
Concepto	COEFICIENTES								
	Tot. demanda	Exportaciones	Tot. demanda	Tot. insumos	Val. agre. bruto	R. asalariados	Superávit exp.	Imp. ind. sub.	
19 Metales no ferrosos	0.8949	0.1829	0.1051	0.5792	0.4208	0.0732	0.3193	0.0284	
20 Equipo eléctrico	0.2556	0.2944	0.7444	0.4638	0.5362	0.1609	0.3510	0.0242	
21 Equipo electrónico	0.5072	0.5921	0.4928	0.4789	0.5211	0.1876	0.3129	0.0206	
22 Equipo de transporte	0.5168	0.3805	0.4832	0.6875	0.3125	0.1076	0.1764	0.0284	
23 Otras manufacturas	0.2398	0.3652	0.7602	0.4094	0.5906	0.1302	0.4262	0.0342	
24 Construcción	0.0000	0.0000	1.0000	0.5601	0.4399	0.2731	0.1648	0.0020	
25 Electricidad	0.8316	0.0117	0.1684	0.4377	0.5623	0.1540	0.3610	0.0473	
26 Comercio, rest. y hoteles	0.2137	0.1505	0.7863	0.2000	0.8000	0.0993	0.5039	0.1968	
27 Transporte	0.3293	0.0736	0.6707	0.3229	0.6771	0.1430	0.5323	0.0017	
28 Comunicaciones	0.4001	0.1359	0.5999	0.2207	0.7793	0.1503	0.3954	0.2336	
29 Servicios financieros	0.6590	0.0000	0.3410	0.4402	0.5598	0.2924	0.2330	0.0345	
30 Otros servicios	0.3046	0.0144	0.6954	0.1984	0.8016	0.2342	0.5527	0.0146	
Total	0.3760	0.0945	0.6239	0.3760	0.6239	0.1443	0.4179	0.0615	

Fuente: Calculado en base a la Matriz Insumo-Producto 1990.

Estos resultados indican que el sector forestal tiene déficit en el comercio de insumos, es decir, el sector es incapaz de financiar sus importaciones mediante la exportación de sus productos. De este modo el crecimiento del sector presiona negativamente a la balanza comercial y sugiere que existe un margen para la sustitución de importaciones dentro de las actividades que lo proveen de insumos.

La participación de las exportaciones e importaciones en el valor de la producción bruta del complejo forestal es reducida. Las participaciones más altas son la rama 12 (otras industrias de la madera) en las exportaciones y la rama 13 (papel) para las importaciones. A su vez, la rama 11 es la que tiene mayores requerimientos de insumos intermedios de origen nacional.

De este modo, el conjunto de los resultados obtenidos indica que el sector forestal tiene una importancia relativa menor en el conjunto de la estructura productiva, con una producción orientada a la demanda intermedia. Asimismo, el sector forestal, al estar ubicado al inicio de la cadena productiva, utiliza una proporción menor de insumos intermedios que el resto de la economía y, en contrapartida, tiene requerimientos de capital mayores que el promedio. Finalmente, se observa que el conjunto del sector forestal tiene una participación en las exportaciones totales incluso menor a su participación en la estructura productiva. Por su parte, las importaciones del sector forestal son superiores a su participación en la estructura productiva, lo que indica que un crecimiento de este sector tiene efectos negativos sobre la balanza comercial.

Patrones de integración productiva

El modelo IP se ha utilizado ampliamente para estimar el grado de interdependencia entre los distintos sectores de la economía y el grado de dependencia de ésta con respecto a cada uno de los sectores. En general, los indicadores utilizados se refieren a medir los tamaños de los coeficientes técnicos o de los coeficientes de distribución del producto (Miller y Blair, 1985). Una interpretación muy extendida considera, por un lado, a la interdependencia sectorial como la importancia relativa de cada sector en tanto demandante de insumos para el resto de la economía, y por el otro como oferente (Yotopoulos y Nugent, 1973). Ello se ha identificado, respectivamente, como la capacidad de arrastre de un sector hacia el resto del sistema, por una parte, y como la capacidad de empuje del sector hacia la economía, por otro (Lauamas, 1976, Hazari, 1970). Probablemente los indicadores más extendidos para estimar estas relaciones se basan en el índice de poder de dispersión de Rasmussen (1957) en mi caso, y en un índice derivado del poder de sensibilidad, por el otro. Estos índices se han reinterpretado en términos de índices de encadenamientos hacia atrás y hacia adelante (Bulmer-Thomas, 1986) y pueden describirse para el índice de encadenamientos hacia atrás para el sector j como:

$$(9) \quad U_j = \frac{(1/n)\sum_i \alpha_{ij}}{(1/n^2)\sum_i \sum_j \alpha_{ij}}$$

mientras el índice de encadenamientos hacia adelante para el sector i es:

$$(10) \quad U_i = \frac{(1/n)\sum_i \epsilon_{ij}}{(1/n^2)\sum_i \sum_j \epsilon_{ij}}$$

donde α_{ij} es la entrada típica de la matriz inversa de Leontief $(I - A)^{-1}$ y ϵ_{ij} es la entrada correspondiente de la matriz $(I - E)^{-1}$. Así, el índice U_j estima la relación entre el promedio de las entradas sobre la columna j de la matriz $(I - A)^{-1}$ al promedio de las entradas de la matriz completa. En otros términos, el índice de encadenamientos hacia atrás estima la importancia relativa de la demanda intermedia, directa e indirecta, del sector j , respecto de la demanda intermedia directa e indirecta de la economía en su conjunto. En el caso que el modelo IP se determine por la demanda, entonces este índice estima la capacidad de arrastre de cada sector j hacia el resto.

Por otro lado, el concepto de los encadenamientos hacia adelante, se refiere a los estímulos que el sector i proporciona al resto de la economía cuando produce y ofrece un bien que puede emplearse como insumo. Así, el índice U_i estima la habilidad de un sector particular para inducir el uso de su producto como insumo en otros sectores; el índice es una razón entre el promedio de las entregas (ventas) intermedias directas e indirectas sobre la fila i de la matriz $(I - E)^{-1}$ sobre el promedio de las entradas de todos los sectores.

El valor de estos índices fluctúa alrededor de 1. En el caso en que el índice para un sector es mayor entonces el sector tiene una capacidad de arrastre (vía demanda intermedia) o de empuje (vía oferta intermedia) superior al promedio de los sectores, y *viceversa* si el índice es inferior a 1. Es importante señalar sin embargo, que estos índices U_j , U_i , son sensibles a la presencia de pocos coeficientes altos α_{ij} o ϵ_{ij} , sobre la columna j de la matriz $(I - A)^{-1}$ o sobre la fila i de la matriz $(I - E)^{-1}$. En el caso en que una industria sea altamente dependiente de los insumos provistos por pocas industrias, sus encadenamientos hacia atrás se concentran en pocas actividades. Ello reduce su poder de arrastre hacia el resto de la economía y conduce a un coeficiente de variación alto. Un análisis análogo puede realizarse atendiendo a los encadenamientos hacia adelante. Los coeficientes de variación se estiman para U_j y U_i de acuerdo a las fórmulas siguientes:

$$(11) \quad V_j = \frac{\sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_i (\alpha_{ij} \frac{1}{n} \sum_i \alpha_{ij})^2}}{\frac{1}{n} \sum_j \alpha_{ij}}$$

$$(12) \quad V_i = \frac{\sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_i (\epsilon_{ij} \frac{1}{n} \sum_i \epsilon_{ij})^2}}{\frac{1}{n} \sum_j \epsilon_{ij}}$$

El Cuadro 4 muestra, para 30 sectores, los índices de encadenamientos hacia atrás y hacia adelante, tanto para las matrices de transacciones internas como para las totales. Las actividades manufactureras del sector forestal (11, aserraderos, 12, otras industrias de la madera y 13, papel) presentan índices de encadenamientos hacia atrás (U_j) altos (mayores que 1) y a la vez, coeficientes de dispersión altos y medios. No obstante, los sectores de explotación forestal (ramas 2, sector forestal maderable y 3,

Cuadro 4. Ecadenamientos hacia atrás y hacia adelante (Uj, Ui), jerarquías e índice de dispersión (Vj, Vi), Matriz Insumo-Producto 1990

Conceptos	Transacciones Internas					Transacciones Totales				
	Uj	Vj	Ui	Vi	Vi	Uj	Vj	Ui	Vi	Vi
1 Agricultura y ganadería	0.9574 (20)	4.1511	1.0036 (14)	4.0084	4.0084	0.8871 (24)	4.0574	0.9421 (17)	3.8697	3.8697
2 Productos de madera	0.8099 (27)	4.3420	1.6764 (1)	2.5332	2.5332	0.7324 (29)	4.3064	1.1876 (10)	2.9994	2.9994
3 Productos no maderables	0.6521 (30)	5.4223	0.7906 (20)	4.2140	4.2140	0.5852 (30)	5.4203	0.9533 (16)	3.0941	3.0941
4 Caza y pesca	1.0235 (13)	3.4259	0.8455 (18)	4.1378	4.1378	0.9584 (20)	3.2765	0.7569 (23)	4.0709	4.0709
5 Minería	0.9891 (15)	4.5297	1.4564 (4)	2.9893	2.9893	0.9516 (21)	4.2361	1.5324 (1)	2.5420	2.5420
6 Petróleo	0.7647 (29)	4.6208	1.4018 (5)	2.4822	2.4822	0.7701 (26)	4.1064	1.3595 (6)	2.2638	2.2638
7 Alimentos	1.2469 (2)	3.3591	0.7495 (22)	5.0943	5.0943	1.2314 (2)	3.221	0.7041 (26)	4.9621	4.9621
8 Bebidas y tabaco	1.0246 (12)	3.5111	0.6305 (29)	5.4412	5.4412	0.9928 (16)	3.2589	0.5545 (29)	5.4389	5.4389
9 Textiles	1.1102 (6)	3.6516	0.7738 (21)	4.9337	4.9337	1.1139 (8)	3.2679	0.7572 (22)	4.5089	4.5089
10 Cuero	1.0914 (9)	3.6291	0.7390 (23)	5.0813	5.0813	1.0040 (15)	3.2971	0.6856 (27)	4.3035	4.3035
11 Aserraderos	1.1050 (7)	3.4860	1.2556 (7)	3.0031	3.0031	1.0964 (9)	2.9774	1.2003 (9)	2.7144	2.7144
12 Otra industria de madera	1.0207 (14)	3.4801	0.6604 (28)	5.0882	5.0882	1.0221 (14)	3.1371	0.5949 (28)	4.9534	4.9534
13 Papel	1.0332 (11)	4.0669	1.2944 (6)	3.0807	3.0807	1.0867 (10)	3.9503	1.3774 (5)	2.8905	2.8905
14 Petroquímica	1.1687 (4)	3.2974	1.1510 (11)	3.0914	3.0914	1.2107 (3)	3.0293	1.2194 (8)	2.7754	2.7754
15 Química	1.0847 (10)	3.9243	1.2053 (8)	3.3289	3.3289	1.1930 (4)	3.7773	1.3872 (4)	2.9916	2.9916
16 Hule y plástico	0.9744 (19)	3.7407	1.1415 (12)	2.9978	2.9978	1.0850 (11)	3.1712	1.1802 (11)	2.5686	2.5686
17 Productos minería no metálicos	0.9784 (18)	3.8522	1.0495 (13)	3.5545	3.5545	0.9404 (22)	3.613	0.9885 (15)	3.3350	3.3350
18 Hierro y acero	1.1266 (5)	4.0399	1.1825 (10)	3.6922	3.6922	1.1914 (5)	3.8096	1.2968 (7)	3.3094	3.3094
19 Metales no ferrosos	1.0962 (8)	3.4120	1.2026 (9)	2.8642	2.8642	1.1523 (6)	3.2335	1.4314 (2)	2.3755	2.3755

Conceptos	Transacciones Internas			Transacciones Totales				
	Uj	Vj	Ui	Vi	Uj	Vj	Ui	Vi
20 Equipo eléctrico	0.9202 (21)	3.8650	0.6875 (25)	4.9030	1.0652 (12)	3.2415	0.7680 (21)	4.1459
21 Equipo electrónico	0.8820 (23)	3.9983	0.6785 (27)	4.9348	1.0640 (13)	3.5061	1.0287 (14)	3.3452
22 Equipo de transporte	0.9799 (17)	3.8327	0.7112 (24)	5.0078	1.4055 (1)	3.6035	1.0469 (13)	4.4861
23 Otras manufacturas	0.9045 (22)	3.8950	0.6825 (26)	4.8979	0.9839 (18)	3.3722	0.7394 (24)	4.1765
24 Construcción	1.1865 (3)	2.9702	0.6105 (30)	5.4772	1.1414 (7)	2.7826	0.5352 (30)	5.4772
25 Electricidad	0.9850 (16)	3.8858	1.4682 (2)	2.4581	0.9653 (19)	3.5708	1.4212 (3)	2.2550
26 Comercio, restaurantes y hoteles	0.8337 (25)	4.3545	0.7957 (19)	4.2953	0.7512 (28)	4.3577	0.7239 (25)	4.1553
27 Transporte	0.8643 (24)	4.1556	0.8577 (17)	3.9447	0.9028 (23)	3.744	0.8139 (19)	3.8253
28 Comunicaciones	0.7973 (28)	4.5246	0.9619 (15)	3.5694	0.7705 (25)	4.2961	0.8714 (18)	3.5337
29 Servicios financieros	1.5654 (1)	4.4707	1.4576 (3)	3.8173	0.9869 (17)	4.3969	1.1550 (12)	3.4761
30 Otros servicios	0.8236 (26)	0.8817	0.8788 (16)	4.1731	0.7586 (27)	4.5884	0.7872 (20)	4.0872

Fuente: Calculado en base a datos de la Matriz Insumo-Producto 1990.

sector forestal no maderable), presentan índices de arrastre relativamente bajos e índices de dispersión elevados. A la vez, el sector de producción maderable presenta índices de encadenamientos hacia adelante altos (el más alto para la matriz de transacciones intermedias) junto con las ramas 11 y 13. Estas ramas, además, tienen coeficientes de dispersión de medios a bajos, es decir, estimulan la producción de un número relativamente elevado de industrias. Los sectores de producción no maderable y otras industrias de la madera, por el contrario, presentan encadenamientos menores hacia adelante. Esto se explica en parte por la naturaleza heterogénea de sus productos.

Es importante destacar que los encadenamientos hacia atrás y hacia adelante de las matrices de transacciones intermedias son mayores que aquellos de las matrices de transacciones totales para la mayor parte de las ramas del complejo forestal. La explicación de estas diferencias puede encontrarse más allá del sector mismo, es decir, en las relaciones que el conjunto de la economía mantiene con el sector externo, las que desplazan al forestal como fuente de demanda y de insumos intermedios.

La fuerte diferencia de los índices de encadenamientos hacia atrás y hacia adelante entre las actividades del sector forestal, pueden explicarse por el carácter diferenciado de las actividades. Así, las ramas de manufacturas normalmente presentan altos encadenamientos hacia atrás debido a que demandan insumos de un gran número de actividades. Por el contrario, las industrias proveedoras de insumos básicos, son intensivas en el uso de factores y además de que proveen materiales necesarios para la producción de otros bienes, presentan altos encadenamientos hacia adelante (Haltia, 1994). Estos resultados sugieren la importancia de las actividades forestales para lograr un crecimiento económico autosostenido (Westoby, 1958) en la medida en que el sector dispone de capacidad para inducir un crecimiento superior al promedio de la economía. De este modo, es posible argumentar que el conjunto de actividades forestales constituye un sector clave en el sentido de Hirschman (1958) ya que el sector ofrece sus productos como insumos en una proporción mayor que el promedio a un gran número de actividades.⁶

Análisis anteriores coinciden con los resultados obtenidos en este trabajo, aunque aquéllos tienden, en general, a privilegiar el estudio de la explotación forestal en sentido estricto (Westoby, 1987). Al abordar la contribución del sector forestal en la generación de ingresos en la economía (Haltia, 1994) se observa que, como consecuencia de su ubicación en el origen de la cadena productiva, puede entenderse como un sector clave, siguiendo a Hirschman exclusivamente en términos de su capacidad de inducir crecimiento pero no de arrastre.

Asimismo, debe considerarse que el desarrollo del sector forestal contribuirá a una mayor complejidad de las relaciones económicas entre la economía y la naturaleza (Pearce, 1992 y Azqueta, 1994).

⁶ Esta afirmación no es válida necesariamente para cada rama del sector forestal.

Integración del sector forestal y el bienestar

El objetivo de esta sección es estimar la contribución total (directa e indirecta) del sector forestal al bienestar analizando la demanda de otras industrias por productos forestales, así como a través de la demanda de insumos del sector forestal sobre el resto de la economía. Así, el problema es derivar una medida total de la contribución de un grupo de ramas a la producción del resto. El método de extracción hipotética (EH) derivado por Strassert (1962) y Schultz (1977), pretende cuantificar el valor del producto total de la economía suponiendo que los sectores de interés no existen y compara entonces este producto con el producto total real del sistema. En síntesis, este método consiste en suprimir las filas y columnas correspondientes a los sectores de interés de la matriz de coeficientes técnicos, calcular una nueva matriz inversa de Leontief de un orden menor, comparar los niveles de producción originales con los nuevos y, finalmente, sumar estas diferencias y derivar índices interpretables como medidas de la contribución total de un sector a la economía.

De este modo, es posible cuantificar no solamente la pérdida de los efectos directos por la ausencia de los sectores excluidos, sino también los efectos indirectos derivados de las ramificaciones de la demanda intermedia que estos sectores dejan de ejercer. La pérdida total de producto para la economía es, entonces, igual a la disminución del nivel de producto en cada rama relacionada directa o indirectamente con la industria o industrias extraídas más el valor del producto de los sectores excluidos.

Existen tres indicadores básicos de los efectos combinados de extraer un sector o industria o un grupo de las últimas. El primero y más simple son las diferencias en el nivel de producto en cada una; el segundo, las sumas de estas diferencias y, el tercero, los índices del tipo de encadenamientos totales (Schultz, 1977).

El Cuadro 5 muestra las diferencias del nivel de producto por sector para el año 1990 cuando se extraen las ramas 2 (productos maderables) y 3 (productos no maderables). Contiene además las diferencias del nivel de producto al eliminarse las ramas 11 (aserraderos y triplay), 12 (otros productos de la madera) y 13 (papel). Asimismo, se incluyen las diferencias en el producto por sector cuando se elimina el conjunto del complejo forestal (ramas de industria extractiva y ramas manufactureras).

Los resultados obtenidos indican que los sectores más afectados por la desaparición hipotética de las ramas 2 y 3 son el comercio, el hierro y el acero, los servicios financieros y otros servicios; si bien, las diferencias son apenas significativas en estas actividades. Este resultado expresa que las ramas 2 y 3 mantienen vinculaciones intermedias con el resto de la economía relativamente reducidas y que su peso en el producto total es pequeño. De este modo una disminución en el producto total al extraer estas actividades implica que el valor del producto se reduzca en apenas 0.04% para la matriz de transacciones internas y en el 0.07% en la matriz de transacciones totales. Cuando se extraen las ramas 11, 12 y 13 las industrias más afectadas son la química, el comercio, otros servicios y los textiles, en ese orden. En este caso, la pérdida de producción es más significativa que para el caso de las primeras ramas (2 y

Cuadro 5. Total de diferencias y porcentaje de participación eliminando sectores. Matriz Insumo-Producto 1990

Concepto	Transacciones Internas						Transacciones Totales					
	Eliminando 2,3		Eliminando 11,12,13		Eliminando 2,3,11,12,13		Eliminando 2,3		Eliminando 11,12,13		Eliminando 2,3,11,12,13	
	Diferencia	Participación	Diferencia	Participación	Diferencia	Participación	Diferencia	Participación	Diferencia	Participación	Diferencia	Participación
1 Agricultura y ganadería	0.5956	8.142E-06	121.7013	0.0016639	121.7707	0.0016648	1.21281	1.662E-05	201.3149	0.0027586	202.3122	0.0027723
2 Productos de madera	0	0	1599.0914	0.8786464	0	0	0	0	292.9135	0.0999025	0	0
3 Productos no maderables	0	0	2.2159	0.0023543	0	0	0	0	13.9627	0.0149179	0	0
4 Caza y Pesca	0.0256	8.143E-06	2.9135	0.0009257	2.9165	0.0009267	0.03087	9.817E-06	4.2488	0.0013513	4.2745	0.0013595
5 Minería	7.4505	0.000542	138.3006	0.0100614	139.4112	0.0101422	15.99799	0.0011659	200.2865	0.0145968	214.6185	0.0156413
6 Petróleo	12.1839	0.0010362	190.5996	0.0162104	192.1101	0.0163389	21.92568	0.0018726	239.0657	0.0204178	258.6965	0.0220944
7 Alimentos	1.1651	1.326E-05	254.5641	0.0028976	254.6978	0.0028991	2.10643	2.402E-05	336.1840	0.0038332	337.9038	0.0038528
8 Bebidas y tabaco	0.0018	8.527E-08	0.1766	8.253E-06	0.1768	8.263E-06	0.00320	1.497E-07	0.2696	1.26E-05	0.2724	1.273E-05
9 Textiles	0.6657	2.734E-05	180.1976	0.0073997	180.2848	0.0074032	1.46050	6.11E-05	1210.4836	0.0506384	1211.5377	0.0506824
10 Cuero	5.7504	0.0008321	10.2964	0.0014899	10.9951	0.001591	8.30694	0.0012256	49.8429	0.0073535	57.3085	0.008455
11 Aserraderos	0.3171	8.535E-05	0	0	0	0	0.93594	0.0002443	0	0	0	0
12 Otra industria de madera	0.0596	9.588E-06	0	0	0	0	0.15015	2.416E-05	0	0	0	0
13 Papel	6.9245	0.000352	0	0	0	0	13.23678	0.0006868	0	0	0	0
14 Petroquímica	28.8142	0.0029695	110.6449	0.0114026	114.1905	0.011768	50.53877	0.005216	119.4994	0.0123332	164.9476	0.0170238
15 Química	31.8591	0.0006664	1569.7068	0.0328317	1573.6065	0.0329133	69.91594	0.0014824	2570.9610	0.0545122	2632.8337	0.055824
16 Hule y plástico	20.5780	0.0017011	143.8958	0.0118956	146.4421	0.0121061	34.49932	0.0028684	247.4026	0.02057	278.3802	0.0231456
17 Productos de minería no met.	1.0581	5.856E-05	43.9104	0.0024305	44.0505	0.0024382	2.65609	0.0001472	71.8058	0.0039786	74.1731	0.0041097
18 Hierro y acero	58.2857	0.0016804	375.2852	0.0108196	384.6315	0.011089	105.88892	0.0030547	458.8342	0.0132365	554.2605	0.0159894
19 Metales no ferrosos	6.0560	0.0010779	192.0871	0.03419	192.8520	0.0343261	12.66916	0.0022626	227.1852	0.0405738	238.4722	0.0425895

Concepto	Transacciones Internas						Transacciones Totales					
	Eliminando 2.3		Eliminando 11,12,13		Eliminando 2,3,11,12,13		Eliminando 2.3		Eliminando 11,12,13		Eliminando 2,3,11,12,13	
	Diferencia	Participación	Diferencia	Participación	Diferencia	Participación	Diferencia	Participación	Diferencia	Participación	Diferencia	Participación
20 Equipo eléctrico	11.4651	0.0007485	30.5109	0.0019919	31.9077	0.0020831	22.03300	0.0014388	75.0996	0.0049042	94.8962	0.0061969
21 Equipo electrónico	1.2119	0.0001591	5.9243	0.0007778	6.0761	0.0007977	5.02741	0.0006605	42.7901	0.005622	47.2970	0.0062142
22 Equipo de transporte	4.1479	0.0001084	29.9928	0.0007838	30.5196	0.0007976	14.06731	0.0003678	100.3431	0.0026237	112.9728	0.002954
23 Otras manufacturas	0.3068	4.682E-05	21.9428	0.0033485	21.9811	0.0033544	0.87612	0.0001345	91.9536	0.0141167	92.6884	0.0142295
24 Construcción	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
25 Electricidad	8.2377	0.0004857	704.1267	0.0415154	705.2222	0.04158	15.22943	0.0009067	799.2942	0.0475848	812.6141	0.0483778
26 Comercio, rest. y hoteles	78.4764	0.0003506	2133.0975	0.0095292	2145.4653	0.0095844	127.76442	0.0005721	2274.0884	0.0101829	2388.4534	0.010695
27 Transporte	23.3243	0.0003536	627.4216	0.0095108	631.2283	0.0095685	39.58217	0.000602	700.4376	0.0106525	735.8878	0.0111916
28 Comunicaciones	21.2103	0.0013478	106.9386	0.0067954	109.5557	0.0069617	33.97717	0.0022139	95.3002	0.0062097	125.8448	0.0082
29 Servicios financieros	88.3223	0.0018903	554.7127	0.0118719	565.5944	0.0121048	98.93225	0.0031162	352.0030	0.0110876	440.9011	0.0138877
30 Otros servicios	51.2489	0.000269	1391.9305	0.007306	1398.5513	0.0073407	81.06340	0.0004291	1463.7821	0.0077491	1536.1393	0.0081321
Total	469.7422	0.0004312	10542.1857	0.0099224	9004.2378	0.0084969	780.08817	0.0007295	12239.3522	0.0117253	12617.6863	0.0121327

Fuente: Calculado en base a datos de la Matriz Insumo-Producto 1990.

3), no obstante que sigue siendo relativamente menor (V. Cuadro 5); con una reducción del producto total de la economía en menos del 1% en la matriz de transacciones internas y en 1.17% en la matriz de transacciones totales. Por último, al analizar la pérdida de producto y extraer al conjunto de ramas forestales, los efectos anteriores se promedian, y los relativos a las ramas son dominados por los efectos inducidos por la extracción de las ramas manufactureras del complejo forestal.

Con objeto de disponer de una base de comparación de los efectos anteriores, se repitió el ejercicio de extracción hipotética para dos ramas manufactureras con altos índices de encadenamientos hacia atrás y hacia adelante, 15 (químicos) y 19 (productos metálicos no ferrosos). En el Cuadro 6 se observa que la eliminación de la industria química conduce a una reducción de alrededor del 2.0% en el producto de la economía en ambas matrices. Asimismo, al eliminar la industria de los productos metálicos no ferrosos se observa una disminución de alrededor del 4% en ambas matrices. Estos resultados indican que el sector forestal tiene una contribución limitada en el conjunto de la actividad económica, no obstante sus elevados encadenamientos hacia adelante. Esto significa que la preservación de los recursos forestales del país no tendría efectos drásticos para la evaluación económica general. En este sentido, la instrumentación de un impuesto Pigou a las actividades forestales no tendría consecuencias económicas relevantes y permitiría resguardar los recursos forestales para las generaciones futuras. El Cuadro 7 contiene la información sobre encadenamientos totales obtenidos con base en el ejercicio de extracción hipotética. El índice de encadenamientos totales, S_e (Schultz, 1977), se estimó con base en la siguiente ecuación:

$$(13) \quad S_e = \frac{\sum_{i=1}^m (X_i - X_{(e)i}^*)}{X_e - Y_e}$$

donde X_i es el valor del producto del sector i ; $X_{(e)i}^* = (I - A_R)^{-1} Y_R$ es el valor del producto de la economía una vez que se ha extraído el sector e , A_R es la matriz de coeficientes técnicos reducida por la eliminación de e y Y_R es el correspondiente vector de demanda final; X_e y Y_e son el valor del producto y la demanda final de los sectores remanentes.

El índice S_e fluctúa alrededor de 1. Cuando el índice es superior a 1 entonces, los sectores extraídos son “estimulantes” de la actividad económica, mientras que en el caso de que S_e es menor que 1, el sector extraído depende de los impulsos que otros sectores le transmiten.

Los resultados obtenidos sobre los valores de los índices S_e , sintetizados en el cuadro 7, indican que el complejo forestal es poco estimulante para el resto de la actividad económica y que las actividades extractivas forestales, que están relativamente aisladas del resto de las industrias, tienen escasa capacidad de ser arrastradas por el resto de la economía. Por otra parte, el índice de significancia del sector forestal es comparable con el de la industria química, y menor que el índice correspondiente a la industria de los productos metálicos no ferrosos.

Cuadro 6. Total de diferencias y porcentaje de participación eliminando sectores. Matriz Insumo-Producto 1990

Concepto	Transacciones Internas						Transacciones Totales					
	Eliminando sector 15		Eliminando sector 19		Eliminando sector 15		Eliminando sector 19		Eliminando sector 15		Eliminando sector 19	
	Diferencias	Participación	Diferencias	Participación	Diferencia	Participación	Diferencia	Participación	Diferencia	Participación	Diferencia	Participación
1 Agricultura y ganadería	484.8727	0.00662913	5.7054	7.80039E-05	629.0692	0.00862016	6.9675	9.54762E-05				
2 Productos de madera	43.0251	0.02364084	27.6941	0.015216951	19.2418	0.006562711	0.9447	0.000322191				
3 Productos no maderables	47.9121	0.05090428	0.4261	0.000452744	68.7823	0.073488292	1.4378	0.001536183				
4 Caza y pesca	9.8826	0.00314007	0.1848	5.87073E-05	13.0231	0.004142033	0.1644	5.22807E-05				
5 Minería	668.7154	0.04864918	318.9702	0.023205144	841.9010	0.061357301	1685.3298	0.122825948				
6 Petróleo	2046.4577	0.17405047	142.7849	0.012143801	2070.2964	0.17681738	65.0728	0.005557663				
7 Alimentos	890.4188	0.01013538	8.1694	9.29899E-05	1167.5288	0.013312362	12.2144	0.000139271				
8 Bebidas y tabaco	0.6177	2.8869E-05	0.0282	1.3198E-06	0.7937	3.70907E-05	0.0147	6.8805E-07				
9 Textiles	121.1740	0.0049759	29.8934	0.001227548	190.6565	0.007975762	11.2104	0.000468867				
10 Cuero	5.8228	0.00084254	4.3579	0.000630568	16.4766	0.002430867	1.0701	0.000157873				
11 Aserraderos	86.8424	0.02337383	71.7403	0.019309074	90.4337	0.023609092	4.2105	0.001099212				
12 Otra industria de madera	1.9151	0.00030807	16.0211	0.002577262	8.9747	0.001443963	0.6019	9.68385E-05				
13 Papel	1787.9244	0.09089462	179.8220	0.009141805	2061.3557	0.106952466	79.7970	0.004140231				
14 Petroquímica	227.3265	0.02342734	67.3497	0.00694078	346.7190	0.035783893	33.5844	0.003466151				
15 Química	0	0	179.2520	0.003749206	0	0	420.3328	0.008912328				
16 Hule y plástico	389.1632	0.03217151	89.9226	0.007433763	446.0486	0.037086206	54.5693	0.004537102				
17 Productos de minería no metálicos	351.2691	0.01944288	110.3516	0.006108004	442.9748	0.024544132	39.1016	0.002166522				

Concepto	Transacciones Internas						Transacciones Totales					
	Eliminando sector 15			Eliminando sector 19			Eliminando sector 15			Eliminando sector 19		
	Diferencias	Participación	Diferencias	Participación	Diferencias	Participación	Diferencias	Participación	Diferencias	Participación	Diferencias	Participación
18 Hierro y acero	356.2243	0.01027004	-10056.1659	-1.78991892	0	0	573.0531	0.016531546	187.6258	0.005412664	0	0
19 Metales no ferrosos	173.3599	0.03085671	0	0	48.4745	0.003164687	232.4809	0.041519536	24.7104	0.001613649	0	0
20 Equipo eléctrico	25.5340	0.00166701	48.4745	0.003164687	46.1575	0.006060083	197.8413	0.012919494	22.7067	0.002983353	0	0
21 Equipo electrónico	7.1704	0.00094142	46.1575	0.006060083	60.3304	0.00157659	155.3797	0.020414746	45.0907	0.001179008	0	0
22 Equipo de transporte	61.5335	0.00160803	60.3304	0.00157659	10.3202	0.001574897	269.7424	0.007053084	2.5603	0.000393059	0	0
23 Otras manufacturas	9.0551	0.00138183	10.3202	0.001574897	0	0	31.2497	0.00479745	0	0	0	0
24 Construcción	0	0	0	0	778.7596	0.045915773	0	0	275.1968	0.016383443	0	0
25 Electricidad	3174.9864	0.18719763	778.7596	0.045915773	1262.1777	0.005638513	3194.5661	0.190183828	562.1918	0.002517384	0	0
26 Comercio, rest. y hoteles	3423.2419	0.01529261	1262.1777	0.005638513	447.9856	0.0067908	3534.2571	0.01582571	177.9522	0.002706354	0	0
27 Transporte	1298.2061	0.01967888	447.9856	0.0067908	47.2760	0.003004133	1388.8756	0.021122467	21.8736	0.001425283	0	0
28 Comunicaciones	130.0528	0.00826415	47.2760	0.003004133	219.3277	0.004694035	132.5801	0.008638898	82.6271	0.002602632	0	0
29 Servicios financieros	668.1452	0.01429959	219.3277	0.004694035	994.4460	0.00521967	481.3002	0.015160252	296.6232	0.001570286	0	0
30 Otros servicios	1928.2056	0.01012081	994.4460	0.00521967	4888.2370	0.004622964	2012.9834	0.01065648	4115.7828	0.003855302	0	0
Total	18419.0549	0.01763844	4888.2370	0.004622964	4888.2370	0.004622964	20618.5855	0.020096077	4115.7828	0.003855302	0.003855302	0.003855302

Fuente: Cálculos en base a la Matriz Insumo-Producto 1990.

**Cuadro 7. Índice de encadenamientos totales.
Matriz Insumo-Producto 1990**

Matriz de Transacciones Internas	Suma de las diferencias entre VBP eliminando sectores	Índice de construcción de Sectores (Sc)
Eliminación de los sectores 2 y 3 = Se ₁	469.742248	0.26360396
Eliminación de los sectores 11, 12 y 13 = Se ₂	10542.1857	0.62372415
Eliminación de los sectores 2, 3, 11, 12 y 13 = Se ₃	9004.23781	0.48192238
Eliminación del sector 15 = Se ₄	18419.0549	0.65625307
Eliminación del sector 19 = Se ₅	4888.23699	1.2540372

Matriz de Transacciones Totales	Suma de las diferencias entre VBP eliminando sectores	Índice de construcción de Sectores (Sc)
Eliminación de los sectores 2 y 3 = Se ₁	780.088166	0.39141403
Eliminación de los sectores 11, 12 y 13 = Se ₂	12239.3522	0.62204473
Eliminación de los sectores 2, 3, 11, 12 y 13 = Se ₃	12617.6863	0.58229205
Eliminación del sector 15 = Se ₄	20618.5855	0.56144716
Eliminación del sector 19 = Se ₅	4115.78282	0.82085816

Fuente: Cálculos en base a la Matriz de Insumo-Producto 1990.

Nomenclatura utilizada:

Se₁ = Sectores (2) Productos de madera, (3) Productos no maderables.

Se₂ = Sectores (11) Aserraderos, (12) Otra industria de madera y (13) Papel.

Se₃ = Para este ejercicio se eliminaron a todos los anteriores.

Se₄ = Sectores (15) Química.

Se₅ = Sectores (19) Metales no ferrosos

El ejercicio de extracción hipotética implica que cuando una actividad desaparece en una economía entonces los insumos que podría proveer a los demás productores se sustituyen por importaciones y por tanto, que los efectos directos e indirectos de la demanda que estas industrias generan, se exporten. En este sentido, la extracción hipotética genera un empeoramiento de la balanza comercial del país como consecuencia del incremento de las importaciones y la posible disminución de las exportaciones.

Requerimientos de insumos y generación de excedente

El análisis de la generación de excedente económico se basa en el modelo de crecimiento balanceado de Von Neumann (1938). Este modelo se desprende de las ecuaciones (4) y (5) y supone que la demanda final y el valor agregado son exógenos al modelo (Brody, 1970). La definición de excedente en este entorno es muy limitada, ya que supone que toda la demanda final y, en el dual, todo el valor agregado y las importaciones (para la tabla de transacciones internas) son en realidad excedente. Ello implica que la economía produce exclusivamente a partir del consumo de insumos intermedios.

En el álgebra de matrices cuadradas, semipositivas y no reducibles, existe un teorema que garantiza que el valor característico máximo estará entre la máxima y la mínima suma de las columnas de la matriz (Vegara, 1971). Este teorema puede reinterpretarse como una garantía de que todas las industrias de la economía requieren de factores para producir y que la demanda total que cada industria enfrenta es siempre mayor que la demanda intermedia. A su vez, el sector correspondiente a la suma máxima de las columnas de A se puede ver como aquella industria cuyos requerimientos de insumos por unidad de productos son máximos; paralelamente, la industria que corresponde a la suma mínima de las columnas de A es, entonces, la actividad que demanda proporcionalmente una menor cantidad de factores por unidad de producto. Es decir, en la terminología de Von Neumann, ésta última actividad genera un mayor excedente.

Los resultados, sintetizados en el Cuadro 8, indican que las ramas 2 (producción de madera) y 3 (producción no maderable) son las actividades con menores requerimientos de insumos intermedios por unidad de producto en la economía. Por su parte la rama 12 (otras industrias de la madera) es una rama intermedia en la jerarquía de la demanda de insumos, mientras que las ramas 13 (papel) y 11 (aserraderos) son ramas con requerimientos de bienes intermedios altos. Ello indica que las ramas primarias del complejo forestal son fuentes primarias de insumos, con necesidades directas de factores no producidos considerables. Por su parte, las ramas manufactureras del sector forestal son actividades con muy altos requerimientos de insumos intermedios por unidad de producto y, consiguientemente, baja demanda directa de insumos no producidos por unidad de producto.

Estos resultados son válidos tanto para las matrices de transacciones internas como para las de transacciones totales. No obstante, en este último caso, las ramas forestales bajan en la jerarquía como demandantes de insumos intermedios. Es decir, las importaciones de bienes intermedios del resto de las actividades desplazan a las ramas manufactureras del sector forestal como demandantes de insumos.

Modelo de determinación de precios

Dentro del modelo IP se han propuesto diversas ecuaciones de precios (Brody, 1970; Bulmer-Thomas, 1986; Seton, 1992). Estas ecuaciones tienen varios vínculos con las teorías sobre formación de precios y abarcan desde la teoría de costos plenos a las

Cuadro 8. Sumas de los coeficientes técnicos de las matrices A y E

Concepto		Matriz de Transacciones Intermedias		Matriz de Transacciones Totales	
		A	E	A	E
1	Agricultura y ganadería	0.300	0.488	0.311	0.539
2	Productos de madera	0.156	0.881	0.156	0.897
3	Prod. no maderables	0.006	0.194	0.006	0.387
4	Caza y pesca	0.382	0.313	0.386	0.314
5	Minería	0.354	0.757	0.389	0.848
6	Petróleo	0.129	0.624	0.206	0.624
7	Alimentos	0.603	0.171	0.679	0.221
8	Bebidas y tabaco	0.379	0.030	0.419	0.032
9	Textiles	0.461	0.202	0.522	0.262
10	Cuero	0.442	0.163	0.522	0.194
11	Aserraderos	0.537	0.864	0.537	0.987
12	Otra Ind. madera	0.374	0.073	0.443	0.082
13	Papel	0.387	0.685	0.495	0.802
14	Petroquímica	0.606	0.605	0.699	0.769
15	Química	0.442	0.589	0.579	0.771
16	Hule y plástico	0.334	0.616	0.485	0.731
17	Prod. minería no met.	0.338	0.594	0.375	0.639
18	Hierro y acero	0.464	0.657	0.571	0.815
19	Metales no ferrosos	0.460	0.696	0.579	0.895
20	Equipo eléctrico	0.282	0.096	0.464	0.256
21	Equipo electrónico	0.245	0.086	0.479	0.507
22	Equipo de transporte	0.344	0.126	0.688	0.517
23	Otras manufacturas	0.267	0.075	0.409	0.240
24	Construcción	0.527	0.000	0.560	0.000
25	Electricidad	0.380	0.824	0.438	0.832
26	Comercio, rest. hoteles	0.197	0.210	0.200	0.214
27	Transporte	0.228	0.285	0.323	0.329
28	Comunicaciones	0.170	0.377	0.221	0.400
29	Servicios financieros	0.663	0.715	0.440	0.659
30	Otros servicios	0.192	0.303	0.198	0.305
suma		10.650	12.299	12.780	15.066

Fuente: Calculado en base a la Matriz de Insumo Producto 1990.

A = Máximo de la matriz A.

E = Dual de la matriz E.

formulaciones neorricardianas. Probablemente una de las ecuaciones más empleadas es la llamada ecuación de precios por costos (Bulmer-Thomas, 1986) donde el nivel de precios depende del nivel de costos directos e indirectos por insumos primarios:

$$(14) \quad P' = (I - A')^{-1} Z'$$

P' es el vector de precios, A' es la matriz de coeficientes técnicos transpuesta y Z' es el vector de valor agregado. Desde luego, si Z' se descompone en los costos de insumos primarios —salarios, excedente de explotación, impuestos indirectos— y se incluyen a las importaciones para la matriz de transacciones internas, entonces la ecuación (12) se reescribe como:

$$(15) \quad P' = (I - A')^{-1} (S' + U' + T' + M')$$

donde S' es el vector de remuneraciones al trabajo, U' es el de remuneraciones al capital, T' es el de impuestos indirectos netos de subsidios y M' es el vector de importaciones. Esta expresión descompone el nivel de precios según los costes de los insumos no producidos que cada actividad emplea en la producción.

Sustituyendo el valor de Z' por el vector de coeficientes del valor agregado (V') en la ecuación (14) puede entonces obtenerse que:

$$(16) \quad \pi = (I - A')^{-1} v'$$

donde π es el vector de índices de precios. Este vector es igual al vector suma transpuesto (vector de unos) porque la suma de los coeficientes técnicos más el coeficiente de valor agregado sobre cada columna es igual a uno; es decir, el índice costo de producción total en cada industria es igual a la unidad. En el caso en que en esta ecuación se cambie al vector v' , pero la tecnología permanezca constante (cambia la remuneración de los factores no producidos), entonces π cambiará en una proporción dada por el cambio proporcional de v' . Ello permite hacer simulaciones sobre los impactos de la modificación de las remuneraciones de algún factor.

El coeficiente v puede descomponerse según sus componentes, o conjuntos de componentes, tales como por ejemplo, importaciones y factores internos. De este modo, la ecuación (16) se puede reescribir como:

$$(17) \quad \pi = (I - A')^{-1} (\omega' + \kappa' + \theta' + \mu')$$

donde ω' es el vector de coeficientes de remuneraciones al trabajo $\{wL_j/\tau_j\}$, κ' es el vector de coeficientes de costos de capital $\{rK_j/\tau_j\}$, θ' es el vector de coeficientes de impuestos indirectos netos de subsidios $\{g\tau_j/\tau_j\}$, y μ' es el vector de coeficientes de importaciones $\{M_j/\tau_j\}$. Esta ecuación permite, además, descomponer el índice de precios en sus componentes de costos.

**Cuadro 9. Índices de precios y descomposición.
Matriz Insumo-Producto 1990**

Concepto	Matriz de Transacciones Internas					Matriz de Transacciones Totales				
	H*Rem{1}	H*Se	H*liS	H*VA	H*M	H*VA+M	H*Rem	H*SE	H*IIS	H*VA
1 Agricultura y ganadería	0.159	0.788	0.016	0.964	0.036	1.0	0.162	0.821	0.017	1.0
2 Productos de madera	0.309	0.650	0.025	0.984	0.016	1.0	0.307	0.667	0.026	1.0
3 Prod. no maderables	0.001	0.998	0.001	0.999	0.001	1.0	0.001	0.998	0.001	1.0
4 Caza y pesca	0.216	0.699	0.043	0.958	0.042	1.0	0.223	0.732	0.046	1.0
5 Minería	0.214	0.690	0.037	0.940	0.060	1.0	0.228	0.731	0.041	1.0
6 Petróleo	0.156	0.739	0.018	0.914	0.086	1.0	0.177	0.799	0.023	1.0
7 Alimentos	0.156	0.699	0.033	0.888	0.112	1.0	0.174	0.789	0.037	1.0
8 Bebidas y tabaco	0.170	0.508	0.252	0.930	0.070	1.0	0.181	0.563	0.256	1.0
9 Textiles	0.215	0.574	0.101	0.890	0.110	1.0	0.257	0.637	0.101	1.0
10 Cuero	0.274	0.552	0.050	0.876	0.124	1.0	0.211	0.727	0.044	1.0
11 Aserraderos	0.256	0.700	0.028	0.985	0.015	1.0	0.273	0.721	0.056	1.0
12 Otra ind. madera	0.169	0.657	0.085	0.910	0.090	1.0	0.193	0.724	0.093	1.0
13 Papel	0.168	0.596	0.086	0.850	0.150	1.0	0.196	0.704	0.100	1.0
14 Petroquímica	0.219	0.569	0.063	0.852	0.148	1.0	0.253	0.674	0.073	1.0
15 Química	0.195	0.570	0.045	0.809	0.191	1.0	0.238	0.706	0.056	1.0
16 Hule y plástico	0.204	0.495	0.111	0.810	0.190	1.0	0.243	0.635	0.122	1.0
17 Prod. minería no met.	0.206	0.663	0.065	0.934	0.066	1.0	0.219	0.713	0.069	1.0
18 Hierro y acero	0.196	0.576	0.069	0.840	0.160	1.0	0.232	0.688	0.080	1.0
19 Metales no ferrosos	0.168	0.615	0.061	0.844	0.156	1.0	0.200	0.729	0.072	1.0
20 Equipo eléctrico	0.217	0.520	0.053	0.789	0.211	1.0	0.270	0.661	0.069	1.0
21 Equipo electrónico	0.236	0.462	0.045	0.744	0.256	1.0	0.306	0.631	0.063	1.0
22 Equipo de transporte	0.178	0.366	0.063	0.608	0.392	1.0	0.284	0.615	0.101	1.0
23 Otras manufacturas	0.182	0.593	0.058	0.833	0.167	1.0	0.220	0.709	0.070	1.0
24 Construcción	0.395	0.481	0.042	0.918	0.082	1.0	0.407	0.547	0.048	1.0
25 Electricidad	0.232	0.605	0.077	0.914	0.086	1.0	0.251	0.667	0.082	1.0
26 Comercio, rest. hoteles	0.155	0.618	0.212	0.985	0.015	1.0	0.153	0.634	0.213	1.0
27 Transporte	0.196	0.662	0.023	0.882	0.118	1.0	0.223	0.746	0.031	1.0
28 Comunicaciones	0.192	0.498	0.249	0.939	0.061	1.0	0.205	0.537	0.258	1.0
29 Servicios financieros	0.656	0.198	0.098	0.952	0.048	1.0	0.457	0.474	0.069	1.0
30 Otros servicios	0.281	0.670	0.028	0.979	0.021	1.0	0.284	0.687	0.029	1.0

Fuente: Calculado en base a la Matriz Insumo Producto 1990.

H: es la matriz $(I-A)^{-1}$

(Xi): Simboliza a los índices de:

Rem: Remuneraación de asalariados.

SE: Superavit de explotación.

liS: Impuestos indirectos y subsidios.

VA: Valor agregado bruto.

M: Importaciones.

El Cuadro 9 presenta los resultados de la ecuación (17) para la tabla IP de México, 1990 agregada a 30 sectores. Los resultados indican que, dentro del sector forestal, las ramas 2 (producción maderable) y 13 (papel) son las que tienen un componente de costos salariales mayor; a su vez, el componente de remuneraciones al capital es mayor para las ramas 2 y 3 (producción no maderable), siendo esta última donde prácticamente el costo de capital explica el precio de una unidad de producción. Por último, aquellas ramas donde las importaciones representan una proporción mayor de los costos son las ramas 11 (aserraderos) y 12 (otras industrias de la madera). En este sentido el conjunto de la economía presenta un componente de costos salariales mayor que el conjunto del sector forestal, a excepción de la rama 2. Asimismo, las remuneraciones al capital del sector forestal son mayores al promedio de la economía y las importaciones del complejo forestal inciden en una proporción menor al promedio en la formación de precios.

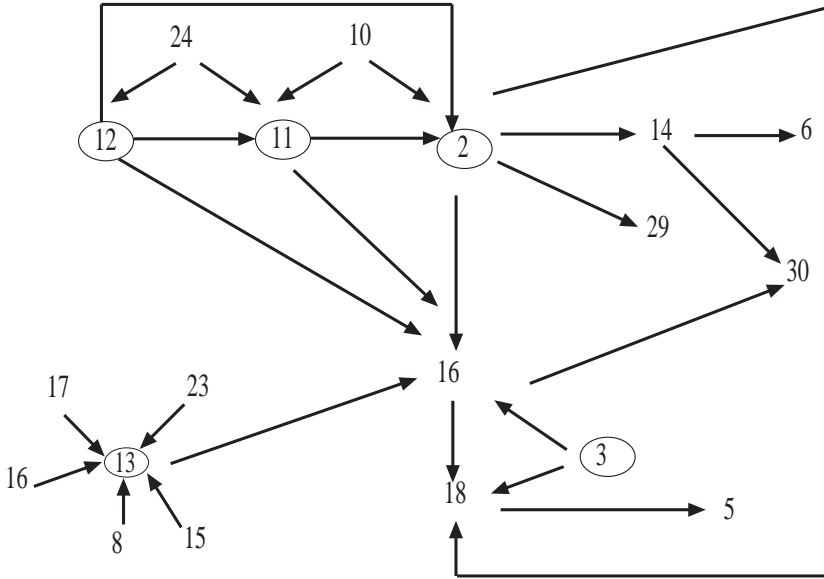
Gráficas de interrelaciones de la matriz de insumo-producto

El análisis de la posición estructural de una industria o un sector, así como el conjunto de interrelaciones sectoriales en la economía puede efectuarse mediante el uso de algunos principios de la teoría de gráficas (Czamanski y Ablas, 1977). Para ello, cada industria de la economía debe transformarse en un nodo y la matriz de coeficientes técnicos se reinterpreta como una matriz de adyacencias. Es decir, las entradas positivas de la matriz iguales o mayores que un filtro determinado, que comúnmente es el inverso del orden de la matriz, se igualan a la unidad, mientras que el resto se hacen cero (Howe, 1991). El resultado es una matriz binaria o de Boole que muestra las mayores relaciones intersectoriales en la economía. Esta matriz de adyacencias se asocia a una gráfica dirigida, en donde cada sector se transforma entonces en un vértice y los flujos de demanda y oferta se representan por arcos (flechas) con origen en los sectores que demandan insumos y destino en los sectores demandantes. Estas gráficas permiten obtener una visión de conjunto de las interrelaciones de la estructura económica y de diversos grupos de ramas.

El gráfico asociado a la matriz de Boole de los CI para la matriz de transacciones internas de México de 1990 agregada a 30 sectores aparece en la Figura 1, mientras que la gráfica correspondiente a la matriz de transacciones totales aparece en la figura 2. Estas figuras se centran en las ramas que constituyen al sector forestal, es decir toman a estas actividades como ejes para la articulación de las relaciones. Así, dado que las industrias 2 y 3 presentan coeficientes técnicos muy reducidos, el filtro empleado es igual a 0.014, lo que incrementa el número de arcos en las gráficas.

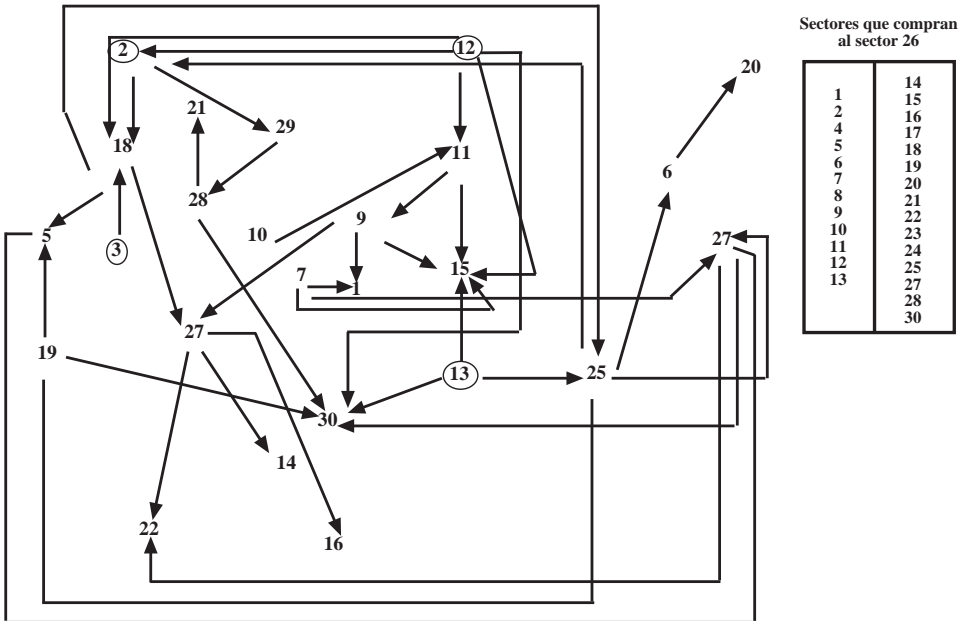
Las relaciones graficadas muestran que los sectores 2, 11 y 12 mantienen fuertes vínculos entre sí de manera directa donde la rama 2 (producción maderable) provee de insumos directa e indirectamente a las ramas 11 (aserraderos) y 12 (otras industrias de la madera). Estas ramas se articulan a través de la rama 24 (construcción), a la cual estas tres proveen de insumos. Por su parte, la rama 10 (cuero y productos) demanda

Gráfica 1. Relaciones intersectoriales. Matriz de coeficientes técnicos. Transacciones totales



Fuente: Calculado en base a la Matriz de Insumo-Producto 1990

Gráfica 2. Relaciones intersectoriales. Matriz de coeficientes técnicos. Transacciones totales



Fuente: Calculado en base a la Matriz de Insumo-Producto 1990

insumos a las ramas 2 y 11. La rama 13 (papel) provee insumos a un buen número de actividades (8, bebidas y tabaco, 15 química, 16 hule y plástico, 17 productos de minerales no metálicos, 23 otras manufacturas, 25 electricidad). Asimismo, las ramas del sector forestal obtienen insumos directamente de ramas como la 26 (comercio), 18 (hierro y acero), 14 (petroquímica) y 29 (servicios financieros). Finalmente, las ramas 30 (otros servicios), 6 (petróleo) y 5 (minería) surten de insumos al sector de manera indirecta.

En síntesis, el sector forestal demanda insumos de uso generalizado, de tecnología compleja, así como algunos servicios. Por su parte, el sector provee de insumos a sectores con características similares, es decir, que éste se halla fuertemente vinculado a la producción de insumos. Esto significa que su crecimiento puede incidir en un estilo de desarrollo económico nacional más integrado.

Conclusiones

La contabilidad macroeconómica dispone de diversos métodos para cuantificar el valor económico de una actividad económica. Entre las formas más conocidas de cuantificación destacan los métodos de la renta neta, el de El Serafy, el del costo de oportunidad y la inclusión de los servicios ambientales. (INEGI 1995, Azqueta 1994 y Adger, *et al.* 1995). Sin embargo, estas mediciones se concentran en una cuantificación de las actividades forestales en forma aislada, sin incluir la importancia de sus interrelaciones con el resto de la economía y su contribución al conjunto del proceso económico. Esto es, la importancia de las actividades forestales en el conjunto de la actividad económica es mayor que su participación en el producto interno bruto o alguna otra de las medidas del nivel de actividad económica.⁷ Esto se debe a que el sector forestal mantiene relaciones con el resto de los sectores que se traducen en un conjunto de encadenamientos que tienden a multiplicarse al difundirse a la estructura económica. Asimismo, el sector forestal contribuye a la formación de cadenas productivas y de un conjunto de encadenamientos virtuosos que favorecen el crecimiento económico sustentable.

Los principales resultados obtenidos indican que la actividad forestal representa una proporción relativamente menor del conjunto de la actividad económica. Este sector muestra un déficit comercial que corresponde a una participación escasa en el total de las exportaciones. Esto sugiere que existe un amplio campo para dinamizar las exportaciones de madera y productos derivados y también desarrollan una mayor integración del sector con la actividad productiva nacional.

La inserción del sector forestal en el conjunto de la actividad económica indica que las actividades básicas de este sector tienen encadenamientos hacia atrás menores al promedio de la economía, mientras que sus encadenamientos hacia adelante son

⁷ Entre los intentos por realizar una evaluación más comprehensiva de las actividades forestales está Adger, *et al.*, 1995 y Grimes, *et al.*, 1994.

mayores a los del resto. Esto es una consecuencia lógica de su posición en la cadena productiva. Por su parte, las actividades manufactureras del sector forestal tienen, como en la mayoría de las ramas del sector industrial, encadenamientos hacia atrás mayores al promedio y menores hacia adelante. El análisis gráfico realizado sugiere que si bien las ramas 2, 11 y 12 mantienen fuertes vínculos entre sí y con algunas otras ramas en general la actividad forestal se encuentra relativamente aislada del resto de la economía. Estos resultados señalan las posibilidades que tiene el sector forestal para contribuir a un crecimiento económico sustentable. En este sentido, el sector forestal debe buscar una mayor integración con el conjunto de la estructura productiva y elevar su dinamismo en el crecimiento de las exportaciones.

Las actividades forestales son intensivas en el factor capital y utilizan una menor cantidad del factor trabajo en referencia al conjunto de la economía. Asimismo, se observa que el excedente económico de este sector es superior al promedio. Estos resultados sugieren que un impuesto al capital del sector forestal tiene un efecto mayor que uno a los insumos al trabajo y tiende, atendiendo a la ecuación de precios, a trasladarse directamente a estos últimos. De este modo, el uso de instrumentos económicos para regular esta industria debe considerar sus particularidades. Así, por ejemplo, los impuestos deben concentrarse al insumo madera sin penalizar al uso del factor trabajo. El monto del excedente económico en esta actividad sugieren que es factible la imposición de un impuesto Pigou para compensar por la pérdida de las funciones biológicas y de captura de carbono de los bosques. Su reducida participación y la existencia de relaciones puntuales con el resto de la economía permite instrumentar medidas específicas para controlar la dispersión de los efectos negativos en costos que un impuesto podría implicar.

El análisis económico realizado sobre el sector forestal permite delimitar no solamente su importancia dentro de la estructura económica sino también definir una estrategia en donde este sector pueda contribuir al crecimiento económico en el marco del desarrollo económico sustentable. En este sentido, el uso de las matrices de insumo producto representan una herramienta útil de análisis para estudiar la importancia del conjunto de los recursos naturales en la estructura económica mexicana.

Bibliografía

- Ackerman, F. (1994), "The natural interest rate of the forest: Macroeconomic requirements for sustainable development", *Ecological Economics*, 10, pp. 21-26.
- Bockstael, N., Costanza, R., Strand, Y., Boynton, W., Bell, K. y Waigner, L. (1995), "Ecological economic modeling and valuation of ecosystems", *Ecological Economics*, 14, pp. 143-159.
- Bródy, András (1970), *Proportions, Prices and Planning*. North Holland.

- Bulmer-Thomas, V. (1982), *Input-Output Analysis in Developing Countries: Sources, Methods and Applications*. Wiley.
- Capistrano, A. D. y Kiker, C. F. (1995), "Macro scale economic influences on tropical forest depletion", *Ecological Economics*, pp. 21-29.
- Czamanski S., y L. Ablas (1979), "Identification of industrial cluiters and complexes: A comparison of methods and findings". *Urban Studies* Vol 16.
- Dorfman R., P. Samuleson y R. Solow (1958), *Linear Programming and Economic Analysis*. The Rand Corporation.
- Echeverría, J., Hanrahan, M. y Solórzano, R. (1995), "Valuation of non-priced amenities provided by the biological resources within the Monteverde Cloud Forest Preserve, Costa Rica", *Ecological Economics*, 13, pp. 43-52.
- Faber, M. y Proops, J. L. R. (1993), "Natural resource rents, economic dynamics and structural change: a capital theoretic approach", *Ecological Economics*, 8, pp. 17-44.
- Haltia, Olli (1994) *The Forest Sector in Economic Development - A Comparative Study of Brazil, Chile and Finland*. Tesis Doctoral. Queen Mary and Westfield College. University of London.
- Hazari R., Bharat (1970) "Empirical Identification of Key Sectors in the Indian Economy". *The Review of Economics and Statistic*. Vol. 52, Nº 3.
- Hirschmann, Albert (1958) *The Strategy of Economic Development*. Yale University Press.
- Howe, E. (1991), "Simple industrial complexes", *Papers in Regional Science* Vol. 70.
- Laumas, Prem (1976) "The Weighting Problem in Testing the Linkage Hypothesis". *Quarterly Journal of Economics*. Vol. XC, Nº 2.
- Leontief, W. (1953), *Studies in the Structure of the American Economy*. Oxford University Press.
- Miller y Blair (1985), *Input-Output Analysis: Foundations and Extensions*. Prentice-Hall.
- Navrud, S. y Mungatana, E. D. (1995), "Enviromental valuation in developing countries: The recreation value of wildlife viewing", *Ecological Economics*, 11, pp. 135-151.

- Pearce, D. W. (1992) *Economía ambiental*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Pinedo-Vázquez, M., Zarin, D. y Jipp P. (1992), "Economic returns from forest conversion in the Peruvian Amazon", *Ecological Economics*, 6, pp. 163-173.
- Rasmussen, P. (1956) *Studies in Intersectorial Relations*. Amsterdam, North-Holland P.C.
- Schultz, Siegfred (1977) "Approaches to Identifying Key Sectors Empirically by Means of Input-Output Analysis". *Journal of Development Studies*. Vol. 14, N° 1.
- Seton, Francis (1992) *The Economics of Cost, Use and Value. The Evaluation of Performance, Structure and Prices across Time, Space and Economic Systems*. Clarendon Press Oxford.
- Stern, D. I. (1995), "The contribution of the mining sector to sustainability in developing countries", *Ecological Economics*, 13, pp. 53-63.
- Strassert, G. (1962) "Zur Bestimmung strategischer Sektoren mit Hilfe von Input-Output Modellen", *Jahrbucher fur Nationalökonomie und Statistik*. Band, 182.
- Vegara, J., (1979), *Economía política y modelos multisectoriales*, Tecnos, Madrid.
- Vincent, J. y Bonkley, C., (1992), "Forest-based industrialization: A dynamic perspective", in Sharma, N. (de), *Managing the Worlds Forests*, Kendall/Hunt.
- Von Neumann, J. (1945) "A Model of General Equilibrium". *Review of Economic Studies*. Vol. 134
- Westoby, J., (1962) "The Role of Forest Industries in the Attack on Economic Underdevelopment", *Unasylva* 16(4).
- Westoby, J., (1987), *The purpose of forests*, Blackwell.
- Yotopoulos, P. y Nugent, J. (1973) "A Balanced Growth Version of the Linkage Hypothesis; A Test." *Quartely Journal of Economics*. Vol. LXXXVII, N° 2.

Agenda ambiental
de la economía urbana
e industrial

Sobre el significado de la economía ambiental urbana: algunos conceptos básicos

*Leonardo Martínez Flores**

Introducción

Como su nombre lo indica, la economía ambiental urbana es el producto de la fusión de dos disciplinas de la ciencia económica. Dicho de la manera más general, una se preocupa por las implicaciones económicas de la utilización y deterioro del medio natural; la otra, se aboca al estudio del funcionamiento económico de la ciudad como categoría específica de análisis. Su fusión, fenómeno académico reciente de la mayor importancia para el mundo real, es todavía incomprendida por la mayoría de las personas. De ahí que este breve texto pretenda abordar algunos conceptos básicos que ayuden a entender el verdadero significado, y con ello la importancia, de esta apasionante disciplina.

La economía urbana: el concepto y su reivindicación obligada

Llama la atención que mientras los filósofos e historiadores anclan el desarrollo de la historia de la civilización en la historia de las ciudades, los economistas hayan mantenido, por siglos, una notable indiferencia hacia el fenómeno urbano. En verdad, dentro de la larga lista de conspicuos estudiosos que han tejido la historia de la ciencia económica hay sólo algunas honrosas excepciones que se han percatado de la importancia, o mejor dicho, de lo imprescindible que resulta el espacio en las decisiones económicas.

* Coordinador de Política Ambiental Urbana del Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAP.

Porque para entender a *la ciudad*, es necesario reconocer que el espacio no es económicamente neutro. Baste recordar que la explicación económica del surgimiento y desarrollo de las ciudades se basa en los conceptos de economías de aglomeración, de urbanización, de escala y de localización, y que salvo las de escala, las otras tienen un sentido sólo si se les concibe como fenómenos espaciales.¹ Sin embargo, a pesar de la proliferación y aplicación extendida de estos conceptos, la incompreensión de la base axiomática de la economía urbana es y ha sido un hecho generalizado, desafortunadamente, dentro del gremio de los economistas.

Lo anterior no es exageración. Para sorpresa de muchos, hacer economía urbana no es aplicar los análisis tradicionales de las finanzas públicas, de la organización industrial o del desarrollo económico al caso de las ciudades; ni tampoco aplicar esquemas fiscales que maximicen la recaudación obtenida por la autoridad local, basándose únicamente en los niveles de ingreso de los habitantes; ni calcular las cuentas de producción y consumo agregados, o los niveles de exportaciones e importaciones de una ciudad cualquiera, de acuerdo a los métodos convencionales utilizados en el cálculo de las cuentas públicas. La extrapolación simple, pero sobre todo anaespacial, de los métodos utilizados en otras disciplinas a la escala de las ciudades no los convierte automáticamente en técnicas propias de economía urbana.

Hacer economía urbana es ir mucho más allá. Es comprender las motivaciones espaciales de los agentes económicos de la ciudad; es comprender sus decisiones de localización y el porqué de sus desplazamientos cotidianos; es diseñar instrumentos de política económica que incorporen, explícitamente, componentes espaciales. Hacer economía urbana es pensar en la organización espacial de la ciudad y en las implicaciones que ésta tiene sobre la productividad de la misma, y específicamente sobre las productividades del trabajo y de los sectores comercial, industrial y público. En fin, hacer economía urbana es hacer economía espacial.²

Esta última requiere de la concepción y definición de un *espacio económico* que sustente a la totalidad de las actividades que se realizan en la urbe. La concepción del

¹ Tal y como se comenta en el marco conceptual del *Programa para Mejorar la Calidad del Aire en el Valle de México, 1995-2000*, se puede ver a la ciudad como una concentración de actividades humanas orientadas al aprovechamiento de las *economías de aglomeración* y de las *economías de escala*. Las primeras son de dos tipos: las de *urbanización*, que se refieren a las ventajas que aparecen con el crecimiento económico de la ciudad, y las de *localización*, que se refieren a las ventajas que las industrias adquieren con su propio crecimiento; por *economías de escala*, se entienden las ventajas obtenidas por la empresa como una función creciente de su tamaño. En estos términos, el propósito de las concentraciones humanas es principalmente incrementar su nivel de vida aprovechando las bondades de la aglomeración, como por ejemplo, mejores oportunidades de empleo y mayores salarios, abaratamiento relativo de productos y servicios, y más y mejor equipamiento en servicios de salud, educación y cultura. Sin embargo, el crecimiento irrestricto de las ciudades también genera *deseconomías de aglomeración*, como las relativas al congestionamiento producido por la sobredemanda de servicios urbanos, de vialidades y, en general, de recursos comunes ambientales.

² Lo cual no significa hacer un estudio econométrico de la producción de jitomates en la Luna, sino entender que las fuerzas que constituyen y definen a la economía de las ciudades se dan y se generan en una dimensión que denominamos espacio.

espacio económico ha seguido históricamente un camino más bien tardío, si se le compara con la concepción de los espacios utilizados en otras ciencias. En economía, éste ha sido concebido cronológicamente de varias maneras diferentes: como una distancia a vencer por el transporte; como una superficie homogénea, isotrópica y continua; y finalmente como un ámbito heterogéneo, anisotrópico y discontinuo que sustenta y determina en buena medida las actividades humanas.

Una revisión histórica de la literatura permite observar que ni los fisiócratas como Quesnay, ni los grandes clásicos como Adam Smith, John Stuart Mill y David Ricardo le dieron suficiente importancia a las implicaciones, sin duda definitorias, del espacio en el funcionamiento de los mercados urbanos y regionales. Sus referencias explícitas a la ciudad carecen de originalidad y se limitan a la extrapolación de los conceptos que, de manera brillante, desarrollaron en otros campos de la ciencia económica.

Así, aunque la ciudad aparece en la historia del pensamiento económico de manera aislada y poco frecuente, por fortuna han existido algunos importantes precursores del análisis económico del fenómeno urbano y de la economía espacial. Quizás los tres primeros autores que estudiaron a la ciudad en estos términos fueron William Petty (1623-1687), Richard Cantillon (1680-1734) y James Stuart (1712-1780). De entre ellos Petty fue, como lo reconocen algunos autores contemporáneos, un apologista de la concentración industrial y un estudioso de la localización y de las dimensiones óptimas de las ciudades. Cantillon visualizó el concepto moderno de multiplicador espacial y se preocupó por entender la dinámica del crecimiento urbano, asociado a los flujos monetarios entre las ciudades. En cuanto a Stuart, puede decirse que preconizó el crecimiento de los centros urbanos como consecuencia de los excedentes agrícolas y como resultante de las decisiones de los terratenientes y de las autoridades para vivir en grandes ciudades.

La economía espacial surge formalmente cincuenta años después de *La riqueza de las naciones*, de Adam Smith, con la publicación de *El Estado aislado*, de Johann Heinrich von Thünen, en 1826. Así, del estudio de la economía rural y de la referencia explícita de la rentabilidad de los mercados agrícolas al espacio campo-ciudad que hace von Thünen, pasamos al siglo XX con el estudio del espacio industrial de Alfred Weber y de Tord Palander y al análisis minucioso y complejo del espacio urbano y regional que elaboran Christaller y Lössch y que da lugar a la teoría de los lugares centrales.³

Pero a pesar del importante legado de este conjunto de autores, la incorporación del espacio al análisis económico contemporáneo se ha hecho de manera lenta y dispersa. La economía regional y urbana fue vista por décadas como una disciplina menor de la

³ Weber, T., 1909, *Über den Standort der Industrien*, Tübingen, Verlag Mohr. Trad. al inglés Friedrich, C. J., 1929-1957, *Alfred's Weber Theory of the Location of Industries*, University of Chicago Press. Palander, T., 1935, *Beiträge Zur Standortstheorie*, Uppsala, Almqvist & Wiksells Boktryckeri, AB. Christaller, W., 1933, *Die Zentralen Orte in Süddeutschland*, Jena, Gustav Fischer Verlag. Trad. al inglés 1966, *Central Places in Southern Germany*, Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. Lössch, A., 1940, *Die Räumliche Ordnung der Wirtschaft*, Jena, Gustav Fischer, 2a ed. 1944, 3a ed. 1962. Trad. al inglés: Woglom W.H. y Stolper, W.F., 1954, *The Economics of Location*, Yale University Press, New Haven.

ciencia económica, y no fue sino hasta hace relativamente pocos lustros que un mayor número de economistas empezaron a referir espacialmente las actividades económicas.

A partir de la década de los sesenta se inició, en el seno de la corriente neoclásica, un movimiento que poco después fue bautizado como la nueva economía urbana. Lo iniciaron Alonso, Wingo, Beckman, Muth y Mills, y lo han continuado autores como Henderson y Fujita.⁴ Sin embargo, para ellos la ciudad sigue siendo bidimensional, circular y monocéntrica; el centro que reúne todos los sitios de trabajo es adimensional y los habitantes de la ciudad viven en suburbios representados por secciones concéntricas. Si bien las aportaciones que han propiciado estos modelos en términos del desarrollo analítico son significativas, hay que decir que tienen algunas limitaciones importantes. Algunas de ellas son muy puntuales, como el hecho de que reducen los costos de los desplazamientos de las personas y mercancías a los del transporte y a una estimación del valor del tiempo invertido en éste; otras, de orden más general, se refieren a una representación demasiado simplista de la ciudad real.

Uno de los grandes retos de la economía urbana es llegar a tener un modelo espacial de equilibrio general, que ante la consideración explícita de las localizaciones y los consumos de espacio respectivos de todas las actividades interdependientes de la ciudad (a saber: la vivienda, la producción de bienes y servicios tanto públicos como privados, el transporte, el comercio, las actividades relativas a la educación y a la cultura, la agricultura, etc.), nos permitiese obtener endógenamente las cantidades y los precios de equilibrio de todos los bienes en diversos puntos de la ciudad.

Aunque el estado del arte de la economía urbana todavía no permite contar con este tipo de herramientas, hay avances que pretenden enriquecer la disciplina integrando al análisis de las ciudades policéntricas o multicéntricas elementos de teorías diversas, como la del esfuerzo, la del salario eficiente, la de la productividad laboral y la del

⁴ Efectivamente, el origen histórico de la teoría de la nueva economía urbana se remonta al modelo agrícola de Von Thünen, J. H., 1826-1863, *Der Isolierte Staaat in Beziehung auf Landwirtschaft und Nationalökonomie*, 1a parte 1826, Hamburgo, Puthes. Trad. al francés por Laverrière, J., 1851, París, Guillaumin; 2a parte sección 1, 1850, Rostock, Leopold. Trad. al francés por Wolkoff, 1857, París, Guillaumin; 2a parte, sección 2 y 3a parte, edición póstuma, 1863, Rostock, Leopold. Trad. parcial al inglés por Wetenberg, Pergamon Press. Sin embargo, sus estructuras analíticas actuales se basan en algunos modelos básicos: Wingo, L., 1961, *Transportation and Urban Land, Resources for the Future*, Baltimore, John Hopkins, 2a ed. 1964; Alonso, W., 1961, *A Model of the Urban Market: Location and Densities of Dwellings and Business*, tesis, Universidad de Pennsylvania. Muth, R., 1961, "Economic Change and Rural-Urban Land Conversions", *Econometrica*, vol. 29, no. 1. Mills, E. S., 1967, "An Aggregative Model of Resource Allocation in a Metropolitan Area", *American Economic Review*, Papers and Proceedings, vol. 57. Beckmann, M. J., 1969, "On the Distribution of Urban Rent and Residential Density", *Journal of Economic Theory*, no. 1. Alonso, W., 1974. *Toward a General Theory of Land Rent*, Cambridge, Mass., Harvard University Press. Más recientemente han aparecido otros trabajos importantes: Henderson, V., 1977, *Economic Theory and the Cities*, Academic Press, New York. Muth, R., 1979, *Cities and Housings, The Spatial Pattern of Urban Residential Land Use*, Chicago y Londres, University of Chicago Press. Kanemoto, Y., 1980, *Theories of Urban Externalities*, North Holland, Amsterdam. Miyao, T., 1981, *Dynamic Analysis of The Urban Economy*, Academic Press, Nueva York. Fujita, M., 1989, *Urban Economic Theory, Land Use and City Size*, Cambridge University Press. Se puede encontrar una exposición detallada de las hipótesis de la NEU así como un cuadro sinóptico de estos modelos en el libro de P. H. Derycke, 1982, *Economie et planification urbaines*, Presses Universitaires de France, segundo volumen, pp. 106-167.

tamaño óptimo de las ciudades.⁵ Con ello se espera contribuir a la disminución paulatina de la brecha entre la ciudad analítica y la ciudad real, que es donde vivimos.

Ciudad y medio ambiente: una reflexión incipiente

Entender plenamente a la ciudad es abordarla como lo que es: el sistema más acabado de organización humana. Y para comprender las implicaciones históricas del fenómeno urbano hay que ver a la ciudad como un sistema abierto y complejo, como una devoradora de recursos, como productora de bienes, servicios y desechos, y como una incontenible depredadora del ambiente; pero también hay que verla como el asiento de los mayores niveles alcanzables de bienestar económico y social.

Si bien resulta difícil ubicar en tiempo y lugar los primeros indicios formales del tema que tiene por objeto de estudio el análisis de la viabilidad ambiental del fenómeno urbano, lo cierto es que, lo poco que hay, es sumamente reciente. Y qué más representativo de la etapa embrionaria de esta disciplina, que la utilización indistinta de términos diversos para referirse a ella: se le llama por igual *desarrollo urbano sustentable*, *ciudades sustentables*, *sustentabilidad urbana*, *asentamientos humanos sustentables* o *desarrollo urbano y medio ambiente*. Aunque en México hemos estado hablando más de *desarrollo urbano sustentable* y en los foros internacionales se está empezando a hablar más de *ciudades sustentables*, el momento es adecuado para propiciar el debate que lleve a una definición suficientemente consensada.

Pero si la disciplina es joven, la preocupación mundial organizada lo es todavía más. Quizás esto se deba en parte a la enorme complejidad del objeto de estudio y a la necesidad de abordarlo simultáneamente desde las más diversas ópticas y disciplinas, a saber: las ciencias naturales, las ciencias ambientales, la economía, la demografía, el urbanismo, la geografía, las ingenierías, la arquitectura, la sociología y la antropología, por mencionar a las más importantes. Ante este panorama, se entiende bien que derribar las tradicionales barreras de comunicación interdisciplinaria es, de suyo, un reto importante para avanzar en el estudio de la viabilidad ambiental de la ciudad.

El acelerado proceso de urbanización genera continuas modificaciones en la distribución espacial de las actividades productivas y de consumo, así como en los estilos de vida y, por lo tanto, en las preferencias sociales de las comunidades urbanas. Aún más, dicho proceso es un fenómeno multidimensional que ubica al problema de la sustentabilidad dentro de un contexto que rebasa los contornos geográficos de la ciudad: ésta mantiene intercambios de personas, materiales, energéticos y de información que le permiten echar mano de recursos localizados fuera de sus fronteras geográficas y abastecerse de servicios ambientales adicionales a los que sus propios sistemas biofísicos podrían aportar. Por eso, discutir la sustentabilidad de la ciudad sólo tiene sentido si se

⁵ Ver para tal efecto: Martínez Flores, Leonardo, *Modèles de Localisation Optimale dans une Ville Multicentrée. Une approche fondée sur un critère de productivité du travail*. Tesis doctoral, Universidad de París X, Nanterre, 1993.

piensa en un balance de región, esto es, en un ámbito territorial, ecológico, económico y social que trasciende las delimitaciones físicas de las manchas urbanas.

Por todo lo anterior, pensar la ciudad sustentable es compatibilizar la vitalidad económica y social de la urbe con su viabilidad ambiental de largo plazo, cuidando el mantenimiento de los equilibrios biofísicos fundamentales.⁶ Para poder hacerlo de esa manera debemos avanzar significativamente en el conocimiento de cómo funciona la ciudad y cómo ésta se relaciona con el medio ambiente.

Una nueva disciplina: la economía ambiental urbana

Por otro lado, la creciente preocupación sobre el valor económico de la degradación ambiental, de las razones económicas de la misma y de las formas en las que la economía puede contribuir a mitigar y revertir ese deterioro, ha influido para propiciar el desarrollo reciente de la economía ambiental.

Pero si ésta es una disciplina todavía más joven que la economía urbana, qué decir entonces de la fusión de ambas. Esta muy nueva y prometedora vertiente del análisis económico se encuentra apenas en un estado embrionario, enfrentando el reto de explicar coherente y consistentemente el funcionamiento económico-ambiental de la ciudad. Sin embargo, para poder hacerlo se requiere entender, primero, cómo interactúan las variables económicas y las ambientales en la misma, y segundo, explicar la manera en la que ese esquema de interrelaciones es percibido por los agentes urbanos e incorporado a sus procesos de toma de decisiones.

El reto es mayor porque todavía falta mucho por hacer en cada una de las dos disciplinas, por lo menos si se les compara con el acervo acumulado de conocimientos en algunas otras áreas de la ciencia económica. Además, la velocidad de avance será sin duda lenta debido a que el fenómeno urbano ambiental es altamente complejo. No bastaría por ejemplo con tener sistemas de precios urbanos y ambientales correctamente estimados, de suyo una tarea complicada y titánica, sino ensamblarlos adecuadamente para integrar un solo sistema.

Hay varias asignaturas pendientes. Una de ellas es, por ejemplo, continuar con los trabajos de evaluación de bienes y servicios ambientales elaborados a lo largo de la última década, tema al que por cierto, se han dirigido una buena parte de los esfuerzos. Otro pendiente es buscar la manera de mejorar las decisiones ambientales, pues hay que decir que en general la estimación de precios no ha sido suficiente para asegurar mejores decisiones.

Sin embargo, el mayor de los retos es, indudablemente, avanzar en la comprensión de los procesos urbano-ambientales, esto es, entender mejor cómo funciona la ciudad y cómo ésta se relaciona con el medio ambiente. Sólo así podremos construir las teorías que, basadas en el análisis económico, relacionen integrada y consistentemente las variables urbanas con las ambientales.

⁶ Programa para Mejorar la Calidad del Aire en el Valle de México, 1995-2000, Cap. VI.

El problema de la contaminación del aire en la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM)

*Hugo Contreras**

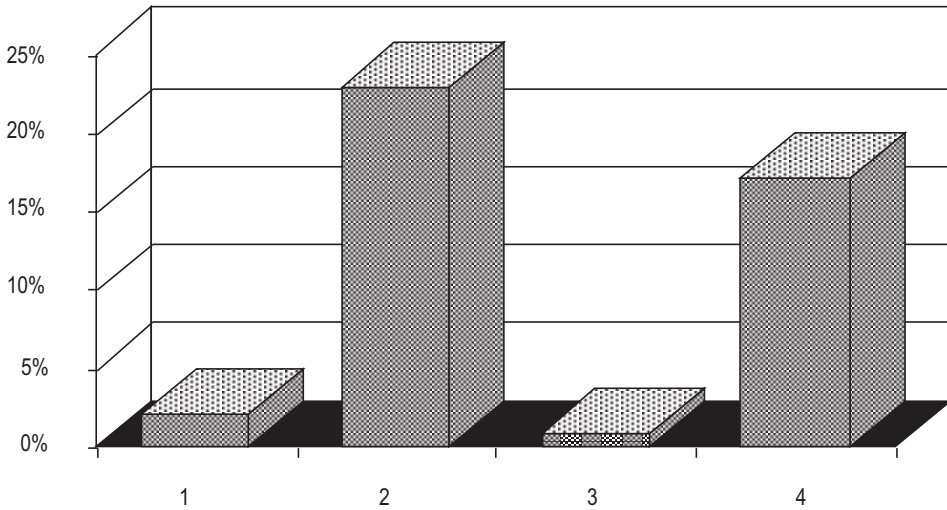
No obstante el rápido avance de la gestión ambiental en México, los resultados de las políticas instrumentadas no han sido suficientes. Los niveles de contaminación atmosférica en las principales ciudades del país son todavía peligrosos. En particular, en la Ciudad de México, éstos sobrepasan frecuentemente los niveles permisibles. Por lo mismo, es preciso identificar alternativas de política que le permitan a la sociedad mejorar la calidad ambiental al menor costo social posible. En este artículo se analiza desde la perspectiva económica, social y ambiental, el uso de un impuesto a las gasolinas como una medida novedosa en el contexto de la política ambiental en México.

¿Qué se ha hecho al respecto?

- Instalación de convertidores catalíticos.
- Programa Hoy no Circula.
- Prohibición de nuevas industrias contaminantes.
- Programas de verificación de vehículos automotores.
- Restricciones en periodos de contingencia.
- 18 normas oficiales mexicanas: 5 de monitoreo ambiental, 5 para fuentes fijas, y 8 para fuentes móviles.

* Coordinación de Asesores de la Subsecretaría de Planeación SEMARNAP.

Cuadro 1. Situación de las emisiones de OZONO en la ZMVM (unidades IMECA)



- 1 Días en que se pasó de 100.
- 2 Días en que se pasó de 200.
- 3 Días en que se pasó de 250.
- 4 Días en que se pasó de 300.

¿Cuáles son los avances obtenidos?

- Se han logrado grandes avances, sobre todo reducción en plomo y SO₂.
- Sin embargo, algunos problemas todavía persisten, como el ozono.

¿Por qué un impuesto ambiental a la gasolina?

- Reduce el consumo de combustibles y por lo tanto ayuda a disminuir las emisiones contaminantes.
- Reduce el costo de alcanzar las metas ambientales.
- Genera recursos para el gobierno.

¿Cuál es el aumento en la recaudación?

- Recaudación nacional de otros impuestos

¿Cuáles son los obstáculos para establecer un impuesto? La gente relaciona un impuesto a la gasolina con:

- Disminución en la actividad económica.
- Alza en los precios.

- Cambio negativo en la distribución del ingreso.
- Ningún cambio en el consumo de gasolina.

¿Cómo reacciona la demanda de gasolina ante cambios en los precios?

Con el objetivo de simular un ejercicio de política ambiental se utilizó un Modelo de Equilibrio General para observar los efectos que tendría un impuesto a las gasolinas sobre los sectores de la economía.

- Las elasticidades precio de la gasolina empleadas fueron: -0.3, 0.5 y -1, las cuales representan el rango de estimaciones encontradas en la literatura.
- Las simulaciones fueron realizadas con base a un incremento en el precio de la gasolina de 30%.
- Se contemplaron dos escenarios:
 1. No compensado.
 2. Compensado, en el cual la recaudación permanece constante ya que los impuestos al capital y al trabajo se reducen en la misma proporción que lo que aumenta la recaudación a través de la instrumentación del impuesto a la gasolina.

¿Cuál es el impacto en la economía?

- El cambio en el PIB es resultado de los cambios ponderados en los 13 sectores de la economía que componen el modelo.
 1. Para el caso de una política compensatoria:
= Elasticidad precio de la gasolina
 2. Para el caso de una política no compensatoria:

¿Cuál es el impacto en los precios?

Si bien la población podría esperar que un aumento en el precio de las gasolinas traiga consigo un incremento generalizado en el precio de otros productos, se esperaría que éste no fuera tan significativo porque:

- La gasolina representa un costo relativamente bajo en la producción de bienes.
- Los individuos gastan relativamente poco de su ingreso en gasolina.

¿Cuál es el impacto en la distribución del ingreso?

La distribución de los costos de ajuste derivados de la aplicación de un impuesto a la gasolina es regresiva. No obstante, en la mayoría de los casos vemos que la compensación que se requiere para dejar a los individuos igual que antes de la instrumentación del impuesto será del orden del 1% de su ingreso.

1. Para el caso de una política compensatoria:
2. Para el caso de una política no compensatoria:

¿Cuál es el impacto ambiental?

El Instituto Mexicano del Petróleo y el Laboratorio Nacional de Los Álamos desarrollaron un modelo para simular las concentraciones de contaminantes, el cual depende de variables geoclimáticas y económicas.

Usando dicho modelo y tomando como base los resultados obtenidos en el Modelo de Equilibrio General, se obtiene el impacto de una reducción en el consumo de gasolina en la contaminación atmosférica.

Costos derivados del uso de impuestos:

- El establecimiento de un impuesto requiere de un análisis que permita encontrar el mejor modo de aplicarlo: aumentar la tasa impositiva de manera gradual o aplicar el monto total del impuesto desde un inicio.

Consideraciones finales

Dentro de una orientación racional al sistema impositivo, un impuesto ambiental estaría dirigido a reducir emisiones contaminantes y por ende, mejorar la calidad del aire bajo un enfoque de mínimo costo social.

Sus efectos en el bienestar se analizan en casos compensatorio y no compensatorio. El segundo caso significa mayores costos a la sociedad cuando la inelasticidad precio es baja; esta pérdida se reduce cuando la inelasticidad precio es mayor.

El impacto que puede alcanzar en la calidad del aire es difícil de estimar debido a la influencia de otras variables y fenómenos.

Los resultados aquí presentados son aproximaciones para simular una política ambiental orientada a reducir el consumo de gasolinas e incrementar la calidad del aire y por tanto, deben tomarse con cuidado.

La agenda ambiental de la economía urbana e industrial

Los instrumentos económicos en la gestión urbana

*Otoniel Ochoa**

I. Introducción

El presente trabajo tiene por objetivo describir la experiencia en la aplicación de instrumentos de mercado en la gestión urbana del Distrito Federal, así como derivar lecciones y recomendaciones que permitan en el futuro próximo ampliar sus posibilidades de aplicación para promover un uso más eficiente de los bienes ambientales.

Integrar en el diseño de las políticas públicas la definición de una Agenda Ambiental de la Economía Urbana es de primordial importancia. Es en las ciudades en donde se concentra la mayor parte de la población y se hacen más evidentes los problemas ambientales. Son las ciudades, no importa el país ni su grado de desarrollo, las que día con día están luchando por ganar la batalla de un crecimiento económico sustentable (Mega, 1991). Hoy, cada gobierno local busca satisfacer las necesidades de la actual generación, y a la vez encontrar mecanismos para no comprometer las posibilidades de las futuras (Pearce, 1992).¹

El “estado de las ciudades” en materia de medio ambiente requiere de la aplicación de políticas públicas efectivas que permitan mantener la trayectoria de progreso y generación de riqueza que se ha alcanzado en las zonas urbanas. El gran reto en la de-

* Ex funcionario del Departamento del Distrito Federal.

¹ Pearce, W. David y Jeremy J. Warford, 1992. *World Without End. Economics, Environment and Sustainable Development*. Mega, Voula, “The Wellbeing of Cities and Citizens in Europe”, en *Our Cities Our Future: Policies and Action Plans for Health and Sustainable Development*.

finición de la agenda urbana y del medio ambiente es entender que hablar de economía urbana lleva necesariamente a incorporar en nuestro análisis la presencia de rendimientos crecientes de escala, costos de transacción y transporte, asimetría o ausencia de información, bienes públicos, externalidades y deficiencias o ausencia de definición de derechos de propiedad. Todos estos elementos son precursores de las fallas de mercado y representan la justificación para la intervención de los gobiernos locales en la economía de las ciudades. El diseño de la Agenda Ambiental de la Economía Urbana deberá considerar cada una de estas fallas como determinante potencial de los errores de la política pública.

En la siguiente sección se abordan las tendencias recientes de la urbanización y las posiciones que se han planteado acerca de lo bueno o malo que ésta puede significar en términos de bienestar para la sociedad; en la tercera, se presenta un breve repaso de las acciones que se han llevado a cabo para prevenir la contaminación ambiental en la Ciudad de México y los resultados de la aplicación de los instrumentos de comando-control y de la introducción de nuevas tecnologías. Posteriormente, se establecen algunos lineamientos con base en los cuales se propone diseñar la aplicación de instrumentos económicos de la Agenda Ambiental de la Economía Urbana. Por último, se presenta el estudio de caso del agua en el Distrito Federal con el objeto de ejemplificar la forma en la que sí se puede avanzar en la utilización de instrumentos económicos para lograr un uso más eficiente de los bienes ambientales.

II. Las visiones del mundo urbano

Actualmente, se estima que 45% de la población mundial vive en zonas urbanas, es decir 2,500 millones de personas, y se espera que de mantenerse esta tendencia, hacia el año 2025 el 61% —más de 5,000 millones de personas— vivirán en las ciudades (Linden, 1996). Hoy existen en el mundo 15 megaciudades —cada una con más de 10 millones de habitantes— mientras que para el año 2000 se estima serán 25.²

La tendencia generalizada hacia un mundo predominante urbano ha motivado la preocupación creciente de la comunidad internacional y el surgimiento de posiciones radicalmente opuestas encontradas en términos de lo bueno o malo que esto puede significar para la sociedad en su conjunto.

Por una parte, la posición pesimista insiste en la imposibilidad de las ciudades para enfrentar los requerimientos sociales de un rápido crecimiento urbano y en la necesidad de detener la urbanización a cualquier costo; en hablar de crisis urbanas derivadas de la decadencia ambiental que pone en riesgo el bienestar de las generaciones futuras; y en afirmar que las ciudades son otro ejemplo de la “tragedia de los comunes”.

En contraste, la posición optimista reconoce que la cercanía entre los diferentes factores de la producción permite incrementar la productividad de la economía como un todo, así como la transferencia y generación de nuevos conocimientos y tecnolo-

² Linden, Eugene. “The Exploding Cities of the Developing World”; en *Foreign Affairs*. Enero/febrero 1996.

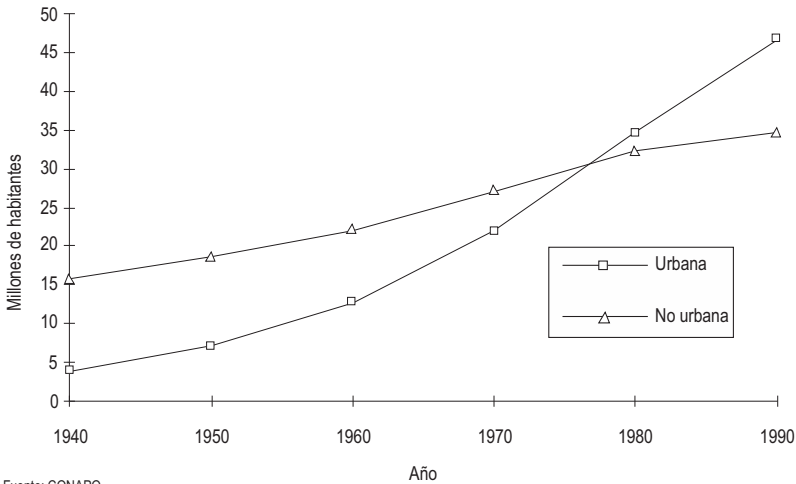
gías. Las economías de aglomeración y urbanización que se logran en las ciudades permiten generar la mayor parte de la riqueza de los países.³

Los que creen en las ciudades como una posibilidad de desarrollo, sostienen que su crecimiento puede ser indefinido —dado el estado de la tecnología— y que este proceso solamente se detendrá cuando los beneficios presentes por el acceso a mejores condiciones sanitarias, educativas, laborales y de expectativa de vida para las familias sean menores a los costos de vida inherentes a toda gran ciudad.⁴

Ambas posiciones tienen sus aciertos y comparten el mismo deseo; que el desarrollo económico —no importa la localización de su fuente— permita elevar los estándares de vida de la población y se sujete a un uso más racional de los recursos ambientales. El problema de fondo es cómo lograr este resultado en un mundo eminentemente urbano y cómo diseñar una agenda que permita alcanzar este objetivo.

En México, la historia no ha sido diferente. El 70% de la población reside en zonas urbanas y sobresalen dos categorías: a) la participación de cuatro zonas metropolitanas —Ciudad de México, Guadalajara, Monterrey y Puebla— en donde habitan 23 millones de habitantes; y b) el crecimiento registrado en las recientes décadas de ciudades medias y pequeñas. Para el año 2000 se espera que de los 100 millones de habitantes del país, 71 millones habiten en las ciudades.

La tendencia de la urbanización en México 1940-1990 (población en millones de habitantes)



³ Por poner un ejemplo, en México el 78% del PIB se genera en las zonas urbanas y el Distrito Federal, por sí solo, genera el 24% del total. Un excelente acercamiento al debate se publicó en la revista *The Economist*, julio 29, 1995, bajo el título: "Turn Up The Lights. A Survey of Cities".

⁴ Uno de los muchos indicadores que demuestra la relativa superioridad de las ciudades en términos de beneficios es la cobertura de agua potable. En ciudades con 80 mil habitantes o más alcanza cerca del 98%; en ciudades con poblaciones entre 2 mil y 5 mil habitantes, el 84%; y en zonas rurales con menos de 1,000 habitantes, 45%. Si bien en términos de valores absolutos las carencias en las ciudades son de mayor proporción, la capacidad de respuesta también es superior.

El debate por la sustentabilidad en México ha seguido el mismo cauce. El reto de crear los instrumentos y mecanismos para que el crecimiento de las ciudades se dé sobre una base sustentable representa hoy la principal preocupación de quienes creen que un mundo urbano no necesariamente significa lo peor. La Ciudad de México ha sido testigo y protagonista de este debate y considerada en muchas ocasiones una ciudad que ha estado permanentemente al borde del colapso (Hall, 1982).

El crecimiento de la mancha urbana de la Ciudad de México ha trascendido los límites del Distrito Federal incorporando a diversos municipios del Estado de México. En 1995, la concentración demográfica de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, conformada por las 16 delegaciones políticas del Distrito Federal y 28 municipios conurbados, tiene una población superior a los 16 millones de habitantes. Esto ha generado una serie de desequilibrios ecológicos que hasta hace menos de una década parecían imposibles de salvar.⁵

Sin embargo, lo impráctico de la Ciudad de México se presenta hoy como la oportunidad de resolver los problemas inherentes a toda aglomeración urbana mediante la introducción en la vida económica de la ciudad de nuevas tecnologías —de organización, de transporte, de producción, entre otras— y bienes y servicios (Jacobs, 1969). Esta alternativa de solución a los problemas genera finalmente un crecimiento económico congruente con la preservación del medio ambiente.⁶

Si asumimos que los problemas urbanos —entre ellos los daños ambientales y sus efectos sobre la salud, la productividad de la economía y el nivel de satisfacción de la sociedad derivada de un entorno impoluto— son un ejemplo de fallas de mercado; la intervención del gobierno puede inclinarse por cualquiera de los siguientes instrumentos o combinación de ellos:

- la más obvia para acabar con la contaminación es intervenir mediante instrumentos de comando y control que prohíban actividades contaminantes u obliguen a los agentes a reducir los niveles de contaminación sobre la base de ciertos límites;
- incorporar instrumentos que eliminen distorsiones de mercado y provean las señales necesarias para hacer posible el desarrollo sustentable, al indicar el grado de escasez de cierto bien a la sociedad.⁷

⁵ La población del DF era de 8 millones 489 mil 007 habitantes y la de los 28 municipios conurbados del Estado de México que conforman la denominada ZMCM, era de 8 millones 185 mil 153 habitantes. Hall, Peter. *The World Cities*. Weidenfeld and Nicolson, Londres, tercera edición, 1985.

⁶ Jacobs, Jane. *The Economy of the Cities*. Vintage Books, 1969.

⁷ Algunas de las ventajas de este tipo de instrumentos son: transferir de las instituciones de gobierno al mercado la responsabilidad de identificar nuevas fuentes de control de la contaminación de bajo costo; separar la pregunta de qué tipo de control introducir por la de quién paga por la contaminación; incrementar los ingresos del gobierno y la posibilidad de utilizarlos para el financiamiento de bienes públicos que mejoren la calidad del medio ambiente; imponer mayor flexibilidad que permita detectar los cambios en las formas de producir y las modificaciones de las valoraciones del mercado sobre ciertos bienes.

III. Los instrumentos de comando y control y la introducción de nuevas tecnologías. El caso de la contaminación del aire en la Ciudad de México

El crecimiento urbano de la Ciudad de México, así como la actividad económica que se ha desarrollado en ella, requiere del consumo de combustibles que permite generar el bienestar social de la ciudad (empleos, transporte, servicios, energía eléctrica y múltiples comodidades en el hogar) y a la vez genera aproximadamente el 85% de las emisiones contaminantes del aire. El resto de los contaminantes son polvos naturales provenientes de áreas carentes de vegetación.

Asimismo, el valle de México posee una serie de características fisiográficas y climáticas que agudizan los problemas ambientales. La ciudad se encuentra a una altura de 2 mil 240 metros sobre el nivel del mar por lo que los procesos de combustión interna son menos eficientes y producen una mayor cantidad de contaminantes. Esto se combina con la barrera física natural formada por las montañas de las sierras del Ajusco, Chichinautzin, Nevada, Las Cruces, Guadalupe y Santa Catarina, que impide la circulación del viento, y el desalojo del aire contaminado fuera del valle.⁸

Bajo estas condiciones, la Ciudad de México presentaba hasta 1991 frecuentes inversiones térmicas que provocan el estancamiento de los contaminantes, generaban una serie de costos sociales y ponían en riesgo la viabilidad de la ciudad como fuente de bienestar.⁹

En la década de los ochenta los expertos internacionales y nacionales insistían en que la tendencia del deterioro ambiental de la Ciudad de México era insostenible y que eventualmente la Ciudad se colapsaría si no se detenía su crecimiento urbano y económico. Las acciones emprendidas en los noventa permitieron revertir el proceso. Hoy, gracias a la introducción de nuevas tecnologías en la vida de la ciudad, se cuenta con sistemas de información geográfica para el inventario de emisiones, la introducción de convertidores catalíticos, tecnología de recuperación de vapores, de gasolinas mejoradas y de sistemas modernos de verificación vehicular junto al Programa Hoy no Circula y Doble no Circula, la introducción de nuevas tecnologías de producción de plantas en vivero, así como novedosos sistemas de plantación que permitirán reducir considerablemente el costo de producción-plantación de árboles y dar una lucha frontal contra la deforestación, entre otras acciones. En el siguiente cuadro se presentan las

⁸ Se localiza dentro de la región central del país, por lo cual está sujeto también a la influencia de sistemas anticiclónicos, generados tanto en el Golfo de México como en el Océano Pacífico. Estos sistemas ocasionan una gran estabilidad atmosférica, inhibiendo el mezclado vertical del aire.

Recibe una abundante radiación solar debido a su latitud de 19° N, lo que hace que su atmósfera sea altamente fotorreactiva. En presencia de luz solar, los hidrocarburos y los óxidos de nitrógeno reaccionan fácilmente para formar ozono y otros oxidantes.

⁹ Por las montañas, la capa de aire que se encuentra en contacto con la superficie del suelo, adquiere una temperatura menor que las capas superiores por lo que se vuelve más densa y pesada. Las capas de aire que se encuentran a una mayor altura y que están relativamente más calientes actúan, entonces, como una cubierta que impide el movimiento ascendente del aire contaminado.

innovaciones tecnológicas y de bienes y servicios que durante los noventa se han ido incorporando en las actividades diarias de los habitantes del valle de México. Gracias a lo anterior, la intervención gubernamental ha permitido obtener los siguientes resultados en materia de prevención y control de la contaminación atmosférica:

- Monóxido de carbono. A pesar del aumento de consumo de gasolinas y del incremento del parque vehicular, las emisiones se mantuvieron dentro de la norma durante 30 meses consecutivos hasta el mes de diciembre de 1994. En 1995 y 1996 se presentaron 5 y 7 violaciones a la norma, respectivamente. En 1997 no se han presentado violaciones.
- Plomo. Las concentraciones de plomo se han reducido considerablemente durante los últimos cinco años. El primer trimestre de 1995, comparado con el último trimestre de 1998, presenta una reducción promedio de 92%. Se han cumplido ya más de tres años en que la concentración de plomo se ha mantenido dentro de la norma que protege a la salud.
- Partículas suspendidas. Desde 1990, en las zonas noreste, centro y suroeste la fracción respirable de las partículas muestra una tendencia en general por debajo de la norma. Mientras que en el sureste y noreste no existe una tendencia clara, debido a las características de la zona, en áreas con escasa vegetación y suelos erosionados.

Durante 1996 las concentraciones de estas partículas se mantuvieron dentro de la norma en las zonas suroeste y sureste, mientras en la noreste el mayor porcentaje de violaciones fuera de la norma fue de 69%, y en la centro y en la zona noroeste de 3.4%. En los primeros cuatro meses de 1997, las concentraciones de estas partículas en las zonas suroeste y sureste no rebasaron la norma, mientras que el porcentaje de violaciones a la norma fue del 80% en la zona noroeste y del 5% en las zonas centro y noroeste.

- Bióxido de nitrógeno. A partir de 1991 ha tenido un comportamiento estable. Las concentraciones máximas rebasan ligeramente la norma de calidad, únicamente durante los meses del periodo invernal. En 1995 las concentraciones de este contaminante se mantuvieron dentro de la norma de calidad del aire el 91% de los días. Durante 1996 el porcentaje de días dentro de la norma fue de 78% y dentro de los seis primeros meses de 1997 este alcanzó el 83%.
- Bióxido de azufre. Se ha mantenido constantemente dentro de la norma en los últimos cuatro años, sólo en el mes de noviembre de 1996, ante una contingencia local en la zona noreste, el bióxido de azufre superó el valor máximo permisible en dos ocasiones.
- Ozono. Las altas concentraciones de ozono constituyen hoy día el principal problema de contaminación atmosférica en el Valle de México. En los recientes tres años, los niveles de este contaminante se han estabilizado, situación contraria al incremento sostenido que se registró entre 1986 y 1991. No obstante, las concentraciones de ozono superan frecuentemente la norma de calidad del aire, alcanzando niveles que superan en más de un 100% el límite establecido.

Introducción de nuevas tecnologías y bienes y servicios para prevenir y controlar la contaminación del aire en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México

Ozono	Partículas suspendidas	Monóxido de carbono	Bióxido de nitrógeno	Bióxido de azufre	Plomo
<p>Oxigenación de las gasolinas con éter metil terbutílico (MTBE). Esta acción permite reducir las emisiones de hidrocarburos en el escape hasta en un 11%.</p> <p>Producción y distribución de gasolinas reformuladas, menos fósicas y reactivas en la atmósfera. Similares a las producidas en Estados Unidos.</p> <p>Introducción de convertidores catalíticos en vehículos modelos 1991 y posteriores, los cuales reducen los óxidos de nitrógeno en un 60% y los hidrocarburos en los gases de escape en un 90%.</p> <p>Instalación de techos flotantes en los tanques de almacenamiento de PEMEX y construcción de plantas de licuefacción de vapores para recuperar los vapores de las gasolinas.</p> <p>Instalación de sistemas de recuperación de vapores en los autotanques de PEMEX distribuidores de gasolina.</p> <p>Conversión de vehículos de uso intensivo a gas licuado de petróleo, eliminando en un 68% las emisiones evaporativas de hidrocarburos durante la carga del tanque.</p> <p>Introducción de equipos y sistemas de verificación obligatoria de emisiones industriales que se aplican desde agosto de 1992 y que permite la reducción de hidrocarburos en un 72% de los vehículos a gasolina altamente contaminantes.</p>	<p>Pavimentación de calles en una superficie equivalente a 1 millón 705 mil metros cuadrados.</p> <p>Plantación de 109 millones de árboles, durante los últimos siete años.</p> <p>Restauración ecológica del ex-vaso del lago de Texcoco, por lo que actualmente se han eliminado las tolvaneras intensas provenientes de esa zona.</p> <p>Uso de combustibles con menos del 2% de azufre (relacionado con sustitución de combustible por gasóleo).</p> <p>Operación con gas natural de las dos termoeléctricas del Valle de México y 365 grandes industrias.</p> <p>Introducción de motores diesel a partir de los modelos 1994, que cumplen con la norma de emisión más estricta del mundo.</p> <p>Introducción de equipos y sistemas de verificación obligatoria de emisiones industriales que se aplican desde agosto de 1992.</p> <p>La construcción de un vivero de alta tecnología que permitirá producir para el año 2000, 30 millones de plantas.</p>	<p>Introducción de gasolinas oxigenadas, reduciendo en un 10% promedio las emisiones de monóxido de carbono de los vehículos.</p> <p>Modernización del programa de verificación vehicular obligatoria, que incluye un nuevo arreglo institucional y equipos más avanzados, cuya aplicación ha logrado reducir en un 62% las emisiones de vehículos defectados como altamente contaminantes.</p> <p>Introducción de convertidores catalíticos en vehículos, los cuales reducen más del 90% de las emisiones de monóxido de carbono.</p> <p>Ampliación del sistema de transporte colectivo METRO, que ofrece una alternativa eficiente y segura respecto al auto individual.</p> <p>Introducción de gas LP en más de 30 mil vehículos del transporte público y de carga, disminuyendo en más del 90% sus emisiones de monóxido de carbono.</p> <p>Renovación de más de 47 mil taxis y 10 mil microbuses con unidades equipadas con convertidor catalítico.</p>	<p>Introducción de vehículos nuevos con convertidor catalítico de tres vías, a partir de 1991. Su uso reduce en un 60% los óxidos de nitrógeno.</p> <p>Conversión a gas del transporte de carga y microbuses, con uso obligado de convertidor catalítico de tres vías.</p> <p>Ampliación del Sistema de Transporte Colectivo METRO.</p> <p>Construcción de más de 28 puentes en cruces conflictivos y de alta velocidad, con lo que se contribuye a mejorar la circulación en las principales arterias de la ciudad.</p> <p>Reordenación y ampliación del Sistema de Transporte Eléctrico.</p> <p>Continuación del Programa "Hoy no Circula" y "Doble No Circula" en caso de contingencia ambiental.</p> <p>Mejoramiento de procesos de combustión e instalación de equipos de control en establecimientos de servicios.</p>	<p>Eliminación del combustible en el Valle de México y sustitución del mismo por gasóleo industrial con un contenido máximo de azufre del 2%.</p> <p>Cierre de la Refinería 18 de Marzo.</p> <p>Empleo al 100% de gas natural en las dos plantas termoeléctricas del Valle de México y 365 grandes industrias.</p> <p>Desde 1990 se distribuyó únicamente Diesel Especial, con un contenido máximo de 0.5% de azufre.</p> <p>A partir de octubre de 1993, se utiliza Diesel Sin para el transporte con un contenido máximo de azufre de 0.05%, el más bajo del mundo.</p>	<p>Reducción del 92% del contenido de plomo en la gasolina Nova.</p> <p>Introducción de gasolina sin plomo Magna Sin, cuyo consumo representa hoy el 46% del total.</p> <p>Reducción del contenido de plomo en pinturas, barnices, tintas esmaltes y lacas.</p> <p>Utilización de pintura sin plomo y base de agua para fines de vialidad, señalamientos y mobiliario urbano.</p> <p>Eliminación del plomo en latas de alimentos, utensilios escolares y juguetes.</p>

Fuente: Secretaría del Medio Ambiente del Departamento del Distrito Federal.

La frecuencia y severidad de contingencias atmosféricas se han reducido. Durante 1992 fue necesario aplicar en 21 días la Fase II del Programa de Contingencias y ninguna en 1993 y 1994. Por otra parte, la Fase I se ha aplicado en una y cinco ocasiones en 1994 y 1995, respectivamente. En 1996 se registraron altas concentraciones de ozono, lo cual obligó la activación de la Fase I del Programa de Contingencias Ambientales en tres ocasiones. En el primer semestre de 1997 se aplicó la Fase I en una sola ocasión.

En sólo siete años se crearon y fortalecieron las instituciones que actúan para prevenir y controlar la contaminación y se introdujeron nuevas tecnologías para modificar la trayectoria que hasta 1992 seguía el deterioro de la calidad del aire.

IV. Los instrumentos económicos en la gestión urbana

La teoría económica sugiere que los instrumentos de mercado pueden ofrecer un mayor número de formas eficientes para resolver el problema y mediante las siguientes premisas:

1. La contaminación se genera porque los precios de los bienes y servicios no reflejan el costo de la degradación ambiental. El objetivo entonces sería que los individuos y empresas de donde surgen, enfrentaran el verdadero costo de contaminar.
2. Muchos recursos naturales se cobran por debajo de su costo marginal privado. El efecto de esta solución es que los recursos son demandados en cantidades superiores a las que se observarían si se adoptara el verdadero costo marginal. El efecto final es una distorsión de mercado que se traduce en pérdidas de bienestar para la sociedad.

El camino que hemos recorrido en México para introducir estas ideas y convencer de la necesidad de aplicar instrumentos económicos ha sido largo. Hoy es generalmente aceptado el criterio de distribución "quien contamina paga". Sin embargo, debemos entrar en una nueva etapa y responder algunas preguntas:

1. ¿Por qué si los instrumentos económicos son superiores a cualquier otro, su aplicación ha sido limitada?
2. ¿Porqué muchos de los intentos por aplicarlos han fallado o se han quedado a nivel de proyecto?
3. ¿Cuáles son los criterios a seguir para incrementar su cobertura de aplicación y probabilidad de éxito?

Estas preguntas tienen que ver con problemas de diseño, estrategia o instrumentación y a partir de ellas podemos establecer los criterios para integrar el marco de referencia de la Agenda Ambiental de la Economía Urbana.

IV.1 Algunos criterios para la agenda ambiental

1. Estabilidad política y económica como condición necesaria. Ningún proceso de cambio es posible si como base no se mantienen condiciones de estabilidad

- política que faciliten los procesos de legitimación del uso de estos instrumentos, y de la estabilidad económica que permita a empresas e individuos asumir los costos de corto plazo necesarios para introducir nuevas tecnologías y así modificar patrones de contaminación.
2. Volver a lo básico. Iniciar con programas pilotos de pequeña escala y con instrumentos sencillos, de fácil comprensión para la gente. Ejemplo de ello sería comenzar eliminando subsidios en forma gradual para posteriormente pasar a una estrategia de precios que incorpore el costo de oportunidad de los bienes ambientales.
 3. Buscar la legitimidad política. Para ello es necesario seleccionar objetivos prudentes y regiones con apoyo para incrementar la probabilidad de éxito. Si la introducción del instrumento es exitosa, genera confianza y el apoyo suficiente para seguir aplicando estos instrumentos. Debemos tener presente que pequeños éxitos construyen legitimidad política y la credibilidad necesaria para continuar con los procesos de cambio.
 4. Las consideraciones de equidad importan. Es necesario tener en cuenta que es poco vendible políticamente argumentar la necesidad de introducir instrumentos económicos para incrementar eficiencia. La aplicación de este tipo de instrumentos tendrá ganadores y perdedores y la probabilidad de éxito dependerá del peso específico de los primeros en la decisión final. No podemos olvidar que el costo de mantener nuestro acervo ambiental debe ser soportado por los consumidores de los bienes y servicios que para ser producidos, en una parte de su proceso, requirieron como insumo algún bien ambiental.
 5. Momento óptimo de aplicación. Generalmente, el éxito o fracaso de la aplicación de cualquier instrumento de política depende del momento en el cual se introduce para su aplicación. La introducción de instrumentos económicos requiere de la maduración necesaria en el diseño y estrategia de introducción. Asimismo, previamente se debe tomar el tiempo para educar y convencer a todas las áreas involucradas de la institución que deberá llevar a cabo la aplicación del instrumento económico.
 6. Fortalecimiento y cambio institucional. La aplicación de este tipo de instrumentos requiere de un amplio soporte institucional que en la mayoría de las ocasiones no existe. Por ejemplo, la aplicación de un instrumento económico requiere de capacidad para monitorear la base de la contribución, y ésta a su vez necesita del apoyo tecnológico que reduzca costos de recaudación. Cada impuesto requerirá de cierta capacidad para fiscalizar a los agentes económicos sujetos a este tipo de instrumentos. Adicionalmente, su aplicación requiere de todo un soporte legal que permita actuar y sancionar, si ese fuera el caso. El éxito del instrumento dependerá de la capacidad para lograr una elevada probabilidad de detección de agentes contaminantes que evadan el instrumento. Las deficiencias institucionales para alcanzar los objetivos pueden llevar a invalidar la aplicación de los instrumentos económicos.

7. Medición adecuada de los costos de transacción. Recordar que ciertos instrumentos económicos llevan implícitos costos de transacción que en la mayoría de los casos no son considerados o simplemente se subestiman.
8. A cada problema le corresponde un instrumento. En ocasiones se intenta atribuir a instrumentos eminentemente fiscales el carácter de ecológicos. Cuando un instrumento se utiliza para más de un objetivo termina siendo inefectivo para lo que originalmente fue constituido. En el caso de las ciudades, el impuesto predial es uno de los más sugerentes para ejemplificar este criterio.
9. Privilegiar la aplicación de instrumentos con efectos directos sobre la fuente de generación de la contaminación. Muchos de los instrumentos económicos propuestos, ante la ausencia de mercados, intentan modificar las decisiones de los agentes gravando de manera indirecta la fuente de contaminación. En el caso del transporte, se ha propuesto la introducción de derechos por congestiónamiento que terminan afectando la decisión de las personas de qué vialidad utilizar; y en el mejor de los casos, si su aplicación es generalizada, modifica la intensidad de utilización del automóvil, cuando el problema no es que la gente se traslade de un lugar a otro las veces que desee, sino el medio que utiliza para satisfacer este deseo.
10. Introducir nuevas tecnologías. La aplicación de instrumentos de comando y control o económicos requiere de la introducción de nuevas tecnologías que permitan medir la base gravable del instrumento. Es así como podremos avanzar en la aplicación de tarifas de agua, de descargas a la red de drenaje o sobre emisiones medidas en el sitio de generación, por poner algunos ejemplos.

IV.2 El caso del agua en el Distrito Federal. Cómo sí se puede

La situación inicial

Hasta 1991, la administración del agua en el Distrito Federal siguió un enfoque de oferta, al tratar de satisfacer, sin considerar los costos financieros y ecológicos, la demanda derivada de una cada vez mayor concentración poblacional. Los resultados en términos de cobertura fueron exitosos, al lograr incorporar al servicio de agua a través de tomas domiciliarias al 96% de las familias. Sin embargo, la administración de la recaudación por concepto de este servicio se descuidó, y las tarifas reflejaron un comportamiento errático, sobre todo durante la década de los ochenta, y la administración del servicio de agua potable y alcantarillado se encontraba fragmentada entre varias dependencias, imposibilitando un manejo integral tanto del sistema hidráulico, como de las finanzas del servicio.

Esta forma de administrar el recurso trajo consigo desequilibrios ecológicos y financieros que impedían sentar las bases de un manejo sustentable del agua.

El desequilibrio ecológico

Para satisfacer la demanda de 8.5 millones de habitantes del Distrito Federal, equivalente a 35 metros cúbicos por segundo, el 55% se extrae del acuífero mediante la ope-

ración de pozos de 200 a 400 metros de profundidad; 28% proviene del Sistema Cutzamala, localizado a más de 140 kilómetros y a una altitud aproximada de 1,000 metros por debajo del valle; 14% del sistema Lerma y 3% de manantiales ubicados en el surponiente de la ciudad.

Con esto, el abasto diario de agua por habitante en la ciudad es, para todos los usos, de 360 litros diarios, mientras que el consumo per cápita de ciudades europeas es de aproximadamente 200 litros diarios.

La trayectoria de explotación del acuífero a las tasas que requería el ritmo de crecimiento de la población provocaron la sobreexplotación del manto, al grado de correr el riesgo de su agotamiento. Asimismo, la combinación de la sobreexplotación del acuífero y las características físicas del suelo aceleraron los hundimientos diferenciales no uniformes en diversas regiones de la entidad, que generaban costos colaterales muy elevados al dañar monumentos históricos, edificaciones diversas, y redes de agua potable y alcantarillado.

El desequilibrio financiero

En materia financiera, los cada vez mayores requerimientos de inversión imponían sobre la hacienda pública presiones y una pérdida de capacidad de respuesta a las demandas de ampliación de infraestructura y prestación del servicio; además no existían recursos suficientes para el adecuado mantenimiento de las redes; no existía una correspondencia entre los derechos cobrados por el servicio de agua y el costo inherente al servicio; el fenómeno inflacionario había deteriorado las tarifas del agua, se cobraba a la mayoría de los usuarios por cuota fija o por métodos que subestimaban el consumo y existía una infraestructura de fiscalización deficiente que se traducía en un bajo cumplimiento de pago por parte de los usuarios. Lo anterior se vio reflejado en la incapacidad para mantener el sistema de distribución, que por las características del suelo de la ciudad, los hundimientos ocasionados por la sobreexplotación de los mantos acuíferos, la antigüedad de una alta proporción de las redes y la ausencia de un mantenimiento adecuado, provocaron que el índice de pérdidas por fugas en la red se incrementara año con año.

Institucionalmente, las funciones de instalación de tomas y medidores y de recaudación estaban fragmentadas entre varias dependencias, lo que se reflejaba en las deficiencias del padrón y de las medidas de revisión del cumplimiento del pago del servicio por parte de los usuarios.

Para que la tarifa funcionara como una señal de mercado que indicara la escasez del recurso, era necesario introducir un sistema eficiente de recaudación, en donde cada usuario pagara conforme a su consumo y existiera una alta probabilidad de ser detectado en caso de no pago, lo que estaba relacionado a la administración eficaz del padrón de contribuyentes. Sin embargo, a la mayoría de las familias se les cobraba por el sistema de cuotas fijas, no obstante que existían tarifas autorizadas para cobrar por consumo medido. Lo anterior se debía a que la planta de medidores era imprecisa, no había sido mantenida adecuadamente, no había medidores instalados en todas las tomas y

no se contaba con sistemas administrativos que permitieran facturar por servicio medido a todas las tomas. Un mal sistema de recaudación elimina los incentivos económicos al ahorro de agua.

Volver a lo básico

Antes de considerar fijar tarifas que reflejaran el costo de oportunidad del agua, era necesario instrumentar una serie de medidas que permitieran, bajo la estructura tarifaria existente, hacer efectivo el cobro por consumo medido. Es así que a partir de 1992 se inició el cambio estructural del agua.

El fortalecimiento institucional

Para enfrentar la problemática en materia de agua del Distrito Federal era necesario instrumentar medidas que eliminaran la dispersión y duplicidad de funciones en su manejo y establecer las bases para alcanzar en el mediano plazo el equilibrio financiero del sector. Es así que se decidió integrar la administración del agua bajo una misma entidad que permitiera una mayor coordinación entre las funciones de distribución y cobranza; promoviera una mayor efectividad de la tarifa como mecanismo para inducir el ahorro del recurso mediante la implantación universal del sistema de cobro basado en el consumo medido y abandonar definitivamente el sistema de cuota fija; rehabilitara las redes de distribución, sus accesorios e infraestructura complementaria, haciendo partícipes en la operación a empresas operadoras privadas y crea los incentivos para hacer depender el presupuesto de gasto del presupuesto de ingreso. En 1992 se creó la Comisión de Aguas del Distrito Federal, como órgano desconcentrado del Departamento del Distrito Federal.

Participación privada y transferencia de tecnología

Para poner en marcha el programa comercial del agua, se consideró conveniente la participación de la iniciativa privada. Este esquema permitiría la transferencia y adopción de las mejores tecnologías y prácticas disponibles en distribución de agua y rehabilitación de redes, así como la incorporación de incentivos económicos conducentes a un mayor ahorro del recurso en los procesos de distribución y rehabilitación.

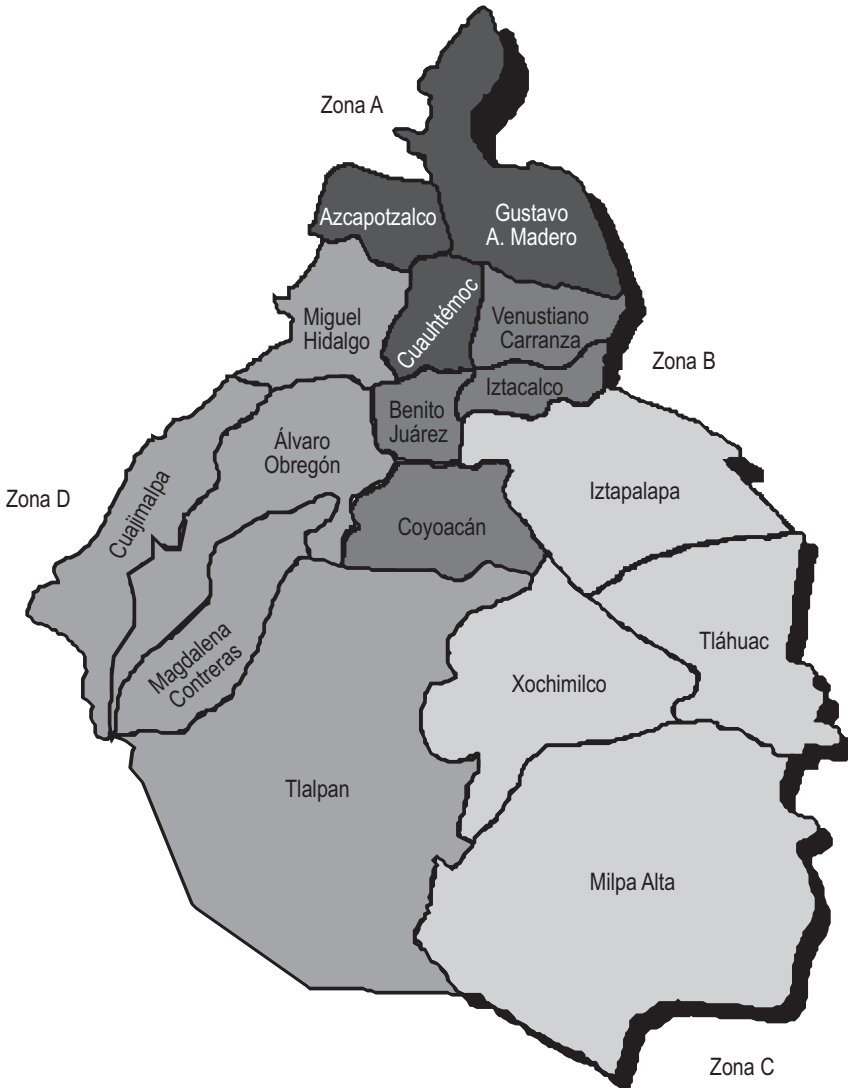
La participación privada se estructuró a través de contratos de servicio, en los que la propiedad de la infraestructura y la instrumentación sobre el nuevo sistema de cobro por consumo medido permanecerían en manos del gobierno de la ciudad.

El problema de la competencia vs. el monopolio. La división en cuatro zonas

Por razones de carácter estratégico se decidió conformar cuatro zonas de servicio para el Distrito Federal. Esto se justifica debido a que las industrias con rendimientos crecientes, como el caso del agua, no se comportan competitivamente. Por lo anterior, es necesario crear una “amenaza de entrada” mediante la división de la participación privada en regiones para inducir un caso especial de “mercado contestable”, en donde cada empresa se convierte en un competidor potencial en caso de que cualquiera de ellas

falle. Al mismo tiempo, cuando existe información asimétrica, este tipo de arreglos permite generar indicadores de "bench-marking" que facilitan la evaluación del desempeño de cada empresa (Beristáin, 1997).¹⁰

Distribución de zonas



Fuente: Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica.

Zona A: Delegaciones Gustavo A. Madero, Azcapotzalco y Cuauhtémoc. Zona B: Delegaciones Benito Juárez, Coyoacán, Iztacalco y Venustiano Carranza. Zona C: Delegaciones Iztapalapa, Tláhuac, Xochimilco y Milpa Alta. Zona D: Delegaciones Tlalpan, Magdalena Contreras, Álvaro Obregón, Miguel Hidalgo y Cuajimalpa.

¹⁰ Beristáin, Javier. *Los Retos del Crecimiento Económico en América Latina: La Experiencia en la Privatización de Empresas Públicas*. Ponencia presentada en el Seminario Nomos, organizado por el Centro de Asuntos Internacionales de la Universidad de Harvard, mayo de 1997.

Asimetría en la información. Un programa por etapas

Para evitar los problemas de información asimétrica que se presentan cuando no se conoce el tamaño y la composición de la base de consumidores, nivel de consumo y condiciones del sistema, se decidió llevar a cabo un proceso por etapas.

Las etapas consideradas fueron: (1) el desarrollo de la infraestructura de medición a través de la actualización del padrón y la instalación de medidores; (2) la emisión y distribución de boletas, recaudación de los derechos por el suministro de agua, atención a la ciudadanía y el mantenimiento de toda la infraestructura de micromedición, la operación del sistema comercial y finalmente, (3) la operación, el mantenimiento y la rehabilitación de la red de distribución. En la etapa final se entregará agua en bloque al contratista a cambio de un precio por metro cúbico, haciendo a su vez el contratista la distribución del agua al menudeo a las tarifas autorizadas.

Asimismo, se determinó que cada empresa llevaría a cabo desde la instalación de medidores hasta la distribución del agua al menudeo. Lo anterior genera los incentivos para llevar a cabo cada actividad en forma adecuada y eficiente, ya que la rentabilidad de todo el proceso depende de la eficiencia con la cual se hayan realizado las primeras etapas.

La equidad cuenta. Una nueva estructura tarifaria

En 1997 se estableció una nueva estructura tarifaria para los derechos por servicios de agua que brinda beneficios y reducciones en el pago del derecho para más de 850 mil contribuyentes que consumen entre 30 y 90 metros cúbicos al bimestre. A pesar de que la anterior tarifa para el cobro de agua estaba regida por el principio de que “pague más el que más consume”, el derecho aumentaba más que proporcionalmente respecto al consumo y esto originaba que los contribuyentes percibieran los cobros como poco justos. Con esta modificación se logró incrementar la proporcionalidad del derecho y reforzar una mayor relación progresiva y continua entre el consumo medido y el pago del servicio.¹¹

Progresividad en la tarifa de agua. Cuota bimestral (pesos)

Consumo en metros cúbicos	Doméstico	No doméstico
10	10	—
20	20	—
30	30	120
60	102	298
120	440	814
240	1,441	2,171

¹¹ Por ejemplo, si en 1996 una familia consumía 30 metros cúbicos (30 mil litros) en un bimestre debía pagar 30 pesos, mientras que una familia que consumiera 31 metros cúbicos (31 mil litros), pagaba 71 pesos, es decir, que el metro cúbico adicional de consumo originaba una diferencia en el pago de 41 pesos. A partir de 1997, los aumentos en el monto a pagar son proporcionales al aumento en el consumo, de tal suerte que una familia que consume 30 m³ al bimestre, debe pagar 30 pesos y si en algún bimestre consumiera 31 m³ pagaría 32 pesos. Sólo dos pesos más en lugar de los 41 que aumentaba con la tarifa anterior.

La legitimidad política y los tiempos de introducción

Para instrumentar el programa comercial del agua era necesario establecer una estrategia de introducción gradual del sistema considerando que en una primera etapa, éste sería percibido por los usuarios como un simple incremento de tarifas y no como el resultado de su consumo real y que la adopción definitiva implicaría todo un proceso de información y convencimiento. Por lo anterior, se decidió iniciar en zonas de altos ingresos e ir avanzando lentamente hacia aquellas en donde el ingreso de las familias es menor. Asimismo, el programa consideró el momento óptimo para iniciar las primeras etapas. La crisis económica de 1995 retrasó la instrumentación y hasta 1996 fue posible iniciar con la emisión de las primeras cuentas bajo el sistema de cobro por consumo medido.

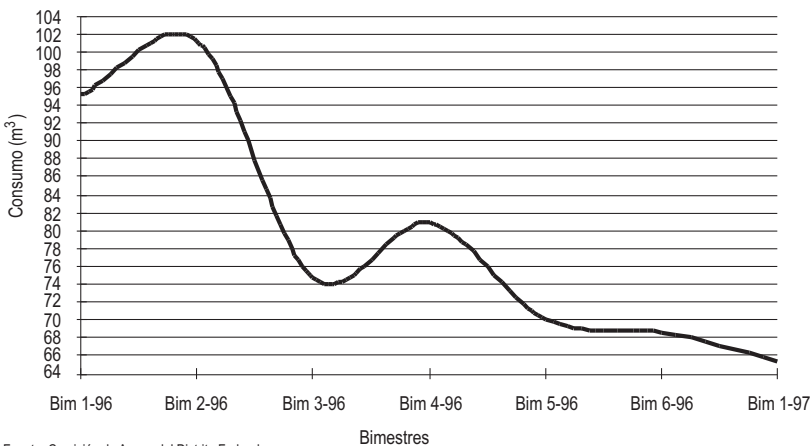
Los principales resultados

Los ingresos por derechos para servicios de agua han aumentado 55% entre 1991 y 1997 en términos reales. Este resultado se ha obtenido mediante la actualización del padrón respectivo, mismo que asciende a un millón setecientos mil cuentas, mientras que en 1992 constaba de un millón doscientas mil y los programas de verificación del cumplimiento de las obligaciones que han permitido que se incremente el número de pagos promedio al bimestre, de 500 mil en 1992 a cerca de un millón en 1997.

En el marco del programa comercial del agua, se han instalado 915 mil 549 medidores y se espera que para finales de 1997 esta cifra ascienda a un millón doscientos mil. En lo que se refiere a los avances en facturación, actualmente se emiten 776 mil 746 boletas por consumo medido que representan el 51% de la emisión total; 12% se emite por consumo promedio y 37% aún se factura por el sistema de cuota fija.

El programa comercial del agua permitió que el consumo por habitante disminuyera de 364 litros al día en 1991 a 355 litros/habitante/día en 1996. Entre el primer bimestre de 1996 y el segundo de 1997, el consumo de las colonias en donde el agua se paga conforme al sistema medido, se redujo 31%.

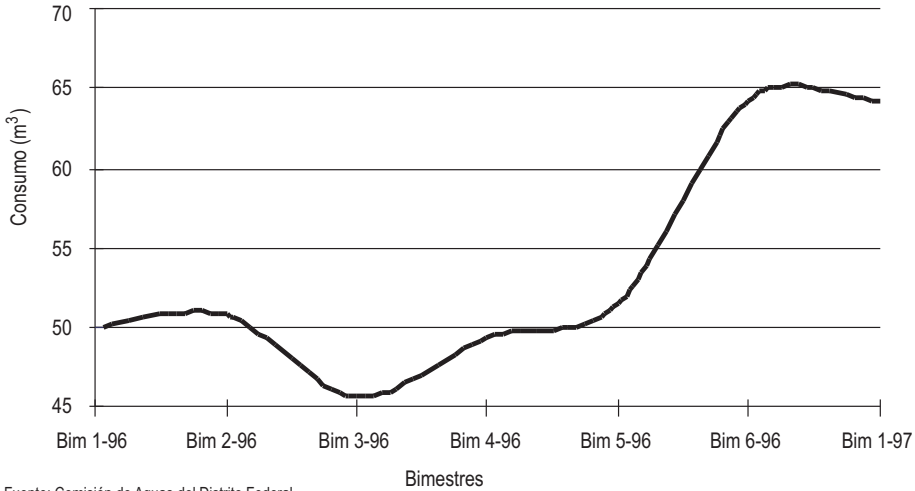
Colonias con Sistema de cobro por consumo medido (consumos bimestrales)



Fuente: Comisión de Aguas del Distrito Federal.

Asimismo, las colonias que se mantienen bajo el esquema de cuota fija han registrado incrementos de 28% en sus consumos de agua.

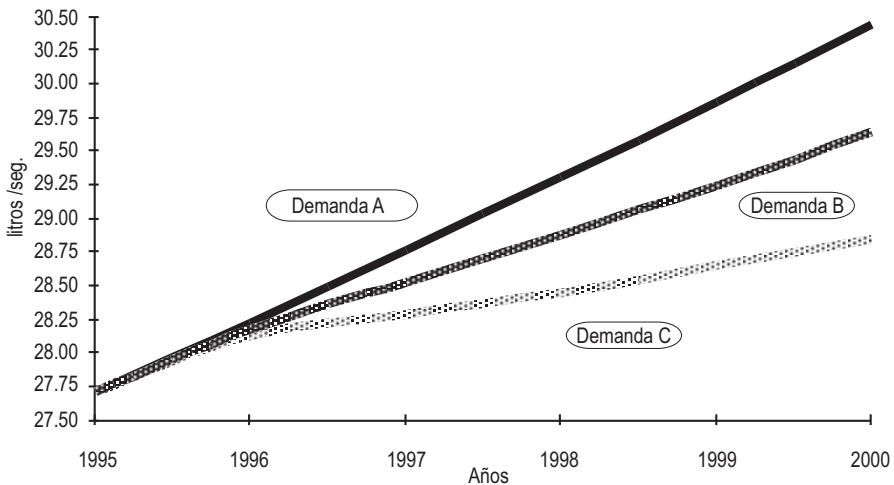
Colonias con Sistema de cuota fija (consumos bimestrales)



Fuente: Comisión de Aguas del Distrito Federal.

En la siguiente gráfica se muestra la tendencia esperada de la demanda bajo tres escenarios: el primero considera la situación sin programa comercial del agua; el segundo incorpora un avance del 50% del programa comercial y el tercer escenario incluye el 100% de avance del programa comercial del agua.

Demanda de agua en el Distrito Federal (1995-2000)



Fuente: Comisión de Aguas del Distrito Federal.

Nota: En ninguno de los escenarios se contabilizan las pérdidas por fugas. Demanda A, estimada sin programa comercial del agua. Demanda B, considera el programa comercial del agua al 50% de avance. Demanda C, considera el programa comercial del agua a un 100% de avance.

Consolidar el programa comercial del agua como medio para promover un uso sustentable del recurso será uno de los elementos de la agenda ambiental de la economía del Distrito Federal para los próximos años.

V. Consideraciones finales

Hacia el fin del milenio, la introducción de los instrumentos económicos en la agenda ambiental de la economía urbana nos plantea grandes retos y oportunidades. El caso del agua en el Distrito Federal es una muestra de que sí se puede llevar a la práctica lo que teóricamente es generalmente aceptado, pero se requiere de tiempo para su introducción, un buen diseño del instrumento y el soporte institucional y tecnológico.

Adicionalmente, el caso del agua nos permite proponer que en la agenda se incluyan esquemas de participación privada en proyectos rentables desde el punto de vista ambiental, mejoras en el marco regulatorio para reducir costos de transacción y seguridad jurídica a los agentes privados, tecnologías más limpias en el transporte y la producción, y proyectos gubernamentales de rescate ecológico que permitan avanzar en el futuro hacia un desarrollo sustentable y mantener a las ciudades como generadoras de la riqueza del país.

Economía de la biodiversidad

La biodiversidad de México y su potencial económico

*Hesiquio Benítez Díaz**
*Lucila Neyra González**

1. La biodiversidad en México

El concepto de biodiversidad abarca, de manera general, tres niveles de expresión: los ecosistemas, las especies y los genes. En estos niveles se integra una amplia gama de fenómenos que no pueden ser cuantificados de una sola forma, de manera que la magnitud de la biodiversidad de un país puede ser reflejada a través de indicadores tales como los diferentes tipos de ecosistemas y vegetación que contiene, el número de especies que posee, el cambio en la riqueza de especies de una región a otra, los endemismos, la variación genética de las poblaciones, el número de plantas domesticadas, así como la variedad de procesos y funciones que desarrollan los seres vivos.

En el mundo existen más de 170 países, pero sólo 12 de ellos son considerados como megadiversos. México es uno de estos países que en conjunto albergan el 70% de la biodiversidad total del planeta (Mittermeier y Goettsch, 1992).

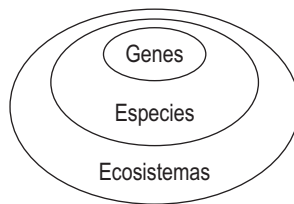
La compleja topografía y la variedad de climas del territorio mexicano forman un mosaico de condiciones ambientales y microambientales que, aunados a la compleja historia geológica del país, hacen de México un país de alta diversidad biológica. La mayor parte del territorio mexicano es considerado por los biogeógrafos como la transición entre dos grandes regiones: la Neotropical (constituida por Sudamérica y Centroamérica) y la Neártica (que corresponde a Norteamérica). Debido a esto México constituye una zona biogeográficamente compuesta en la que el contacto entre biotas

* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).

ancestrales ha dado como resultado una mezcla de faunas y floras con diferentes historias biogeográficas (Flores y Geréz, 1995).

¿Qué es la biodiversidad?

“... La variabilidad de la vida, incluidos los ecosistemas terrestres y acuáticos, los complejos ecológicos de que forman parte, la diversidad dentro de cada especie y entre las especies...”



Además de las características biogeográficas del país, otro hecho importante para explicar la biodiversidad mexicana es que un buen número de las especies son de origen relativamente reciente. Durante el Pleistoceno, México estuvo sujeto a cambios climáticos severos; los glaciares avanzaron a latitudes muy bajas llegando hasta los Estados Unidos de América y los climas fríos y templados cubrieron el territorio. Esto propició el establecimiento de especies de climas fríos mientras que las especies de climas tropicales se extinguieron en gran parte de las áreas que ocupaban y su distribución se restringió a ciertas zonas. El aislamiento que sufrieron en estos refugios dio origen al surgimiento de nuevas especies, que extendieron su área de distribución cuando los glaciares se retiraron. Este proceso produjo, de acuerdo a algunos científicos, un incremento considerable en el número de especies.

1.1. Diversidad de ecosistemas

El medio natural de México se ha clasificado con base en criterios diversos. La mayoría de las propuestas tienen un rasgo en común: toman la distribución geográfica de grupos ecológicos de especies o tipos de vegetación como primer criterio de clasificación. A continuación se revisan tres clasificaciones de los ambientes terrestres de nuestro país, las cuales nos ilustran la gran diversidad de ecosistemas que contiene.

La primera clasificación es de *tipos de vegetación* propuesta por Rzedowski (1986) y es una de las más utilizadas por los científicos en el país. Esta clasificación corresponde a la vegetación potencial de México, es decir, la que se esperaría encontrar en cada región de acuerdo a las características fisonómicas y estructurales de la vegetación, las especies que los conforman y a las características fisiográficas como el tipo de suelo, la altitud y el clima. Rzedowski reconoce diez tipos de vegetación, de los cuales el matorral xerófito tie-

ne la mayor cobertura potencial a nivel nacional, con un 37%, seguido por bosques de coníferas y encinos, con 19.3%, y por el bosque tropical caducifolio con 14.1%.

La segunda es una propuesta reciente de Toledo y Ordóñez (1993) que define *zonas ecológicas*. Esta clasificación se basa en el agrupamiento de tipos de vegetación con base en sus afinidades climáticas e historias biogeográficas. Utilizando estos criterios de clasificación se definieron seis tipos de hábitat terrestres continentales o zonas ecológicas principales: (1) tropical cálido-húmeda, (2) tropical cálido-subhúmeda, (3) templada húmeda, (4) templada subhúmeda, (5) árida y semiárida y (6) zona inundable o de transición mar-tierra. La zona árida-semiárida cubre cerca del 50% de la superficie del país, le sigue en orden de importancia la zona templada subhúmeda, con 19.7%, la zona tropical cálido-subhúmeda que ocupa 17.5% y la zona cálido húmeda que se distribuye en el 11% del país. Las zonas de menor cobertura son la templada húmeda con 1.1% y la zona de transición mar-tierra que ocupa el 0.9%.

Para ubicar la diversidad de ecosistemas de México en el contexto de América Latina y el Caribe, se tomó en cuenta la propuesta hecha por especialistas del Banco Mundial y de la Fundación Mundial para la Vida Silvestre (Dinerstein *et al.*, 1995), en la cual se desarrolló un sistema de clasificación jerárquico que distinguió cinco tipos de ecosistemas terrestres, divididos en once tipos principales de hábitat y éstos, a su vez, en un total de 191 eco-regiones. De acuerdo a esta detallada clasificación de los hábitats, México es el país con mayor diversidad ecológica de América Latina y el Caribe, al estar presentes dentro de sus límites políticos los cinco tipos de ecosistemas, 9 de los 11 tipos de hábitat (82%) y 51 de las 191 eco-regiones identificadas (26.7%).

1.2. *Diversidad de especies*

La heterogeneidad del territorio mexicano y su consecuente diversidad de hábitats permite que el número de especies que alberga nuestro país sea mayor al que se esperaría considerando exclusivamente su superficie. Junto con Brasil, Colombia e Indonesia, México se encuentra en los primeros lugares de las listas de diversidad biológica. También ocupa el primer lugar en riqueza de reptiles, el segundo en mamíferos y el cuarto en anfibios y plantas. En términos generales se puede decir que en nuestro país se encuentra representado el 10% de la diversidad terrestre del planeta (Mittermeier y Goettsch, 1992).

Además del gran número de especies que posee, México es un país que se distingue por su elevado índice de endemismos; más de 800 especies de vertebrados son endémicas, destacando que el 61% de los anfibios, 53% de los reptiles y 33% de los mamíferos se encuentran en nuestro territorio (Flores y Geréz, 1995; Mittermeier y Goettsch, 1992. Véase Cuadro 1).

Cuadro 1. Endemismos en México en comparación con el mundo

Grupo	Endemismos en el mundo	Endemismos en México (%)
Anfibios	282	164 (61)
Reptiles	707	358 (53)
Mamíferos	439	141 (33)

1.3. Diversidad genética

La diversidad genética es el resultado de las diferencias que existen entre las unidades de herencia de los individuos de una especie. Una de las razones más importantes para conservar la diversidad genética es el mantenimiento del potencial evolutivo de las especies. Aunque, como hemos visto, existe una buena cantidad de información sobre la diversidad de ecosistemas, número de especies y su distribución, existen grandes lagunas en cuanto a la diversidad genética tanto de especies silvestres como domesticadas.

La variabilidad genética de especies silvestres mexicanas es muy poco conocida. El número de especies estudiadas es muy pequeño, sobre todo si consideramos la enorme diversidad de especies que alberga nuestro territorio. Sin embargo, dada la extensión territorial y la heterogeneidad ambiental de nuestro país, no es de extrañar que muchas de las especies estudiadas presenten una considerable variabilidad genética. Existen especies muy importantes, como *Lachandonia schismatica*, que tienen una muy baja variabilidad, por lo que merecen un cuidado particular. Algunas especies con utilidad potencial directa para el hombre, como las especies silvestres del maíz (género *Zea*), muestran una considerable cantidad de variación, la cual, debido a los ritmos actuales de deterioro de los ecosistemas naturales, se encuentra amenazada.

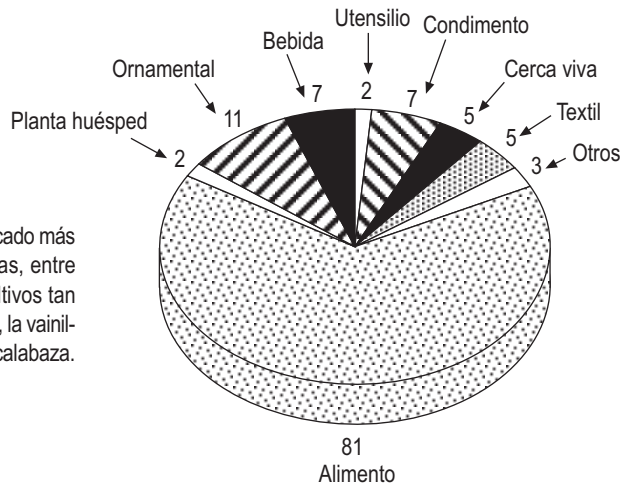
México es considerado uno de los centros de domesticación de plantas más importantes del mundo. Se estima que alrededor de 180 géneros de plantas han sido domesticados en nuestro país; sin embargo, esta cantidad debe ser aún mayor si consideramos la gran cantidad de variedades de cada especie. La mayoría de las plantas domesticadas tienen un uso alimenticio y muchas especies han sido domesticadas para otros usos como son el ornamental, la fabricación de textiles y utensilios (Hernández-Xolocotzi, 1993).

Un buen ejemplo de la selección artificial de variabilidad genética de una especie originaria de nuestro país es el caso del aguacate (*Persea americana*). De las 84 especies pertenecientes al género *Persea*, 15 (18%) se encuentran en nuestro país; además:

- México es depositario del germoplasma de una de las variedades más portantes a nivel comercial (var. *drymifolia*).
- Actualmente, México es el primer primer productor y consumidor mundial de aguacate.

Usos de las especies de plantas domesticadas en México

En México se han domesticado más de 118 especies de plantas, entre las que se encuentran cultivos tan importantes como el cacao, la vainilla, el jitomate, el chile y la calabaza.



- Culturalmente, México tiene una prolongada historia de domesticación del aguacate, ya que ha sido fuente importante de aceites en la dieta y es elemento importante en huertos tradicionales.
- Existen registros de *Persea americana* en casi todas las selvas húmedas de México.
- De los más de 596 cultivares de aguacate del mundo, 171 (29%) están depositadas en el CIAB, Celaya.

Además de la domesticación de plantas convencionales o aquellas que han entrado en el mercado oficial de producción y comercialización, en México una gran cantidad de especies nativas son utilizadas localmente sin el apoyo formal de los programas de investigación y desarrollo (Querol, 1988). Muchas de estas plantas, como los quelites (Amaranthaceae) y el huauzontle (Quenopodiaceae) están siendo estudiadas para conocer su potencial de uso a mayor escala. Al menos 40 especies de uso local pueden desaparecer en sus formas cultivadas dada la tendencia de la agricultura moderna a uniformizar la producción con especies convencionales. Aunque la desaparición de estas formas cultivadas no implica la desaparición de las especies silvestres, es sumamente importante promover su conservación, pues son producto del conocimiento de cientos o miles de años desarrollado en su mayor parte por poblaciones indígenas y campesinas (Querol, 1988).

De las 15,000 especies de aves y mamíferos que existen en el planeta sólo 30 han sido domesticadas para la obtención de alimentos y su uso en la agricultura. La contribución de México a las razas domesticadas es pequeña. El total de especies domesticadas en el mundo para los siete mamíferos más utilizados es de 2,719, de las que sólo el 0.44% son mexicanas. En conjunto México ha producido 12 razas de seis especies: dos de caballos, tres de cerdos, una de cabras, cuatro de ovejas y dos de ganado vacuno. Entre ellas resalta la situación del cerdo cuino, cuya población se encuentra en estado crítico (Loftus y Scherf, 1993).

2. La crisis de la biodiversidad

Existe una marcada tendencia hacia la disminución del número de especies en el mundo y del tamaño y la variabilidad genética de las poblaciones silvestres, así como una simplificación de los ambientes naturales con la consecuente pérdida de hábitat y ecosistemas. Esta situación es lo que se denomina “crisis de la biodiversidad” ocasionada por el efecto negativo de una gran cantidad de actividades humanas (Dirzo, 1992), la cual se acentúa considerando que sólo el 4% aproximadamente de la diversidad biológica mundial ha sido estudiada científicamente.

Desde el año 1600, se ha registrado en el mundo la extinción de 1,061 especies y 25,702 han alcanzado la categoría de amenazadas. Aproximadamente la mitad de las extinciones han ocurrido en la presente década. Una estimación conservadora calcula una pérdida del 3 al 9% de las especies del planeta para el año 2000, es decir, en menos de cinco años. Si se mantiene el ritmo actual de extinción, veremos reducido a la mitad el número de especies actuales para el año 2050 (Ehrlich y Ehrlich, 1992; Ceballos, 1993).

3. Importancia de la biodiversidad

De la biodiversidad depende la existencia de la mayor parte de las condiciones que nos permiten sobrevivir, como son: producción de oxígeno, capacidad productiva de suelos y disponibilidad de agua. También es fuente de materias primas utilizadas para generar productos fundamentales para el ser humano, por ejemplo, de la biodiversidad proviene el 25% del combustible (leña, carbón) que se usa a nivel mundial, el 50% de las fibras utilizadas en la fabricación de ropas, casi el 50% de los medicamentos y todos los tipos de alimentos que consumimos. Otro aspecto importante ligado a la biodiversidad es la cultura; la enorme variedad de grupos culturales del mundo son producto del entorno natural en el que se desarrollan y, por tanto, de la biodiversidad depende la conservación de la riqueza cultural del planeta (Sarukhán, 1992).

4. Potencial económico de la biodiversidad

A pesar de que se han reconocido los beneficios que ofrece la diversidad biológica para la humanidad, existe una marcada tendencia hacia la simplificación de los ambientes naturales (pérdida de ecosistemas), la disminución del número de especies en el mundo, la reducción del tamaño y pérdida de la variabilidad genética de las poblaciones silvestres. De los países más ricos en biodiversidad (megadiversos), los que concentran el 50% de ésta no son los países más ricos económicamente hablando. De esto se desprenden diferentes inquietudes: ¿Tiene algún valor la biodiversidad?, ¿Es necesario valorarla?, ¿Valorar económicamente la biodiversidad es determinante para lograr su conservación y su uso sustentable? Si la biodiversidad tiene algún valor económi-

co, entonces: ¿Cuánto vale?, ¿Quiénes son los dueños de la biodiversidad?, ¿Cuáles son los esquemas apropiados para valorarla? ¿Quiénes deben pagar el costo de su conservación?

Se han encauzado diversos esfuerzos para dar atención a estas inquietudes y a nivel mundial han convergido hacia el establecimiento de convenios internacionales con la intención de revertir la tendencia alarmante de pérdida de diversidad biológica. En particular, el Convenio sobre Diversidad Biológica, que entró en vigor el 29 de diciembre de 1993, se estableció tomando en cuenta que la pérdida de biodiversidad no sólo es una tragedia ambiental, sino que también tiene repercusiones profundas en el desarrollo económico y social, considerando que los recursos biológicos representan al menos el 40% de la economía mundial y el 80% de las necesidades de los pobres son cubiertas por estos recursos. Los objetivos de este convenio son: la conservación de la diversidad biológica, su utilización sostenible y la distribución justa y equitativa de los beneficios derivados de la utilización de los recursos genéticos.

Los principales factores que deben ser abordados en el trabajo hacia el desarrollo sustentable se están aún considerando; sin embargo, es necesario tomar en cuenta que las prescripciones que sobre la biodiversidad se requieren dependen de cómo se conceptualice ésta. Abordar la valoración económica de la biodiversidad requiere, por tanto, considerar el valor que tienen los ecosistemas, las especies y los genes para las distintas sociedades.

Considerando que los ecosistemas proveen servicios ambientales, tales como el mantenimiento de mantos acuíferos, la estabilidad de microclimas, el refugio de especies silvestres, turismo y recreación, alimento, la filtración de contaminantes, protección o barreras naturales y secuestro de bióxido de carbono, se debe reconocer el costo que éstos tienen y la necesidad de que sea sufragado por la sociedad.

A las especies se les reconoce por su valor intrínseco o *per se*, ya que sólo a través de sus individuos se pueden producir más individuos de la misma especie; sin embargo, en función de su uso, el valor de las especies puede ser: cinegético, de ornato, alimenticio, recreativo y tradicional. Por ejemplo, de acuerdo con CITES (1994), en el mercado negro algunos especímenes se cotizan a precios extremos y el costo en dólares por individuo de halcón entrenado puede llegar a \$200,000.00; el de un perico sudamericano a \$40,000.00; el de un cactus candelabro a \$7,000.00 y el de una orquídea a \$2,000.00.

Un ejemplo que ilustra claramente el potencial económico de la biodiversidad es el que se refiere al comercio internacional con recursos genéticos. Como componente de la biodiversidad, el material genético (cualquier material contiene unidades funcionales de herencia, ej.: semillas, esperma, células y partes de un organismo) ha sido intercambiado, robado, transferido y perfeccionado en forma de semillas y organismos vivos desde tiempos inmemoriales. Actualmente, el flujo de estos recursos está aumentando; los nuevos desarrollos tecnológicos, particularmente en el campo de la biotecnología, están haciendo posible:

- Revolucionar la agricultura (potencial para contar con nuevos agroquímicos, con variedades altamente productivas y con nuevas opciones para utilizar otras especies como alimento).
- Abrir nuevas oportunidades para el desarrollo de fármacos.
- Potencial como alimento con otras especies de animales.
- Control biológico.
- Conservación de germoplasma (*in situ*).

En particular, la búsqueda de sustancias útiles para producir fármacos explorando microorganismos, hongos, plantas y animales —tanto terrestres como acuáticos— está en auge. Más de 20 compañías farmacéuticas internacionales tienen programas de prospección farmacéutica de la biodiversidad (Cordero, 1996). El valor económico potencial y real del material genético está creciendo rápidamente, despertando una oleada de interés en el asunto y estimulando un comercio internacional en recursos genéticos conocido comúnmente como biocomercio (Mugabe *et al.*, 1996).

Las elevadas ganancias que se generan en la industria farmacéutica han llegado a ascender en todo el mundo a 200 mil millones de dólares; sin embargo, de las 265 mil especies de plantas superiores que se calcula habitan el planeta, únicamente entre 5 y 10% se han estudiado en busca de actividad farmacológica. Se cree que sólo 1% de las especies de plantas de ecosistemas con mayor diversidad biológica del mundo, es decir las selvas altas perennifolias, han sido estudiadas desde el punto de vista farmacológico (Cordero, *op. cit.*). Ya que México es uno de los países con mayor diversidad biológica, podría ser un buen socio en proyectos farmacéuticos de gran alcance, considerando las condiciones establecidas por el Convenio sobre Diversidad Biológica (Cordero, *op. cit.*).

5. Conclusiones

Existe un conjunto de factores que determinan una relación fuerte entre economía y ambiente. La falta de conocimiento para entender estos factores, los cuales interactúan de manera compleja, ocasiona una falla para entender las principales causas de la destrucción ambiental. Mientras no se establezcan mecanismos que permitan cambiar el sentido de la relación entre la conservación y el desarrollo económico, que incluye una apropiada valoración económica de la biodiversidad, seguirán existiendo condiciones que van en contra de la primera y a favor de actividades económicas que claramente destruyen los recursos biológicos.

Por otro lado, la biodiversidad presenta un potencial muy importante de desarrollo a través de su uso sustentable, ya que significa una alternativa para muchos países, en especial para los megadiversos. Sin embargo, la valoración potencial de la biodiversidad deberá ser acorde con principios de aprovechamiento racional para no sobreestimar o subestimar su valor, creando expectativas irreales en los usuarios. Adicionalmente, es necesario reforzar las acciones que sobre conservación de los recursos naturales se hagan considerando que también constituye un compromiso ya esta-

blecido entre México y la comunidad internacional a través de diversos convenios internacionales.

Adicionalmente, es necesario contar con indicadores económicos para valorar la biodiversidad tomando en cuenta simultáneamente distintos marcos de referencia, entre los que destacan: el de subsistencia, el tradicional, los mercados establecidos y potenciales, las alternativas para elevar la calidad del nivel de vida y la conservación de la biodiversidad.

Bibliografía

- Ceballos, G., 1993. "Especies en peligro de extinción" en Flores, O. y Navarro, A. (comps.). *Biología y problemática de los vertebrados en México. Ciencias* (Número especial 7): 5-10.
- Cordero, C., 1996. "La industria farmacéutica en busca de los nuevos elementos: explorar la biodiversidad", en *Biodiversitas* 10: 9-12. Boletín bimestral de la CONABIO.
- Dinerstein, E., Olson, D. M., Graham, D. J., Webster, A. L., Primm, S. A., Bookbinder, M. P. y Ledec, G., 1995. *Conservation Assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean*. The World Bank / The World Wildlife Fund, Washington D.C.
- Dirzo, R., 1992. "Diversidad florística y estado de conservación de las selvas tropicales de México", en Sarukhán, J. y Dirzo, R. (comps.). *México ante los retos de la biodiversidad*. CONABIO, México.
- Ehrlich, A. H. y Ehrlich, P. R., 1992. "Causes and consequences of the disappearance of biodiversity", en Sarukhán, J. y Dirzo, R. (comp.). *México ante los retos de la biodiversidad*. CONABIO, México.
- Flores, O. y P. Geréz., 1995. *Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo*. UNAM-CONABIO. México.
- Loftus, R. y Scherf, B. (eds.), 1993. *World Watch List for Domestic Animal Diversity*. FAO, Roma.
- Mittermeier, R. y Goettsch, C., 1992. "La importancia de la diversidad biológica de México", en Sarukhán, J. y Dirzo, R. (comps.). *México ante los retos de la biodiversidad*. CONABIO, México.
- Mugabe, J., C. V. Barber, G. Henne, L. Glowka y A. La Viña, 1996. *El manejo del acceso a los recursos genéticos. Hacia estrategias de distribución de beneficios*. Cen-

tro Africano de Estudios Tecnológicos (ACTS). Serie sobre Biopolítica Internacional No. 17. Nairobi, Kenia.

Querol, D., 1988. *Recursos genéticos, Nuestro tesoro olvidado. Aproximación técnica y socioeconómica*. Perú.

Rzedowski, J., 1986. *Vegetación de México*. Limusa, México.

Sarukhán, J., 1992. "Discurso inaugural", en Sarukhán, J. y Dirzo, R. (comp.). *México ante los retos de la biodiversidad*. CONABIO, México.

Toledo, V. M. y Ordóñez, M. J., 1993. "The biodiversity scenario of Mexico: a review of terrestrial habitats", en Ramamoorthy, T. P., Bye, R., Lot, A. y Fa, J. (eds.). *Biological Diversity of México. Origins and distribution*, Oxford University Press, New York.

Recursos naturales alternativos y la conservación de la biodiversidad

*Miguel Ángel Armella**
*Lourdes Yáñez López**

Introducción

Para poder valorar económicamente los recursos naturales, debemos partir del hecho de que éste es un problema que puede ser enfocado desde muchos puntos de vista y que, cualquiera que sea la aproximación es un problema complejo y que involucra muchas variables, tanto económicas como biológicas. Esta revisión pretende abordar la perspectiva que considera a los recursos como el eje central en torno del que giran un sinnúmero de procesos.

Cualquier recurso existente sólo tiene un valor en función de las personas o elementos que lo requieren, así por ejemplo, nos es muy fácil comprender que el oro o la plata tienen un valor porque muchas personas lo demandan. De manera similar, un conejo en el campo puede ser considerado como un recurso muy valioso por otros animales que pueden usarlo como alimento y que si fueran capaces de realizar la abstracción, de la que somos capaces los humanos, de valorar necesidades en un parámetro cuya base es un acuerdo entre los individuos y no una necesidad fisiológica o de supervivencia, seguramente le darían un alto valor “comercial”.

Reconocemos como recurso natural a cualquier elemento que se encuentra en la naturaleza y que es capaz de satisfacer una o más necesidades del ser humano sin necesidad de transformación o con una mínima transformación. Con base en esta definición, como recursos naturales entendemos elementos tanto minerales como animales y vegetales. Últimamente, la literatura y el uso popular han considerado este término

* Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.

casi exclusivamente para los productos vegetales que no han sido utilizados por el ser humano o que solamente han sido usados por grupos particulares, tradicionalmente nativos o locales de ciertas regiones. Además, estos recursos son poco o nada conocidos, lo que conduce a una falta de renovación de los mismos y a una utilización basada en la recolección y no en el cultivo sistemático.

Para poder analizar la problemática de asignar un valor a los productos naturales o a la biodiversidad, debemos dividir estos recursos en función de la demanda que tienen y del uso que tradicionalmente se les ha dado por la mayoría de la sociedad. En primer lugar tenemos los recursos que tradicionalmente son muy conocidos y demandados por la mayor parte de la sociedad y, por tanto, han recibido un alto valor económico y comercial, lo que tradicionalmente ha resultado en la sobreexplotación de éstos y requieren una planeación adecuada para garantizar su sobrevivencia; en segundo término tenemos aquellos recursos que son poco conocidos para la sociedad en general pero que grupos pequeños los han usado desde hace mucho tiempo. En tercer lugar se encuentran aquellos recursos que potencialmente pueden convertirse en recursos pero que no han sido usados.

Recursos altamente requeridos

Son muchos los ejemplos de recursos naturales que han recibido un alto valor económico pero que por desconocimiento de su biología básica han sido objeto de sobreexplotación y de una comercialización inadecuada, lo que en muchas ocasiones los ha llevado a la desaparición local o incluso la extinción total.

Las selvas tropicales son un ejemplo particularmente notorio de este tipo de recursos. Por razones ecológicas (como el ataque de insectos), han evolucionado para poseer madera de muy alta resistencia y dureza y coloraciones bellas, lo que ha provocado que se conozcan como “maderas preciosas”. El cedro mexicano (*Cedrela odorata*) y el árbol sagrado de los mayas, la ceiba (*Ceiba pentadra*) han sido explotados desmedidamente. La dureza y resistencia de estas especies son alcanzadas a través de largos años de crecimiento, lo que motiva que la explotación de estas maderas se base solamente en la extracción de los árboles maduros, que normalmente son los que producen mayores beneficios económicos. La disminución en la producción incrementa, aún más, el precio de estas especies, incluso si no creciera la demanda.

Esta explotación desmedida ha llevado a un empobrecimiento de las selvas ya que para explotar estas especies normalmente se destruye una gran cantidad de árboles, que pudieran ser utilizados.

Este empobrecimiento alcanza también a los habitantes de estas zonas, que no ven otros recursos al alcance para poder sobrevivir, una vez que las poblaciones de las especies de maderas preciosas son disminuidas al grado de no ser consideradas “económicamente redituables”. De la misma manera, la escasez y los altos precios, así como la falta de alternativas, genera una presión que incrementa la tala clandestina y da lugar a un consumo incontrolado. Esta tala no sólo reduce las poblaciones de las made-

ras preciosas sino que, de la misma manera, reduce las existencias de otras materias que pueden servir de alternativa.

Los esfuerzos para conservar estas especies se han concentrado en incorporar la explotación racional de éstas, así como la comercialización de especies poco conocidas. Actualmente, diferentes asociaciones de campesinos tratan de comercializar especies novedosas. Normalmente estos esfuerzos se topan con la reticencia de la sociedad para aceptarlas.

Recursos usados tradicionalmente por comunidades campesinas e indígenas

En nuestro país los ejemplos acerca de la utilización de recursos naturales son innumerables y prácticamente cubren todo el territorio nacional, por lo que sería imposible concentrarlas en esta intervención. Las zonas áridas son, debido a lo exigente del ambiente, un ejemplo particular del uso de los productos que la naturaleza ofrece. Normalmente, los recursos tradicionales como la agricultura y la ganadería resultan muy poco redituables por la carencia de agua suficiente; la ganadería, en estas zonas, implica una gran superficie de terreno para poder criar una sola cabeza de ganado vacuno. En zonas de aridez moderada, como en el centro del país, la ganadería caprina ha sustituido a la de ganado bovino; sin embargo, esta opción resulta de alto costo para la vegetación nativa debido a que este grupo es muy generalista y con mucho apetito. En el caso de los vegetales, dos de los recursos que tradicionalmente se han explotado en esta zona son la lechugilla (*Euphorbia antisiphilitica*) y la jojoba (*Simondsia chinensis*). La primera ha sido la base del sustento de un gran grupo de candelilleros que, sin embargo, requieren de un gran esfuerzo para poder obtener una pequeña cantidad de cera, la cual es vendida por ellos a un precio muy bajo, sólo para alcanzar diez veces o más ese precio en las sucesivas reventas. La problemática social de los candelilleros ha sido puesta de manifiesto en varias ocasiones, por lo que resulta importante el uso de recursos alternativos que complementen el ingreso o bien la calidad alimentaria. El caso de la jojoba es diferente ya que el aceite, producto principal de esta planta, tiene un proceso de comercialización más grande y permite el cultivo de esta planta de manera extensiva y comercial en zonas en donde existen la tierra y humedad adecuadas.

No obstante las limitantes en el uso de recursos tradicionales, éstos tienen una importancia social muy alta. A pesar de que existen diferentes grados o niveles de explotación de estos recursos se pueden encontrar algunos elementos comunes a ellos. Debido a que las lluvias se encuentran concentradas en una época del año, y son escasas, las plantas nativas se han adaptado a estos regímenes, mismos que han sido seguidos por el ser humano. El uso de flores, frutos o animales en periodos que van desde unas semanas hasta unos cuantos meses al año son muy comunes. En la mayoría de los casos, estos periodos se siguen unos a otros con muy poca sobreposición. Debido a la marcada estacionalidad, la inseguridad de la producción, la falta de posi-

bilidades de comercialización y en muchas ocasiones la falta del reconocimiento del valor potencial de estos recursos por los propios lugareños, quienes por estar acostumbrados a ver estos recursos año tras año, le asignan un valor sólo como recursos complementarios que mejoran la calidad de la ingesta alimenticia.

En la zona semiárida de Tehuacán-Cuicatlán hemos detectado un potencial muy grande en recursos, que la gente conoce pero que no ha explotado adecuadamente. El uso de las fibras del ixtle de izote (*Yucapericulosa*) se explota para la producción de sacos y para la elaboración de mantas de protección para animales de carga. Su aprovechamiento es sólo para condiciones locales y solamente se explota en los meses de marzo a julio, en los que las labores de la agricultura tradicional no representa la actividad principal de los campesinos. En las épocas de floración de esta planta se consume la flor en forma de torta de huevo. El consumo de los botones del cacto columnar llamado *Tetecho* (*Neobuxbaunya letzo*) conocido localmente como tetera es un recurso temporal consumido durante los meses de abril y mayo que incrementa la ingesta de fibra y proteína en la dieta de los lugareños. Similarmente se presentan los frutos de *Myrtillocactus geometrisans* los cuales se consumen frescos o en agua (y ocasionalmente para producir una bebida). En Hidalgo se consumen las flores de esta planta de manera similar a las de la yuca. Aquellos botones que no son colectados —y que dado el gran número de individuos resultan numerosos—, son dejados para que maduren, generen “la tunita” y finalmente “la zalea” que es el fruto abierto del cual se saca el centro gomoso y dulce para complementar el aporte de azúcares en la dieta. En el caso de los animales, se conocen varios insectos comestibles en la zona; tal es el caso del cocopache, hemíptero de brillantes colores que se consume como botana, ya sea crudo o asado. El cuchama es una larva de lepidóptero, similar al gusano de maguey, que se consume en los meses de julio-agosto, considerado una *delicatessen* por los individuos de la región. Éstos son sólo unos cuantos de los ejemplos de recursos alternativos que se usan en una comunidad del estado de Puebla, lo cual se repite en un sinnúmero de comunidades, prácticamente a todo lo largo y ancho de la república mexicana. En cada comunidad existen varios recursos alternativos que son usados por los habitantes para complementar, particularmente en las épocas en que las labores del campo no producen beneficios alimenticios y/o económicos, los ingresos económicos o bien complementar la alimentación de niños y adultos, incrementando la ingesta de proteínas.

Asignar un valor comercial a estos productos es muy difícil, no sólo por los problemas de comercialización que se apuntaron anteriormente, sino por la dificultad de establecer un valor real al esfuerzo que implica colectarlos. En los mercados locales alcanzan un precio muy bajo tanto por la falta de capacidad económica de los compradores, normalmente otros campesinos, quienes además minimizan el esfuerzo de los colectores aun cuando aprecian los productos, como por la irregularidad de la oferta. El impacto económico que el mercadeo de estos productos tiene dentro de la comunidad es, asimismo, muy difícil de evaluar pues normalmente se hace en los tianguis semanales y se mezclan con otras mercaderías que traen las mismas personas, producto de sus milpas y terrenos de cultivo.

En diferentes ocasiones y lugares se ha planteado como alternativa económica para mejorar la vida de los habitantes de estas comunidades, relativamente apartadas, la comercialización e industrialización de estos productos, y se mencionan las posibilidades de alcanzar precios altos en mercados de mayor potencial económico. Sin embargo, la mayoría de estos esfuerzos se ven limitados por la falta de características industriales en la producción de estos productos. En algunas ocasiones se ha convocado a diferentes industrias alimentarias para industrializar productos alternativos, encontrándose que a pesar de la buena voluntad de éstas, tal producción es irregular, tanto en cantidad como en calidad, reduciendo su potencial para la industrialización. Aparejado a esto la ausencia de procesamiento de la mayoría de estos productos y la falta de tecnologías adecuadas normalmente desembocan en una pobre higiene de los productos alimenticios y en una corta vida de almacén de los mismos. El desconocimiento y la neofobia en muchos casos son las causantes de que estos productos no sean aceptados por fracciones de la sociedad con mayores potenciales de compra, aun cuando alcancen los mercados de alto potencial.

A pesar de lo anterior, el panorama no es del todo sombrío para este tipo de productos usados en las comunidades; hay algunos ejemplos de comercialización exitosa como “el escamol” o el famoso y delicioso gusano de maguey, los cuales originalmente fueron recursos alternativos y ahora son parte importante de la economía de algunos municipios de Hidalgo y Tlaxcala.

Las zonas costeras no son la excepción a este tipo de explotación alternativa. En la mayoría de los casos el consumo de especies animales (y en ocasiones vegetales) realizada por los habitantes de comunidades costeras es sumamente variado, aprovechando una gran cantidad de especies, evitando ejercer una presión sobre algunas pocas especies. Desgraciadamente el uso de estos recursos alternativos, en ocasiones impacta algunas especies importantes como en el caso de los huevos de tortuga.

La presión que sobre la biodiversidad ejercen estas actividades de colecta y explotación de recursos alternativos es, en general, variable y debe ser tomada con cautela. Cuando un recurso “alternativo” llega a ser muy demandado, puede ejercer una gran presión sobre los lugareños, quienes en su afán de conseguir mayores beneficios económicos, rompen las reglas de conservación que se encuentran inmersas en una explotación tradicional y a nivel local.

Por otro lado la diversificación y la planeación en la explotación de estos recursos no sólo coadyuva a su conservación sino que mejora las condiciones de la biodiversidad, disminuyendo la presión sobre especies amenazadas y estableciendo zonas de protección, alcanzando el financiamiento que se requiere para mantener estos ecosistemas (como programas de vigilancia, señalización, etc.)

En resumen, la explotación de estos recursos de uso tradicional es, sin duda una alternativa que puede, si se maneja adecuadamente, proveer un complemento al ingreso de algunas comunidades o en algunos casos hasta una base para sustentar pequeñas economías. Sin embargo, para que estos recursos puedan alcanzar su óptimo en productividad, ingreso y sustentabilidad se requiere de la conjunción de una serie de elementos.

En primer término, el conocimiento biológico de las especies resulta básico tanto en lo intrínseco (el potencial de reproducción, la capacidad de carga del medio ambiente, las tasas de reclutamiento y remplazo, así como la edad o estadio óptimo para la colecta) como los factores extrínsecos, tales como las interacciones con otros elementos de la biota y las condiciones ambientales que favorecen o entorpecen la producción y la susceptibilidad del recurso a cambios ambientales drásticos o cíclicos, etc.

Se requieren de procesamientos acordes a las realidades del producto, en términos de niveles de producción y estacionalidad, procesos de mayor higiene y envasado que preserven las calidades alimenticias, mejoren o enriquezcan la vida de anaquel y que las hagan verdaderamente competitivas ante los productos tradicionales.

También son necesarios planes de comercialización que respondan a las características propias del producto; que se encuentren dirigidos a sectores de la población que puedan incrementar su demanda y precio sin fomentar la sobrexplotación; procesos de mercadeo que informen de las bondades del producto y que hagan del conocimiento del consumidor el origen e historia del mismo; reducción al mínimo de los procesos burocráticos y de regulación que permitan estas explotaciones; reducción al mínimo del intermediarismo a fin de garantizar que el mayor porcentaje de las ganancias económicas producidas por estas explotaciones llegue a los verdaderos productores y éstos encuentren un recurso traducible en una mejoría real de su nivel de vida. Sólo así ellos mismos participarán de la protección del recurso y de la biodiversidad asociada a éste.

Recursos que no han sido descubiertos

Es difícil imaginar un recurso que no haya sido usado por nadie y a nadie se le haya ocurrido, principalmente porque a pesar de lo que a veces creemos, las poblaciones locales realizan experimentación empírica y a través de la tradición oral se transmiten los conocimientos adquiridos. Sin embargo, hay una cantidad de recursos que no han sido considerados.

En algunas plantas del norte de México se han reportado más de cien compuestos químicos de los llamados química secundaria de las plantas (ya sea que los usen como defensa o sean el resultado de procesos fisiológicos que no son usados nuevamente). En semillas de diferentes especies en una zona semiárida de Hidalgo encontramos hasta tres diferentes compuestos químicos que pueden ser considerados como medicinales.

A pesar de esto, de todas las patentes de productos farmacéuticos de origen vegetal, menos del 11% corresponden a plantas latinoamericanas. Estos dos elementos nos hablan del gran potencial de recursos que existen en los diferentes ecosistemas de México.

Explotación indirecta de los recursos

Existe una gran diversidad de usos alternativos que pueden recibir los recursos, tanto animales como vegetales, de manera indirecta o como subproducto de cierta explota-

ción directa de algunos recursos. En la mayoría de los casos se trata de una producción mínima y más con interés artesanal que con objeto de encontrar una fuente alternativa de ingresos o una ocupación para los tiempos en que no se pueden dedicar a las actividades principales.

Un recurso alternativo que ha sido profundamente estudiado en zonas en donde resulta importante mantener la biodiversidad existente es el turismo y el ecoturismo. La industria turística en México ocupa el tercer lugar como captador de divisas (detrás del petróleo y la exportación de manufacturas) con más de 8,000 millones de dólares de ingresos totales. De esta parte, sin embargo, la gran mayoría se concentra en sólo cinco estados de la república (D.F., Guerrero, Quintana Roo, Baja California y Veracruz). Para muchas poblaciones de escasos recursos, el turismo o ecoturismo puede ser una alternativa económica viable.

El impacto sobre la biodiversidad del turismo regular suele ser devastador. Los sitios turísticos normalmente se convierten rápidamente en ciudades, dado el gran flujo de dinero y la generación de empleo que se produce. Esto da lugar a una migración y un incremento de la población, que a su vez demanda mayor cantidad de empleos, servicios y satisfactores. Alrededor de estos centros los recursos vegetales son removidos para introducir sistemas de producción agrícola con el fin de satisfacer la demanda de recursos que hacen tanto los turistas como los prestadores de servicios, lo cual tiende a convertir en monocultivos lo que fueran selvas y bosques. El llamado Triángulo del Sol es un ejemplo de esta situación. Las llanuras costeras del Pacífico son asiento de la mayor diversidad de selvas bajas, en las que se llegan a encontrar más de 1,000 especies vegetales, como lo constatan las selvas que permanecen al norte y sur de esta zona. Estas planicies se han convertido en cultivares de plátano, mango y coco, exclusivamente, con el consiguiente deterioro de la fauna.

Un concepto que ha surgido recientemente, sobre todo en nuestro país, es el llamado ecoturismo, el cual lleva inherente el hecho de la conservación de la biodiversidad, ya que es ésta su principal atractivo. Existen países como Costa Rica que han elevado su producto interno bruto con base en el ecoturismo, creando un sistema de parques nacionales que cubre más del 25% de su territorio total. En Guatemala se anuncia ya, por Internet, una licenciatura en ecoturismo.

Al contrario del turismo tradicional, éste no requiere de grandes construcciones pues la gente que lo consume prefiere estar en contacto con la naturaleza y las construcciones son habitualmente rústicas. La predisposición de este tipo de turistas a la conservación y contemplación de la naturaleza permite que las regulaciones y controles que se requieren sean fácilmente aceptados. México cuenta ya con varios sitios en los que se explota el ecoturismo; sólo como un ejemplo, la península de Yucatán tiene varias reservas naturales en donde se puede practicar, y de hecho se fomenta, el ecoturismo.

A pesar de todas estas bondades, el ecoturismo tiene algunos problemas. La cantidad de turistas que llegan por viaje es reducido, lo cual es en sí una limitante para el número de empleos que genera (particularmente en comparación al turismo tradicio-

nal), a pesar de las condiciones rústicas en las que opera requieren de ciertos insumos para los turistas, los cuales deben ser trasladados desde fuera de los sitios, lo que incrementa su precio y reduce el margen de ganancias. Por supuesto la planeación de los recorridos ecoturísticos puede darse en diferentes escalas.

Reflexión final

En un país con tan fuertes contrastes, tanto en lo biológico como en lo social, las alternativas a la explotación de recursos tradicionales (como la agricultura y la ganadería) son tan diversas y ricas como los grupos que lo habitan. En el conocimiento tradicional se encuentran encerrados un sinnúmero de opciones que pueden elevar el nivel de vida no sólo de comunidades específicas sino de regiones enteras. Es responsabilidad de la sociedad en su conjunto dar un valor comercial a estos recursos, así como cuidarlos y explotarlos racionalmente para que alcancen su óptimo en productividad biológica y económica y se orienten hacia la sustentabilidad.

Un último recurso que no hemos explorado es la biodiversidad misma, en la medida en que le demos valor y demanda por el respeto que debemos a otras especies, al compartir el planeta con ellas, y la belleza de la vida silvestre y en la medida que le demos un valor al compromiso que tenemos con las generaciones futuras, en esa medida valoraremos la biodiversidad y aumentaremos el precio de la conservación, lo cual será como una cuenta de ahorros para nuestros hijos y los hijos de nuestros hijos.

La valuación económica de la biodiversidad en México

*Eduardo Vega López**

Introducción

Hasta ahora, la enorme diversidad biológica de México no se ha correspondido con el aprovechamiento racional de sus ecosistemas, recursos naturales, especies de vida silvestre, acervos genéticos y funciones ecológicas. Tradicionalmente, esta riqueza natural ha sido desaprovechada o sobrexplotada, perdiéndose así posibilidades de un mayor conocimiento científico de la misma, tanto como oportunidades presentes y futuras para promover procesos de desarrollo económico y social ligados a su conservación y utilización sustentable.

La magnitud y los ritmos del agotamiento de los ecosistemas y recursos naturales, así como del deterioro ambiental de diferentes medios (agua, aire, suelo, paisaje), son tan graves que resulta imprescindible valorar los costos ecológicos y sociales derivados de las actividades humanas en general, y en particular de aquéllas vinculadas con los circuitos de producción y consumo de bienes y servicios intermedios y finales. La vinculación que se da entre la economía y la ecología no sólo es evidente en cuanto que disciplinas científicas. Fundamentalmente lo es, en cuanto que las dimensiones y ritmos en que los agentes económicos nacionales e internacionales (familias, empresas, gobiernos) disponen del medio ambiente, como fuente de insumos y recipiente de desechos, más allá de su capacidad de carga.¹

* Dirección de Economía Ambiental. Dirección General de Regulación Ambiental. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAP.

¹ Costanza, Daly y Bartholomew, 1991.

Actualmente existe suficiente información acerca de las principales causas que explican la pérdida de la diversidad biológica,² dentro de las cuales sobresalen las siguientes (con algunos ejemplos que ilustran cada una de ellas):

Causas	Ejemplos
Conversión de uso del suelo	Deforestación y erosión por: ganaderización de terrenos forestales; proliferación de monocultivos y agricultura itinerante; urbanización de terrenos costeros y forestales.
Sobrexplotación	Agotamiento o extinción de especies de flora y fauna silvestres debido a: tasas de explotación superiores a las de reproducción y regeneración natural de los ecosistemas y las especies; sobrecaptura pesquera; tala inmoderada de recursos forestales.
Homogenización e introducción de especies exóticas	Alteración de hábitat por: monocultivos y plantaciones intensivas y extensivas; sustitución de especies nativas con exóticas; eucaliptos y plagas.
Pobreza y presiones demográficas	Pobreza rural en un entorno biológicamente megadiverso: prácticas de subsistencia depredadoras sobre los recursos naturales; demanda excesiva de agua, energía e insumos naturales por aglomeraciones humanas.
Concentración industrial excesiva y urbanización desordenada	Emisiones de gases y partículas a la atmósfera, descargas de aguas residuales y generación de residuos (peligrosos o no) que contaminan y deterioran en exceso la calidad del aire, suelo y cuerpos de agua.
Algunas presiones del tráfico internacional (legal e ilegal) de bienes y servicios	Tráfico de maderas preciosas, especies de flora y fauna amenazadas, aves tropicales, sustancias químicas y residuos peligrosos.

No obstante, la información acerca del valor económico de tales pérdidas como del correspondiente a la enorme biodiversidad (acervos y flujos) con que aún se cuenta, es insuficiente y fragmentada. La ausencia de una valuación económica integral de la diversidad biológica del país se debe a que en las decisiones de producción y consumo que toman los diferentes agentes económicos no se consideran los atributos biológicos ni las funciones ambientales de los ecosistemas. Por lo tanto, no se contabiliza la totalidad de los bienes y servicios que éstos ofrecen ni tampoco la de los impactos ambientales que los mismos reciben en forma directa e indirecta. Precisamente la falta de valuación económica de la biodiversidad en nuestro país se convierte en una muy importante causa adicional de su agotamiento y deterioro.

Existen posturas que consideran innecesaria, e incluso perniciosa, la valuación económica de los ecosistemas, recursos naturales, especies de vida silvestre, acervos

² En general: OCDE (1996); Peters (1996); Panayotou (1994); Munasinghe, *et al.* (1993); Repetto (1989). Para México: INE-SEMARNAP (1996); Carabias, Provencio y Toledo (1994); Alvarez-Icaza *et al.* (1993); INE-SEDESOL (1993:); Sarukhan y Dirzo (1992); Anta (1992).

genéticos y servicios ambientales. Sin embargo, independientemente de voluntades a favor o en contra al respecto, valdría la pena recordar que, de hecho, tal valuación se da en forma cotidiana, sólo que otorgándole un valor nulo (o precio cero) a la biodiversidad. De ahí que, al no costar nada, se abre paso el uso indiscriminado de la misma, o bien su sustitución por otros acervos y flujos económicos, a los cuales sí se les reconocen precios y valores positivos.

Es preciso subrayar que la valuación económica de la biodiversidad no representa un fin en sí mismo. Solamente es un medio para apoyar proyectos de conservación ecológica, circuitos de aprovechamiento sustentable de ecosistemas y funciones ambientales, y programas de manejo de recursos naturales con criterios ecológicos. Representa un instrumento, entre otros, que permite diseñar incentivos (desincentivos) económicos para internalizar los costos ambientales de cada una de las decisiones de producción y consumo, con el propósito final de acercarse a procesos más eficientes de asignación de recursos escasos, más sustentables en términos de escalas y tamaños de producción y consumo, y más equitativos en cuanto a la distribución de costos y beneficios sociales.

Consideraciones conceptuales y metodológicas de la valuación económica

Si bien la valuación económica de la biodiversidad es una tarea que fundamentalmente recae en los economistas, es crucial reconocer que se trata de un esfuerzo interdisciplinario en donde ecólogos, biólogos, geógrafos, ingenieros y otros profesionales y especialistas en temas ambientales deben participar activamente. Además, reconociendo que los argumentos en favor de la necesidad de valorar económicamente los acervos y flujos naturales que constituyen la biodiversidad pueden ser polémicos, conviene exponer aquí las principales consideraciones conceptuales y metodológicas que subyacen al respecto. Para ello conviene plantear y responder las tres siguientes preguntas básicas:

- ¿Qué valorar?
- ¿Para qué valorar?
- ¿Cómo valorar?

¿Qué valorar?

Debido a que la valuación económica no es un fin en sí mismo, sino un medio para apoyar programas de conservación y aprovechamiento sustentable de la diversidad biológica del país, de entrada es preciso señalar que no es necesario valorar en forma individual a la totalidad de acervos y flujos naturales que la misma ofrece. El propósito no es saber el valor económico de todas y cada una de las especies de vida silvestre existentes, tampoco el de la totalidad de bancos genéticos o de funciones ecológicas. No obstante, para frenar las tendencias actuales de agotamiento y deterioro sí conviene estimar los valores económicos de aquellos ecosistemas, recursos naturales, especies

de vida silvestre, acervos genéticos y servicios ambientales que permitan diseñar instrumentos y políticas para su gestión adecuada.

Algunos ecosistemas en particular y ciertas especies de vida silvestre pueden convertirse en “indicadores ecológicos cruciales” o en “especies marcadoras”. A partir de tales “marcadores” y de sus valores económicos estimados, pueden identificarse tendencias favorables o desfavorables de utilización presente de la biodiversidad, así como nuevas oportunidades para su adecuado aprovechamiento futuro. Es decir, se trata de elegir aquellos elementos y subconjuntos de la diversidad biológica que, a partir de su valuación económica, puedan diseñar incentivos para orientar la asignación de estos recursos cada vez más escasos, la determinación de las escalas de producción y consumo, y el establecimiento de mecanismos de distribución de costos y beneficios que tiendan hacia un mejor y más racional uso de la biodiversidad.

Ahora bien, lo que es necesario valorar es el conjunto de atributos naturales y servicios ambientales de los ecosistemas y recursos naturales, así como el potencial económico desaprovechado o perdido como consecuencia de su depredación o sustitución. Al igual que se hace en el análisis económico convencional, conviene diferenciar entre acervos y flujos de la diversidad biológica, vale decir, entre el capital natural y los bienes y servicios ambientales que el mismo ofrece. Conviene relacionar unos y otros, así como saber si se trata de bienes sustitutos perfectos o no, de bienes complementarios, normales o inferiores.³ Es necesario igualmente, identificar si se trata de capital natural y de bienes y servicios ambientales que participan en mercados formalmente constituidos, en mercados fragmentados o esporádicos, en mercados oligopólicos u oligopsónicos, o si los mismos no participan en mercado alguno pero son ampliamente usados.

En resumen, de acuerdo con sus atributos naturales y funciones ecológicas y sociales, pueden identificarse los siguientes valores de la diversidad biológica del país, a partir de los cuales es posible estimar lo que teóricamente se conoce como su valor económico total:

- valor de uso directo (consuntivo y no consuntivo)
- valor de uso indirecto
- valor de opción
- valor intrínseco
- valor económico total

La explicación de cada uno de estos conceptos (los cuales no son necesariamente aditivos entre cada uno de ellos) puede encontrarse en la literatura especializada sobre el tema,⁴ y ciertas contribuciones recientes sobre la valuación económica de la bio-

³ Estas distinciones resultan cruciales cuando se discuten modelos de sustentabilidad débil o fuerte, y cuando se tratan de indagar las diferentes elasticidades-precio de la demanda de estos acervos y flujos naturales. Una primera aproximación de los vínculos existentes entre crecimiento económico y coeficientes de sustentabilidad para México aparece en Galindo, Aroche y Vega (1997).

⁴ Grigalunas y Congar (1995); Bromley (1995); Pearce *et al.* (1994); Barbier (1994); Turner (1993); Constanza (1991); Pearce y Turner (1990); Dixon, Hufschmidt *et al.* (1983).

diversidad de México se encuentran en el Programa de Conservación de la Vida Silvestre y Diversificación Productiva en el Sector Rural 1997-2000 y en el Estudio de País sobre la Biodiversidad.⁵

¿Para qué valuar?

El argumento central que enfatiza la conveniencia de valuar económicamente la biodiversidad del país es, no obstante su enorme riqueza, su creciente escasez. Estar conscientes de la enorme diversidad biológica del país no debe suponer que tales acervos, bienes y servicios naturales son virtualmente inagotables. Tampoco es conveniente suponer que el libre acceso a los mismos no implica problema alguno. Básicamente conviene considerar dos argumentos:

- Las fallas institucionales y de mercado
- De la valuación económica al diseño e instrumentación de incentivos económicos

Las fallas institucionales y de mercado

Allí donde existen mercados relativamente consolidados de recursos naturales y de especies de vida silvestre (donde existen valores de uso directo), lo común es que sus sistemas de precios relativos funcionen sin explicitar los costos ambientales que involucran las diferentes actividades y formas de utilización de tales acervos y bienes. Dichos costos no contabilizados aluden tanto al agotamiento de los ecosistemas y recursos naturales como a la degradación de la calidad de diferentes medios (agua, aire, suelo, paisaje). Todo lo cual, puede representar pérdidas irreversibles de ciertos atributos y funciones de la biodiversidad, así como de oportunidades y potencialidades económicas que de haberse valorado en forma adecuada podrían haber promovido circuitos de conservación y aprovechamiento sustentable.

Estos costos no asumidos por quienes los causan se transfieren a otros agentes y a otros sectores económicos, incluso a otras generaciones, provocando con ello, circuitos acumulativos de pérdidas de bienestar social. Estos costos no asumidos ni contabilizados representan las externalidades negativas o deseconomías externas que conviene precisamente internalizar en las decisiones de producción y consumo, las cuales afectan directa o indirectamente al capital natural y a sus bienes y servicios. Cuando una externalidad negativa no se internaliza, o al menos no se compensa, se traduce en una pérdida neta de bienestar social, la cual puede manifestarse de múltiples maneras: deterioro de la salud pública; desaprovechamiento de posibilidades de conservación y de usos sustentables de la biodiversidad; menor volumen y calidad en la oferta de recursos naturales; pérdidas irreversibles de atributos naturales y de funciones ambientales; degradación escénica; etcétera.

⁵ Parágrafo 9 del capítulo 1 pp. 73-94 de INE-SEMARNAP (1997); y capítulo 7 de CONABIO (de próxima publicación).

Estas fallas de mercado (ausencia o distorsiones de precios relativos) pueden complementarse con fallas de otro carácter, denominadas institucionales, las cuales incluyen, entre otras, las siguientes situaciones: derechos de propiedad mal definidos o en disputa; políticas públicas poco eficaces; sobredemanda de bienes públicos ante restricciones de oferta (aire respirable, agua limpia, suelos no degradados, paisajes conservados); prácticas furtivas e ilegales que se traducen en presión excesiva sobre el entorno natural; ausencia o fragilidad de mercados; y acceso libre a los acervos, bienes y servicios naturales. Unas y otras fallas dan como resultado asignaciones ineficientes de los factores productivos, escalas de actividad inadecuadas y procesos no equitativos de distribución de costos y beneficios sociales. En este marco, prácticamente nadie recibe señales en favor de la conservación ni de la utilización racional de la biodiversidad.⁶

La economía supone que el mercado constituye la mejor forma de organización social para decidir racionalmente cómo asignar los recursos escasos ante diferentes alternativas de utilización y que, precisamente el sistema de precios es, institucionalmente, el mecanismo central para conectar los planes de compra de los demandantes de bienes y servicios diversos con los planes de producción y venta de los oferentes. Igualmente, se parte de que todos los agentes económicos residentes o no en la economía nacional (individuos, hogares, empresas, gobiernos) toman decisiones básicamente en función de los precios (considerando preferencias e ingresos). Por lo tanto, aquellos bienes y servicios cuyos precios sean bajos o nulos serán muy demandados. De esta manera, la optimización de la función consumo y de la función producción de diferentes agentes económicos estará influida por los respectivos perfiles de costos, asociados al sistema de precios relativos existente en los mercados.

En forma genérica, puede decirse que actualmente el sistema de precios en el país está incluyendo los costos de producción y operación, las preferencias de los consumidores, las variables que resultan de la organización competitiva u oligopólica de los mercados, y las expectativas de corto y mediano plazos que tengan los agentes tomadores de decisiones económicas. Lo cual, permite afirmar, en forma también genérica, que el sistema de precios no está incluyendo en las decisiones de inversión, financiamiento, producción, distribución y consumo los costos por el agotamiento de ecosistemas y recursos naturales, por el deterioro del medio ambiente, ni mucho menos por los valores intrínsecos y de opción de nuestra biodiversidad, degradados o perdidos.

De la valuación económica al diseño e instrumentación de incentivos económicos

Aquí es donde la valuación económica de la biodiversidad y de los procesos que la degradan y contaminan cobra suma importancia. Pues la estimación de los valores netos del agotamiento de los recursos naturales y del deterioro ambiental (incluidos sus valores intrínsecos y de opción) podría contribuir a:

⁶ Las argumentaciones teóricas que interpretan los problemas ambientales como fallas institucionales y de mercado pueden encontrarse, entre otras obras, en: Panayotu (1994); Pearce y Turner (1990); Dasgupta y Heal (1979).

- dimensionar los costos del uso irracional que se hace del capital natural del país, así como de sus bienes y servicios ambientales
- establecer objetivos y metas de políticas públicas en la materia, acuerdos entre agentes económicos diversos, así como mecanismos para la evaluación de unos y otros
- diseñar incentivos (desincentivos) económicos que internalicen dichos costos ambientales y que apoyen programas de conservación y aprovechamiento sustentable de la biodiversidad del país

Saber que la contaminación cuesta y que no contaminar tiene amplios beneficios económicos y ambientales contribuirá a promover la urgente modificación de conductas económicas y sociales a escalas local, regional y nacional, en favor de programas de conservación y aprovechamiento sustentable de la diversidad biológica.⁷

Conocer los valores actuales y potenciales de las diferentes alternativas de uso de la biodiversidad del país contribuirá al planteamiento y realización de propósitos generales tales como la asignación más eficiente del capital natural y sus flujos; la determinación de escalas de producción y consumo más apegadas a los umbrales de sustentabilidad; y la distribución de costos y beneficios sociales e intertemporales entre los diversos agentes y sectores económicos más equitativa.

¿Cómo valorar?

Una vez sabiendo qué y para qué valorar, es conveniente saber cómo realizar dicha valuación económica de la biodiversidad. El debate teórico y aplicado sobre este tema se ha desarrollado ampliando las fronteras de los dos grandes y tradicionales enfoques de la economía: el microeconómico y el macroeconómico-sectorial. El primero, a partir fundamentalmente de métodos vinculados con precios de mercado, mercados sustitutos y mercados simulados, utiliza diferentes técnicas para estimar los valores de uso (directo e indirecto), de opción y de existencia de ciertos ecosistemas, algunos recursos naturales en particular, o de determinadas especies carismáticas o en riesgo de la vida silvestre, con la pretensión de arribar al valor económico total de los acervos y flujos naturales (ver Figura 1).⁸ El segundo, a partir de métodos de estimación del valor agregado nacional, análisis matricial de diferentes actividades económicas y sus costos ambientales, cálculo físico y monetario del patrimonio natural y de métodos para estimar coeficientes e indicadores de sustentabilidad, utiliza diferentes técnicas para ajustar ambientalmente el desempeño económico y arribar así al valor del producto interno neto ecológico (PINE) y al valor neto de los acervos de capital natural del país (ver Figura 2).⁹

⁷ Además del ordenamiento ecológico; de la evaluación de impacto ambiental; de las normas ambientales; de las autorizaciones, permisos y licencias; de los programas de manejo de recursos naturales; entre otros instrumentos de la política ambiental, están los incentivos económicos basados en diferentes técnicas de valuación de la biodiversidad.

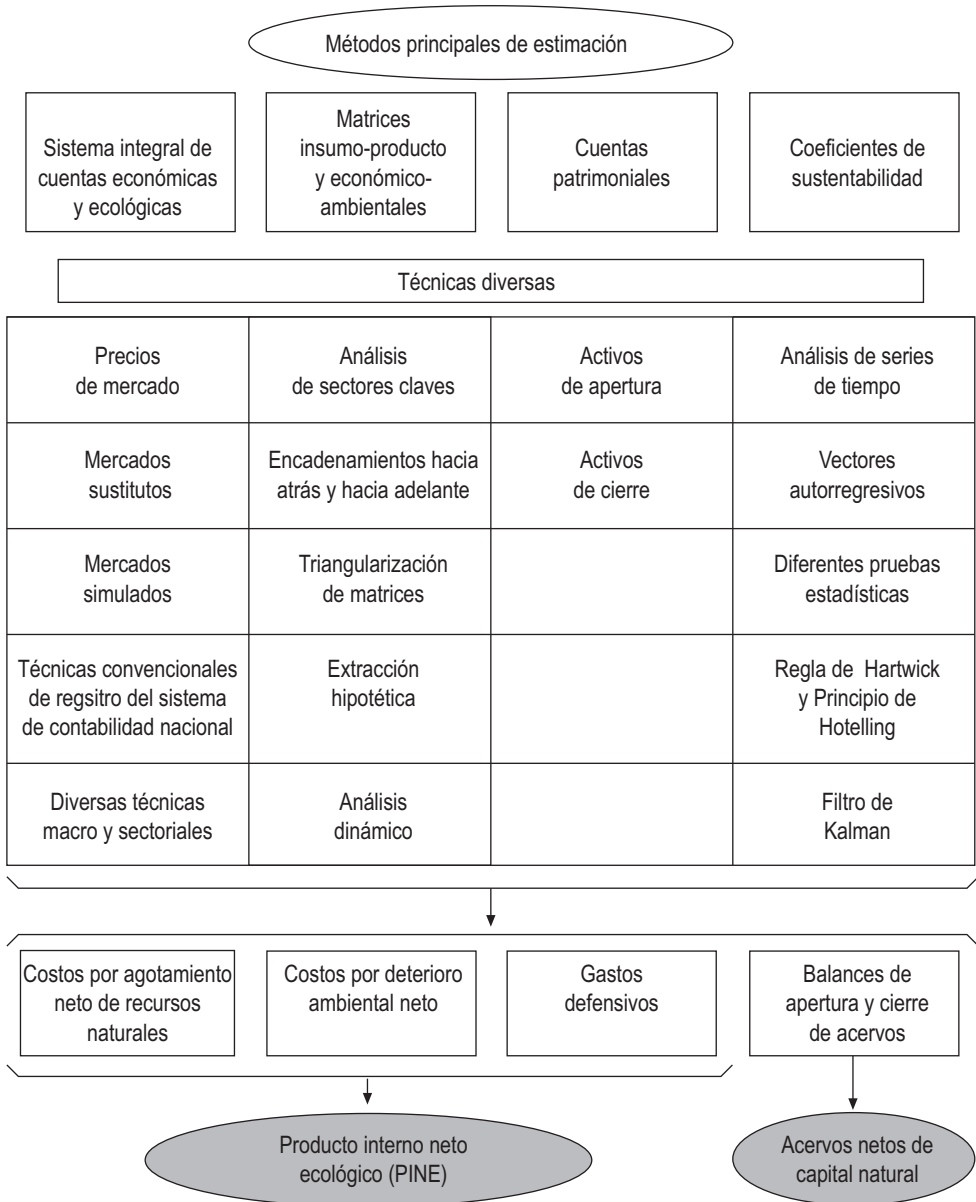
⁸ Los métodos y técnicas incluidos en la Figura 1 pueden encontrarse ampliamente expuestos en: Grigalunas y Congar (1995); Bromley (1995); Freeman (1993); Kopp y Smith (1993); Mitchell y Carson (1989).

⁹ Los métodos y técnicas considerados en la Figura 2 pueden consultarse en: Van Dieren (1995); Lutz (1993); UNO (1993); Ahmad, EL Serafy y Lutz (1989); Bartelmus, Stahmer y Van Tongeren (1989).

Figura 1. Enfoque microeconómico



Figura 2. Enfoque macroeconómico-sectorial



Experiencias sobre valuación económica de la biodiversidad en México

A escala internacional, la literatura especializada y las investigaciones aplicadas en esta materia están desarrollándose vertiginosamente. En México, la valuación económica de los atributos y funciones de la diversidad biológica es una preocupación muy reciente, y por ende, sus avances y resultados apenas empiezan a tomarse en consideración.

Antecedentes importantes

México cuenta con antecedentes muy importantes que permiten plantearse la valuación económica de la biodiversidad como una tarea no solamente conveniente sino también posible. Esos antecedentes se refieren al gran número de investigaciones de campo acerca de la identificación y estudio de los diferentes sistemas tradicionales de aprovechamiento agropecuario y forestal de los recursos naturales, de los ecosistemas lagunares-costeros y sus recursos, así como en relación con la clasificación y análisis de la enorme riqueza de biodiversidad con que cuenta el país.¹⁰ Todo este conocimiento más la información institucional acumulada y sistematizada ha permitido, a su vez, la elaboración de importantes programas nacionales de conservación y aprovechamiento sustentable de áreas naturales protegidas y de especies de la vida silvestre.¹¹

Estos antecedentes, que acumulan y sistematizan buena parte del conocimiento tradicional y científico que el país tiene sobre las características ecológicas de diversos ecosistemas y recursos naturales, sobre la diversidad, endemismos y rareza de especies a escala regional y nacional, sobre los rasgos socioeconómicos que se desenvuelven en esos entornos naturales y sobre la gravedad de los procesos de agotamiento y deterioro de los acervos y flujos naturales, son cruciales para la estimación de valores económicos de los atributos y funciones de nuestra biodiversidad.

El país cuenta ya con algunas estimaciones preliminares sobre el valor económico de ciertos ecosistemas, algunos recursos naturales y especies particulares de la vida silvestre. Están en marcha esfuerzos institucionales para realizar valuaciones económicas de algunas funciones ambientales y de ciertos acervos genéticos con el propósito de internalizar los costos de los diferentes usos de la biodiversidad y de establecer umbrales de aprovechamiento sustentable. Las estimaciones existentes de valores económicos sobre distintos acervos y flujos naturales constituyen aproximaciones parciales, ya sea de un número reducido de usos directos, de una especie de flora o fauna en particular, o ya sea de un sólo tipo de uso (directo, indirecto, opción, no-uso).

¹⁰ Entre muchas otras obras: INE-SEMARNAP (1995a y 1995b); CONABIO (1995); WB-SAHR-SEDESOL-NAFIN-SHCP (1995); Toledo y Restrepo (1995); Flores y Gerez (1994); Carabias, Provencio y Toledo (1994); Alvarez-Icaza *et al.* (1993); Ramamoorthy, Bye y Lot (1993); INE-SEDESOL (1993); Sarukhan y Dirzo (1992); Anta (1992); Gomez-Pompa (1989).

¹¹ INE-SEMARNAP (1996a, 1996b y 1996c).

México tiene sus principales avances, muy significativos incluso a escala internacional, en el cálculo del Producto Interno Neto Ecológico (PINE)¹² que, además de recoger algunas de las experiencias de las estimaciones puntuales realizadas con métodos y técnicas microeconómicas, puede interpretarse como el cálculo con criterios ecológicos de un nuevo valor agregado sectorial y nacional. También existen importantes avances en el análisis sectorial de actividades económicas directamente vinculadas con los recursos naturales. Resultados preliminares pero significativos se han alcanzado en la estimación de coeficientes de sustentabilidad ligados al crecimiento económico de ramas de actividad como la silvicultura y la pesca.¹³ Bajo el enfoque de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), conocido como “estado-presión-respuesta”, se cuenta con un conjunto de indicadores de desempeño ambiental que, además de informar acerca de las tendencias de deterioro de diferentes medios, sugieren líneas potenciales de valuación económica.¹⁴

Así, puede afirmarse que siendo ya muy notables los esfuerzos institucionalizados existentes en el país por valorar económicamente los ecosistemas y recursos naturales con métodos y técnicas de carácter microeconómico, éstos apenas empiezan a traducirse en resultados parciales y preliminares. Por su parte, los esfuerzos por estimar el valor agregado con métodos y técnicas macroeconómico-sectoriales y criterios ecológicos tienen ya resultados muy significativos, aunque igualmente preliminares y en revisión.

Enfatizando uno u otro enfoque (métodos y técnicas), tales análisis aplicados están siendo desarrollados, entre otras instituciones universitarias, por los Institutos de Ecología y Biología de la UNAM y en el Programa de Aprovechamiento Integral de Recursos Naturales y Desarrollo Social en Áreas de Subsistencia (PAIR), de la misma UNAM. Más recientemente, en la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Chapingo, así como en instituciones del gobierno federal, principalmente en el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), el Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAP), la Unidad de Análisis Económico y Social (UAES-SEMARNAP), y la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).

Algunas experiencias

La mayoría de los resultados obtenidos de los esfuerzos de valuación económica de la diversidad biológica del país, de acuerdo al enfoque microeconómico y sus correspondientes métodos y técnicas, se han concentrado en ciertos valores de uso directo de algunos ecosistemas en particular o de ciertas especies carismáticas o representativas de la vida silvestre, o bien en el potencial ecoturístico de unos y otros.¹⁵ El camino que queda por recorrer utilizando complementariamente las diferentes técnicas

¹² WB-INEGI (1993); INEGI (1994 y 1996).

¹³ INE (1996d).

¹⁴ INE (1996e).

¹⁵ Romo-Lozano (1997); INE (1996c); WB-SARH-SEDESOL-NAFIN-SHCP (1995); CONABIO (1995); Huks (1993); Cserge (1993); Touval (1992); Ceballos-Lascurain (1992).

de estimación de valores económicos para estos usos directos es amplísimo y apenas se inicia el que lleva a valorar las funciones ambientales y las opciones de uso presente y futuro con técnicas de mercados sustitutos y simulados.

Otras investigaciones en curso, cuyos énfasis están puestos en el diseño de ordenamientos ecológicos territoriales o marinos,¹⁶ o bien en la instrumentación de programas de manejo sustentable de recursos naturales en regiones del trópico húmedo, incluyen ciertos aspectos de valuación económica de acervos y flujos naturales sin que ésta sea, sin embargo, el centro de sus preocupaciones analíticas.

Solamente en un caso se ha pretendido estimar el valor económico total (VET) de un ecosistema completo del país, utilizando entre otras técnicas, la de transferencia de beneficios.¹⁷ En síntesis, dentro de las contribuciones más relevantes y de los trabajos que vienen desarrollándose en esta materia, sobresalen los siguientes:

Valuación económica de ecosistemas, recursos naturales, especies de vida silvestre, acervos genéticos y funciones ambientales en México

Temas	Instituciones
Trabajos concluidos	
Valor económico total de los bosques en México	CSERGE
Valuación económica y conservación del sector forestal en México	WB, SAHR, SEDESOL, NAFIN Y SHCP
Valuación económica del sector forestal en México	Helsinki University Knowledge System (HUKS)
Importancia económica de los vertebrados en México	Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad (CONABIO)
Evaluación económica del ecoturismo en "El Triunfo", Chis.	University of Maryland
Valuación contingente de la migración de la mariposa Monarca	School of Forestry and Environmental Studies (Yale University)
Programa de conservación de la vida silvestre y diversificación productiva del sector rural 1997-2000	Instituto Nacional de Ecología (DGVS, INE-SEMARNAP)
Trabajos en proceso	
Importancia económica, prospección farmacológica y conservación de la biodiversidad en México	Instituto de Ecología (UNAM)
Análisis económico de los sistemas agroforestales y uso de la biodiversidad en la sierra de los tuxtlas, Veracruz	Instituto de Biología (UNAM) y Yale University
Valuación económica de ecosistemas marítimo-costeros	Universidad Autónoma de Baja California y Universidad Autónoma de Campeche
Economía de la biodiversidad: valuación económica y diseño de incentivos para su aprovechamiento sustentable	Instituto Nacional de Ecología (DGRA, INE-SEMARNAP)

¹⁶ Dos casos: el Ordenamiento Ecológico Marino promovido por el INE y referido al Mar de Cortés; el *Estudio de Ordenamiento Ecogeográfico y Aprovechamiento Forestal de la Región de Tuxtepec, Oaxaca*, que realiza el Programa de Aprovechamiento Integral de Recursos Naturales y Desarrollo Social en Áreas de Subsistencia (PAIR) de la UNAM.

¹⁷ Adger, Brown, Cervigni y Morán (1995). El procedimiento analítico conocido como transferencia de beneficios consiste en la extrapolación de valuaciones económicas de ciertos ecosistemas, recursos naturales o funciones ambientales a otros ecosistemas y recursos que tengan muy similares características. Es decir, no representa una valuación económica del sitio que se está investigando sino una aproximación, tomando valores ya estimados de lugares y entornos muy similares.

Ahora bien, en cuanto a los trabajos concluidos y en proceso que vinculan variables macroeconómicas y sectoriales con estimaciones acerca del agotamiento de los recursos naturales y del deterioro ambiental, así como de aquéllos que realizan análisis estructural y que estiman coeficientes de sustentabilidad para ciertas actividades económicas ligadas directamente con recursos naturales, sobresalen los siguientes:

Cuentas ambientales, análisis económico de los recursos naturales y coeficientes de sustentabilidad en México

Temas	Instituciones
Trabajos concluidos	
Sistema integrado de cuentas económicas y ambientales: el caso de México	WB-INEGI
Sistemas de cuentas económicas y ecológicas de México (1985-1990)	INEGI
Sistemas de cuentas económicas y ecológicas de México (1985-1992)	INEGI
Crecimiento económico y coeficientes de sustentabilidad en México	INE
Oportunidades de inversión en el sector ambiental de la economía	INE
Trabajos en proceso	
Economía de los recursos naturales en México: demanda de insumos, oferta de desechos y usos potenciales	INE
Gastos del sector privado en control, abatimiento y prevención de la contaminación en México 1995-1996	INEGI, INE y UAES

A guisa de conclusión

La valuación económica de la biodiversidad constituye una herramienta muy importante para la estimación de los costos netos del agotamiento de los recursos naturales y del deterioro ambiental, así como para estimar los costos y beneficios correspondientes a las medidas de compensación, mitigación, remediación y prevención que los agentes económicos tienen que internalizar en sus decisiones de consumo y producción. La dificultad principal de la valuación económica de los ecosistemas, de las especies de la vida silvestre, de los acervos genéticos y de las funciones ambientales, es que la mayoría de estos elementos no participan regular ni formalmente en mercados establecidos. Debido a ello, en la mayoría de los casos dicha valuación económica se realiza mediante estimaciones aproximadas basadas en métodos y técnicas relacionadas con mercados sustitutos o simulados, cuando no se trata de imputaciones relativamente arbitrarias de valores de usos directos e indirectos, intrínsecos o de opción.

En México apenas inician los esfuerzos institucionalizados por la estimación de valores económicos de diferentes atributos y funciones de nuestra biodiversidad con la pretensión de apoyar y promover iniciativas y procesos de conservación y aprovechamiento sustentable de la misma. El conjunto de instrumentos con los cuales cuenta la política ambiental nacional podría beneficiarse si se tuvieran estimaciones

aplicadas a ecosistemas y especies de la vida silvestre en particular, para de allí diseñar e instrumentar nuevos incentivos (desincentivos) económicos que indujeran hacia conductas generalizadas de conservación y uso racional de nuestra enorme riqueza y diversidad biológica. El potencial económico perdido, además de las causas mencionadas en la introducción de este artículo, por la ausencia de una valuación de nuestra biodiversidad es muy considerable. Igualmente considerable es la pérdida en términos estrictamente ecológicos.

En esta ocasión sólo se pasó revista a los argumentos conceptuales principales que apoyan la necesidad de continuar y reforzar las iniciativas de valuación económica de nuestra biodiversidad, así como a los proyectos e instituciones involucradas en este esfuerzo.

Bibliografía

Adger, Brown, Cervigni y Moran, 1995. *Total Economic Value of Forest in Mexico*, Royal Swedish Academy of Sciences, AMBIO, vol. 24, # 5, Agosto.

Ahmad, Yusuf J., Salah El Serafy y E. Lutz (editores), 1989. *Environmental Accounting for Sustainable Development*, The World Bank, Washington, D.C.

Álvarez-Icaza, Pedro et al., 1993. *Los umbrales del deterioro. La dimensión ambiental de un desarrollo desigual en la Región Purépecha*, Fundación Friedrich Ebert/PAIR-UNAM.

Barbier, E., 1993. *Valuation of Environmental Resources and Impacts in Developing Countries*, en Turner, Kerry R. (editor), 1993.

Bartelmus, Peter, Carsten Stahmer y Jan Van Tongeren (1993). *Integrated Environmental and Economic Accounting. A Framework for an SNA Satellite System*, en Lutz, Ernst (editor), 1993.

Baumol, W. y W. Oates, 1975. *The Theory of Environmental Policy; Externalities, Public Outlays, and the Quality of Life*, Cambridge University Press, Cambridge/New York.

Bromley, Daniel (editor), 1995. *The Handbook of Environmental Economics*, Blackwell, Oxford & Cambridge.

Carabias, Julia, Enrique Provencio y Carlos Toledo, 1994. *Manejo de recursos naturales y pobreza rural*, UNAM/FCE.

CONABIO (en prensa). *La Biodiversidad en México: Estudio de País*.

Costanza, Robert (editor), 1991. *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*, Columbia University Press, New York.

Costanza, Robert, Herman E. Daly y Joy A. Bartholomew (1991). *Goals, Agenda and Policy Recommendations for Ecological Economics*, en Costanza, Robert (editor), 1991.

Dasgupta, P. S. y G. M. Heal, 1979. *Economic Theory and Exhaustible Resources*, Cambridge University Press, Reino Unido.

Dixon, J. y M. Hufschmidt et al., 1986. *Economic Valuation Techniques for the Environment: A Case Study Handbook*, Baltimore, The John Hopkins University Press, EUA

Flores-Villela, Oscar y Patricia Gerez, 1994. *Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo*, UNAM/CONABIO.

Freeman, A. Myrick III, 1993. *The Measurement of Environmental and Resources Values: Theory and Methods*, Washington, D.C., Resources for the Future.

Galindo, Luis Miguel, Fidel Aroche y Eduardo Vega-López, 1996. *Crecimiento económico y coeficientes de sustentabilidad en México*. Dirección de Economía Ambiental, DGRA, Instituto Nacional de Ecología.

Grigalunas, T.A. y R. Congar, (1995). *Environmental Economics for Integrated Coastal Area Management: Valuation Methods and Policy Instruments*, UNEP Regional Seas Reports and Studies # 164.

Instituto Nacional de Ecología, 1994. *Informe sobre el Equilibrio Ecológico de México*, INE-SEDESOL.

Instituto Nacional de Ecología, 1996a. *Programa de Medio Ambiente 1995-2000*, INE-SEMARNAP.

Instituto Nacional de Ecología, 1996b. *Programa de Áreas Naturales Protegidas 1995-2000*, INE-SEMARNAP.

Instituto Nacional de Ecología, 1996c. *Programa de Conservación de Vida Silvestre y Diversificación Productiva en el Sector Rural 1997-2000*, INE-SEMARNAP.

- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 1994. *Sistema de Cuentas Económicas y Ecológicas de México 1985-1990*, INEGI.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 1996. *Sistema de Cuentas Económicas y Ecológicas de México 1985-1992*, INEGI.
- Lutz, Ernst (editor), 1993. *Toward Improved Accounting for the Environment*, UNSTAT-World Bank, Washington.
- Munasinghe, Mohan, 1993. *Environmental Economics and Sustainable Development*, World Bank, Washington, D.C.
- OCDE, 1996. *Saving Biological Diversity. Economic Incentives*, OECD, París.
- Panayotou, Theodore, 1994. *Ecología, Medio Ambiente y Desarrollo: Debate, Crecimiento versus Conservación*, Editorial Gernika.
- Pearce, David y Kerry R. Turner, 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment*, The Johns Hopkins University Press.
- Pearce, David, G. D. Atkinson y W.R. Dubourg, 1994. "The Economics of Sustainable Development", *Annual Review of Energy and Environment*, # 19, pp. 457-474.
- Pearce, David, Dale Whittington, Steven Georgiou y Dominic Moran. *Economic Values and the Environment in the Developing World*, UNEP/CSERGE, University College London.
- Peters, Charles M., 1996. *The Ecology and Management of Non-Timber Forest Resources*, World Bank Technical Paper # 322.
- Sarukhán, José y Rodolfo Dirzo, 1992. México ante los retos de la biodiversidad, CONABIO.
- Turner, Kerry R. (editor), 1993. *Sustainable Environmental Economic and Management: Principles and Practice*, Belhaven Press, London.
- Van Dieren, Wouter (editor), 1995. *Taking Nature into Account: Toward a Sustainable National Income. A Report to the Club of Rome*, Springer-Verlag New York, Inc.

La valuación económica de la biodiversidad: alcances y limitaciones

*Alejandro Toledo Ocampo**

Gran parte de la literatura generada por la economía ambiental sobre la valuación económica de la biodiversidad ha girado en torno a la asignación de valores a la biodiversidad a partir del concepto de valor económico total (VET).

Valor económico total de la biodiversidad

La Convención sobre la Diversidad Biológica plantea en su primer párrafo lo siguiente:

Conscientes del valor intrínseco de la diversidad biológica y de los valores ecológicos, genéticos, sociales, económicos, científicos, educativos, culturales, recreativos y estéticos de diversidad biológica y sus componentes... Las partes contratantes han acordado:

Conservar la biodiversidad biológica y su utilización sostenible...

La economía ambiental de la biodiversidad se ha propuesto instrumentar este objetivo a partir del concepto de *Valor Económico Total (VET)*.

El VET de un bien o servicio ambiental se define de la siguiente manera:

$$VET = VU + VO + V_NU$$

donde:

VU = Valores de uso, los cuales pueden ser directos e indirectos. Sólo los valores de uso directos se pueden obtener a través de los mercados. Los valores de uso indirectos

* Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.

tos se refieren a los beneficios derivados de las funciones de los ecosistemas. No cuentan por lo tanto con mercados.

VO = Valores de opción; se refieren a la posible utilización en el futuro de algún valor de uso que no se esté aprovechando en el presente. Es algo semejante al pago de un seguro.

$V_NU = VE + VH$, son mucho más difíciles de definir. Usualmente el V_NU (valor de no uso) puede dividirse en: VE = Valores de existencia y VH= Valor de herencia. El primero se deriva del puro placer que provoca la existencia de algún recurso natural, sin importar si el consumidor podrá beneficiarse directa o indirectamente de él. A su vez, el valor de herencia se motiva del deseo de legar recursos a nuestros descendientes.

En resumen:

$$VET = VU + V_NU = (VUD + VUI + VO) + (VE + VH)$$

Gran parte de la literatura sobre la economía de la biodiversidad se ha orientado hacia la clasificación de los distintos valores de la biodiversidad a partir de este concepto de valor económico total. El Cuadro 1, es un ejemplo de esta clase de valoración.

Con base en este valor axial, la economía ambiental se ha propuesto diseñar estrategias que permitan:

- Valorar económicamente a la biodiversidad en los contextos de las fallas de mercado. Este es el problema de la *Valuación de la biodiversidad*.
- Mantener el nivel de la biodiversidad que garantice el funcionamiento de los ecosistemas de los que dependen la producción y el consumo de bienes y servicios económicos. Este es el problema de la *Conservación de la biodiversidad*.
- Aliviar, restituir y prolongar la resistencia de los ecosistemas sujetos a tensiones por las actividades económicas. Este es el problema del *Uso sustentable de la biodiversidad*.

La valuación de la biodiversidad

El primer escollo de la valuación es que hoy existen numerosas incertidumbres con respecto a la biodiversidad. Se sabe increíblemente poco sobre la diversidad de especies en la Tierra. Las estimaciones realizadas hasta ahora varían entre 5 y 100 millones de especies existentes. Un poco más de 1.5 millones han sido descritas y sólo medio millón han sido analizadas por sus valores económicos. Poco se conoce también sobre el papel de la biodiversidad en el funcionamiento de los ecosistemas y sobre los factores que permiten asegurar su habilidad para mantenerse funcionando bajo condiciones diferentes. No se sabe bien cómo la diversidad de genes, genotipos, especies y comunidades influyen en el funcionamiento de los ecosistemas o cuál es el nivel óptimo de biodiversidad que controla el funcionamiento de los ecosistemas. Existe muy poca información acerca de las aplicaciones de la extinción de especies para los equilibrios de la biosfera. La incertidumbre, pues, se encuentra en el corazón de los problemas ecológicos, económicos, políticos y sociales que caracterizan a la biodiversidad.

Cuadro I. Valor económico de los recursos biológicos y de la biodiversidad

	Valores de utilización directa		Valores de utilización indirecta	Valores de opción	Valores de existencia
	Extractivas	No extractivas			
Genéticos	Subsistencia Comercial De recreo Medicina Hábitat	Recreo Educación Investigación científica Transporte	Ciclos de los nutrientes Funciones de absorción Protección de las cuencas hidrológicas Regulación climática Hábitat	Utilizaciones potenciales directas e indirectas en el futuro	Éticos Culturales Altruismo Patrimonio De legado
Ecosistemas	Leña Pescado Cultivos	Observación ornitológica Navegación	Inundaciones y lucha contra ellas Estabilización de la línea costera Retención de nutrientes Invernadero para aves	Suministros potenciales de bienes y servicios por parte de los ecosistemas en el futuro	Deseo de que los descendientes observen las especies migratorias Preferencias por la protección de las marismas por quienes no las utilizan Preferencias por la protección de arboles para fines rituales
Especies	Madera Leña Fruta Forrajes Medicinal local Materiales de construcción	Investigación y desarrollo farmacéutico	Retención de carbono Fijación de nitrógeno Conservación de suelos Hábitat de aves	Suministro potencial de productos y servicios arbóreos futuros	
Genéticos		Fitogenética	De evolución	Mejoramientos potenciales de semillas agrícolas	Preferencias por la conservación de las existencias genéticas

El segundo problema tiene que ver con el paradigma utilizado por la economía ambiental para la valuación de la biodiversidad. Este paradigma está dominado por el concepto de *mercado*. Tal concepto representa un sistema desconcentrado y descentralizado de toma de decisiones para la asignación de recursos que está determinado por el precio fijado por oferentes y demandantes en el mercado de los bienes y servicios. Pero el mayor escollo teórico para este paradigma se encuentra en el atributo principal de la biodiversidad, como prácticamente el de todos los bienes y servicios ambientales, no tiene mercado. No es posible, fijar un precio por una cantidad determinada de biodiversidad.

El mercado de la biodiversidad (si es que existe algo parecido), es incompleto o está francamente distorsionado. Estas limitaciones (“fallas del mercado”) hacen que los precios no refieran los verdaderos valores de la biodiversidad. En torno a estas limitaciones se ha dado un amplio debate expresado bajo la forma de derechos de propiedad, externalidades, incertidumbres e irreversibilidades, imperfecciones y distorsiones.

Las cuestiones en torno a los derechos de propiedad ilustran bien algunas de las distorsiones del mercado que operan en contra de la biodiversidad. Una cantidad considerable de bienes y servicios derivados de la biodiversidad son bienes públicos de acceso abierto, esto es, sus consumos no son exclusivos. Con frecuencia, estos bienes son los que tienen mayor riesgo de sobreexplotación y extinción. En muchos casos no cuentan con precios de mercado. Este es el caso, por ejemplo, de los recursos genéticos “silvestres”, a los que a menudo se les atribuye un precio cero. Su destrucción, así, no representa para el individuo o para las corporaciones internacionales que los aprovechan, ningún costo financiero, aun cuando el valor económico de estos recursos sea alto para la sociedad. Puesto que los derechos de propiedad no son reconocidos por las legislaciones internacionales, no existen incentivos para invertir en la conservación. Y aun cuando esta clase de bienes cuente con un precio de mercado positivo, son, igualmente, sobreexplotados. Si el precio de una especie excede a los costos de su cosecha, lo más probable es que se opte por su extinción en condiciones de acceso abierto. Esto puede ejemplificarse con las tasas de descuento de los cazadores furtivos de especies amenazadas o en peligro: como son altas y exceden a las tasas de reproducción, desde la perspectiva del cazador resulta óptimo reducir el stock a cero. Así, la extinción de especies con bajas tasas de reproducción, o crecimiento lento, resulta, desde el punto de vista del mercado, una elección óptima por estas razones. Puesto que los valores indirectos de la biodiversidad y sus valores de no-uso no se representan en el mercado, su sobreexplotación puede ser, perversamente, una conducta enteramente racional. Esta es la lógica que norma la conducta en una economía de la sobreexplotación (Pearce y Turner, 1990; Flint, 1992).

Estos problemas han sido ampliamente debatidos al abordar los recursos genéticos. Bajo las condiciones de acceso abierto, las poblaciones locales y los países poseedores de estos recursos no se han beneficiado de la conservación de los recursos derivados de la diversidad genética. Los costos de su explotación se han cargado sistemáticamente a la sociedad en tanto que sus beneficios han ido a parar a un número reducido de individuos y empresas trasnacionales. Es un hecho que las multinaciona-

les que controlan los productos alimenticios y farmacéuticos dominan hoy el mercado de patentes y marcas en el mundo. No sólo eso, estas multinacionales han promovido una legislación que coloca la propiedad intelectual de los recursos genéticos y vegetales bajo su control exclusivo.

En tercer lugar, la valoración económica de la biodiversidad enfrenta el problema irresoluble de reducir sus diversos valores a una unidad homogénea de medida. Esto es especialmente cierto cuando se trata de los usos indirectos y sus valores de existencia y opción.

En estas circunstancias, la economía ambiental ha puesto de relieve los siguientes hechos:

1. Los verdaderos valores de la biodiversidad no son reflejados por el mercado. El sistema de mercado falla en valorar la biodiversidad, por que existen externalidades locales y globales que el mercado es incapaz de controlar.
2. Una alta proporción de la biodiversidad amenazada, lo está por causa de los mecanismos de mercado. La racionalidad del mercado ha operado claramente en contra de la biodiversidad.
3. Mientras que la más alta proporción de la biodiversidad del planeta se concentra en su franja intertropical, donde viven los pueblos pobres, la mayoría de las metodologías y las técnicas de su valuación económica se han generado en el norte. Esto plantea un difícil y aún irresoluble problema de *intrasferibilidad* (Pearce y Moran, 1994).
4. Aun en los propios contextos de los países del sur, las técnicas desarrolladas para valorar la biodiversidad son difícilmente equiparables por la falta de metodologías comunes de valuación.

El reto, entonces, desde la perspectiva de la economía ambiental, es contribuir a diseñar una estrategia que tome en cuenta estas limitaciones a partir de tres consideraciones básicas:

- La primera es que la biodiversidad es esencial para mantener la viabilidad de los sistemas ecológicos que sostienen a las actividades económicas.
- La segunda es que las necesidades futuras son impredecibles y especies potencialmente valiosas pueden perderse bajo la presión de los sistemas productivos actuales.
- Y la tercera, es que, dado que nuestra comprensión de los ecosistemas es insuficiente para tener una certeza de sus funciones y para determinar el impacto de la eliminación de algunos de sus componentes, y que la pérdida de algún ecosistema crítico o alguno de sus componentes puede tener efectos irreversibles, es preferible mantener un actitud prudente de conservación.

Sin duda, la economía ambiental ha hecho mucho más progresos en la identificación de algunos de los valores de la biodiversidad que en su estimación. Hay todavía muchos huecos teóricos y pocas valuaciones cuantitativas. Los progresos en términos de los métodos y las técnicas para tratar de asignar valores económicos a la biodiversidad han sido más bien limitados. Requieren de una información que a menudo no se encuentra

disponible, lo que incrementa sus costos de aplicación. Han sido ideados para contextos ecológicos y culturales distintos a los de la mayoría de países donde pretenden aplicarse y donde las preferencias de las poblaciones no se reflejan ni se expresan en el mercado sino más a menudo en contextos sociales, culturales o políticos más complejos.

La conservación de la biodiversidad

La Convención sobre la Diversidad Biológica, firmada por 57 países en la reunión de Río de Janeiro de 1992, se ha constituido en el instrumento político de carácter global para desarrollar una estrategia capaz de traducir a políticas de conservación los enfoques teóricos propuestos por la economía de la biodiversidad. La Convención parte del concepto clave propuesto por la economía ambiental del *Valor Económico Total (VET)*.

En términos de las políticas promovidas por las organizaciones internacionales en torno a la biodiversidad, el problema de la valuación representa la primera etapa. La segunda es determinar qué estructura o función vinculada con la biodiversidad ha de ser objeto de una política de conservación. En esta fase, un conjunto de organizaciones internacionales (WRI, IUCN, UNEP) en colaboración con la FAO y la UNESCO diseñaron una estrategia global integrada por una serie de acciones políticas con el propósito de “salvar, estudiar y usar los recursos bióticos de la Tierra de una manera sustentable y equitativa” (WRI, IUCN, UNEP, 1992). Esta estrategia se propone ligar la conservación con el desarrollo a través de la promoción de un uso sustentable de la biodiversidad.

Basada en los planteamientos teóricos de la economía ambiental, la estrategia empieza por reconocer el valor económico de la biodiversidad. Señala que la variedad de las distintas especies, ecosistemas y hábitat influye de una manera decisiva en la productividad y los servicios proporcionados por los ecosistemas. Puesto que esta biodiversidad se encuentra estrechamente vinculada a la satisfacción de necesidades humanas, su conservación debe considerarse rigurosamente como una cuestión de seguridad nacional: “ésta será mayor en aquellos países que cuiden su biodiversidad y los servicios que provee”.

Por lo tanto, el primer objetivo de una estrategia para conservar la biodiversidad debe ser la creación de un marco político de carácter internacional y nacional que aliente al uso sustentable de los recursos biológicos y al mantenimiento de la biodiversidad. El segundo objetivo se propone establecer las condiciones y los incentivos para una efectiva conservación de la biodiversidad por parte de las comunidades locales. Finalmente, la estrategia promueve el fortalecimiento y la aplicación de los instrumentos de un modo más amplio y efectivo.

El papel de los incentivos

En este marco, los incentivos económicos desarrollados por la economía ambiental están destinados a alentar las conductas deseadas en favor de la conservación de la bio-

diversidad. Los incentivos se han orientado a estimular a entidades gubernamentales, pobladores locales y miembros de la sociedad civil a conservar la diversidad biológica. Uno de los mayores objetivos de los incentivos económicos es el de equilibrar la desigual distribución de los costos y los beneficios de conservar los recursos biológicos y la biodiversidad. Se trata de anticipar y atenuar los posibles impactos negativos de una medida de conservación sobre las poblaciones locales y regular la explotación de los recursos biológicos, compensando a los habitantes de las localidades de cualquier pérdida extraordinaria que sufran por estas medidas de control. Los incentivos económicos, según McNeely (1988), pueden clasificarse de diferentes maneras.

Ejemplos de incentivos económicos para la conservación de los recursos biológicos y la biodiversidad

Clase de incentivos	Comunidad	Nacional	Internacional
I. Incentivos directos			
1. En efectivo	Subsidios para la reforestación	Subsidios a la investigación científica	Fondo Mundial al Patrimonio de la Humanidad
2. En especie	Alimentos a cambio de trabajos en la reserva	Concesiones forestales	Equipos donados por organismos como WWF
II. Incentivos indirectos			
1. Medidas fiscales	Compensación por daños a los animales silvestres	Subsidios a la intensificación agrícola	Acuerdos Bonos de deuda
2. Provisión de servicios	Desarrollo comunitario	Conservación Educación	Asistencia técnica
3. Factores sociales	Mejoras en la tenencia de la tierra	Entrenamiento y formación de recursos humanos	Bases de datos internacionales

Fuente: McNelly, 1988.

Los incentivos directos se aplican para alcanzar objetivos específicos y pueden ser en efectivo, en género o especie, pero, en cualquier caso, están condicionados al cambio de conducta con respecto a los recursos biológicos y a la biodiversidad. Incluyen honorarios, gratificaciones, subsidios, regalías y premios. El mayor problema de estos incentivos es su dependencia directa de fuentes externas. Cuando éstas faltan, se vuelven a menudo en contra de los objetivos de la conservación. Los incentivos en género o especie son bienes y servicios proporcionados a los individuos o a las comunidades locales por los organismos promotores de la conservación, en retribución a los trabajos de conservación o de rehabilitación de los recursos biológicos y de la biodiversidad. Incluyen alimentos, equipos, concesiones, permisos de acceso, etc.

Los incentivos indirectos alientan las conductas o generan recursos para la conservación de la biodiversidad. Incluyen medidas fiscales, servicios, políticas sociales y específicamente orientadas a la conservación de los recursos naturales. Las medidas fiscales son los incentivos legales dirigidos hacia la canalización de fondos a las tareas de la conservación. Incluyen excepciones, seguros, garantías, tarifas y subsidios. Al nivel internacional son los conocidos “bonos de deuda” (*debts swaps*). A menudo los gobiernos locales deciden emprender un amplio rango de programas de dotación de servicios públicos y asistencia social a las comunidades de una región en reconocimiento de la actitud positiva de las poblaciones hacia las medidas de conservación: creación de empleos ligados a la conservación de los recursos biológicos, asistencia técnica para un aprovechamiento sostenible, caminos, escuelas, servicios médicos, instalaciones deportivas, etc., se destinan a alentar la actitud de la comunidad.

Frecuentemente, los incentivos económicos producen efectos exactamente opuestos a los de la conservación. Operan como *incentivos perversos* en contra de la diversidad ecológica y cultural. Favorecen, por ejemplo, la especialización en cultivos comerciales de exportación, en contra del uso múltiple de los recursos naturales. Los criterios económicos de productividad y de eficiencia en términos de políticas agropecuarias son otro claro ejemplo. Han favorecido ampliamente los monocultivos de exportación en contra de los cultivos alimenticios, la utilización semillas mejoradas y agroquímicos que han ocasionado desequilibrados serios al ambiente, y la conversión de extensas superficies boscosas en tierras ganaderas. En otros casos, son los propios proyectos de desarrollo impulsados por las agencias internacionales, como la construcción de presas, carreteras y otras obras gigantes de infraestructura, los causantes de los desastres ambientales. Impulsan un estilo de desarrollo directamente contrario al mantenimiento de la diversidad biológica.

En los años recientes, y con base en los incentivos económicos, se ha elaborado y puesto en práctica una serie de estrategias para la conservación de la biodiversidad. Éstas forman parte de una política dirigida a afrontar algunos problemas derivados del modelo de desarrollo prevaleciente, sin tocar la esencia y la raíz de las causas que los generan. Se trata de estrategias ligadas al desarrollo rural, la investigación científica, la educación, el entrenamiento técnico, el manejo de recursos, la legislación y el desarrollo institucional. En buena medida están orientadas a corregir las distorsiones provocadas por los incentivos perversos de las políticas gubernamentales.

Los incentivos al nivel de *las comunidades locales* se han dirigido a alcanzar objetivos como los de reforzar la capacidad de las comunidades para la protección de áreas para el desarrollo de actividades productivas que no destruyan los recursos biológicos y la biodiversidad, reducir las presiones de la agricultura y la ganadería sobre tierras marginales —concentrar el desarrollo agrícola sobre las tierras más aptas y productivas— conservar el conocimiento tradicional sobre los recursos biológicos y los sistemas de cultivos que hacen uso de aquéllos, restablecer los sistemas de trabajo comunitario que mostraron en el pasado su efectividad y compensar a los pobladores

locales por los costos de la conservación. Un buen número de casos ilustran los éxitos y fracasos de estas medidas.

A nivel *nacional* algunos objetivos de la conservación de la biodiversidad se han articulado a partir del diseño de estrategias nacionales de la conservación. Se pretende con ello establecer un equilibrio, a menudo imposible de alcanzar, entre la explotación de los recursos biológicos y la biodiversidad, la promoción de sus usos sostenibles y el control de su degradación. Tales estrategias se ha diseñado y puesto en práctica en un número cada vez mayor de países en el mundo. El primer paso consiste en superar los obstáculos planteados por la excesiva fragmentación de las políticas gubernamentales en lo que se refiere al uso de los recursos biológicos y la biodiversidad. El segundo, es lograr la participación de un amplio rango de actores (gobiernos, ONG, grupos ciudadanos, comunidad científica, organizaciones privadas, empresarios, instituciones financieras, etc.) en la definición e identificación de las acciones a seguir respecto de tales recursos. En el marco de estas estrategias se ha utilizado una amplia gama de incentivos directos, indirectos, servicios sociales, entre otros, para promover la conservación. Notablemente se han ligado con proyectos de desarrollo como los programas agrícolas, manejos de los recursos hídricos, actividades turísticas, la construcción de obras de infraestructura hidroeléctrica, caminos y el aprovechamiento de la biomasa.

A nivel *internacional*, hoy se ha puesto en marcha una estrategia mundial para la conservación de la biodiversidad. Consiste básicamente en una serie de acciones catalizadas a través de la cooperación internacional y los organismos nacionales de planificación. Se propone establecer políticas globales para la conservación de la biodiversidad, generar políticas internacionales de apoyo a las políticas nacionales, crear condiciones e incentivos locales para la conservación de la biodiversidad; manejar la biodiversidad a través del medio humano; alentar las áreas protegidas, conservar especies, poblaciones y la diversidad genética y ampliar la capacidad humana para la conservación de la biodiversidad (WRI, IUCN, UNEP, 1992).

Los incentivos deben usarse para crear una base institucional que permita asegurar que los derechos de propiedad de las poblaciones locales sobre sus recursos biológicos sean respetados y tomados en cuenta. Por lo tanto, toda la intención de un sistema de incentivos debe concentrarse en el aseguramiento y el reforzamiento de la capacidad de las poblaciones locales para utilizar de una manera óptima y sostenible sus recursos biológicos y su biodiversidad.

Puesto que los mayores obstáculos a estos incentivos son la falta de estrategias coherentes y de políticas nacionales en torno a la diversidad biológica, una serie de pautas o directrices se han diseñado para los estudios por países (UNEP, 1993). Entre éstas destacan las siguientes:

- *Pauta 1: Hacer una rápida evaluación de los recursos biológicos y de la biodiversidad disponibles.*

Se trata de construir y reforzar la capacidad de los organismos de planificación para evaluar el estatus, las tendencias y los beneficios de los recursos biológi-

cos y el estado de la biodiversidad a fin de asegurar que éstos tengan niveles apropiados de prioridad en el marco de las políticas públicas.

- *Pauta 2: Estimar la contribución de los recursos biológicos y de la biodiversidad a la economía nacional.*

Se busca asegurar que los sistemas de cuentas nacionales hagan explícitos los costos y los beneficios de la utilización de los recursos biológicos y de la biodiversidad independientemente de si éstos pueden o no traducirse en términos monetarios, desarrollando metodologías para evaluar los impactos cruzados de la utilización de los recursos biológicos y de la biodiversidad, para asignarles valores no monetarios, para estimar la productividad de los ecosistemas y para determinar los niveles de sustentabilidad de la producción de beneficios económicos de los recursos biológicos.

- *Pauta 3: Establecer políticas nacionales para el manejo de los recursos biológicos y de la biodiversidad.*

Es necesario cuantificar los beneficios económicos de los planes y programas integrados de desarrollo rural, conocer los conflictos y el potencial de integración de diferentes actividades (agricultura, pesca, silvicultura, turismo, etc.) y, sobre todo, asegurar que las necesidades de la población rural sean incluidas en el diseño y el monitoreo de proyectos, planes y programas.

- *Pauta 4: Eliminar o reducir los incentivos perversos.*

A partir del análisis de los impactos de las políticas económicas y de desarrollo sobre los recursos biológicos, resulta de alta prioridad eliminar o atenuar las distorsiones que afecten negativamente a estos recursos.

- *Pauta 5: Establecer estructuras de responsabilidad respecto de la conservación y el uso sustentable de los recursos biológicos y de la biodiversidad.*

Se busca definir estructuras a través de comisiones nacionales para el conocimiento y uso de la biodiversidad.

En el horizonte de esta estrategia de conservación se encuentran algunas dificultades difíciles de superar:

1. La biodiversidad de la Tierra se concentra en el sur, en tanto que los recursos financieros destinados a su conservación provienen del norte.
2. Una cantidad importante de los beneficios de la biodiversidad son de carácter global, pero los costos sociales de su conservación se trasladan muy a menudo a las comunidades locales de los países donde esta riqueza existe.

El uso sustentable de la biodiversidad

Sin duda, una de las mayores contribuciones de la economía ambiental al debate sobre el desarrollo sustentable es el de la valoración del papel de los bienes y servicios ambientales en el sostenimiento de la economía, y entre éstos, la función prominente de la biodiversidad.

Para la economía ambiental, existe un buen número de evidencias que apoyan el hecho de que la biodiversidad se encuentra íntimamente vinculada con la integridad biofísica de los ecosistemas. La biodiversidad confiere estabilidad a los ecosistemas amortiguando los efectos de las perturbaciones naturales o antropogénicas. Esta propiedad incrementa la productividad de los ecosistemas. Por lo tanto, desde la perspectiva de la economía ambiental, la biodiversidad puede ser un factor que permita controlar la integridad de los ecosistemas y su conservación puede proveer de un instrumento viable de políticas que dirijan la actividad económica hacia la sustentabilidad biofísica de los ecosistemas. En este contexto, los instrumentos económicos pueden penalizar las actividades que directa o indirectamente causen la pérdida de la biodiversidad o pueden estimular a aquéllas que la conserven.

Los economistas ambientales han tratado de definir los límites de sustentabilidad de la biodiversidad, considerándola como una fuente de bienes y servicios ambientales y de recursos para la economía.

En este contexto, los economistas consideran la *sustentabilidad* de la biodiversidad en términos de su habilidad para mantener su capacidad productiva cuando está sujeta a tensiones. La conservación de este capital natural significa esencialmente el mantenimiento de varias funciones de la naturaleza o del medio ambiente ligados a la provisión de energía y materiales, la asimilación de desechos y el mantenimiento de los ciclos geoquímicos globales. La sustentabilidad de la biodiversidad implica la maximización de los beneficios netos obtenidos de su aprovechamiento, sujeta al mantenimiento de los servicios y la calidad del acervo de sus recursos naturales a través del tiempo.

Aquí el gran reto de la economía ambiental es cómo convertir los servicios ambientales de la biodiversidad en valores monetarios y cómo hacer que estos valores monetarios se vuelvan fundamentos del desarrollo sustentable.

Bibliografía

Barde, J. P. y D. W. Pearce (eds.), 1991. *Valuing the environment*. Earthscan Publications Ltd., London.

Flint, M., 1992. "Biological diversity and developing countries" en A. Markandya y J. Richardson (eds.). *The Earthscan Reader in Environmental Economics*. Earthscan Publications Ltd., London.

Fisher, A. C., 1981. *Resources and Environmental Economics*. Cambridge University Press, Cambridge, Gran Bretaña.

Markandya, A. y J. Richardson, 1992. *Environmental Economics*. Earthscan Publications Ltd., London.

McNelly, J. A., 1988. *Economics and Biological Diversity: Developing and Using Economic Incentives to Conserve Biological Resources*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), Washington, D.C.

Economic Values and the Natural World. Earthscan Publications Limited, London.

Pearce, D. y D. Moran, 1994. *The Economic Value of Biodiversity*. IUCN. An Earthscan Pub., London.

Pearce, D. W. y R. K. Turner, 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment*. The John Hopkins University Press.

Turner, R. K., D. Pearce y Y. Batemen, 1994. *Environmental Economics. An Elementary Introduction*. Harvester, Wheatsheaf.

UNEP, 1993. *Convention on Biological Diversity*. Environmental Law and Institutions Programme Activity Centre.

WRP-IUCN-UNEP, 1992. *Global Biodiversity Strategy*. Guidelines for Action to Save, Study, and Use Earth's Biotic Wealth Sustainability and Equitability.

Equitable sharing of biodiversity benefits: agreements on genetic resources¹

*Joshua P. Rosenthal**

Biodiversity prospecting begins with the search for potential pharmaceutical, agricultural and industrial uses of the genetic resources in the diversity of non-human life on the planet. What differentiates this search today from the way it has been done in past decades is the recognition that the process and its potential rewards should provide benefits to the source country and local communities that are the stewards of those resources.

Sharing the benefits of natural products-based biotechnological innovation with source countries is both fair and a basic principle of the U.N. Convention on Biological Diversity (Preamble, Articles 8j, 11, 15). Numerous authors in the last two years (Downes *et al.* 1993, Laird 1993, Grifo in press, Cragg *et al.* 1994, Baker *et al.* 1995, Grifo and Downes 1996) have discussed the important ethical and legal considerations of sharing benefits. Bioprospecting is also widely viewed as a potentially powerful tool to promote conservation of biodiversity (Reid *et al.*, 1993, Rubin and Fish, 1994, Ten Kate, 1995, Balick *et al.*, 1996), although it is not yet clear how powerful it will be. In this paper I will describe how sharing benefits from bioprospecting may be accomplished in a way that brings us closer to achieving conservation goals.

Patent law is the legal instrument most commonly used to protect the right to benefit financially from scientific innovations. However, as practiced in most countries, it is an inadequate tool to provide for sharing of the benefits from bioprospecting (Sedjo, 1992, Axt *et al.*, 1993, Downes *et al.*, 1993, Greaves, 1994). Patent law originated as a

* Fogarty International Center. National Institutes of Health.

¹ This article was written by Joshua Rosenthal in his private capacity. No official support or endorsement by the National Institutes of Health is intended or should be inferred.

means of stimulating innovation. Patentable inventions and discoveries must be novel, non-obvious and useful. As a result of these requirements and others patent law is generally unable to recognize stewardship of biodiversity or maintenance of traditional knowledge of the uses of biodiversity.

Contractual agreements among bioprospecting partnerships are widely considered better means of securing benefits for the source country. In contrast to patent law, agreements can be designed to fit any conceivable relationship between collaborators. They can be used to define the types and amounts of benefits and can target recipient populations and conservation objectives.

This paper will focus on a few practical issues and policy considerations that are central to making contractual bioprospecting agreements that will generate incentives for conservation.

I will focus on three areas:

- I. Types of benefits that may be derived from bioprospecting agreements;
- II. Who should receive benefits;
- III. Negotiation and agreement structure.

This paper deals almost exclusively with prospecting for potential pharmaceutical products. While some of the issues raised here may also apply to agricultural germplasm, the scientific, historical and political environments are quite different. Most of the examples I use are derived from my experience with the International Cooperative Biodiversity Groups (ICBG) Program.

International Cooperative Biodiversity Groups Program

The International Cooperative Biodiversity Groups (ICBG) Program is a two and a half year old experimental effort funded and guided cooperatively by three agencies of the United States Government—the National Institutes of Health, the National Science Foundation, and the U.S. Agency for International Development—. It was designed to stimulate the field of bioprospecting, to provide models for the development of sustainable use of biodiversity, and to gather evidence on the feasibility of bioprospecting as a means to:

- 1) improve human health through discovery of natural products with medicinal properties;
- 2) conserve biodiversity through valuation of natural resources, training and infrastructure building to aid in management;
- 3) promote sustainable economic activity of communities, primarily in less developed countries in which much of the world's biodiversity is found.

Each of the International Cooperative Biodiversity Groups is run by an academic principal investigator, who directs his or her own research program in natural products chemistry, drug development or ethnobotany, and coordinates the activities of several associate programs. The associate programs generally include other academic research institutions, local and international NGOs that are working in the host countries,

and in most cases, a commercial pharmaceutical partner. While each of the groups is unique, generally each associate program is charged with one or more of the basic missions of the ICBG —biodiversity inventory, collection and conservation, screening and chemistry, drug development, or economic development—. The awards are in the form of cooperative agreements, rather than grants. This means that the U.S. Government has continued involvement in the projects through scientific advisory committees that comprise representatives from each agency, as well as general facilitation and policy advice from the Fogarty International Center of the NIH, which handles program management for the ICBG awards.

The basic philosophy of this integrated conservation and development program (ICDP) is that appropriately designed natural products research and development can bring both short and long-term benefits to the countries and communities that are the stewards of the genetic resources (Schweltzer *et al.* 1991, Grifo, in press). Sharing benefits from both the research process and from any drug discoveries that are made down the road creates incentives for conservation and provides alternatives to destructive use.

In the context of the ICBG program, appropriate design includes: 1) active participation of host country individuals and organizations from the planning stage onward, 2) multi-disciplinary research on diseases of both local and international significance, 3) local training and infrastructure development in both drug discovery and biodiversity management, 4) biodiversity inventory and monitoring, and 5) equitable intellectual property and benefit-sharing arrangements.

Applicants for the ICBG awards were given a description of program goals and intellectual property principles to use in the design of their research proposals and contractual agreements. Formal written agreements that govern treatment of intellectual property and benefit-sharing were required of all applicants prior to making an award. Because the funding agencies are not parties to the research and benefit-sharing agreements, they are prohibited by U.S. Federal law from stipulating specific contractual terms, but rather encourage the parties to develop innovative agreements that fit the nature of the organizations, countries, communities and resources involved, within the general framework of the program's principles.

I will not describe the principles in detail here. The Request for Applications (NIH, NSF, USAID TW-92-0 I) and some background papers (Schweitzer *et al.*, 1991, Grifo and Downes, 1996, Grifo, in press) are available. In general, the principles require that full disclosure and informed consent are carried out, that both near and long-term benefits are shared with appropriate source country communities and organizations, that local laws and customs are followed, and that credit be given to local indigenous or other intellectual contributors where possible.

ICBG awards

In 1993 and 1994, following a multi-disciplinary peer review of 34 competitive proposals, five awards were made. Each is planned for a five year duration.

Dr. David Kingston of Virginia Polytechnic Institute and State University (VPISU), is studying rainforest plants in Suriname, in collaboration with the Forest People of Suriname, Conservation International-Suriname, the National Herbarium of Suriname, the Missouri Botanical Garden, Bedrijf Geneesmiddelen Voorziening Suriname, and Bristol-Myers Squibb Pharmaceutical Research Institute.

Dr. Jerrold Meinwald of Cornell University is the group leader for the study of insects and related organisms from the dry tropical forests of the Guanacaste Conservation Area in Costa Rica, in conjunction with the National Biodiversity Institute (INBio) of Costa Rica, the University of Costa Rica, and Bristol-Myers Squibb Pharmaceutical Research Institute.

Dr. Barbara Timmermann and colleagues of the University of Arizona are studying arid land plants in Argentina, Chile, and Mexico, in collaboration with the Instituto de Recursos Biológicos de Argentina, the Universidad Nacional de la Patagonia, Pontificia Universidad Católica de Chile, the Universidad Nacional Autónoma de México, Purdue University, G. W. L. Hansen's Disease Center, and the Medical and Agricultural Divisions of Wyeth-Ayerst/American Cyanamid Co.

Dr. Walter Lewis of Washington University is group leader for ICBG research on plants that have been used medicinally for generations in Andean tropical rainforests of Peru. He is collaborating with several organizations of Aguaruna Peoples, the Universidad San Marcos and the Universidad Peruana Cayetano-Heredia in Perú, and Monsanto-Searle Co.

Dr. Brian G. Schuster leads a group from Walter Reed Army Institute of Research that is focusing on cures for parasitic diseases from rainforest plants of Cameroon and Nigeria. Their collaborators are the Smithsonian Institution, the Bioresources Development and Conservation Programme, the University of Yaounde in Cameroon, the Biodiversity Support Program, and Shaman Pharmaceuticals.

The program is two and a half years old, and while it is still early to understand fully the potential of this approach, some lessons may be learned from the process of establishing agreements.

I. Types of benefits

Benefits from bioprospecting agreements may include monetary compensation in the form of royalties and advance payments. They may also include source country capacity building efforts such as training, equipment and infrastructure development. Other benefits, less tangible but no less important, may be research on diseases or regions that are important to the host country, and the building of collaborative relationships that will endure beyond the scope or duration of a particular project.

Royalties

Royalty earnings, usually a percentage of income from a commercialized product, are the first issue that most people concentrate on in the discussion of benefits. Royalty

terms in contracts are generally negotiated as a range, depending upon the relative contribution of the partners to the invention and other aspects of the drug discovery process. For example, a commercialized product that is a direct isolate or very similar to the original extract provided by source country partners may pay a higher royalty than one that is synthesized by the pharmaceutical company but based upon a lead encountered in the original extract. There may also be intermediates between these extremes.

Some pharmaceutical companies may prefer a royalty schedule that specifically rewards their own research investment in the development of proprietary mechanism-based assays. For instance, a product resulting from a positive identification in a “mechanistic” assay developed by the company would pay a smaller royalty to the source country than one found in a classical “functional” assay. An example of a mechanistic screen might be one that measures the activity of a specific enzyme thought to be important in the development of breast cancer, while a functional assay would be one that measures a simple growth response in a breast cancer cell line, without trying to identify the mechanism of action. The logic that is offered for this approach to royalty structuring is similar to that describes above for direct isolates versus synthesized derivatives of the natural product. If activity is discovered in a mechanistic assay that was developed using a great deal of intellectual property from the industrial partner then the relative contribution of the provider of the crude extract to the invention may be less than otherwise.

From the standpoint of the source country provider, the functional/mechanistic approach has both advantages and disadvantages. It could conceivably make post-discovery negotiations easier by simply identifying the lead assay involved. Furthermore, pharmaceutical companies will generally attempt to modify and synthesize an active compound both to optimize its activity and to maximize their ability to defend the patent against infringement by competitors. Therefore, a royalty structure that depends upon direct isolates to provide the best terms for the source country may not often be superior. However, there are several potential pitfalls to the functional/mechanistic structure. First, many active extracts affect more than one assay in a battery, potentially hitting both functional and mechanistic screens simultaneously. Second, mechanistic assays represent the vast majority of assays used by most pharmaceutical companies today. It is important to know what percentages of the assays they use will belong to one category or another, and how duplicate hits would be treated.

The timing of royalty negotiations may also be important. The best time for source country partners to work out royalty arrangements may be after preliminary data on an extract shows therapeutic efficacy and the compound has been chemically analyzed. As in the above examples, when more information regarding a compound is added by source country partners, they are likely to command better royalty rates. Therefore, building flexibility into agreements to allow for later negotiations may be advantageous, and source countries should consider the consequences carefully before granting industrial partners exclusive licensing rights in advance of research.

Ethno-medical knowledge from source country participants can also be explicitly rewarded in the royalty structure of agreements as intellectual contributions to an inven-

tion. Such a reward may provide incentives for *in-situ* conservation of the knowledge and the plant or animal species to which it relates. From the research standpoint this makes most sense when sample collection is guided by traditional uses, or when the information is provided with the sample and helps guide the assays used. The latter is most likely to be of interest to industrial partners for a small number of assays that are expensive to run or not part of their main focus. Most screening is now so mechanized and efficient for large companies that the majority of samples they receive are generally run through the entire battery of assays that may be active at the moment, regardless of background information on the sample.

In some cases, disclosure of traditional knowledge during the screening process may not be acceptable to the providers of that information because it is considered sacred or because it may weaken the control they have over their intellectual property. Some companies may be willing to provide an additional return to discoveries that relate to ethno-medical knowledge even when the information is not used initially.

When it is either undesirable or not possible for traditional knowledge to be compensated through the royalty schedule of a licensing agreement, it can and should be rewarded in the benefit-sharing arrangements that flow from those royalties. This occurs in several of the ICBGS.

Royalty earnings from commercialized products of biotechnology are an important benefit, and they have received much attention, however, they are only one of the benefits available (Reid *et al.*, 1993, Ten Kate, 1995, Iwu, 1996, Juma, 1993). Furthermore, while royalty earnings from a very successful product can be significant, recent work by Simpson *et al.* (1996), Artuso (in press) and others suggest that they may be, on average, much smaller than the expectations of many people. This is in part because the probabilities of a commercially significant discovery are exceeding low for any given project and the time required for development of that discovery is on the order of 10 years (Baker *et al.*, 1995). In addition, there are many competing providers of genetic resources, resulting in downward pressure on the price (Simpson *et al.* 1996). Whether royalties will often be sufficient by themselves to offset income offerings from more destructive uses of natural resources, such as timber, should be assessed realistically during policy formulation.

Advance monetary payments

In agreements that involve commercial partners, advance monetary payments are frequently important to source countries for several reasons. While advance payments may involve a tradeoff in lower royalty rates, they lower risk and allow early establishment of trust funds that provide small grants and other financial benefits to communities that have urgent needs. Another advantage of “upfront” monies is that they provide evidence to both local communities and governments of the sincerity and commitment of the partnerships. Such evidence can help convince local resource users and policy makers that alternatives to destructive harvesting practices may indeed be rewarded.

Advance payments in different forms have been made in three of the five ICBGs and are financing biodiversity management, health and local development projects in the source countries. The African ICBG (with no major pharmaceutical partner) has set aside a portion of its government research and development funding to act as advance payments to communities. We have found that commercial partners have very different reactions to requests for advance payments. Some may be reluctant to provide significant monetary payments until the partnership is showing productivity, but are willing to donate used equipment to host countries, especially machines that aid extraction, characterization and data management associated with the project. Others may find a lump-sum payment to be good public relations as well as a bargaining tool, while some have preferred to make per-sample payments.

Capacity-building

Because of the potential limits to monetary income from bioprospecting agreements it is important to focus as much effort as possible on “capacity-building” benefits. In general, these may include training, equipment and development of source country infrastructure and institutional alliances for biodiversity management and biomedical research and service delivery. Each of the ICBGs has a variety of source country capacity-building projects including training and equipment to enhance parataxonomy, geographic information systems and other database technologies, natural products and bio-chemistry research, and sample preparation and storage. Infrastructure development efforts to date have included provision of vehicles, renovation and improvement of laboratories, community health clinics and herbaria.

An important and sometimes overlooked type of capacity building is the development of collaborative relationships between institutions involved. Both international and within country collaborations provide the means to maximize productivity of the current project and to develop opportunities that may arise in the future (Iwu, 1996). For example, the African ICBG, led by Dr. Brian Schuster of Walter Reed Army Institute of Research (WRAIR), is helping to strengthen an African non-governmental alliance, Bioresources Development and Conservation Programme (BDPC), that includes University biomedical and biodiversity researchers, government officials, traditional healers, community leaders and herbal medicine producers. In the first year of ICBG associated work this alliance has helped renovate a community health clinic, held an international congress on utilization of medicinal plants, begun training parataxonomists from at least five African countries and purchased equipment and supplies for several university laboratories.

Research on priority diseases or regions

Bioprospecting partnerships may be used to focus outside research expertise and resources on understudied diseases or biodiversity concerns of the source country. Some

of the diseases that most affect developing countries do not offer sufficiently profitable markets to attract research by large U.S. and multinational drug companies. Locally (and globally) important health concerns such as malaria and leishmaniasis are consequently understudied and effective therapeutic treatments are few. Bioprospecting agreements can be utilized to ensure research efforts in diseases of local importance by state of the art commercial laboratories and researchers, and/or to achieve transfer of equipment and training to carry out more work in the source country.

The research of each of the ICBGs contains work on such diseases, and for several they are the thrust of the groups' work. Such efforts may promote conservation goals in at least two ways. Whether or not a financial incentive develops from the research, finding local treatments to locally important diseases may have a significant impact on the valuation of those areas and species by all concerned. Second, traditional disease eradication programs that focus on vector control for diseases such as malaria have often directly resulted in habitat destruction (e.g., draining wetlands and broad insecticide applications) and have created an unfriendly view of tropical forests and wetlands among public health officials in many countries. Alternative treatments may reduce the need for mosquito eradication programs and the impression that wildlands are a threat to human health.

Similarly, geographically or biologically defined regions of a country that are a priority due to high diversity or imminent threat can be investigated in conjunction with bioprospecting arrangements. Such arrangements offer the opportunity to bring experts on particular biological groups or techniques in to identify local flora and help design management strategies.

II. Who should receive benefits?

One of the most important and complex issues in bioprospecting lies in identifying the appropriate beneficiaries. Agreements can be designed to produce near and long term benefits to individuals, communities, non-governmental organizations including universities and conservation/development groups, and/or government institutions. There are many considerations in addition to conservation objectives, including existing laws, equity, land tenure, political struggles, cultural stewardship and geographical distribution of the organisms being studied.

Legal guidelines on beneficiaries are still minimal in most countries. The U.N. Convention on Biodiversity recognizes the sovereignty of nations over their genetic resources (Article 15). In addition, it requires parties to protect the interests of local and indigenous communities in their traditional knowledge and innovation (Article 80), to ensure that use of their knowledge meets their approval, and to encourage fair sharing of benefits with communities providing knowledge.

Conservation objectives offer a simple place to start identifying appropriate beneficiaries: Who are the stewards of the biological resources?

Individuals and communities

In many tropical countries rural and indigenous communities have the greatest impact on the forests. Local people are in many senses stewards of those resources, even when land tenure is undefined. It is unlikely that resource use patterns can be affected unless individuals and communities see financial or other benefits emerging from alternatives to clearing a given patch of forest for timber or crop production.

The ICBG program requires that both near and long term benefits flow back to the collaborating communities whether or not ethno-medicinal knowledge is utilized in the research process. Local individuals who collaborate with the project, frequently traditional healers or parataxonomists, generally receive payment for their services and training in collection and identification techniques. Each of the ICBGs is establishing or is associated with a trust fund for conservation and development benefits. In all cases where collections involve areas that are inhabited the funds are or will be focused on community projects focused on improving health services and sustainable use of local resources.

The Suriname ICBG established a benefit-sharing plan for monetary benefits from advance-payments and royalties that provides returns to "The Forest Peoples Fund" and five local governmental and non-governmental organizations. Reflecting the importance of community stewardship of those resources, the Forest Peoples Fund is the largest single recipient of any financial return, and its share is even greater in cases for which there is a documented relevant traditional use for the species that produces a commercial discovery.

However, a seemingly simple idea like returning benefits to communities can be extraordinarily complicated in practice. Are the communities defined geographically, ethnically, politically? Should the principal beneficiaries be those individuals or groups who actively participate, those who may be related, or everyone in a country?

The Perú ICBG is collaborating with the Aguaruna People of lowland Andean rainforest of northern Perú. The Aguaruna primarily reside in over 140 communities along a series of river basins. These communities share a common language and cultural heritage, including medicinal plant knowledge, and have somewhat fluid alliances with various Aguaruna political organizations.

In detailing their collection and benefit-sharing agreements the ICBG has struggled to balance competing claims of representation, the need to compensate those most actively involved and the ideal of providing benefits to all of the relevant communities and individuals. The plan that is currently being drafted is designed to dedicate near and medium-term benefits from research activities and advance payments to the organizations and communities actively involved. Long-term contingent benefits would be available to all Aguaruna communities.

A different approach to benefit-sharing can be found in the arrangements of Shaman Pharmaceuticals. In coordination with their non-profit trust, the Healing Forest Conservancy, Shaman facilitates small-scale development projects and funds small grants in

the communities in which they collect plants and information. For royalties that emerge from any product the company commercializes, Shaman has promised to share the proceeds with every community in which they have ever worked (King, 1994). This 'global royalties' approach is motivated in part by a commitment to fairness and the need to minimize the delay and uncertainty before royalties would emerge from given project. It is less clear how such a global fund could provide sufficient returns to affect local decisions regarding resource use, and the more focused small-scale development projects may be of more utility to this end.

Benefits that accrue to individuals or local communities will most effectively translate into conservation incentives when those people believe that they have some long-term control over the resources. A community organization or a local government may be able to factor in the long term advantages of preserving their options, but individuals have difficulty seeing the value of reining in their personal consumption patterns on land they do not own or control themselves. This problem is particularly acute at the level of the individual and the marginal hectare under consideration (Simpson *et al.*, 1996). Unfortunately, "open access" resource regimes characterize much of the regions with the world's greatest biodiversity. Bioprospecting agreements generally involve a commitment to resupply the same species sample if it proves to be of interest (an implicit promise to conserve the species). However, it will likely require efforts from governments and organized communities to help turn long-term, relatively diffuse incentives into decision making tools by guaranteeing some measure of long-term control over the resources and clear benefits to sustainable management practices.

Government institutions

Government organizations that manage natural resources typically have responsibility for monitoring biodiversity, and designing conservation and development strategies. These organizations are almost without exception underfunded. Whether or not it is required by national law, providing direct benefits to government institutions may be a valuable conservation strategy. Financial returns can be used to build evaluation and monitoring capacity, and even the potential of royalty-related benefits may produce positive incentives for conservation policies and legislation. Even where governments will not be direct beneficiaries of agreements it may be advisable to address their priorities in diseases targeted for bioprospecting research, technologies for transfer, or communities that will receive training.

The benefit-sharing plan of the Suriname ICBG includes contingent benefits to several Surinamese government agencies and the National Herbarium. The government of Suriname is currently weighing the relative merits of several large logging concessions to foreign timber companies to gain some relief to a fiscal crisis (Sizer and Rice, 1995). The resources of the Forest Service are inadequate to ensure proper monitoring of the concessions if they are granted. The legislature recently postponed a decision on the proposed concessions to better examine the probable gains of the timber con-

cessions and alternatives. Among the many variables the legislature is considering are the potential benefits that alternative land use schemes such as that represented by the Suriname ICBG. While government officials have been apprised of the low probabilities of major financial incentives emerging from the ICBG, the possibility that their Forest Service and the Parks Management Service could receive some funding from options other than foreign timber concessions may be influential in their land use decisions.

Non-governmental organizations

In some countries there are strong reasons to recognize non-governmental organizations as stakeholders, including universities, conservation and development service organizations and private companies. In building the capacity of source countries to carry out both drug discovery and biodiversity management university herbaria and biotechnology companies are key players. Similarly, conservation organizations often provide important links to local communities, including training and other services. The African ICBG has found that making local healers associations beneficiaries is important for several reasons. Healers represent the most comprehensive repository of information on traditional plant uses, and rewarding that knowledge increases the chances of preserving it (Iwu, 1996). Healers are also frequently influential members of a community and may be able to help effect changes in local exploitation patterns.

III. Negotiations and types of agreements

Contractual agreements on genetic resources can take many forms. The basic issues that are generally covered include research topics, organisms to be studied, ownership and conditions of material transfer, research investment, patent rights and responsibilities, duration of agreement, and the type, amount and recipients of benefits (Downes *et al.*, 1993, Laird, 1993, Grifo and Downes, 1996).

One early lesson from the ICBG partnerships is that neither funders, researchers, community organizations, conservation NGOs, governments or private companies can anticipate all the needs and strengths of a given agreement. Agreements take time and diverse expertise to develop, and flexibility and strong communication, skills to maintain. Each of the ICBGs established agreements prior to beginning research and each has modified those agreements with experience as well as technical and political developments. I will describe here just a couple of key aspects of this dynamic process.

Informed consent and consensus building

The principle of full disclosure and informed consent is widely cited as a requirement for collection of genetic resources and the agreements that govern them. However, the concept of informed consent was originally conceived with regard to protection of the personal safety of human subjects participating in medical research (Belmont Report,

1979). Application to intellectual property and genetic resources is a relatively recent development and a consensus on its meaning is yet to emerge.

How much should be disclosed and to whom? Informed consent has been interpreted, minimally, to mean verbal disclosure to the cooperating individual of the potential uses of his or her knowledge. At the other extreme it has been suggested that legal support should be provided to source country contacts, as well as copies of all related contracts, project descriptions, lists of collections and research results in progress for approval by the individuals, participating organizations and national government representatives. Potential conflicts exist with information that indigenous partners, researchers and industrial partners consider proprietary. This information may comprise specific bio-assay techniques, financial terms in contracts, as well as plant species names, exact locations, and traditional uses of a given sample.

It has been our experience that extensive communication in the host country language to satisfy informed consent requirements during the agreement negotiations and collections process is an important tool for local capacity-building, for adequate project design, and for developing broad Public support. By bringing all stakeholders into the discussion they are more likely to feel a part of the project and are more likely to support its conservation goals. An ideal partnership would involve community representatives from the design stages of a project through contract negotiations and the research process.

In practice this has in some cases proved difficult to carry out in the ICBG program. Geographical and cultural distances between partners make it an extremely time consuming and expensive process. The Peruvian ICBG began the disclosure process primarily with cooperating individuals, a couple of organization leaders and permit granting authorities in the government. Eventually they found it necessary and important to build a much more redundant and protracted disclosure and consensus building process, including many community individuals, village leaders, organization leaders, NGOs and various government ministries.

In both the Peruvian and African ICBGs workshops featuring presentations by the various intentional partners and source country representatives with ample opportunity for open discussion among community, government and non-governmental representatives have proved to be very effective means of educating all potential collaborators. The Latin American ICBG is holding a similar workshop in Buenos Aires. These are probably most important in the early development of a partnership and make an excellent prelude to contract negotiations.

Independent legal and commercial advice during negotiation

Modern bioprospecting agreements to date have largely been initiated by conservation and development practitioners, scientists and government natural resource representatives. Generally speaking, neither these people or the local community representatives involved have sufficient commercial and legal experience to negotiate agreements

without competent legal counsel. Industrial partners will frequently have an advantage in this regard.

As such, it is crucial that each party to an agreement have independent legal advice during the negotiation process. For the ICBGs this has generally meant that the program leaders lay out the basic principles of their agreements, and, with the aid of an attorney, develop rough out a first draft. Subsequently, each party sends the draft to their legal advisors for careful analysis to ensure that their needs are being met and potential confusion and shortcomings are avoided.

Structure of agreements

Contracts can be structured in various ways. The ICBG projects begin with a type of contract, a cooperative agreement, between the U.S. Government and a principal investigator at a U.S. University. The government agrees to fund the work of the group to carry out the project as it was describes in the application, contingent upon the fulfillment of the set of principles describes above, and given satisfactory progress and the availability of funds.

Next, each group forms one or more contracts among its members. The contracts that structure the groups are diverse, but primarily take the form of research and benefit-sharing agreements. The conceptual center of most of the agreements is the research process. Linked to it are the commercial terms and the benefit-sharing arrangements.

The structure of the associated contracts between groups ranges from one contract that includes U.S. University, host-country universities and conservation/development organizations and industrial partners, to a wheel of contracts between the various partners. The “one contract” model (in addition to the U.S. Government-University cooperative agreement) is exemplified by the Costa Rican ICBG led by Dr. Jerrold Meinwald. That agreement includes Cornell University, the Cornell Research Foundation, INBio, and the Bristol-Myers Squibb Pharmaceutical Research Institute. (In fact, other agreements between INBio and the Government of Costa Rica, and INBio and the University of Costa Rica, are relevant but also relate to other projects besides the ICBG.) The ability to build one agreement among the basic partners was possible in part because of the technical sophistication, multi-disciplinary role and broad mandate to INBio from the Costa Rican Government.

At the other extreme of structural complexity, the Latin American ICBG led by Dr. Barbara Timmermann comprises a wheel of contracts. Because of the complexity of working in four different countries (Chile, Argentina, México and U.S. research laboratories) with eight different institutions, the group chose to make separate bilateral agreements between each of the other organizations and the institution of the principal investigator, The University of Arizona. Separate arrangements within each country are being made to distribute benefits from any discoveries. The result resembles a wheel with the U. of A. at the hub.

Each source country of the Latin American ICBG —Chile, Argentina and México— is developing its own terms of benefits sharing, beginning with workshops and broad discussions among local stakeholders, researchers, government representatives, and NGOs.

The Suriname ICBG led by Dr. David Kingston and the African ICBG led by Dr. Brian have converged on versions of a dual contract model. While they differ in several respects (the Africa ICBG has no major commercial partner), the approach they have taken basically separates the collections/benefit sharing agreement and the commercial research and development agreement. One or more host-country institutions is involved in both agreements.

This approach partially separates the culturally and politically sensitive arrangements with local traditional or indigenous providers of tangible and intangible resources from the commercial research agreements that may include industrial partners. The structure reflects, in part, the reluctance that some industrial partners have shown to negotiating directly with local community groups that are often remote, and may have both unstable organizational structures and little understanding of the commercial and legal environment of industrial research.

An advantage of the wheel-like structure of the Latin America ICBG and to a lesser extent the overlapping structure of the Suriname and Africa projects is that bilateral agreements are much easier to negotiate than multi-lateral ones are. In addition, stability fourth group is greater even if one of the partners or the terms of a specific agreement change. A disadvantage is that the arrangement places an enormous burden of negotiation and management on the “hub” institution.

From the standpoint of the local communities there may be advantages to direct participation in the licensing agreements with commercial collaborators. The greatest value of such an arrangement may lie in the education that local community partners gain during negotiation. Ideally the process enables community organizations to make subsequent arrangements on their own. Another potential advantage lies in the empowerment that disenfranchised indigenous and other community groups could gain in direct dealings with intentional collaborators and a potential increase in local valuation of natural and intellectual resources. In addition, there is a widely held notion that a single contract may increase the bargaining power of local groups over specific commercial terms in licensing and research agreements. This may be true under certain conditions. However, it is important that local collaborators understand that they can always require the opportunity to examine related contracts and negotiate for any terms they deem important as a condition of their participation.

The Perú ICBG is currently renegotiating its contracts in a unique manner that reflects the history of the group, the desires among various partners for bilateral arrangements and the different issues raised by material samples and ethnomedical knowledge. The arrangements are not final but the current drafts set up a modified triangle of relationships.

The Biological Collecting Agreement between the Aguaruna Peoples (as represented by three organizations —OCCAAM, FECONARIN and FAD— under an umbrella or-

ganization CONAP) and Washington University outlines the basic terms of collaboration and sample collection, as well as benefit sharing among those two parties. The financial benefits involved, including royalties, would derive from the License Option Agreement between Washington University and Searle Co. In addition, a know-how license is being negotiated between the Aguaruna and Searle Co. that outlines Searle's use of the traditional knowledge and specific benefits associated with that use.

Know-how licenses

A know-how license is a type of industrial agreement that provides the licensee with exclusive or non-exclusive rights to use informal knowledge that is not generally patentable, but is important in the execution or utilization of an associated technology. The use of a know-how license for ethnomedicinal knowledge in the context of bioprospecting is an innovation that was suggested by the legal counsel for the Aguaruna, Brendan Tobin of the Sociedad Peruana de Derecho Ambiental (SPDA), and one that offered an interesting experiment for the representatives of Monsanto-Searle in the Perú ICBG. While the application to indigenous knowledge is not without legal complications, it offers a potentially powerful tool to provide indigenous and other local peoples recognition and protection in a type of contract that is familiar to the commercial sector.

Material transfer agreements

Material Transfer Agreements are already a standard tool in commercial and academic research partnerships. A material transfer agreement (MTA) is frequently narrower in scope than the cooperative research and development agreements of the ICBGs, but defines the basic rights and responsibilities related to the specific materials transferred. An alternative approach to bioprospecting partnerships places the transfer of materials, rather than the research process, at the center of the agreements. Associated contracts are bound by the basic stipulations of the material transfer agreement. Because this approach begins with the source country property rather than the research process, it may be argued that it lends itself to greater control of the genetic materials by the source country (Putterman, 1996).

Phyllis Coley and Tom Kursar, researchers directing a small project also funded by the Fogarty International Center under the Bioprospecting Opportunity Awards (BOA) program, are exploring this material transfer agreement approach in Panama. In collaboration with the Panamanian Natural Resources agency, a Panamanian conservation organization, and local researchers, they are developing the MTA to define the uses to which a sample may be put and minimum benefit-sharing terms associated with the transfer of samples from collection to chemical researchers. Subsequently, commercial agreements and other research collaborations on the one end, and the terms of associated benefit-sharing on the other, will involve separate but linked agreements.

The trust fund mechanism

Trust funds for local conservation/development projects appear to be one of the most equitable and flexible ways of managing monetary rewards in both the near and long-term, and are part of most benefit-sharing schemes today. As with contracts, they may be designed to suit local needs and reach the appropriate parties. Trust funds also offer the opportunity to structure local award schemes to maximize conservation incentives. The Trusts associated with the ICBGs are most often disbursed by committees that represent communities and national interests (Rubin and Fish, 1994, Iwu and Laird, 1995). To date, several have been able to make small grants to advance sustainable development projects. In the African ICBG, these have been used for rebuilding a local clinic, purchasing tools for preparation and storage of herbal medicines in a community pharmacy, and cultivation of medicinal hedges. In the Suriname ICBG, grants have been made for tools, training and marketing for traditional non-timber forest craft products, a meeting among indigenous leaders to promote common interests, and financing shaman apprenticeships.

Conclusion

It is still too early to know how much bioprospecting will contribute to biodiversity conservation. Clear opportunities and examples exist for providing benefits to source countries as well as indigenous and local communities in terms of health improvement, resource management capacity, and sustainable use of natural resources. The key to its success will lie in the ability to provide near and long term benefits that effect changes in the behavior of individuals, communities and private companies, as well as natural resource policies of both developed and developing country governments. Toward this end contractual agreements for benefit sharing offer flexible, powerful instruments. They will be most successful when they can simultaneously suit local needs, maximize local strengths, and address international political and economic conditions.

Governmental and other non-profit sources of funding may continue to be important to exploit the full range of conservation and development benefit opportunities that bioprospecting offers. Nonprofit funding increases stability of partnerships and stimulates a broader set of near term benefits than purely commercial relationships would likely return. Corporate research and development budgets for natural products research in the U.S. are not likely to grow significantly in the next few years, and demands on those budgets are multiplying as conservation and development goals are linked to the research process. Private, national and multi-lateral funding agencies are currently encountering great demand for resources to finance bioprospecting projects. Given the complexities and inevitable delays in establishing equitable partnerships in this young field, one productive option for founders may be to begin with small planning grants for source country organizations. Established source country partnerships with well defi-

ned objectives and strengths may be poised to take advantage of international funding opportunities and be more attractive to private companies.

Governments of many source countries are currently defining their laws regarding international trade in genetic resources and standards for equitable benefit-sharing agreements. Some of these laws and policies may develop as multi-lateral agreements to assure consistency and minimize conflict between neighboring states with overlapping genetic resources. Regardless of the form these take, governments that wish to develop international bioprospecting partnerships will probably be most successful when they define clear policies, relatively simple bureaucratic procedures and allow for innovative and flexible collaborations. Legislation on equitable benefit sharing agreements that is consistent with long-range national biodiversity strategies, development needs and other biodiversity incentive measures may yield some of the most powerful conservation tools at our disposal.

References

- Artuso, A. (in press). "Capturing the chemical value of biodiversity: economic perspectives and policy implications". In *Biodiversity and Human Health* (F. Grifo and J. Rosenthal, eds.) Island Press, Washington, D.C.
- Axt, J. R. and Corn, L. M., 1993. *Biotechnology, Indigenous Peoples, and Intellectual Property Rights*. Congressional Research Service Report for Congress, Washington, D. C.
- Baker, J., Borris, R., Carte, B., Cordell, G., Soejarto, D., Cragg, G., Gupta, M., Iwu, M., Madú-lid, D. and V. Tyler, 1995. "Natural product drug discovery and development: new perspectives on international collaboration". *Journal of Natural Products*. 58, 1325-1357.
- Balick, M. J., Elisabetsky, E. and Laird, S. A. (eds.), 1996. *Medicinal Resources of the Tropical Forest: Biodiversity and their Importance to Human Health*. Columbia University Press, New York.
- Cragg, G., Boyd, M., Grever, M. and Schepartz, S., 1994. "Policies for international collaboration and compensation in drug discovery and development at the United States National Cancer Institute: The NCI Letter of Collection." In *Intellectual Property Rights for Indigenous Peoples*. (T. Greaves, ed.) pp 83-98. Society for Applied Anthropology, Oklahoma City.
- Downes, D., Laird, S., Klein, C. and Camer, K., 1993. "Biodiversity prospecting contract". In *Biodiversity Prospecting*. (W. V. Reid, S. A. Laird, C. A. Meyer, R. Gamez, A. Sittenfeld, D. H. Janzen, M. A. Gollin and C. Juma, eds.) pp 255-287. World Resources Institute, Washington, D.C.

- Grifo, F. T., 1996. *Chemical prospecting: an overview of the International Cooperative Biodiversity Groups Program. Biodiversity, Biotechnology, and Sustainable Development in Health and Agriculture: Emerging Connections*. Pan American Health Organization, Publication No. 560. Washington, D.C.
- Grifo, F. and Downes, D., 1995. "Agreements to collect biodiversity for pharmaceutical research: major issues and proposed principles". In *Valuing Local Knowledge: Indigenous People and Intellectual Property Rights*. (S. Brush and D. Stabinsky, eds.) pp. 281-303. Chapter 14. Island Press, Washington, D.C.
- Greaves, T. (ed.), 1994. *Intellectual Property Rights for Indigenous Peoples, a Source Book*. Society for Applied Anthropology, Oklahoma City, OK.
- Iwu, M., 1996. "Implementing the biodiversity treaty: how to make international cooperative agreements work". *Trends in Biotechnology*, 14: 78-83.
- Iwu, M. and Laird, S., 1995. *Health, Conservation, and Economic Development: The International Cooperative Biodiversity Group Drug Development and Biodiversity Conservation in Africa - A Benefit Sharing Plan*. Rainforest Alliance's Natural Resources and Rights Program, New York, NY.
- Juma, C., 1993. "Policy options for scientific and technological capacity building". In *Biodiversity Prospecting*. (W. V. Reid, S. A. Laird, C. A. Meyer, R. Gamez, A. Sittenfeld, D. H. Janzen, M. A. Gollin and C. Juma, eds.) pp. 199-222. World Resources Institute, Washington, D.C.
- King, S., 1994. "Establishing reciprocity: biodiversity, conservation and new models for cooperation between forest-dwelling peoples and the pharmaceutical industry". In *Intellectual Property Rights for Indigenous Peoples*. (T. Greaves, eds.) pp. 69-82. Society for Applied Anthropology, Oklahoma City, Ok.
- Ten Kate, K., 1995. *Biopiracy or Green Petroleum? Expectations & Best Practice in Bioprospecting*. 61 pp. Overseas Development Administration, London.
- Laird, S., 1993. "Contracts for biodiversity prospecting". In *Biodiversity Prospecting*. (W. V. Reid, S.A. Laird, C. A. Meyer, R. Gamez, A. Sittenfeld, D. H. Janzen, M. A. Gollin and C. Juma, eds.) pp. 99-130. World Resources Institute, Washington, D.C.
- National Commission for the Protection of Human Subjects Biomedical and Behavioral Research, 1979. *The Belmont Report: Ethical Principles and Guidelines for the Protection of Human Subjects of Research*. Washington, D. C.

- NIH, NSF, USAID, 1992. *Request for Applications (RFA) International Cooperative Biodiversity Groups*. TW-92-01.
- Putterman, D. M., 1996. "Model material transfer agreements for equitable biodiversity prospecting". *Colorado Journal of International Environmental Law and Policy* 7, 141-177.
- Reid, W. V., Laird, S. A., Gamez, R., Sittenfeld, A., Janzen, D. H., Gollin, M. A. and Juma, C., 1993. "A new lease on life". In *Biodiversity Prospecting*. World Resources Institute. (W. V. Reid, S. A. Laird, C. A. Meyer, R. Gamez, A. Sittenfeld, D. H. Janzen, M. A. Gollin and C. Juma, eds.) pp. 1- 52.
- Rubin, S. and Fish, S., 1994. "Biodiversity prospecting: using innovative contractual provisions to foster ethnobotanical knowledge, technology, and conservation". *Colo. J. Intl. Environmental L. & Policy* 5, 23-58.
- Schweitzer, J., Handley, G., Edwards, J., Harris, F., Grever, M., Schepartz, S., Cragg, G., Sander, K. and Bhat, A., 1991. "Summary of the workshop on drug development, biological diversity and economic growth". *Journal of the National Cancer Institute* 83, 1294-1298.
- Sedjo, R. A., 1992. "Property rights, genetic resources, and biotechnological change". *Journal of Law and Economics* 35, 199-213.
- Simpson, R. D., Sedjo, R. A. and Reid, J. W., 1996. "Valuing biodiversity for use in pharmaceutical research". *Journal of Political Economy* 104, 1548-1570.
- Sizer, N. and Rice, R., 1995. *Backs to the Wall in Suriname: Forest Policy in a Country in Crisis*. World Resources Institute, Washington D.C.

Comercio internacional y medio ambiente

Algunas consideraciones sobre el Tratado de Libre Comercio de América del Norte y el medio ambiente

*Juan Carlos Belausteguigoitia**

Introducción. El comercio internacional y el medio ambiente

En una gran variedad de países dos de los temas cuya discusión desata más controversias son, por un lado, el impacto que el comercio internacional tiene sobre la economía local y, por el otro, cómo lograr un ambiente limpio y un manejo adecuado de los recursos naturales. Dado el buen número de puntos de interacción de variables comerciales y ambientales no es de sorprender que otro tema que provoca controversias sea el de la relación entre el comercio y el medio ambiente. Entre los puntos que se han discutido recientemente están:

- El impacto de la reglamentación ambiental sobre la competitividad y las decisiones de inversión de las empresas.
- El uso de normas ambientales como barreras no arancelarias.
- El impacto de los acuerdos comerciales internacionales sobre las normas ambientales nacionales.
- La reforma a acuerdos internacionales de comercio por consideraciones ambientales.
- El comercio de sustancias peligrosas
- La contaminación transfronteriza

* Subsecretario de Planeación. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP).

Apertura comercial

El comercio internacional ha demostrado desde hace mucho tiempo ser uno de los motores más poderosos de la actividad económica. El crecimiento económico motivado por un sector exportador dinámico ha sido el resultado normal de la apertura comercial. México al final de la década de los cuarentas escogió un camino diferente, el de la sustitución de importaciones. A pesar del espectacular crecimiento que el país alcanzó por más de dos décadas, las deficiencias de esa estrategia empezaron a ser muy evidentes a principios de los setentas. El breve intervalo del auge petrolero hizo olvidar a mucha gente las fallas estructurales de la economía mexicana. Por otro lado, el inadecuado manejo de la política económica de 1979 a 1982 hizo pensar a muchos que a la prudencia macroeconómica y al realismo microeconómico experimentados a partir de 1982, seguirían necesariamente la estabilidad y el crecimiento.

Desgraciadamente las cosas no resultaron así de "fáciles". Dos cambios estructurales fueron necesarios para fincar las bases para que la economía mexicana pudiera objetivamente aspirar a las metas anteriores. El primero, claramente ligado a la prudencia y al realismo económicos pero que evidentemente va más allá de éstos, fue el papel del Estado en la economía. El segundo fue la apertura al comercio internacional. Muchos son los beneficios que el país obtuvo y obtendrá como consecuencia de dicha apertura. Entre otros podemos citar:

- incremento en la eficiencia productiva tanto por aprovechar las ventajas comparativas como por aprovechar economías de escala;
- más rápido acceso a nuevas tecnologías;
- mayor disponibilidad de fuentes de inversión;
- mayor variedad, calidad y disponibilidad de los bienes y servicios que se ofrecen en el país;
- reducción significativa en las actividades no productivas socialmente pero que generan beneficios privados (*rent-seeking*).

El medio ambiente y el manejo de los recursos naturales

La calidad del medio ambiente y el uso sostenible de los recursos naturales han pasado a ocupar un lugar preponderante en la agenda político-económica de una gran diversidad de países, México entre ellos. La calidad del aire, la calidad y disponibilidad del agua y el desecho de residuos son problemas comunes a las ciudades mexicanas de gran tamaño. En lo que a recursos naturales se refiere, los problemas en el manejo del agua y los bosques (entre otros) han sido bien documentados y despiertan un interés creciente en los más diversos círculos. Dada la importancia, por un lado, de la apertura comercial (el Tratado de Libre Comercio de América del Norte, TLCAN, como un instrumento de ésta) y, por el otro, de los problemas ambientales y de manejo de recursos naturales, y en vista de los nexos que existen entre ambos, no es casual que tanto en instituciones académicas como en organizaciones gubernamentales y no gu-

bernamentales, así como en círculos empresariales, se discutan y analicen los aspectos ambientales de la política comercial.

En este artículo, dentro del marco del Tratado de Libre Comercial de América del Norte, pretendo lo siguiente: primero analizar la evidencia que valide o refute las hipótesis más escuchadas relativas al efecto ambiental del TLCAN. Segundo, sugerir un marco en el cual pueda analizarse el impacto ambiental en México del TLCAN.

Hipótesis relativas al impacto ambiental del TLCAN

Tres son las hipótesis más escuchadas en relación al impacto negativo que algunas variables podrían observar como consecuencia del TLCAN.

1. Se dice que debido a la diferencia en costos de control de contaminantes, las empresas “sucias” de Canadá y Estados Unidos se establecerán en México, convirtiéndolo en un “paraíso de la contaminación” (*pollution haven*).
2. Se arguye que las diferencias en costos de control ambiental entre países constituyen una ventaja desleal, por lo que deberían establecerse impuestos compensatorios o igualarse las normas ambientales.
3. En Estados Unidos y Canadá algunos grupos han expresado su preocupación de que las normas ambientales de esos países se modificarán a la baja (mínimo común denominador).

a) Costos ambientales y migración de industrias

De acuerdo con las hipótesis del “paraíso de contaminadores”, las diferencias significativas en los requerimientos ambientales de distintos países provocan que las industrias sucias tiendan a establecerse en aquéllos en los cuales el control ambiental es menos estricto. Esta hipótesis, que intuitivamente tiene sentido, no ha podido ser comprobada en una gran diversidad de estudios.

Los resultados de dichos análisis, por supuesto, no implican que jamás empresa alguna haya decidido o vaya a decidir establecerse en otro país para reducir considerablemente sus gastos de control ambiental. La interpretación correcta es que en la decisión de dónde establecer una empresa, una larga lista de factores ha probado ser de mayor importancia que el diferencial en costos de control ambiental. Un estudio coordinado por la Representación Comercial de Estados Unidos, USTR (United States Trade Representative) concluye que tanto a nivel estatal (dentro de aquel país) como a nivel internacional, los patrones de inversión no han sido significativamente afectados por las diferencias en los costos de control ambiental.

El estudio de USTR sugiere que se deben cumplir las siguientes condiciones para que, basadas en la reducción de costos ambientales, un número significativo de empresas migren a consecuencia del TLCAN:

- Los costos ambientales deben constituir una gran parte de los costos totales de operación de la empresa.

- Las barreras comerciales existentes deben ser considerables (de otra manera ya habrían migrado).
- Los costos asociados a la reubicación de las empresas no deben ser excesivamente altos (pues podrían cancelar los beneficios a obtener por la reducción en costos de control).
- Las diferencias en costos de control ambiental deben ser significativas en el presente y los inversionistas deben percibir que dichas diferencias se mantendrán por un plazo razonablemente largo.

La evidencia permite suponer que esas cuatro condiciones raramente se cumplen en las relaciones comerciales entre México y Estados Unidos (o México y Canadá); ya que:

- Los costos de control ambiental representan una fracción muy pequeña (1.1% en promedio) del valor agregado total de la industria estadounidense: el 86% de la industria tiene costos de abatimiento de la contaminación inferiores a 2%.
- La mayor parte de las industrias con altos costos de control ambiental gozan de escasa protección arancelaria en relación a sus competidores mexicanos. Sólo 11 de 442 sectores industriales en Estados Unidos tienen simultáneamente costos de control ambiental y una protección arancelaria significativos.
- Estos 11 sectores son, a su vez, intensivos en capital.
- Finalmente, los requerimientos de control ambiental en México (en especial los de las grandes empresas intensivas en capital) son cada vez más estrictos, y la tendencia es a que sean aún más.

En un estudio Grossman y Krueger¹ concluyen que el impacto sectorial de las diferencias en costos de control ambiental entre México y Estados Unidos no ha sido significativo. El resultado anterior es válido tanto en el sector de las maquiladoras como en el resto de la economía mexicana.

b) Competitividad y costos ambientales

La idea de que los altos costos de control ambiental de las empresas establecidas en Canadá y Estados Unidos en relación a las ubicadas en México representan una competencia desleal, se oye con mayor frecuencia. Las recomendaciones de política que de ellas se derivan son fundamentalmente tres.

La primera es que los costos de control ambiental en países con reglamentaciones estrictas deben subsidiarse. La segunda es que las importaciones de productos mexicanos deben estar sujetas a un impuesto compensatorio, igual a la diferencia en costos de control ambiental. La tercera es que deben igualarse las normas ambientales.

¹ G. Grossman y A. Krueger. *The Environmental Impact of a North American Free Trade Agreement*. 1991.

En relación con la primera, la literatura que muestra la inconveniencia del uso de subsidios como instrumento de control es abundante y conocida.² El argumento central es que los subsidios pueden promover los sectores que mayor uso hacen de los servicios ambientales (o en otras palabras, que más contaminan). No dedicaré a esta propuesta más espacio ya que es la menos oída de las tres.

En relación a los impuestos compensatorios, merece la pena hacer las siguientes observaciones:

El impuesto compensatorio por consideraciones ambientales puede tener dos objetivos, no necesariamente excluyentes. Primero, cambiar la conducta ambiental de las empresas en los países cuyos bienes son sujetos del impuesto. Segundo, se arguye que el impuesto es eficiente en el sentido de que permite aprovechar las ventajas comparativas de un país sin que éstas sean afectadas por los costos del control ambiental.

En relación con el primer objetivo (cambiar la conducta de los productores en el país exportador), es conveniente hacer las siguientes aclaraciones:

- Hay ambigüedad con respecto al impacto que dicho impuesto puede tener sobre el medio ambiente del país exportador.³
- No hay ninguna garantía de que los costos globales debidos a los impuestos compensatorios sean mayores que los beneficios de éstos, especialmente cuando la medida es unilateral.
- En general ese tipo de políticas, sobre todo las impuestas unilateralmente, no son equitativas.
- Dado que el comercio internacional es un enorme bien en sí mismo, pero por desgracia, frecuentemente frágil y delicado, conviene preguntarse siempre si los impuestos compensatorios son por un lado “necesarios”,⁴ para que cambie de conducta el país productor, y por el otro, consistentes con la política ambiental del país importador.

Con respecto al segundo objetivo (permite aprovechar las ventajas comparativas, sin que éstas se vean “distorsionadas” por costos ambientales), podemos decir que:

- Las políticas “eficientes” de protección ambiental deben tomar en cuenta las diferencias en las capacidades asimilativas y en las preferencias sociales.
- Las estimaciones de los valores de los impuestos compensatorios muestran que éstos serían mínimos y que, a no ser por los problemas administrativos que crearían, tendrían poco impacto en los patrones de comercio.

A este respecto conviene citar los resultados de un estudio de Patrick Low⁵ en el cual se estima la proporción de exportaciones de productos cuyo proceso es conside-

² Fisher y F. M. Peterson. “The Environment in Economics: A Survey” en *Journal of Economic Literature*, 1976.

³ Por ejemplo, un impuesto a la madera proveniente de lugares donde la producción de madera no es deseable ambientalmente. Una reducción en el precio recibido por los productores podría hacer que el bosque fuera menos atractivo como fuente generadora de ingresos para sus propietarios.

⁴ Si son una parte esencial de la protección ambiental o si existen medidas alternativas que no afectan el comercio.

⁵ P. Low. *Trade Measures and Environmental Quality, the Implications for Mexico's Exports*. The World Bank, 1991.

rado “sucio”⁶ dentro del total de las exportaciones mexicanas a Estados Unidos y se calcula el impacto que tendría un impuesto compensatorio (basado en el diferencial de costos de control ambiental) sobre dichas exportaciones. La proporción de productos “sucios” dentro del valor total de exportaciones mexicanas a Estados Unidos en 1989 fue de 11%, lo cual prueba, para Low, que México no depende de estos productos para sus exportaciones. En lo que al impuesto compensatorio se refiere, se concluye que su impacto sería mínimo debido a que los costos de control ambiental representan una proporción relativamente pequeña dentro del costo total de los bienes, aun aquellos cuyo proceso de producción es considerado sucio. Dicho impuesto, cuando mucho,⁷ reduciría el valor de las exportaciones mexicanas en 2%.

La tercera y última recomendación de quienes ven en el diferencial de los costos de control ambiental una ventaja desleal es la igualación de normas ambientales en la producción de bienes y servicios.⁸ Conviene recordar las razones por las cuales la igualación de normas ambientales de procesos productivos no es casi nunca una buena opción de política ambiental.

En primer lugar, es poco probable que las preferencias de países diferentes (incluso de estados diferentes dentro de un mismo país), con respecto al medio ambiente, sean iguales. Éstas se expresan a través de instituciones políticas, aun cuando estén basadas en información científica. Para la mayoría de los contaminantes no existen argumentos que justifiquen una y sólo una norma aceptable socialmente (la excepción son aquellos contaminantes en los que existe acuerdo universal acerca de su naturaleza letal).

Segundo, los países (y también los estados dentro de una misma nación) pueden poseer diferentes capacidades para asimilar contaminantes. Aun cuando se pudiera llegar a un acuerdo en cuanto a la norma, usualmente cabría esperar diferencias en lo que respecta a la mejor forma de alcanzar dicho estándar.

Tercero, la igualación de normas en procesos productivos puede no ser equitativa, los costos y los beneficios de alcanzar una mejora en la calidad ambiental, probablemente diferirán entre los países (y entre grupos sociales dentro de un país). La igualación de normas parece difícil de justificar si una parte desproporcionada de los costos recae en países de ingreso medio o bajo y los beneficios son más apreciados en los de ingresos altos.

Además de las consideraciones anteriores conviene recordar que la igualación de normas ambientales de procesos productivos:

- no igualaría los costos de control ambiental entre países debido a probables diferencias en la capacidad asimilativa del medio ambiente, la estructura industrial (edad

⁶ La definición de “sucias” usada por Low se basa en el costo del control de la contaminación como proporción de los costos totales; si esta proporción es mayor a 0.05, el producto se considera “sucio”.

⁷ A lo mucho, fundamentalmente debido a que en la simulación se supone que los costos de control en México son cero; y también porque se supone que sólo se aplica un impuesto a las importaciones de productos mexicanos.

⁸ Nótese que me estoy refiriendo a la igualación de estándares en procesos productivos y no a la igualación de normas en productos.

de las plantas, alternativas para disponer de desechos, etc.) y en la provisión de bienes públicos.

- no igualaría las condiciones ambientales entre países.

La conclusión del análisis de las dos hipótesis anteriores no debe ser que no hay que preocuparse en cuanto a las aplicaciones ambientales del aumento en la actividad económica debido a la integración comercial. Sabemos que por la naturaleza de bien público que tienen muchos de los servicios ambientales, existen medidas de política sectorial (y, por cierto, no cualquiera) que mejorarán la calidad de vida. En esta sección simplemente pretendí recoger la evidencia que ilustra la poca relevancia de las dos hipótesis mencionadas en la agenda ambiental. Los problemas ambientales y de manejo de recursos naturales en México son muchos; quienes estamos preocupados por ellos, debemos enfocar nuestros esfuerzos hacia la creación del marco legal, los mecanismos institucionales y las medidas de política que aseguren el manejo racional de nuestros recursos naturales y las políticas eficientes (en el sentido de que se produzcan los bienes ambientales, entre otros que la gente quiere, y también porque dichos bienes se produzcan al menor costo social posible), eficaces y equitativas en la provisión de servicios ambientales.

c) Mínimo común denominador

De acuerdo con esta hipótesis, debido a las fuertes presiones por la “pérdida” de competitividad que sus altas normas ambientales ocasionan, los gobiernos de Estados Unidos y Canadá se verán presionados a bajarlas. En general, la evidencia no sostiene esta hipótesis en el nivel internacional y tampoco en el nacional. La premisa es falsa ya que, en la opinión de expertos, una reglamentación ambiental estricta no siempre resta competitividad a una industria y aún hay casos en los que la promueve, al estimular el desarrollo tecnológico.

Por otro lado, diversos estudios muestran⁹ la factibilidad de tener normas diferentes tanto a nivel nacional como internacional y existen varios ejemplos de igualación hacia arriba de normas ambientales. Un buen ejemplo de lo anterior, a nivel estatal en Estados Unidos, lo constituye la estricta regulación de la emisión de gases por automóviles adoptada en California. En la actualidad muchos otros estados han adoptado las normas californianas de emisión.

El TLC y el medio ambiente

Varios son los canales por los cuales un incremento en la actividad económica (motivado por una mayor integración a los mercados internacionales) puede afectar la calidad ambiental y el manejo de los recursos naturales. Para estimar los efectos

⁹ *Environmental Policy in a Federal System, the United States and the European Community*. Directoral-General-Mileubeheer. The Netherlands, 1990.

ambientales que el TLCAN podría tener en México, conviene empezar enlistando los canales arriba mencionados. Además de lo anterior, esta sección recoge los resultados de otros estudios para ilustrar los nexos entre el incremento en la actividad comercial con el exterior y sus efectos sobre el medio ambiente.

Un aumento en la actividad comercial con el exterior puede afectar al medio ambiente al motivar:

- un aumento en la actividad económica y por lo tanto en el ingreso
- cambios sectoriales (evidentemente el crecimiento de los diversos sectores de la economía no tiene por qué igualarse)
- más rápido y fácil acceso a nuevas tecnologías
- cambios en los precios relativos

Es común que dos o más de estos canales actúen simultáneamente.

Aumento en la actividad económica

La relación entre crecimiento económico y calidad ambiental, que durante siglos había recibido atención intermitente, ha estado en primer plano desde 1973. Es por ello que resulta sorprendente que hasta hace un par de años no existieran estudios estadísticos que midieran la correlación entre ingreso *per capita* y calidad ambiental.

Intuitivamente es fácil pensar en condiciones bajo las cuales un incremento en la actividad económica provocaría deterioro ambiental. Sin embargo, es igualmente sencillo pensar que un aumento en la calidad del medio ambiente requiere de recursos y que por lo tanto, mientras más rica sea la sociedad, podrá asignar mayor cantidad de recursos al mejoramiento ambiental.

Dos estudios recientes (Grossman *et al.* y Lucas *et al.*) coinciden en señalar que, en una muestra de países en los cuales el ingreso es bajo, un incremento en la actividad económica está correlacionado con un decremento de la calidad ambiental. Ambos estudios también coinciden en la correlación estadística positiva entre incrementos en el ingreso y la calidad ambiental para países de ingresos altos. ¿Cuáles pueden ser las causas de este último fenómeno? Me gustaría referirme a tres:

- A medida que la densidad económica crece, las externalidades negativas (las acciones de otros agentes que nos perjudican pero sobre las cuales no tenemos control) se vuelven más evidentes y costosas socialmente, por lo que tienden a crearse instituciones sociales que las internalicen.¹⁰
- A medida que las economías crecen, éstas tienden a producir más servicios y menos bienes que requieren de industria pesada como el cemento y el acero, relativamente.

¹⁰ Tómese por ejemplo, una región donde, a pesar de que existe poca agua disponible, este bien no es escaso debido a la poca gente que habita en la región. En este lugar, a pesar de no existir un problema de uso del agua, no existen instituciones que asignen derechos sobre ésta. Imagine ahora que emigra más gente a la región hasta un punto tal que el agua se hace escasa (cada vez que un usuario quiere lavar su automóvil puede ser que otros no puedan bañarse). El uso del agua por una persona comenzará a ser entonces un costo para los demás sin que tenga que incurrir en ellos quien hace la acción.

- A medida que crece el ingreso, las demandas sociales por un ambiente limpio aumentan rápidamente.

No pretendo aquí predecir con absoluta certeza el impacto que el crecimiento en el ingreso *per capita* tendrá sobre el medio ambiente en México, sin embargo, debido a la primera y la tercera causas, no es aventurado pensar que el crecimiento del ingreso *per capita* en México puede tener un efecto favorable sobre el medio ambiente. Son varios los problemas ambientales en México que son ya muy evidentes y afectan a una gran diversidad de grupos sociales. Algunos de estos grupos ya han articulado políticamente sus demandas.

Por otro lado, si bien es cierto que México no es un país de ingresos *per capita* altos, también lo es que las perspectivas apuntan a que la economía puede estar en condiciones de atender los reclamos de estos grupos.

Para tener una idea de la expansión de la participación social en México, en materia ambiental, es de resaltar que el directorio de grupos ecologistas ha observado un crecimiento sustancial desde su elaboración inicial en 1992 por la Secretaría de Desarrollo Social. La gran mayoría de los existentes ahora, han sido creados en los últimos cuatro años.

Cambios sectoriales

Según el estudio de Lucas, *et al.* citado anteriormente, en los países de ingresos medios y bajos de su muestra, los incrementos en la actividad económica se ven asociados al deterioro ambiental. Los autores sugieren que esto se debe a que dentro de los sectores que más crecen inicialmente se encuentran industrias básicas que hacen uso intensivo de servicios ambientales (producción de celulosa y papel, metales, refinación de petróleo, cemento, etc.) Es clara la relevancia del punto anterior para el diseño de la política ambiental en México.

También es importante comparar el impacto ambiental causado por los cambios sectoriales entre, por un lado, los países que escogieron cerrar sus puertas al comercio internacional y por el otro, los que escogieron abrirlas. Tanto el estudio de Lucas *et al.* como el de Birchall y Wheeler, muestran (estadísticamente) que es en las economías cerradas al comercio internacional donde los cambios sectoriales más perjudican al medio ambiente. Las razones que explican este resultado pueden ser:

- El movimiento de consumidores «verdes» y la opinión pública internacional tienen más influencia sobre los métodos de producción en empresas que venden sus productos en los mercados internacionales que sobre los métodos de producción de las empresas que producen únicamente para mercados locales.
- La competencia promueve la adopción de nuevas tecnologías.
- El crecimiento facilita la adopción de nuevas tecnologías.
- La economía doméstica cerrada produce bienes para los que no tiene una ventaja comparativa ambientalmente hablando (por ejemplo, el producir bienes altamente contaminantes cuando el país tiene poca capacidad para absorberlos).

Más rápido y fácil acceso a nuevas tecnologías

La adopción de nuevas tecnologías es más probable en las economías abiertas. Es frecuente que dichas tecnologías hayan sido desarrolladas en los países donde las normas de control ambiental sean muy estrictas y que por lo tanto sean más “amigables” con el medio ambiente que las anteriores tecnologías. En un estudio¹¹ en el que se compara la velocidad con la que fue adoptada una tecnología más limpia en la producción de celulosa entre países cerrados y países abiertos al comercio internacional, se concluye que la adopción de la nueva tecnología es más probable en los países abiertos. Según el mismo estudio, la adopción de dicha tecnología fue responsable de una disminución de hasta 20% en la emisión de contaminantes por parte de la industria de la celulosa.

Es posible también pensar en casos en los que la importación de tecnología puede tener un impacto negativo sobre el medio ambiente. Sin embargo, en los casos en los que esto ocurra, la adopción de esa tecnología es rentable por las fallas estructurales de los mercados o por distorsiones creadas por políticas gubernamentales. En ese caso, la mejor solución, en general, la constituye la corrección de la falla estructural y/o la eliminación de la distorsión y no la prohibición de una tecnología.

Cambios en los precios relativos

Desde el punto de vista económico, una de las más importantes causas del deterioro ambiental la constituye el hecho de que los precios de algunos bienes y servicios que se producen y consumen en una economía no incorporan todos los costos (ambientales o de otro tipo) en los que incurre la sociedad para producirlos y consumirlos. Lo anterior puede deberse ya sea a fallas estructurales de los mercados o a la intervención gubernamental.

En el caso de los energéticos en México, por ejemplo, sus bajos precios durante los setentas y principios de los ochentas fueron una de las causas del crecimiento de la intensidad energética de los procesos industriales.¹²

No existe ninguna razón a priori que permita suponer que en general los precios de los mercados internacionales incorporan mejor (o peor) que los mercados nacionales los costos sociales de producción.

Los mercados internacionales también sufren de fallas estructurales y son sensibles a la intervención gubernamental (como por ejemplo los mercados de producción agrícola).

¹¹ D. Wheeler y P. Martin. *Prices, Policies and the International Diffusion of Clean Technology: The Case of Wood Pulp Production*. The World Bank, 1991.

¹² Thomas Sterner: “Factor, Demand and Substitution in a Developing Country: Energy Use in a Mexican Manufacturing”, en *Scandinavian Journal of Economics*, 1989.

Conclusiones

Para sugerir el impacto del TLCAN sobre el medio ambiente, y para ofrecer un marco analítico en el cual dicho impacto pueda ser estimado, en esa sección distinguí los canales por los cuales la apertura comercial (en general y el TLCAN en particular) pueden afectar al medio ambiente.

Dado que no existen argumentos a priori que nos indiquen resultados no ambiguos, recurrí a la escasa literatura que existe con resultados empíricos. De la descripción de los mecanismos y la reseña de la literatura se desprende que hay razones para pensar que desde un punto de vista ambiental, la apertura (en particular el TLCAN) es una mejor alternativa que cerrar la economía al comercio internacional.¹³

Esto no implica, por supuesto, que la apertura sea un sustituto de la política ambiental. En este sentido, es claro que la solución óptima a los problemas ambientales no puede venir de decisiones de política comercial ya que éstas rara vez se dirigen a las causas de los problemas ambientales. Usar dicha política para resolver problemas ambientales, ocasiona con frecuencia pérdidas en el ingreso nacional (como se mide tradicionalmente) y no garantiza la solución (incluso puede agravar) los problemas ambientales. Por otro lado, el contar con un marco institucional adecuado de políticas ambientales, hará que los beneficios sociales del libre comercio (que incluyen el incremento en el ingreso como se mide tradicionalmente, los efectos en el medio ambiente y los cambios en el valor de los recursos naturales) se maximicen.

¹³ Es claro que se necesitan más estudios que analicen los impactos ambientales de cambios sectoriales.

Medio ambiente y competitividad global: el caso de Brasil

*Jacques Ribemboim**

Introducción

El presente texto trata sobre la interrelación entre competitividad económica y medio ambiente que se manifiesta de manera más enfática en las reglas del comercio internacional.

En un mundo en proceso de globalización, donde las leyes de mercado son cada vez más definitorias, el número de competidores aumenta significativamente. Como resultado de esto las empresas que no están prevenidas y debidamente equipadas para enfrentar este nuevo contexto, pueden estar condenadas a una rápida desaparición.

Después de algunas disquisiciones iniciales, hechas con la intención de suscitar una ligera reflexión filosófica sobre los destinos de la globalización, el texto pasa a enfocar el papel y la posición de la Organización Mundial de Comercio, OMC con relación al tema. A continuación, se discute sobre la norma ISO 14000, y finalmente, en torno del embargo norteamericano al camarón brasileño y sobre la industria forestal del Brasil.

El “caso del camarón” despertó enorme interés en los medios diplomáticos y académicos, no tanto por las cifras involucradas, relativamente pequeñas, sino por el carácter emblemático con el cual se revistió el asunto, algo semejante al del atún mexicano, ocurrido en 1994, que introdujo una disputa entre Estados Unidos y México.

A su vez, la sección dedicada a la industria forestal brasileña se incluye debido a la importancia y rápido crecimiento de este segmento industrial, así como por la enor-

* Asesor Especial del Ministro del Medio Ambiente, de los Recursos Hídricos y de la Amazonia Legal del Brasil.

me atención de los ambientalistas sobre este tema. De esta forma el sector forestal, incluyendo papel y celulosa, es un modelo que está reformulando, cada vez más, sus procesos operacionales con miras al nuevo modelo mundialmente “ambientalizado”.

Algunas disquisiciones iniciales

El proceso de globalización tan presente en las rutinas de las economías modernas, responde, en última instancia, a la evolución de la tecnología. Con medios de transporte y de telecomunicaciones cada vez más eficaces, rápidos y baratos, el intercambio de informaciones, productos y servicios entre ciudades o países se convirtió en una operación prosaica. Parece imposible imaginar cómo pocos años atrás se vivía sin fotocopadoras y faxes, computadoras, impresoras, TV por cable e Internet.

La eficiencia de estos medios de transporte y comunicación debilita las fronteras políticas que pasan a convertirse en un obstáculo para el comercio, como en el período feudal. Burocracias simplificadas y barreras aduaneras más ágiles se convierten en imperativos para aumentar la competitividad de las industrias.

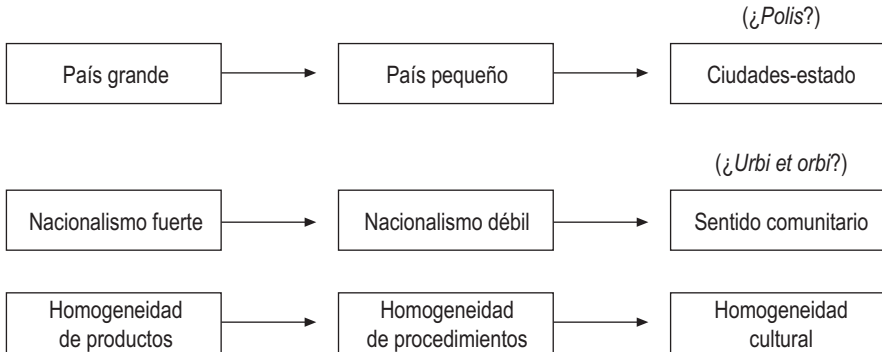
Tal vez en respuesta a esta espiral tecnológica haya ocurrido la caída de los regímenes socialistas del este europeo. Los nuevos países que surgieron de este proceso —considerablemente menores que sus antecesores— no buscan sólo una identidad nacional, sino también mayor agilidad, flexibilidad, descentralización y eficiencia del poder decisorio.

Es en este sentido, que muchos políticos creen en la tendencia irreversible del debilitamiento de las fronteras, del enfriamiento del nacionalismo y la creciente movilidad de los factores de producción. El fortalecimiento del nacionalismo en países recién ingresados en la economía de mercado, estaría justificado por su inmadurez con relación a las prácticas comerciales y podría explicarse como una copia del que realizaron en el pasado las economías hoy más desarrolladas.

Creo, en particular, que en un mundo globalizado habría, y tal vez resulte paradójico, una búsqueda de los individuos por una mayor identidad con los que le son próximos. Así, la desaparición de las fronteras se daría por medio de un proceso de “coincidencia geopolítica”, un acomodo a las nuevas exigencias económicas, teniendo como resultado la aparición y fortalecimiento de pequeñas naciones, o ciudades-estados, donde el contrato social sería más ágil, flexible, eficiente, y en sintonía con la evolución tecnológica.

Este proceso de traslape geopolítico tendría como consecuencia la homogeneización de las diferentes culturas, lenguas y razas, por medio de intensos mecanismos de intercambio físico, humano y de información. Así como sucede en las leyes de la termodinámica, particularmente con la ley de la entropía, la cual, una vez aplicada al caldero cultural que es la humanidad, proyectaría para un futuro distante, una única raza, una sola lengua, una clase social única, una amplia y singular legislación.

De manera esquemática tendríamos:



Medio ambiente, mercados y competitividad global

Con el sustancial crecimiento de la producción y consumo de bienes materiales, los individuos se enfrentan a dos problemas relativamente nuevos: la escasez creciente de los recursos naturales y ambientales y el surgimiento de externalidades negativas no postergables.

Por otro lado, motivados por la propia saturación de bienes materiales, los grupos más ricos pasaron a demandar productos no convencionales, de contenido espiritual, ético y afectivo. Dentro de estos bienes se encuentran los ambientales.

La “demanda por un medio ambiente limpio” puede traducirse en un aumento de concientización de las personas para la necesidad de preservar y proteger cantidades razonables de la naturaleza, así como de mantener los espacios de convivencia como lugares adecuados para vivir. De esta forma, las aspiraciones ambientalistas, que en un primer momento se dirigían exclusivamente hacia la fauna y la flora, abarcarían más aspectos, volviéndose cada vez más “antropocéntricas”, objetivando, principalmente, la calidad de vida de las generaciones futuras.

Vistos bajo este prisma, los bienes ambientales pueden ser ofrecidos tanto de una forma directa (por ejemplo, parques y santuarios ecológicos) como de una forma indirecta, donde la preservación y protección ambiental se encuentran inmersas en un producto o servicio cualquiera.

En consecuencia, y haciendo uso de un lenguaje económico, el nuevo contexto pasó a ser el siguiente: por el lado de la oferta, los bienes ambientales se volvieron más escasos, y por el lado de la demanda son más requeridos. Como resultado obvio, su precio aumentó significativamente.

En realidad, la gran mayoría de los bienes ambientales o ecológicos tenían hasta poco tiempo atrás precio cero, y en algunos casos hasta negativos. En la década de los setenta, por ejemplo, las propiedades localizadas en la Amazonia brasileña, que fueron deforestadas, eran vendidas por un precio mucho mayor que aquellas donde aún existían bosques vírgenes. Lo anterior, porque el gobierno brasileño de esa época ofre-

cía ventajas e incentivos para la agricultura, la ganadería y el asentamiento de colonos, induciendo de esa forma a la deforestación rápida de la región.

Hoy, la mayoría de estos bienes (la fauna, la flora, los bosques, los recursos hídricos, el aire puro, entre otros) tienen precios positivos y sus mercados, antes inexistentes, se volvieron atractivos y lucrativos. Surgen nuevas oportunidades de negocios, *ecobusiness*, y los sectores productivos atentos a esta nueva realidad pasan a incorporar la variable ambiental en sus procesos productivos, sin mencionar el hecho de cuando es el propio bien ambiental el producto final de la firma.

No obstante, en cuestiones de sustentabilidad ambiental, la tónica del mercado y la *rationale* estrictamente económica no son suficientes para el establecimiento de nuevos paradigmas ni para la proposición de políticas públicas. El tema ambiental aún requiere, sobre todo, de profundas consideraciones de orden ético.

De cualquier forma, tal como se mencionó, la demanda por bienes ambientales parece aumentar en la medida en que las sociedades se vuelven más ricas y estables, política y económicamente. Esto produce un cierto alivio para los ambientalistas. Sin embargo, el problema ecológico no estará automáticamente resuelto con la eliminación de la pobreza en el mundo. Primero, porque muchas de las pérdidas ambientales, como por ejemplo, la extinción de especies, son de naturaleza irreversible, es decir, no podrán ser reparadas en el futuro. Segundo, porque de igual forma en los países y sociedades más ricas, se puede observar la persistencia de patrones equivocados de producción y consumo, donde el desperdicio, la sobreexplotación y la contaminación desafían cualquier concepto de sustentabilidad.

Siendo así, una vez que las exigencias y legislaciones ambientales en los países ricos son más restrictivas y el grado de información y concientización de la población es más grande que en la mayoría de los países en vías de desarrollo, el asunto ambiental se vuelve vital para la garantía de la competitividad de los productos exportados hacia los países ricos.

En este contexto, el impacto que las exigencias ambientales pueden tener en países del Tercer Mundo ha generado preocupación en diversos organismos internacionales y es tema de debates exhaustivos en encuentros, seminarios y congresos recientes.

Tomemos a manera de ejemplo el Taller Brasil-Noruega, titulado "Producción y Consumo Sustentables: Patrones y Políticas", que tuvo lugar en Brasilia en el mes de noviembre de 1996. Las preocupaciones anteriormente mencionadas se hicieron patentes en la relatoría final del evento (documento formalmente enviado a las Naciones Unidas):

Es necesario garantizar que las políticas destinadas a convertir en más sustentable la producción y el consumo en los países industrializados, por ejemplo, la introducción de un sistema de etiqueta ambiental, no sean usadas de forma arbitraria o discriminatoria contra los países en desarrollo, ni sean convertidas en barreras para su entrada, esto es, como formas de proteccionismo de los países desarrollados. Es preciso dar el tiempo y el auxilio necesarios para que los países más pobres se adapten a las nuevas reglas.

El destino de la globalización depende de su legitimidad, es decir, de su capacidad de mantener y promover derechos humanos y democráticos, equidad social y justicia, y no solamente responder al criterio de la eficiencia técnico-económica o de disposiciones circunstanciales y proteccionistas.

En términos de comercio internacional..., no se debe aceptar que el sistema de rótulos ambientales quede adherido a los intereses proteccionistas de algunos países desarrollados. (Taller Brasil-Noruega, Relatoría Final, 1996).

Esta preocupación por los países en vías de desarrollo se encuentra presente en el propio seno de las Naciones Unidas. Eric Brandsma, de la División de Desarrollo y Coordinación de Políticas de la ONU reafirma lo dicho:

Es preciso especificar que las Naciones Unidas mantienen una preocupación especial en cuanto a los impactos que las políticas ambientales asumidas por los países industrializados puedan tener sobre los países en vías de desarrollo. Los pros y contras necesitan ser evaluados y las pérdidas minimizadas. No se pueden aceptar políticas que impidan nuevas oportunidades a los países menos desarrollados.

Un ejemplo de lo anterior se presentó en 1989 en Alemania. Este país prohibió que se utilizase el pentaclorofenol en su economía. Este producto, sin embargo, era bastante utilizado en la industria del cuero en la India. Siguiendo los pasos de Alemania, los Estados Unidos y Escandinavia también prohibieron el producto. La India necesitaba urgentemente, en esa ocasión, información para probar nuevas alternativas que lo substituyesen.

Además, los sistemas de etiquetas ambientales y la instrumentación de la ISO 14000, que reúne una serie de normas para la gestión ambiental, también pueden tener impactos negativos en las exportaciones de los países en desarrollo, especialmente en las micro y pequeñas empresas, es por esto que forman parte del conjunto de preocupaciones de las Naciones Unidas (Brandsma, en Ribemboim, 1971).

OMC/GATT

Otro organismo internacional ligado directamente a la cuestión del comercio internacional, la Organización Mundial de Comercio, OMC, se ha esforzado para establecer reglas claras al respecto de las restricciones a las importaciones por propósitos ambientales.

A partir de 1994, al final de la llamada "Ronda Uruguay", el GATT, bajo los auspicios de la entonces recién creada OMC, se transforma en una especie de

palco privilegiado para la disputa política entre marcas regulatorias nacionales, más que para discusiones técnicas sobre las condiciones de acceso a mercados específicos. Esta reorientación se integra al contexto de globalización, donde se profundiza la integración de mercado, y las diferencias de competitividad internacional pasan a acusar la impor-

tancia creciente de los factores de competencia construidos por los gobiernos, de manera notable el sistema legal/institucional (Togueiro de Almeida, 1961).

A pesar del recelo de que el tema ambiental pudiese perturbar aún más la ya difícil Ronda Uruguay, esto acabó sucediendo, donde tuvo un lugar destacado el famoso Panel del atún/delfín, que involucraba a México y Estados Unidos, relacionado justamente con el uso de restricciones comerciales por motivos ambientales. Los Estados Unidos alegaban que la pesca de atún en México ocasionaba la muerte de los delfines.

A partir de este Panel, cuando México ganó el litigio, la posición del GATT/OMC pareció tomar una dirección inequívoca: las restricciones comerciales motivadas por cuestiones ambientales sólo encontrarían respaldo en el órgano cuando se basaran en las características del producto final, en su consumo y ulterior descarte de empaques y residuos, mientras que las inferencias sobre el modo o proceso en que el producto fue generado no podrían servir de argumento para restricción del comercio, es decir, métodos diferentes de producción no transforman en diferentes los productos finales. De esta forma, podría decirse que las barreras a los productos serían “GATT-compatibles” en cuanto que las barreras a los procesos serían “GATT-incompatibles”. Restricciones sobre empaques por ejemplo, serían GATT-compatibles y permitirían el surgimiento de barreras no tarifarias para propósitos ambientales.

De esta forma, la OMC procuraba salvaguardar tres de los principios más acatados internacionalmente en términos de comercio internacional: el “Principio de Nación más Favorecida”, o sea, la no discriminación por país de origen, el “Principio de Tratamiento Nacional”, es decir, la no discriminación del similar nacional, y el “Principio de la Territorialidad”, que puede ser traducido de la siguiente forma: el GATT sólo debe actuar en materia *cross-border*, resguardando el comercio internacional de prácticas proteccionistas.

A su vez, tratándose de problemas ambientales globales, que extrapolen las fronteras del país exportador, el GATT recomienda que el problema sea preferentemente tratado a través de los acuerdos multilaterales (*Multilateral Environmental Agreements, MEAS*), y no toma posición clara sobre el empleo de barreras comerciales como instrumentos de apoyo hacia estos acuerdos.¹

Más recientemente, en noviembre de 1996, el Comité para Medio Ambiente y Comercio Internacional, que fue establecido por el Consejo General de la OMC en enero de 1995, definió su agenda de trabajo en torno de los temas principales de la relación entre comercio y medio ambiente. Esta agenda fue aprobada en la Reunión Ministerial de Singapur y destacó más de una vez, el comportamiento “macro” del órgano:

¹ Sin embargo, dos acuerdos generados en el encuentro y conocidos como TBT y SPS (Technical Barriers on Trade y Sanitary and Phitosanitary) produjeron una serie de dudas sobre la orientación liberal del GATT, adaptando cuestiones de extraterritorialidad. Ambos acuerdos, según Togueiro de Almeida, “incentivan a las partes contratantes a aplicar patrones internacionales en sus prácticas comerciales dado que esto no signifique una medida proteccionista disfrazada” (Togueiro de Almeida, 1961).

Además los gobiernos miembros de la OMC están obligados a no introducir restricciones comerciales inconsistentes con la propia OMC o proteccionistas o medidas de equilibrio en un intento por compensar cualquier efecto adverso, real o percibido, sobre la economía interna o sobre la competitividad como resultado de la aplicación de políticas ambientales. Esto no sólo socava la naturaleza abierta, equitativa y no discriminatoria del sistema multilateral de comercio sino que podría resultar contraproducente para cubrir los objetivos medioambientales y promover el desarrollo sustentable (World Trade Organization, Committee on Trade and Environment, 1996).

ISO 14000

Las normas de gestión ambiental podrán tener impactos significativos en el comercio internacional respetando las reglas determinadas por la OMC. Dentro de estas normas las más importantes y solicitadas son las de la serie ISO-14000, elaboradas por la *International Standardization Organization*, las cuales contienen normas que se refieren tanto a los procesos productivos como a los productos y servicios finales de las firmas.

Las normas de proceso se destinan a orientar a las empresas en la conducción de un sistema de gestión ambiental y establecen mecanismos para su auditoría y evaluación. La certificación ambiental de las empresas difiere, por lo tanto, de la de los productos. La primera focaliza el proceso de producción, el modo como el bien final fue producido; si el proceso fue contaminante, si generó desperdicios de materia prima, si consumió energía en demasía, si los empleados estaban sujetos a condiciones desfavorables, etc. La certificación de productos, a su vez, intenta establecer una jerarquización de excelencia con relación a los impactos ambientales entre productos semejantes, producidos por diferentes empresas. De esta manera se toma en consideración, entre los diversos factores, la durabilidad del producto, los insumos utilizados, la forma como es distribuido, su empaque y los residuos que devienen de su consumo.

Varios países ya implementaron sistemas de certificación ambiental, entre ellos podemos citar a Alemania, con *el Blue Angel*; Francia, con el *NF-environment*; Canadá, con el *Environmental Choice*; los países escandinavos, a través del *white Swan*; Japón, con el *Eco Mark*; y el Reino Unido, con la famosa serie *BS 7750*, la cual fue la precursora mayor de la ISO-14000.

Como ya se vio en los párrafos referentes al comportamiento de la OMC, es posible que estos sistemas de certificación puedan representar el acceso o no de las empresas a mercados externos. Por otro lado, es preciso destacar que:

no obstante puedan ser pleiteados por empresas situadas en cualquier país, estos certificados presentan una distorsión: las condiciones exigidas para su obtención se adecuan a las características naturales y al nivel de desarrollo científico-técnico de los países donde fueron creados (Cunha Oliveira, 1997).

De allí el riesgo de que los sistemas de certificación ambiental, puedan generar barreras no-tarifarias al comercio internacional, con perjuicio mayor para los países exportadores del Tercer Mundo.

En Brasil, la FINEP (Financiadora de Estudios y Proyectos), entidad vinculada al Ministerio de Ciencia y Tecnología, creó el Proyecto de Certificación Ambiental de la ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), y actuó decisivamente en el Comité Técnico 207, TC 207, que trata de la serie ISO 14000. El TC 207 se subdividió en grupos de acuerdo con los siguientes tópicos: gestión, auditoría, rótulos, evaluación de desempeño, análisis de ciclo de vida, términos y definiciones, aspectos ambientales en normas y productos, etc.

Durante la IV Reunión Plenaria del TC 207, realizada en Río de Janeiro en junio de 1996, se discutieron las dificultades de implementación de la ISO 14000 por parte de pequeñas y medianas empresas, la necesidad de crear normas específicas para el manejo forestal sustentable y la simplificación del proceso de auditoría de sistemas de gestión ambiental.

En 1996 fueron publicadas varias normas de la serie ISO 14000 y la ABNT trató de publicar inmediatamente versiones brasileñas similares "NBR ISO 14000". La adopción de estas normas por un número significativo de empresas brasileñas representará un gran avance en términos de protección ambiental y de inserción en el comercio internacional. Hasta el final de 1996, diez empresas brasileñas ya poseían la certificación.

El caso de las exportaciones brasileñas de camarón para los EUA

El Dispositivo para Expulsar Tortugas, conocido por su sigla en inglés TED (Turtle Excluder Device), es un aparato instalado en las redes de pesca de camarón, necesario para propiciar el escape y salvación de tortugas marinas que quedan, eventualmente, atrapadas entre las redes.

La legislación norteamericana exige que países que exportan camarón a los Estados Unidos hagan uso del TED en sus redes de pesca, con algunas excepciones relacionadas con la pesca artesanal en pequeña escala.² Tal vez receloso de perder el mercado norteamericano, en abril de 1994, el Instituto Brasileño de Medio Ambiente y de Recursos Naturales Renovables, IBAMA, emitió una resolución exigiendo el uso de TED para la pesca de camarón rosa en embarcaciones con más de 19 metros de largo.

² La sección 609 de la ley pública norteamericana PL-101-162 (conocida como "Section 609") prohíbe la importación por los Estados Unidos del camarón que haya sido pescado perjudicando a las especies de tortugas marinas, a menos que el Departamento de Estado compruebe la existencia en el país exportador de un programa de protección a las tortugas, compatible con el programa existente en los EUA, o que no haya poblaciones de tortugas en las áreas de pesca. En octubre de 1996, la Corte de Comercio Internacional de los EUA revisó su decisión y emitió un nuevo parecer permitiendo la importación del camarón de países aún no certificados cuando se conseche en criaderos (y tengan más de 30 días en cautiverio) o que provenga de barcos pesqueros que utilicen redes recogidas por medios manuales y que estén, de esta forma, libres del uso de TED. Esta nueva decisión benefició a países como China (en vías de obtener la certificación), Tailandia y Paquistán.

Según los criterios de la OMC anteriormente expuestos, no se pueden imponer restricciones al comercio de camarón basándose en el proceso de pesca. Sin embargo, se debe admitir que la mayoría de las tortugas marinas pertenecen a especies migratorias, muchas de las cuales transitan en el litoral brasileño y recorren enormes distancias, nadando hasta países como Australia, Japón y Estados Unidos. Siendo así, los norteamericanos pueden alegar que la mortalidad de las tortugas se convertirá en un problema ecológico internacional y no apenas brasileño.

El 28 de abril de 1995, Brasil obtuvo la certificación como exportador de camarón para los EUA, sin embargo, se hizo la salvedad que esta certificación podría ser suspendida en cualquier momento en caso de comprobarse que los barcos brasileños provocaran la mortalidad de las tortugas. A pesar de que la mortalidad no se comprobó, Brasil perdió su certificación, y en diciembre de 1996 se prohibió la importación de camarones brasileños, al constatar una misión norteamericana que algunos barcos pesqueros no estaban haciendo uso de los TED.

Es importante resaltar que en este caso el embargo se produjo atendiendo reivindicaciones auténticamente ambientalistas de los norteamericanos y no como algún tipo de medida proteccionista al mercado interno.

En realidad, la discusión sobre el uso de los TED ya tiene algún tiempo. En la reunión de Huatulco, México, sobre el proyecto de la Convención para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas en el Hemisferio Occidental este asunto fue ampliamente discutido. Los Estados Unidos y México estuvieron a favor de la obligatoriedad de su uso; los restantes 21 países presentes en la reunión, en contra.

Respondiendo a los compromisos asumidos en encuentros internacionales y con base en la Convención (actualmente denominada Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas), el IBAMA emitió una resolución el 19 de febrero de 1997, instituyendo la obligatoriedad del uso de los TED en todas las embarcaciones camaroneras con más de un metro de largo, independientemente de la especie de camarón pescado, exceptuándose aquellas que recojan sus redes por medios naturales.

Brasil mantiene un programa de protección a las tortugas marinas, el Proyecto Tamar, que ya cuenta con 15 años de existencia, 22 bases de operación y que condujo más de 2 millones de hijos de tortugas a su hábitat natural.

El sector forestal brasileño

Durante siglos Europa y América del Norte abastecían la demanda mundial de productos forestales, entre ellos la madera y el papel. La gran abundancia de bosques, la proximidad con los grandes centros consumidores y la gran oferta de capital para la financiación de la industria eran, y en buena medida continúan siendo, las principales ventajas en relación con el Sur.

La situación ahora ya no es tan cómoda y parece revertirse con el fortalecimiento de los grupos ambientalistas defensores de los bosques y haciendo —el Sur— uso de

su principal ventaja comparativa: el clima, que propicia el crecimiento más rápido. Sin embargo, las empresas del norte aún dominan el mercado mundial de productos forestales, que mueve alrededor de 330 billones de dólares por año, previendo un crecimiento del 20% del mercado de madera industrial para los próximos 12 años.

Según *The Economist* (cit. *Gazeta Mercantil*, 3 de septiembre de 1996, página 2):

El mercado de papel y celulosa, notable por la gran fluctuación de sus precios, deberá expandirse a una velocidad especialmente acelerada. Los países en vías de desarrollo consumirán más material impreso a medida que mejore el índice de alfabetización... En los países ricos, que aceptaban la expansión de la demanda de papel proveniente de fuentes vírgenes, ésta se vio limitada por la difusión del reciclaje. Sin embargo, diversas firmas de productos forestales, como la Weyerhaeuser en los Estados Unidos, lo transformaron en una ventaja, al ingresar ellas mismas al ramo del reciclaje... No obstante, esta actitud poco reconforta ya que el ambientalismo representa una 'amenaza' mucho más fuerte para la industria. Batalla tras batalla, en el hemisferio norte, las empresas forestales perdieron ante la defensa a la lechuza manchada, los indios y otras causas parecidas.

A despecho de los resquicios de desconfianza que persisten en el sector forestal respecto al movimiento ambientalista, una buena parte de las firmas ya se están preparando y adaptando a los cambios de escenario. Las empresas del norte están consiguiendo extraer más de sus propias florestas, y en la industria de la celulosa, por ejemplo, se aprovechan inclusive las ramas menores anteriormente descartadas. Las fusiones y adquisiciones del Norte-Sur, comienzan a darse entre empresas para conseguir, por un lado, las ganancias a escala, por el otro, y tal vez principalmente, para lograr aproximación a las áreas del sur potencialmente más productivas y a los mercados dinámicos del norte.

En Brasil, se han tomado varias iniciativas para el aumento de la productividad forestal y la conquista de los mercados del norte, tanto en la línea de políticas públicas específicas o integradas a otros sectores, como en lo relacionado con medidas de reestructuración y aumento de la productividad en el propio seno de las firmas. Se pasa de la antigua y superada política de ocupación de la Amazonia, a las nuevas emprendidas por el gobierno con relación al aprovechamiento de los bosques y selvas para uso múltiple. La idea central es cuantificar e incorporar en su precio final el valor total de la floresta, teniendo en cuenta un amplio espectro de productos y servicios de ella obtenidos, intentando así, eliminar el desperdicio y la superexplotación de dichos recursos. En cuanto al sector de bosques cultivados, el gobierno brasileño cree que el aumento de productividad en este segmento, así como en las actividades agropecuarias, son fundamentales para aliviar la presión sobre los recursos forestales nativos. Entre las iniciativas tomadas por el gobierno recientemente destacan:

- La incorporación de principios del manejo forestal sustentable en la legislación que reglamenta la explotación de la floresta en la cuenca amazónica (Decreto 1.282 de 19-10-94).

- El reconocimiento de que las medidas que reglamentan comando y control (CyC) eran insuficientes para la conservación y producción sustentable, siendo medidas efectivas de suspensión o eliminación de estímulos económicos indirectos que acentuaban la explotación depredadora e inadecuada de los recursos forestales (por ejemplo, la desaparición de incentivos fiscales para proyectos agropecuarios en áreas forestales de la Amazonia, la eliminación de subsidios al crédito rural para la agricultura en general).
- El establecimiento del Protocolo Verde, según el cual los bancos oficiales federales pasan a incorporar de forma efectiva la variable ambiental en sus procedimientos para gestión y concesión de créditos.
- El destacado papel de Brasil en foros internacionales sobre la discusión del asunto forestal, particularmente en la creación del Pánel Intergubernamental de Bosques de la Comisión de Desarrollo Sustentable de la ONU.
- Ratificación de Brasil de la Convención de Biodiversidad y el Decreto Presidencial estableciendo el PRONABIO (Programa Nacional de la Diversidad Biológica).

Paralelamente a las iniciativas gubernamentales, la Sociedad Brasileira de Silvicultura, SBS, entidad no gubernamental que congrega la mayor parte de las empresas del sector forestal en Brasil, se está movilizando para la obtención de formas de aprovechamiento sustentables y competitivas a nivel internacional; también creó el CERFLOR, Certificado de Origen de Materias Primas Forestales, cuyo objetivo es asegurar que los procesos productivos consigan patrones ambientales satisfactorios para los importadores de productos forestales brasileños. Una propuesta conjunta y más amplia de certificación, que incluya al Ministerio del Medio Ambiente, la SBS y ONG ambientales, se está delineando actualmente y deberá ser lanzada en breve.

De cualquier manera, el sector forestal brasileño da señales de gran vitalidad. Por ejemplo, en el caso de la producción de madera nativa en la Amazonia —que actualmente es transformada industrialmente en la propia región (asegurando mayor valor agregado al producto)— cada parcela exportada llega a cifras superiores a medio billón de dólares. Paralelamente al crecimiento de la exportación, se da una mayor diversificación de los tipos de maderas y una mejoría significativa de la eficiencia y en las técnicas de manejo.

La mejora de resultados en la Amazonia puede extenderse al resto del país, principalmente para el segmento de los bosques cultivadas. El país está sacando provecho de las ventajas comparativas y de los avances de la silvicultura. Cabe recordar que Brasil se convirtió en el mayor productor mundial de celulosa de fibra corta (eucalipto), con cerca de 50% de la producción mundial y el decimoprimer productor mundial de papel, siendo el tercer mayor exportador mundial de este producto. En 1995, las exportaciones brasileñas de celulosa llegaron a US\$ 1,5 billones, las de papel a US\$ 1,2 billones. El sector de base forestal, incluyendo madera nativa y cultivada, papel y celulosa, suma cerca de US\$ 3,9 billones, lo que corresponde a 8,5% del total de las exportaciones de Brasil en 1995.

Sin embargo, los avances futuros del sector y su inserción cada vez más competitiva y sustentable en los mercados globales, requieren un esfuerzo continuado para perfeccionar la silvicultura, así como el establecimiento de políticas integradas en el área fiscal y tributaria, de crédito y financiamiento, y sobretodo, en “la creación de un cuadro de escasez económica de madera nativa; siendo que el valor de la madera en pie aún es muy bajo, favoreciendo el desperdicio, la deforestación y minando las intenciones de manejo forestal sustentable” (Prado, 1997).

Bibliografía

Brandsma, E., “Produção e Consumo Sustentáveis: Un Enfoque Internacional”, en Ribemboim, J. A., *Mudando os padrões de produção e consumo (textos para o século XXI)*, Ed. UNDP, Ministério do Meio Ambiente.

Cunha Oliveira, C.E., “O Brasil e a ISO 14000”. Mimeo. Instituto Rio Branco, Ministério das Relações Exteriores, Brasília, 1997.

Gazeta Mercantil, “Concorrência Norte-Sur no sector florestas apud The Economist, São Paulo”, 03109196.

May, P. H., “O sector financeiro privado internacional e o meio ambiente: o caso do Brasil”. Mimeo, 1 Encontro Nacional da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, Campinas, dezembro de 1996.

Prado, A.C. do. “Uso Sustentável dos Recursos Florestais no Brasil”, en Ribemboim, J. A., *Mudando os padrões de produção e consumo (textos para o século XXI)*, Ed. UNDP, Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Brasília, 1997.

Ribemboim, J. A., “Mudando os Padrões de Produção e Consumo”, in Ribemboim, J. A. *Mudando os padrões de produção e consumo (textos para o século XXI)1991*, Ed. UNDP, Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Brasília, 1997.

WTO, *Report (1996) of the Committee on Trade and Environment*, WT/CTE/1, 12 November 1996, World Trade Organization.

Togeyro de Almeida, L., “Harmonização internacional de políticas ambientais: um compromisso da OMC”. Mimeo, I Encontro Nacional da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, Campinas, dezembro de 1996.

La industria mexicana ante las nuevas exigencias ambientales

*Raúl Tornel**

Antecedentes

El sector industrial se encuentra agremiado en 67 cámaras y 28 asociaciones, las que forman la Confederación de Cámaras Industriales de los Estados Unidos Mexicanos (CONCAMIN), cuyas funciones son las de representación, defensa y promoción de la industria, y en ese sentido representa los intereses de más de 300 mil industrias en el país, siendo aproximadamente el 97% micro y pequeñas industrias, cerca del 2% medianas, y menos del 1% grandes.

En términos económicos, el sector industrial representa el 34% del producto interno bruto del país y ocupa al 24% de la población trabajadora. Sus principales ejes de acción en la actualidad son la Vinculación con Mercados Externos, la Innovación Tecnológica, la Calidad Total y la Gestión Ambiental.

Estructura industrial de los países del TLCAN

Continuamente escuchamos que la industria en México es diferente de la de Estados Unidos y Canadá, no siempre estamos conscientes de la magnitud de estas asimetrías. Conocerlas nos permite comprender nuestra realidad.

En nuestro país, más del 97% del sector productivo está compuesto por micro y pequeñas empresas, por menos del 65% en Estados Unidos y poco más del 72% en Canadá; asimismo, la industria en México es 20 veces más pequeña que la de los Estados Unidos y la mitad de tamaño de la de Canadá.

* Comisión de Ecología de la Industria Nacional de la Confederación de Cámaras Industriales de los Estados Unidos Mexicanos (CONCAMIN).

Empresas	México	E.U.A.	Canadá
Micro y pequeña	97.3%	64.60%	72.30%
Mediana	1.50%	33.70%	26.40%
Grande	1.00%	1.60%	1.30%
Total	100%	100%	100%

Fuente: CONCAMIN, 1996.

El Tratado de Libre Comercio y el Acuerdo de Cooperación Ambiental

Durante las negociaciones del Tratado de Libre Comercio de Norteamérica, se generó una intensa participación industrial, pero llamó particularmente la atención cuando en su ratificación se involucró a las variables ambiental y laboral. La asimetría económica que presumía ventajas comparativas para México, por su potencial para captar inversiones y capitales, fue utilizada por grupos ambientalistas y de trabajadores para enfatizar que los bajos costos laborales y ambientales conformaban un paraíso ambiental y laboral que atraería a las empresas, creando una acelerada industrialización a costa de mayor deterioro tanto ambiental como de las condiciones laborales. Esto dio lugar a la implementación de los acuerdos paralelos del TLC en materia ambiental y laboral, así como la creación de la Comisión de Cooperación Ambiental de Norteamérica con sede en Montreal, Canadá.

Hoy podemos afirmar que en México no se ha instalado ni una sola empresa motivada por estos argumentos.

En México la expectativa de la ratificación del TLC favoreció la inversión de más de mil cien millones de dólares en proyectos ambientales, aun después de la devaluación de nuestra moneda en diciembre de 1994 y la aguda crisis posterior. Los cálculos más conservadores estiman que el crecimiento promedio de las inversiones ambientales en los últimos tres años ha sido de más del 16% anual.

No obstante, nuestro retraso ambiental también representa una enorme desventaja, puesto que un problema de contaminación es el efecto de un proceso poco eficiente, lo que representa entre un 10 y 20% de costos adicionales, por el consumo de materias primas con respecto a las mejores tecnologías y eficiencias energéticas, sin considerar otros costos involucrados en el control de esa contaminación.

Por ello, en el marco de la cooperación trinacional, debiera darse un mayor énfasis a superar las asimetrías fortaleciendo los mecanismos de transferencia tecnológica, la formación de recursos humanos y el financiamiento de la reconversión industrial de los sectores más afectados.

Es un hecho el reconocimiento general del deterioro ecológico, así como que el problema rebasa cualquier ámbito institucional o geográfico, por lo que es impensable su solución sin la cooperación entre los diversos actores sociales, solución que obliga a un minucioso examen de las causas reales del problema, así como de las responsabilidades de cada uno de los integrantes de la sociedad para atenderlo.

La industria mexicana coincide con el interés nacional que considera a los ecosistemas como patrimonio común de la sociedad, aun antes del surgimiento de la preocupación general sobre los problemas ambientales de los recientes años, ya participaba con propuestas y acciones específicas para el uso más racional de los recursos naturales y la protección de nuestro entorno.

Por otro lado, las autoridades ambientales han reconocido que no sólo corresponde al sector industrial enfrentar el problema de la contaminación y hacerse cargo de la totalidad de su costo, así como que el desarrollo social y económico no está reñido con la ecología.

Esta nueva correlación social ha permitido el inicio de la revisión exhaustiva del marco regulatorio ambiental para adecuarlo a las características de nuestro país, tanto geográficas, económicas, sociales y poblacionales así como la realidad de los sistemas productivos existentes, en un afán de hacer leyes y normas que puedan ser cumplidas, tomando en consideración la gradualidad en su aplicación. Esto permitirá a los industriales hacer previsiones tanto técnicas como logísticas y económicas, como ha sido planteado en el *Programa de Normalización Ambiental Industrial 1997-2000*.

No obstante, debemos también ser claros al evaluar las condiciones de cumplimiento de las exigencias ambientales por parte de la industria mexicana, partiendo de reconocer la diferenciación tecnológica y operativa entre las grandes y muy grandes empresas y las pequeñas y micro industrias.

Asimismo, es normal que la actitud hacia el medio ambiente difiera radicalmente de acuerdo al tamaño de la empresa; la gran empresa lo considera como una inversión, mientras para la pequeña y la micro se presenta como un gasto irre recuperable.

Aun situándose entre las grandes empresas, el crecimiento desigual de los diferentes sectores tiene un impacto sobre medio ambiente que puede ser negativo si las industrias que más crecen lo hacen solamente por el uso intensivo de recursos; o positivo si se considera que al ingresar a los mercados internacionales se obligan a un mejor desempeño ambiental.

La micro y pequeñas industrias se caracterizan por su atraso tecnológico, su limitado margen de operación, y su falta de infraestructura administrativa, que ciertamente las alejan de la competitividad y la ecoeficiencia, pero al mismo tiempo, por su relativa simplicidad, tienen una capacidad muy grande de incorporar técnicas de producción más limpia. Sin embargo, esta limitada capacidad administrativa de las micro y de algunas pequeñas empresas, las coloca en un estado de marginación, pues están sujetas en la misma medida que la mediana y gran empresa al cumplimiento de la complejísima legislación mexicana, tanto fiscal, como laboral, ambiental, etc. Esta situación limita al micro empresario y propicia en muchas ocasiones la clandestinidad, ya sea por ignorancia, o por verdadera imposibilidad de dar cumplimiento a las disposiciones establecidas, lo que da lugar a un campo de cultivo ideal para que florezca la corrupción.

Los micro y pequeños empresarios no son sujetos de crédito, no pueden dar garantías, una gran mayoría no es dueña del local donde operan y los locales son rentados,

también es frecuente encontrar este tipo de empresas instaladas en los domicilios particulares de su propietario.

Muchas de estas unidades productivas, se encuentran en problemas financieros con deudas vencidas. Para algunas micro empresas su única línea de crédito es a través de la tarjeta de crédito del empresario, con intereses que se los acaban.

Se encuentran muy lejos de poder acceder a mercados internacionales y excepcionalmente han funcionado las empresas integradoras.

Se han desperdiciado recursos para fines ambientales, por falta de difusión adecuada, y de mecanismos para acceder a ellos y en muchas ocasiones por el temor del empresario de verse atrapado por un crédito que no sabe si podrá afrontar.

Es clara la necesidad de flexibilidad regulatoria que induzca la racionalización en el uso de recursos, pero que no impida el desarrollo de las unidades productivas.

La industria nacional se encuentra en el proceso de asumir el reto de producir más limpiamente y prueba de ello son las inversiones ambientales que, de acuerdo a las cifras oficiales, superaron los 3 mil millones de dólares en 1996.

Este reto, que a menudo se califica como negativo para las empresas, constituye un elemento orientador de las inversiones que en el largo plazo tiene efectos positivos sobre las empresas ya que induce a un menor gasto y desperdicio.

El comercio con los países de Norteamérica a raíz de la firma del TLC, puede darnos de manera indirecta indicaciones en el sentido del incremento de la competitividad de nuestra industria, al elevarse notoriamente entre 1993 y 1996 las exportaciones de los subsectores de productos manufacturados, auto partes, artículos metálicos y eléctricos, productos textiles, alimentos, productos agropecuarios, bebidas y de maquinaria y equipo. Actividades que en otras épocas, además de que eran poco competitivas, eran señaladas como ambientalmente agresivas.

En otro orden de ideas, es significativo el hecho de que hasta ahora los patrones de inversión de las industrias, sin importar el tamaño, prácticamente no han sido afectados, dado que los costos ambientales de las empresas en conjunto representan menos del 2% de los costos totales de operación.

Significativo también es que las inversiones ambientales de la industria en 1995 se realizaron de la siguiente manera:

- 50% en plantas de tratamientos de agua.
- 25% para diversos controles de emisiones a la atmósfera.
- 13% en construcción de puertos de muestreo.
- 10% en almacenamiento y control de desechos.
- 2% otros.

Asimismo, los motivos que más influyeron en la realización de inversiones ambientales fueron:

- 60% disposiciones regulatorias.
- 25% políticas empresariales corporativas.
- 12% reglamentos del país de origen de las empresas extranjeras que operan aquí.
- 3% otros.

Cabe aclarar que otras razones que influyeron en las inversiones ambientales y que en muchas ocasiones no son cuantificables, o no se expresan explícitamente dentro de las políticas corporativas, fueron: los ahorros potenciales, evitarse problemas con la comunidad, la imagen corporativa, situaciones de ética de la corporación, problemas de salud laboral y la implementación de ISO 14000.

Se estima que más del 70% de las empresas que realizaron inversiones ambientales reportaron incrementos significativos en ecoeficiencia, contra casi el 16% que no los presentaron y un 13% que no tiene un sistema que le permita cuantificar los resultados.

Es importante señalar que para la mayoría de las empresas la depreciación acelerada de los equipos de control, la simplificación administrativa y los programas de la banca de desarrollo, así como los de Nacional Financiera, no han sido prácticamente utilizados por los industriales para obtener recursos aplicables en inversión ambiental, campo en el que debemos trabajar.

Con esto solamente quisimos ejemplificar la diversidad de aspectos a tomar en cuenta al hacer el análisis de la industria mexicana, que si bien ha sido muy afectada por las recurrentes crisis sexenales, también trata de aprovechar esta coyuntura para hacerse más competitiva.

Basta citar que industrias como las de celulosa y papel, refresquera y de la cerveza, producen en México con consumos de agua menores hasta en más del 50% que nuestros socios comerciales de Norteamérica, y que la industria cementera ha desarrollado procesos tecnológicos para el control de sus emisiones y para el uso de combustibles alternos que la ha situado a la vanguardia mundial. Asimismo, todos los fabricantes de detergentes en nuestro país han realizado un acuerdo voluntario para producir desde hace más de un año exclusivamente detergentes biodegradables.

Las oportunidades de desarrollo en nuevas áreas económicas como la acuicultura, las plantaciones forestales, o el ecoturismo, e incluso tradicionalmente ambientales como las plantas de tratamiento de aguas residuales, o el manejo integral de los residuos industriales, crearán mercados para las industrias mexicanas, pero para que puedan aprovecharlas deberá impulsarse la innovación tecnológica y la modernización industrial a través de incentivos económicos, financiamiento accesible y simplificación de trámites para la aprobación de créditos con fines ambientales.

Deberemos apoyar institucionalmente tanto en las representaciones empresariales como en la esfera gubernamental y financiera, a la pequeña y mediana empresa para lograr su desarrollo y evitar su rezago, que se convertirá en el corto tiempo en una barrera tecnológica, pero por sus implicaciones ambientales más que productivas.

Dentro de la Política Ecológica Industrial de CONCAMIN, se tiene previsto establecer una Red de Información Ambiental que permita a los industriales actualizarse permanentemente en la Gestión Ambiental y tener acceso a los desarrolladores de tecnologías y servicios para la producción más limpia, capacitación y entrenamiento, y a los Prestadores de Servicios y Productos Ambientales que se caractericen por su seriedad profesional.

Consideramos que la autorregulación, la normalización voluntaria, la certificación de los sistemas de administración ambiental constituyen el modelo más efectivo para lograr en el corto plazo resultados ambientalmente satisfactorios.

Con la celebración del Convenio de Concertación que instrumentará la Nueva Política Ambiental para la Industria Mexicana, se pone de manifiesto el interés del sector por participar activamente en los temas ambientales. Esta política es consecuencia del fructífero Programa de Protección Ambiental y Competitividad Industrial, celebrado hace casi dos años, el cual marcó una nueva era de colaboración entre las autoridades ambientales y la industria organizada del país, centrada en la cooperación y la promoción del crecimiento sustentable. En él se ha establecido una relación caracterizada por el mutuo entendimiento, un clima de confianza y reglas claras que permiten generar una visión de largo plazo.

Globalización, libre comercio y sustentabilidad ambiental

*Raúl Conde**

Pocos son los dominios en donde la globalización aparece como un hecho incontrovertible como lo es en lo concerniente a la problemática del medio ambiente. Pero al mismo tiempo, puede afirmarse que es en los numerosos problemas que plantea la sustentabilidad ambiental en donde menos consecuente se ha sido con el carácter global de esos fenómenos. Por ello, en realidad debiéramos decir que lo que existe desde hace poco más de una década es más bien una conciencia clara e intensa de que el medio ambiente constituye una unidad, una inmensa y compleja red planetaria indivisible. Podemos afirmar, incluso, que ha sido la puesta en evidencia de esta unidad ambiental la que ha dado sus cartas de nobleza al concepto de la globalización.

La relación que se ha establecido entre medio ambiente y globalización ha sido utilizada para remitirnos automáticamente a la idea de que enfrentar la problemática ambiental implica estrategias igualmente de naturaleza global. Esta afirmación, sin embargo, suele interpretarse en el sentido de que toda institución política o económica que tienda a fragmentar artificialmente la unidad ambiental, como por ejemplo la nación, los intereses nacionales y su expresión en las diversas formas de intervención estatales, podría convertirse en un obstáculo más que en un factor coadyuvante para la sustentabilidad ambiental. Pero todavía más, de esta afirmación se intenta saltar a una tercera: el libre cambio y la desregulación internacional, al ser considerados como la expresión económica de la globalización, parecerían ser políticas cuya compatibilidad con la característica de globalidad del fenómeno ambiental no debería ser cuestiona-

* Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.

da o, por lo menos, que el despliegue del librecambismo no debería perjudicar a las estrategias de salvaguarda del medio ambiente, es decir, a los propósitos de desarrollo sustentable.

Dentro de este orden de cosas, el libre mercado nuevamente aparecería como la mejor opción a tomar en lo concerniente a la sustentabilidad ambiental. La racionalidad del libre mercado, desplegada irrestrictamente como por definición lo indicaría el concepto mismo, sería pues, según esta argumentación, compatible con las exigencias de ese desarrollo sustentable. Se establecería de esta suerte un círculo virtuoso entre globalización, libre comercio, desregulación y sustentabilidad ambiental. En las páginas que siguen nos proponemos discutir la validez de estas relaciones y sus premisas.

Globalización: las confusiones de una noción

Entre la noción de globalización, concebida como una tendencia hacia la homogenización productiva y del consumo, noción detentada por los ideólogos del neoliberalismo a ultranza, la cual define este espacio, al final de cuentas, como un inmenso mercado planetario sin fronteras, sin estados, en donde las naciones serían sólo los paquetes factoriales distintos que postula la teoría pura del comercio internacional en el marco del modelo H.O.S. (Hersher-Ohlin-Samuelson), y la noción de mundialización como la que concibe este proceso como la constitución de una nueva jerarquía de las relaciones económicas mundiales, se encuentra una noción de mundialización que es retomada por el llamado Grupo de Lisboa:

Ella describe el proceso según el cual eventos, decisiones y actividades que habiendo tenido curso en algún punto del planeta termina por tener importantes repercusiones sobre individuos y colectividades que habitan muy lejos de ahí.

La mundialización se manifiesta por dos fenómenos distintos, por su alcance y por su intensidad. Por una parte, ella se extiende a un conjunto de procesos que engloban casi a la Tierra entera o que se desarrollan a escala mundial; el concepto adquiere entonces una connotación de orden espacial. Por otra parte, ella supone una intensificación de los grados de interacción, de interconexión o de interdependencia que se establecen entre los estados y las sociedades y que constituyen la comunidad mundial. La extensión de los procesos va, pues, a la par con su profundización... Por supuesto, la mundialización no quiere decir que nuestro mundo esté por convertirse en más unido políticamente, más interdependiente económicamente y más homogéneo culturalmente. La mundialización permanece como un fenómeno muy desigual en su extensión y muy diferenciada en sus consecuencias. (McGrew, Lewis, 1992, citado por Groupe de Lisbonne, 1995, p.60)

La cita anterior nos describe con honestidad los alcances efectivos del concepto de globalización tal como hasta ahora se ha construido. La noción esencialmente nos habla de interdependencias de procesos económicos, políticos y culturales, pero sin calificar

la naturaleza y alcance de esas interdependencias. También la definición nos señala que el proceso de globalización es desigual en sus efectos e incluso el texto transcrito nos sugiere pensarlo como un proceso que introduce relaciones jerárquicas, al producir esa globalización consecuencias diferenciadas por países y regiones. Examinemos estos rasgos.

La noción de interdependencia mundial es frecuentemente usada como sinónimo de la globalización, lo que a su vez intenta remitirnos a una imagen de relaciones crecientes entre economías en un contexto de tendencia hacia la homogenización de las estructuras productivas y de los patrones de consumo. Puesto así, la vaguedad del concepto nos parece evidente. Podemos profundizar si definimos la interdependencia como una situación de dependencia recíproca. En este caso: “ella no designa solamente la apertura creciente entre los países. Propiamente dicho, es solamente cuando el grado de especialización de la economía y el nivel de intercambio son suficientemente elevados como para que pueda haber interdependencia. *Economías abiertas* no forman un sistema de interdependencias más que cuando la coyuntura de una influye significativamente a la coyuntura de las otras y que estas retroactúan sobre la primera” (Kebabdjian, 1996, p. 12).

Vemos entonces que si nos atuviéramos de modo estricto al concepto de interdependencia como sinónimo de globalización, deberíamos restringir su aplicación a las economías de la llamada Tríada; se limitaría al conjunto de los países más industrializados. Esta conclusión, desde un punto de vista más empírico, se confirma también. Un importante trabajo reciente sobre los alcances efectivos de la globalización económica nos muestra sus límites como generadora de verdaderos procesos globales. Al analizar cuál es el despliegue de las actividades productivas de las corporaciones multinacionales, vector principal de la globalización, podemos constatar el importante grado de concentración de sus actividades. Si consideramos un conjunto de indicadores sobre la distribución por país y región de las actividades de las multinacionales, tales como la inversión directa de esas empresas, las ventas manufactureras y de servicios, la distribución de los activos manufactureros y de servicios, la de subsidiarias y filiales y la de las utilidades, vemos que en la mayoría de esos indicadores los porcentajes nos indican una concentración de actividad superior al 70% en los países sedes de las multinacionales, sumado al tráfico entre esos mismos países (Hirst y Thompson, 1996, pp. 78-98).

Dado lo anterior, hacer valer la noción de globalización como una forma de interdependencia para caracterizar las relaciones foráneas que mantienen los países en vías de desarrollo, no es nada evidente. A esto deberemos agregar que la globalización hasta ahora trabaja sobre el fraccionamiento de los mercados, más que intentar su homogenización. La movilidad de las corporaciones les permite aprovechar las diferencias existentes en cada mercado, maximizando en el interior de su propia estructura —ella sí integrada—, las ventajas de esas diferencias (Conde, 1996). El movimiento de globalización debe entenderse, en esas circunstancias, más como una suerte de justificación doctrinaria del supuesto anacronismo de las naciones, esto es, como un *globalismo*, el cual se propondría los mismos objetivos que el *librecambismo* a ultranza: imponer a las entidades nacionales las exigencias y reglas del juego de las economías más avanzadas.

Es de esta manera que podemos entender la forma supuestamente global en que han pretendido ser abordados dos problemas básicos del deterioro ambiental planetario: las convenciones sobre el clima y la conservación de la biodiversidad. Hasta ahora, las economías más industrializadas han reconocido la globalidad de esos problemas y la necesidad de establecer negociaciones multinacionales en foros de naturaleza mundial, para enfrentarlos. Pero la lógica de este tratamiento ha consistido, primero, en apartar del problema los intereses inmediatos de las naciones directamente involucradas y dejar la iniciativa a instancias más globales. En segundo lugar, se trata de llevar a cabo la identificación y luego la asignación internacional de los llamados bienes colectivos planetarios. "Se trata de reconocer que esos bienes colectivos (atmósfera, biodiversidad) existen, son físicamente limitados, y que la no regulación de su acceso hace pesar una amenaza a muy corto plazo (cuarenta años) a la escala de la historia humana" (Lipietz, 1992, p.108).

Hasta ahora se ha buscado proceder a través de la creación de nuevos derechos de acceso a esos bienes. Pero aquí se plantea el problema clave: los criterios de asignación y de uso de esos bienes. Las oposiciones surgen de inmediato entre el denominado Norte y los intereses del Sur. Entre los países de este último grupo los propósitos divergen entre los menos avanzados y los que presentan un rápido crecimiento; pero también en el Norte, las posiciones sobre los criterios de asignación son variadas, según provengan de las instancias estatales o de las organizaciones civiles. Al final, parece que el pensamiento económico común se impone y que se ilustra por una comunicación de uno de los principales economistas del Banco Mundial, L. Summers, citado por el autor arriba mencionado:

Una cierta dosis de contaminación debería existir en los países en donde los costos de la enfermedad es el más débil, o dicho de otro modo, en donde los salarios son los más bajos. Pienso que la lógica económica que quiere que masas de desechos tóxicos sean vertidos en donde los salarios son los más débiles es imparable... Siempre he pensado que los países subpoblados de África estaban ampliamente subcontaminados; la calidad del aire es ahí probablemente de un nivel inútilmente bajo en relación a Los Ángeles o México (*Ibid*, p.106).

Desde luego este enfoque se negocia a partir de la capacidad económica de las naciones involucradas. La idea de la desregulación, del libre cambismo confortan una más importante en este terreno: la globalización. El criterio economicista encuentra de este modo el mecanismo para imponerse. La contradicción, sin embargo, no deja de presentarse: toda negociación implica la existencia de una mediación indispensable para llevar a cabo los acuerdos: la eficacia de diplomacia interestatal y el consenso social y político favorable a los estados en cada nación, es decir, se requiere estados fuertes. Así lo reconoce el mismo Banco Mundial en su informe mundial sobre desarrollo y medio ambiente (1992).

Globalización, libre comercio y sustentabilidad ambiental

Hoy las ligas entre el comercio internacional y las cuestiones ambientales son innegables. Ellas no pueden ser ignoradas en la búsqueda de los caminos que nos conduzcan hacia una sociedad sustentable. Hasta el momento, como vimos más arriba, la liga entre la situación actual de las corrientes comerciales internacionales y la problemática ambiental se realiza a través de la noción de globalización, vista esta última como el vector del nuevo crecimiento.

El puente entre globalización y crecimiento se presenta a través del libre comercio y las bondades dinamizadoras que se le atribuyen.

Los defensores del libre comercio argumentan que éste protege al ambiente ayudando a generar el crecimiento económico que, a su vez, incrementa la demanda de protección ambiental y provee de los recursos necesarios para la conservación. Aunque este argumento plantea una situación teóricamente posible, no es fácil aceptar su realización en la práctica (Etkins, *et al.*, 1994, p. 7). Dos razones explicarían esta ruptura entre teoría y realidad:

- a) El crecimiento económico genera inevitablemente externalidades ambientales, que con frecuencia degradan la base de recursos de un país. La aceptación de este hecho por parte de los países más industrializados se ha traducido en el consecuente establecimiento de controles y restricciones que obligan, entre otras cosas, a la realización de inversiones en la protección ambiental, que si bien en el mediano y largo plazos representan nuevos sectores de expansión de un nuevo tipo de industria, en lo inmediato implican mayores costos. Una forma de enfrentarlos ha propiciado políticas de deslocalización de ciertas producciones hacia economías en vías de desarrollo. Habitualmente se trata de ramas asociadas al uso intensivo de fuerza de trabajo y en las que la tecnología permite segmentar los procesos productivos. Las economías en vías de desarrollo que albergan a ese tipo de industrias, en parte en forma de maquila, argumentan la necesidad de hacer valer la supuesta ventaja comparativa que se encuentra en la abundancia de mano de obra.

Pero cabe hacer la siguiente reflexión: si la aplicación de normas más laxas en términos del cuidado ambiental predominantes en esos países, no representa todavía un atractivo mayor para esos capitales foráneos que la abundancia de mano de obra barata. Parecería, dada la situación de dependencia de flujos de capital foráneo de esas economías, que ellas hubieran depuesto su capacidad negociadora para el control de esas externalidades ambientales en la medida que la pregunta de quién es la responsabilidad de su cuidado y de su tratamiento no ha sido claramente respondida en el trato con ese tipo de inversiones. Un tema fundamental derivado del punto anterior se refiere al problema, planteado una y otra vez, del control de los desechos tóxicos.

- b) Por otro lado, varios lustros de práctica de librecambismo no han podido demostrar una relación definitiva entre aperturismo económico y crecimiento (CEPAL,

1996, pp. 19-21). Pero aun en el caso de que pueda aceptarse que el crecimiento económico beneficie a la sustentabilidad ambiental de un país a través de los recursos que puede generar, falta establecer los mecanismos que garanticen que esos recursos podrán gastarse efectivamente en la protección ambiental. Si consideramos lo dicho en el párrafo anterior, dentro de un ambiente de desregulación, libre cambio y predominio de la idea de que las señales del mercado deben dictar cuáles son los usos más rentables de los recursos, orientaciones que buscan proyectarse hacia todas las esferas de actividad social, el problema de la inversión efectiva de recursos para el cuidado ambiental resulta plenamente vigente, al quedar poco lugar para criterios de rentabilidad compatibles con una sustentabilidad de largo plazo: habrá que construirlos.

Los ambientalistas sostienen, no sin razón, que el comercio internacional, dinamizado por objetivos de una mayor competencia, búsqueda de eficiencia microeconómica, reducción de costos por numerosas vías, tiende al uso intensivo de recursos, por lo que puede convertirse en el mecanismo de apalancamiento de la contaminación y del agotamiento acelerado de los recursos naturales del país exportador. Recordemos aquí el comportamiento de los exportadores agropecuarios descrito por los primeros análisis de la CEPAL, en los cuales el deterioro de los términos de intercambio buscaba ser compensado con la baja salarial y la intensificación de la producción. Este último hecho adquiere hoy toda su actualidad en el campo ambiental. El medio ambiente se presenta como un yacimiento de nuevas formas de obtener reducciones de costos: una suerte de *dumping* ambiental cuando las estructuras de producción que la apoyan son perjudiciales para la sustentabilidad. En estas condiciones, la apertura comercial, acompañada de una desregulación administrativa y de una ideología economicista, puede resultar peligrosamente inapropiada.

Es necesario, por ello, que las normas comerciales vigentes reconozcan que las externalidades ambientales son de hecho subsidios, costos sociales que pagan muchas veces los países exportadores de materias primas y recursos naturales. Deben ponerse en marcha medidas eficaces para evitar estas transferencias de sustentabilidad, estos auténticos *dumpings* de países que no cuentan con controles eficaces, o que no protegen su ambiente, o bien que trasladan sus industrias contaminantes a países donde existen débiles estándares ambientales (Daly, 1993, p. 51).

Lo cierto es que si los daños ambientales ocasionados por la producción y el transporte de mercancías que concurren al mercado internacional fueran cargados a sus precios, las relaciones comerciales serían sensiblemente diferentes (Madeley, 1992, p. 33). Es el caso de los productos como los petroleros y los petroquímicos, cuyas estructuras de producción, transporte y distribución generan considerables impactos ambientales que no figuran en sus precios. O como el caso de los productos agropecuarios, que se producen con tecnologías e insumos intensivos en energía y recursos no renovables y dañan al ambiente. (Las exportaciones de algodón, por ejemplo, utilizan una alta proporción de los plaguicidas comercializados en el mundo).

Una estrategia hacia la sustentabilidad requiere de un modo imprescindible que todas las externalidades ambientales sean tomadas en cuenta en las transacciones del comercio internacional (Debelleveu, *et al.*, 1994, p. 65), tanto a nivel de la producción de mercancías como en el ensamblaje, su transporte y distribución.

No obstante los tratados regionales de libre comercio que obligan a la intervención institucional, las características del comercio actual determinan que no sean las naciones las que comercien entre ellas. El tráfico *internacional* ha dejado de ser predominante para ser sustituido por un comercio transnacional. Una alta proporción del comercio se lleva a cabo entre empresas multinacionales, por lo que se trata de un comercio intrafirma. Es este uno de los contenidos principales de la globalización. En efecto, cerca del 70% del comercio mundial es manejado por este tipo de empresas, y puesto que sólo 350 de estas corporaciones acaparan el 40% del comercio mundial, la necesidad de controles ambientales sobre sus actividades se vuelve de una importancia crucial para la sustentabilidad (Daly y Goodland, 1994, p. 89). Hasta hoy no hay ningún acuerdo o tratado que regule o controle los impactos ambientales de estas empresas. Por definición, la globalización es el vector que rompe con la capacidad de las instituciones de carácter nacional para intervenir en asuntos de carácter local.

La globalización constituye una fuerza que busca escamotear la capacidad de intervención estatal, pero precisamente es en el terreno del medio ambiente en donde la necesidad de intervención de la institución estatal es indispensable, como lo demuestra el análisis del Banco Mundial.

Otro hecho que hay que señalar es que muy a menudo el comercio internacional promueve cambios en los regímenes de tenencia de la tierra y en los derechos de propiedad. Es el caso muy notorio de los humedales costeros y los bosques tropicales lluviosos, que han sido utilizados para desarrollos acuaculturales y monocultivos de plantación para la exportación, generando graves perjuicios ambientales e intensos conflictos entre los habitantes de las poblaciones rurales a partir de los cambios en la tenencia de la tierra. Los casos de Malasia e Indonesia, en el sureste asiático y de Brasil, Ecuador y México, en América Latina, son bastante ilustrativos al respecto. La situación se vuelve extremadamente delicada no sólo por el tipo de impactos ecológicos sobre ecosistemas altamente productivos, como las lagunas costeras y humedales, donde se impulsan monoproducciones como las del camarón, o en áreas boscosas, donde se promueven proyectos como los de las grandes plantaciones de eucaliptos, sino porque los cambios en la tenencia de la tierra son fuentes de profundos, y muchas veces irresolubles, conflictos sociales.

Otra cuestión que figura en la mesa de los debates sobre el comercio internacional es el papel que juega la deuda externa de los países exportadores de materias primas y productos agropecuarios. Como se sabe, las consecuencias ecológicas del pago de la deuda son con frecuencia desastrosas (Daly y Cobb, 1993, p. 213). Grandes extensiones de bosques tropicales desaparecen, sustituidas por monocultivos o por la ganadería, cuyos productos son destinados a la exportación. El pago de la deuda no deja otro camino.

Finalmente, una cuestión extremadamente importante: tendrán que crearse mecanismos destinados a evitar el uso de argumentos ambientales para justificar la discriminación contra países exportadores por razones políticas o económicas (casos del atún mexicano y el del camarón brasileño).

Ante la sensible falta de mecanismos que ligen al comercio internacional con sus consecuencias ambientales, existe una extrema necesidad de estudios empíricos, caso por caso, entre productos de exportación y sus efectos ambientales, que permitan desarrollar un marco integrado de acuerdos comerciales y ambientales. Esto sería, sin duda, un paso de enormes consecuencias en la reformulación del papel del comercio internacional en la construcción de una sociedad sustentable, ya que:

- Mejoraría y haría más eficaces las acciones de las naciones ante los problemas ambientales globales.
- Resolvería disputas por contaminaciones fronterizas.
- Apoyaría el cambio hacia estructuras productivas energética y ambientalmente más eficaces y sanas.
- Apoyaría la asignación eficiente de los recursos, la distribución equitativa de los beneficios del comercio internacional y al establecimiento de escalas referidas a la sustentabilidad de los ecosistemas.
- Permitiría la adopción de instrumentos regulatorios y económicos orientados a la conservación de los recursos y al control de los desechos, en todas las fases de la producción, transporte y distribución de productos destinados a la exportación.
- Facilitaría, en suma, la transición hacia una sociedad sustentable.

Comentarios finales

Tanto los procesos de globalización, como los del libre comercio y sus efectos sobre el medio ambiente son en la actualidad pobremente comprendidos, lo que plantea la necesidad de desarrollar marcos conceptuales y analíticos para abordarlos. Sobre todo los efectos indirectos por la vía de los precios y las regulaciones del mercado impuestas por organismos internacionales como el GATT. Acuerdos como el TLC y el GATT necesitan someterse al análisis bajo las propuestas teóricas comunes de la ecología y la economía.

Las cuestiones de la sustentabilidad y de la base de recursos naturales necesarios para alcanzar tal sustentabilidad, tienen que servir de punto de referencia en el análisis del libre comercio. ¿Es el libre comercio sustentable? No sabemos en la actualidad las tasas a las cuales podemos *sustentablemente* extraer y comerciar nuestros recursos naturales (Daly y Cobb, 1993, p.194).

Es preciso llevar el debate al terreno donde la globalización se ha vuelto una cuestión incontrovertible: la protección ambiental de bienes comunes y de las funciones ambientales de la biosfera. Pero no sólo eso: hay que incluir en la agenda el uso sustentable de los recursos naturales de los países proveedores de materias primas y receptores de tecnologías intensivas en el uso de energía.

Bibliografía

- Banco Mundial, 1992. *Informe sobre el desarrollo mundial: Desarrollo y medio ambiente*. Banco Mundial, Washington D.C.
- CEPAL. 1996, *Panorama de la inserción internacional de América Latina y el Caribe*. CEPAL-ONU.
- Conde, Raúl, 1996. "Globalización y política económica: los límites del crecimiento", *Cuadernos del seminario*, núm.1. Instituto de Estudios Educativos y Sindicales de América. México
- Daly, H. y R. Goodland, 1994. "An ecological-economic assessment of deregulation of international commerce under GATT", en *Ecological Economics*, 9:1-12.
- Daly, H. y J. B. Cobb, Jr., 1993. "El libre comercio contra la comunidad", en H. E. Daly y J. B. Cobb, Jr. *Para el bien común*. Fondo de Cultura Económica. México.
- Daly, H., 1993. "The Perils of Free Trade", en *Scientific American*. November, pp. 50-57.
- Debellevue, E. B., E. Hitzel, K. Cline, J. A. Benitez, J. Ramos-Miranda y O. Segura, 1994. "The North American Free Trade Agreement: an ecological-economic synthesis for the United States and Mexico", en *Ecological Economics*, 9:53-71.
- Ekins, P., C. Folke y R. Costanza, 1994. "Trade, environment and development: the issues in perspective" en *Ecological Economics*, 9:1-12.
- Groupe de Lisbonne, 1995. *Limites à la compétitivité; vers un nouveau contrat mondial*. Les Editions du Boreal, Canadá.
- Hirst, P., Thompson, G., 1996. *Globalization in question*. Polity Press, E.U.
- Kebabdjian, Gerard, 1996. "La nouvelle hégémonie américaine", en *Sciences humaines*, Hors-Série No 11, Décembre 1995–Janvier 1996.
- Lipietz, Alain, 1992. *Berlin, Bagdad, Rio*. Editions Quai Voltaire, París.
- Madeley, J., 1992. *Trade and the Poor*. Intermediate.
- OECD, 1994. *The Environmental Effects of Trade*. París, Francia.

Apuntes sobre comercio internacional, competencia y medio ambiente

*José Antonio Cerro**

I. Introducción

COMPETENCIA

¿Qué es la competencia?

Definición amplia: Habilidad de las economías nacionales para crear rápida y sostenidamente ganancias que mejoren los estándares de vida de sus habitantes (World Economic Forum).

Definición restringida: Habilidad de las empresas para sobresalir haciendo sus productos o servicios mejores y/o de una manera más adecuada que su competencia a través del tiempo.

Es necesario distinguir entre:

- Mercados competitivos
- Mercados diferenciados

Ventaja comparativa: énfasis en costos y precios relativos.

Ventaja competitiva: contexto de mercados de competencia imperfecta donde además de precio y costo se incorporan atributos como calidad, diseño, servicio y otros factores de diferenciación.

Tres elementos a considerarse:

- Tecnológico: efectos del cambio tecnológico
- Comercial: capacidad de obtener mejores condiciones
- Política económica: medidas para incrementar la productividad

* Instituto Tecnológico Autónomo de México (ITAM).

II. Indicadores de competitividad a nivel internacional

- Trabajo del World Economic Forum que considera 400 indicadores
- Resultados distintos según los índices considerados, su valoración subjetiva y su ponderación
- Cómo medir y jerarquizar
- Dónde está México (ver Cuadros 1 al 3)
- Necesidad de nuestros propios indicadores

III. Principales indicadores: el caso de México

- Productividad del trabajo (Cuadro 7)
- Salarios reales (Cuadro 8)
- Tasas de interés: nominales y reales (Cuadro 6)
- Nivel de precios (Cuadro 5)
- Tipo de cambio (Cuadro 5)

IV. Algunas conclusiones (Cuadro 9):

Comportamiento de los índices en dos periodos diferenciados:

El periodo 1988-1994 se caracteriza por:

- Productividad del trabajo
- Salarios reales
- Tasas de interés: nominales y reales
- Nivel de precios
- Tipo de cambio

Desde finales de 1994:

- Productividad del trabajo
- Salarios reales
- Tasas de interés: nominales y reales
- Nivel de precios
- Tipo de cambio

V. Competencia y comercio internacional

El análisis del comportamiento de la balanza comercial y su relación con la razón entre el nivel de precios y el tipo de cambio, con estas variables como cruciales en la explicación de la primera (Cuadro 10)

VI. Competencia y medio ambiente

Necesidad de incorporar indicadores en relación al medio ambiente.

Definición de desarrollo sustentable:

- Maximizar el bienestar de la generación presente sin dañar la situación de la próxima.

Búsqueda de soluciones:

- Generar productos comerciables de los residuos contaminantes
- Hacer más eficiente el proceso
- Imposibilidad de ambos, crea necesidad de intervención del gobierno

Papel del gobierno:

- Utilización de políticas para compensar el aumento de costos
- Medidas para evitar la reducción de competitividad

Cuadro 1. Indicadores de competitividad (1995)

Lugar	País	Lugar	País
1	Singapur	25	Islandia
2	Nueva Zelanda	26	Tailandia
3	Hong Kong	27	Argentina
4	Dinamarca	28	Corea
5	Suiza	29	Perú
6	Holanda	30	España
7	Finlandia	31	Portugal
8	EUA	32	Indonesia
9	Alemania	33	Filipinas
10	Austria	34	Jordania
11	Suecia	35	Brasil
12	Noruega	36	Sudáfrica
13	Australia	37	Turquía
14	Canadá	38	India
15	Chile	39	Colombia
16	Taiwán	40	Italia
17	Irlanda	41	Grecia
18	Bel/Lux	42	República Checa
19	Malasia	43	Hungría
20	Israel	44	México
21	Reino Unido	45	Polonia
22	Francia	46	China
23	Japón	47	Venezuela
24	Egipto	48	Rusia

Cuadro 2. Competitividad de México (IMD)

Año	Economía	Internacionalización	Gobierno	Finanzas	Infraestructura	Capacidad gerencial	Ciencia y tecnología	Recursos humanos	Total
1993	30	40	16	22	33	31	42	39	33
1994	33	38	9	31	30	30	37	36	29
1995	37	43	39	44	31	37	46	38	42
1996	44	40	38	42	31	35	46	39	42
1997	36	38	30	42	29	35	46	39	40

Cuadro 3. México

Fortaleza económica (45)	Costo de vida (20)
	Perspectivas económicas (45)
Internacionalización (35)	Inversión extranjera (10)
	Apertura cultural (45)
Gobierno (39)	Deuda (15)
	Estabilidad política (47)
Finanzas (46)	Disponibilidad financiera (45)
	Costo de capital (46)
Infraestructura (33)	Autosuficiencia energética (6)
	Infraestructura de transporte (40)
Capacidad general (41)	Costo de mano de obra (14)
	Eficiencia administrativa (42)
Ciencia y tecnología (45)	Patentes (27)
	Personal para I y D (48)
Fuerza de trabajo (39)	Empleo (28)
	Características de la fuerza de trabajo (40)
Índice general	

Cuadro 4. México indicadores de medio ambiente

Calidad de vida	40	48
Leyes de protección	26	48
Reciclamiento de recursos	42	48
Reciclamiento de vidrios	20	28
Plantas de tratamiento de aguas	39	39
Índice de efecto invernadero	11	46
Emisiones de dióxido de carbono	15	46
Emisiones de CFC	13	46
Generación de desperdicios industriales	26	33
Generación de desperdicios industriales	5	32
Cambios en el área boscosa	42	45

Cuadro 5. México indicadores de competitividad

Año	IPC	Tipo de cambio	Tasa de interés	Salario nominal	Productividad trabajo	Costo trabajo	TC/IPC	Salario real
1985	7,12	9,10	199,84	89,63			127,85	114,59
1986	13,25	21,67	64,73	64,73			163,52	105,85
1987	30,72	48,81	69,00	69,00	84,80	81,37	158,91	109,65
1988	65,79	81,24	83,22	83,22	88,00	94,57	123,47	102,76
1989	78,96	88,88	90,04	90,04	94,10	95,78	112,56	101,35
1990	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
1991	122,66	65,30	116,00	116,00	105,70	109,74	86,54	100,39
1992	141,68	109,64	59,19	140,96	111,60	126,18	77,38	109,08
1993	155,50	113,98	55,09	156,79	121,00	129,64	73,30	114,93
1994	166,33	122,97	49,56	157,32	134,70	117,23	73,93	116,31
1995	224,55	231,94	0,00	99,09	136,49	72,69	103,29	102,35

Fuente: Elaborado con datos de INEGI.

Cuadro 6. Tasas de interés

Año	México	Canadá	EUA
1985	76,17	9,56	7,95
1986	102,98	9,16	6,50
1987	123,49	8,39	6,81
1988	55,39	9,66	7,66
1989	48,69	12,21	8,99
1990	38,12	13,03	8,06
1991	24,89	8,90	5,87
1992	22,56	6,73	3,75
1993	21,00	4,97	3,22
1994	18,89	5,66	4,66
1995	57,41	7,50	5,96

Fuente: Elaborado con datos de INEGI.

Cuadro 7. Índice de productividad del trabajo

Año	México	Canadá	EUA
1987	84,80	95,00	94,20
1988	88,00	97,00	96,80
1989	94,10	96,70	98,20
1990	100,00	100,00	100,00
1991	105,70	104,60	101,80
1992	111,60	110,30	106,80
1993	121,00	115,10	110,80
1994	134,70	120,10	114,30
1995	136,49	123,37	118,44

Fuente: Elaborado con datos de INEGI.

Cuadro 8. Salario por hora (dólares)

Año	México	Francia	EUA
1985	1,26	3,51	9,54
1986	0,91	4,76	9,69
1987	0,97	5,74	9,86
1988	1,17	5,98	10,14
1989	1,27	5,85	10,44
1990	1,41	6,97	10,78
1991	1,63	7,03	11,13
1992	1,98	7,76	11,41
1993	2,20	7,47	11,70
1994	2,21	7,86	12,01
1995	1,40	8,75	12,26

Fuente: Elaborado con datos de INEGI.

Cuadro 9. Evolución de indicadores

Indicador	Tasa de cambio anual					
	ene-89	dic-94	dic-95	E89\D94	D94\D95	E89\D95
Índice de precios al consumidor	73,58	171,75	246,68	14,13	36,21	17,28
Tipo de cambio	81,61	142,04	239,77	9,24	52,36	15,40
Tasa de interés	146,01	55,39	128,37	-16,16	84,06	-1,84
Salario real (dólares)	86,78	116,66	93,89	4,93	-21,71	1,13
Productividad del trabajo	91,90	148,40	146,90	7,99	-1,02	6,70
Costo mano de obra (dólares)	94,43	78,61	63,92	-3,06	-20,69	-5,58
TC/IPC	110,91	82,70	97,20	-4,89	16,15	-1,89
Salario real (pesos)	96,25	96,48	91,26	0,04	-5,56	-0,76
Costo mano de obra (pesos)	104,73	65,01	62,13	-7,95	-4,54	-7,46

Cuadro 10. México

Año	Exportación (X)	Importación (M)	X/M	IPC	Tipo de cambio (TC)	TC/IPC
1980	18031	21089	0,85	0,01	0,01	0,92
1981	23307	27184	0,86	0,01	0,01	1,04
1982	24055	17011	1,41	0,01	0,03	2,97
1983	25953	11848	2,19	0,02	0,05	2,22
1984	29100	15916	1,83	0,04	0,07	1,64
1985	26757	18359	1,46	0,06	0,12	1,97
1986	21804	16784	1,30	0,10	0,31	3,01
1987	27600	18812	1,47	0,21	0,75	3,53
1988	30692	28082	1,09	0,55	0,77	1,41
1989	35171	34766	1,01	0,84	0,90	1,07
1990	40711	41593	0,98	1,00	1,00	1,00
1991	42688	49967	0,85	1,19	1,04	0,88
1992	46196	62129	0,74	1,33	1,06	0,80
1993	51886	65367	0,79	1,44	1,05	0,73
1994	60882	79346	0,77	1,54	1,81	1,18

Economía Ambiental: Lecciones de América Latina
del Instituto Nacional de Ecología se terminó de imprimir
en diciembre de 1997 en los talleres de Desarrollo Gráfico Editorial, S.A. de C.V.

La corrección de los textos corrió a cargo de Raúl Marcó del Pont,
Pedro A. Ortiz, Raúl Berea y Eduardo Vega.
La composición tipográfica la realizó Enkidu Editores S.A. de C.V.
El cuidado de la producción corrió a cargo
de la Coordinación de Participación Social y Publicaciones del INE.

El tiraje fue de 1,000 ejemplares
más sobrantes para reposición.

The value of the world's ecosystem services and natural capital

Robert Costanza^{*†}, Ralph d'Arge[‡], Rudolf de Groot[§], Stephen Farber^{||}, Monica Grasso[†], Bruce Hannon[‡], Karin Limburg^{#☆}, Shahid Naeem^{**}, Robert V. O'Neill^{††}, Jose Paruelo^{‡‡}, Robert G. Raskin^{§§}, Paul Sutton^{|||} & Marjan van den Belt[¶]

^{*} Center for Environmental and Estuarine Studies, Zoology Department, and [†] Insitute for Ecological Economics, University of Maryland, Box 38, Solomons, Maryland 20688, USA

[‡] Economics Department (emeritus), University of Wyoming, Laramie, Wyoming 82070, USA

[§] Center for Environment and Climate Studies, Wageningen Agricultural University, PO Box 9101, 6700 HB Wageningen, The Netherlands

^{||} Graduate School of Public and International Affairs, University of Pittsburgh, Pittsburgh, Pennsylvania 15260, USA

[¶] Geography Department and NCSA, University of Illinois, Urbana, Illinois 61801, USA

[#] Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York, USA

^{**} Department of Ecology, Evolution and Behavior, University of Minnesota, St Paul, Minnesota 55108, USA

^{††} Environmental Sciences Division, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee 37831, USA

^{‡‡} Department of Ecology, Faculty of Agronomy, University of Buenos Aires, Av. San Martin 4453, 1417 Buenos Aires, Argentina

^{§§} Jet Propulsion Laboratory, Pasadena, California 91109, USA

^{|||} National Center for Geographic Information and Analysis, Department of Geography, University of California at Santa Barbara, Santa Barbara, California 93106, USA

[¶] Ecological Economics Research and Applications Inc., PO Box 1589, Solomons, Maryland 20688, USA

The services of ecological systems and the natural capital stocks that produce them are critical to the functioning of the Earth's life-support system. They contribute to human welfare, both directly and indirectly, and therefore represent part of the total economic value of the planet. We have estimated the current economic value of 17 ecosystem services for 16 biomes, based on published studies and a few original calculations. For the entire biosphere, the value (most of which is outside the market) is estimated to be in the range of US\$16–54 trillion (10¹²) per year, with an average of US\$33 trillion per year. Because of the nature of the uncertainties, this must be considered a minimum estimate. Global gross national product total is around US\$18 trillion per year.

Because ecosystem services are not fully 'captured' in commercial markets or adequately quantified in terms comparable with economic services and manufactured capital, they are often given too little weight in policy decisions. This neglect may ultimately compromise the sustainability of humans in the biosphere. The economies of the Earth would grind to a halt without the services of ecological life-support systems, so in one sense their total value to the economy is infinite. However, it can be instructive to estimate the 'incremental' or 'marginal' value of ecosystem services (the estimated rate of change of value compared with changes in ecosystem services from their current levels). There have been many studies in the past few decades aimed at estimating the value of a wide variety of ecosystem services. We have gathered together this large (but scattered) amount of information and present it here in a form useful for ecologists, economists, policy makers and the general public. From this synthesis, we have estimated values for ecosystem services per unit area by biome, and then multiplied by the total area of each biome and summed over all services and biomes.

Although we acknowledge that there are many conceptual and empirical problems inherent in producing such an estimate, we think this exercise is essential in order to: (1) make the range of potential values of the services of ecosystems more apparent; (2) establish at least a first approximation of the relative magnitude of global ecosystem services; (3) set up a framework for their further analysis; (4) point out those areas most in need of additional research; and (5) stimulate additional research and debate. Most of the problems and uncertainties we encountered indicate that our

estimate represents a minimum value, which would probably increase: (1) with additional effort in studying and valuing a broader range of ecosystem services; (2) with the incorporation of more realistic representations of ecosystem dynamics and interdependence; and (3) as ecosystem services become more stressed and 'scarce' in the future.

Ecosystem functions and ecosystem services

Ecosystem functions refer variously to the habitat, biological or system properties or processes of ecosystems. Ecosystem goods (such as food) and services (such as waste assimilation) represent the benefits human populations derive, directly or indirectly, from ecosystem functions. For simplicity, we will refer to ecosystem goods and services together as ecosystem services. A large number of functions and services can be identified^{1–4}. Reference 5 provides a recent, detailed compendium on describing, measuring and valuing ecosystem services. For the purposes of this analysis we grouped ecosystem services into 17 major categories. These groups are listed in Table 1. We included only renewable ecosystem services, excluding non-renewable fuels and minerals and the atmosphere. Note that ecosystem services and functions do not necessarily show a one-to-one correspondence. In some cases a single ecosystem service is the product of two or more ecosystem functions whereas in other cases a single ecosystem function contributes to two or more ecosystem services. It is also important to emphasize the interdependent nature of many ecosystem functions. For example, some of the net primary production in an ecosystem ends up as food, the consumption of which generates respiratory products necessary for primary production. Even though these functions and services are interdependent, in many cases they can be added because they represent 'joint products' of the ecosystem, which support human

^{*} Present address: Department of Systems Ecology, University of Stockholm, S-106 91 Stockholm, Sweden.

welfare. To the extent possible, we have attempted to distinguish joint and 'addable' products from products that would represent 'double counting' (because they represent different aspects of the same service) if they were added. It is also important to recognize that a minimum level of ecosystem 'infrastructure' is necessary in order to allow production of the range of services shown in Table 1. Several authors have stressed the importance of this 'infrastructure' of the ecosystem itself as a contributor to its total value^{6,7}. This component of the value is not included in the current analysis.

Natural capital and ecosystem services

In general, capital is considered to be a stock of materials or information that exists at a point in time. Each form of capital stock generates, either autonomously or in conjunction with services from other capital stocks, a flow of services that may be used to transform materials, or the spatial configuration of materials, to

enhance the welfare of humans. The human use of this flow of services may or may not leave the original capital stock intact. Capital stock takes different identifiable forms, most notably in physical forms including natural capital, such as trees, minerals, ecosystems, the atmosphere and so on; manufactured capital, such as machines and buildings; and the human capital of physical bodies. In addition, capital stocks can take intangible forms, especially as information such as that stored in computers and in individual human brains, as well as that stored in species and ecosystems.

Ecosystem services consist of flows of materials, energy, and information from natural capital stocks which combine with manufactured and human capital services to produce human welfare. Although it is possible to imagine generating human welfare without natural capital and ecosystem services in artificial 'space colonies', this possibility is too remote and unlikely to be of

Table 1 Ecosystem services and functions used in this study

Number	Ecosystem service*	Ecosystem functions	Examples
1	Gas regulation	Regulation of atmospheric chemical composition.	CO ₂ /O ₂ balance, O ₃ for UVB protection, and SO _x levels.
2	Climate regulation	Regulation of global temperature, precipitation, and other biologically mediated climatic processes at global or local levels.	Greenhouse gas regulation, DMS production affecting cloud formation.
3	Disturbance regulation	Capacitance, damping and integrity of ecosystem response to environmental fluctuations.	Storm protection, flood control, drought recovery and other aspects of habitat response to environmental variability mainly controlled by vegetation structure.
4	Water regulation	Regulation of hydrological flows.	Provisioning of water for agricultural (such as irrigation) or industrial (such as milling) processes or transportation.
5	Water supply	Storage and retention of water.	Provisioning of water by watersheds, reservoirs and aquifers.
6	Erosion control and sediment retention	Retention of soil within an ecosystem.	Prevention of loss of soil by wind, runoff, or other removal processes, storage of silt in lakes and wetlands.
7	Soil formation	Soil formation processes.	Weathering of rock and the accumulation of organic material.
8	Nutrient cycling	Storage, internal cycling, processing and acquisition of nutrients.	Nitrogen fixation, N, P and other elemental or nutrient cycles.
9	Waste treatment	Recovery of mobile nutrients and removal or breakdown of excess or xenic nutrients and compounds.	Waste treatment, pollution control, detoxification.
10	Pollination	Movement of floral gametes.	Provisioning of pollinators for the reproduction of plant populations.
11	Biological control	Trophic-dynamic regulations of populations.	Keystone predator control of prey species, reduction of herbivory by top predators.
12	Refugia	Habitat for resident and transient populations.	Nurseries, habitat for migratory species, regional habitats for locally harvested species, or overwintering grounds.
13	Food production	That portion of gross primary production extractable as food.	Production of fish, game, crops, nuts, fruits by hunting, gathering, subsistence farming or fishing.
14	Raw materials	That portion of gross primary production extractable as raw materials.	The production of lumber, fuel or fodder.
15	Genetic resources	Sources of unique biological materials and products.	Medicine, products for materials science, genes for resistance to plant pathogens and crop pests, ornamental species (pets and horticultural varieties of plants).
16	Recreation	Providing opportunities for recreational activities.	Eco-tourism, sport fishing, and other outdoor recreational activities.
17	Cultural	Providing opportunities for non-commercial uses.	Aesthetic, artistic, educational, spiritual, and/or scientific values of ecosystems.

* We include ecosystem 'goods' along with ecosystem services.

much current interest. In fact, one additional way to think about the value of ecosystem services is to determine what it would cost to replicate them in a technologically produced, artificial biosphere. Experience with manned space missions and with Biosphere II in Arizona indicates that this is an exceedingly complex and expensive proposition. Biosphere I (the Earth) is a very efficient, least-cost provider of human life-support services.

Thus we can consider the general class of natural capital as essential to human welfare. Zero natural capital implies zero human welfare because it is not feasible to substitute, in total, purely 'non-natural' capital for natural capital. Manufactured and human capital require natural capital for their construction⁷. Therefore, it is not very meaningful to ask the total value of natural capital to human welfare, nor to ask the value of massive, particular forms of natural capital. It is trivial to ask what is the value of the atmosphere to humankind, or what is the value of rocks and soil infrastructure as support systems. Their value is infinite in total.

However, it is meaningful to ask how changes in the quantity or quality of various types of natural capital and ecosystem services may have an impact on human welfare. Such changes include both small changes at large scales and large changes at small scales. For example, changing the gaseous composition of the global atmosphere by a small amount may have large-scale climate change effects that will affect the viability and welfare of global human populations. Large changes at small scales include, for example, dramatically changing local forest composition. These changes may dramatically alter terrestrial and aquatic ecosystems, having an impact on the benefits and costs of local human activities. In general, changes in particular forms of natural capital and ecosystem services will alter the costs or benefits of maintaining human welfare.

Valuation of ecosystem services

The issue of valuation is inseparable from the choices and decisions we have to make about ecological systems^{6,8}. Some argue that valuation of ecosystems is either impossible or unwise, that we cannot place a value on such 'intangibles' as human life, environmental aesthetics, or long-term ecological benefits. But, in fact, we do so every day. When we set construction standards for highways, bridges and the like, we value human life (acknowledged or not) because spending more money on construction would save lives. Another frequent argument is that we should protect ecosystems for purely moral or aesthetic reasons, and we do not need valuations of ecosystems for this purpose. But there are equally compelling moral arguments that may be in direct conflict with the moral argument to protect ecosystems; for example, the moral argument that no one should go hungry. Moral arguments translate the valuation and decision problem into a different set of dimensions and a different language of discourse⁶; one that, in our view, makes the problem of valuation and choice more difficult and less explicit. But moral and economic arguments are certainly not mutually exclusive. Both discussions can and should go on in parallel.

So, although ecosystem valuation is certainly difficult and fraught with uncertainties, one choice we do not have is whether or not to do it. Rather, the decisions we make as a society about ecosystems imply valuations (although not necessarily expressed in monetary terms). We can choose to make these valuations explicit or not; we can do them with an explicit acknowledgement of the huge uncertainties involved or not; but as long as we are forced to make choices, we are going through the process of valuation.

The exercise of valuing the services of natural capital 'at the margin' consists of determining the differences that relatively small changes in these services make to human welfare. Changes in quality or quantity of ecosystem services have value insofar as they either change the benefits associated with human activities or change the costs of those activities. These changes in benefits and costs either have an impact on human welfare through established markets or

through non-market activities. For example, coral reefs provide habitats for fish. One aspect of their value is to increase and concentrate fish stocks. One effect of changes in coral reef quality or quantity would be discernible in commercial fisheries markets, or in recreational fisheries. But other aspects of the value of coral reefs, such as recreational diving and biodiversity conservation, do not show up completely in markets. Forests provide timber materials through well established markets, but the associated habitat values of forests are also felt through unmarketed recreational activities. The chains of effects from ecosystem services to human welfare can range from extremely simple to exceedingly complex. Forests provide timber, but also hold soils and moisture, and create microclimates, all of which contribute to human welfare in complex, and generally non-marketed ways.

Valuation methods

Various methods have been used to estimate both the market and non-market components of the value of ecosystem services⁹⁻¹⁶. In this analysis, we synthesized previous studies based on a wide variety of methods, noting the limitations and assumptions underlying each.

Many of the valuation techniques used in the studies covered in our synthesis are based, either directly or indirectly, on attempts to estimate the 'willingness-to-pay' of individuals for ecosystem services. For example, if ecological services provided a \$50 increment to the timber productivity of a forest, then the beneficiaries of this service should be willing to pay up to \$50 for it. In addition to timber production, if the forest offered non-marketed, aesthetic, existence, and conservation values of \$70, those receiving this non-market benefit should be willing to pay up to \$70 for it. The total

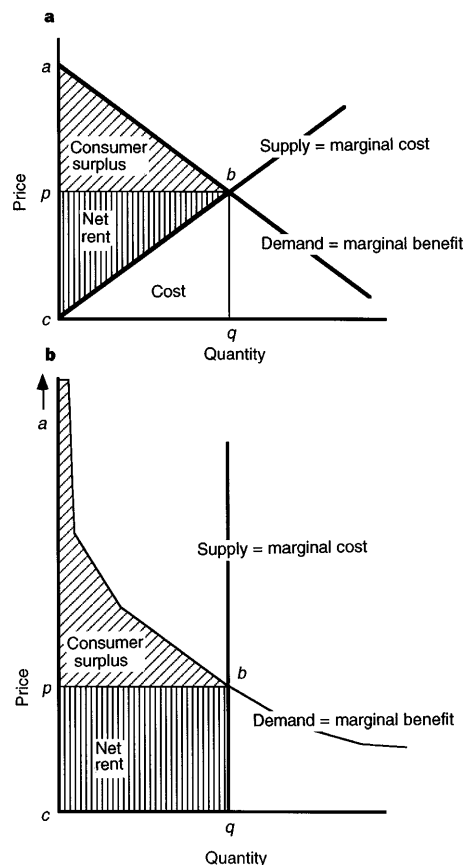


Figure 1 Supply and demand curves, showing the definitions of cost, net rent and consumer surplus for normal goods (a) and some essential ecosystem services (b). See text for further explanation.

Table 2 Summary of average global value of annual ecosystem services

Biome	Area (ha × 10 ⁶)	Ecosystem services (1994, US\$ ha ⁻¹ yr ⁻¹)																	Total global flow value (\$yr ⁻¹ × 10 ⁶)	
		1 Gas regulation	2 Climate regulation	3 Disturbance regulation	4 Water regulation	5 Water supply	6 Erosion control	7 Soil formation	8 Nutrient cycling	9 Waste treatment	10 Pollination	11 Biological control	12 Habitat/ refugia	13 Food production	14 Raw materials	15 Genetic resources	16 Recreation	17 Cultural		Total value per ha (\$ha ⁻¹ yr ⁻¹)
Marine	36,302																		577	20,949
Open ocean	33,200	38						118				5	15	0			76	252	8,381	
Coastal	3,102	88						3,677			38	8	93	4		82	62	4,052	12,568	
Estuaries	180			567				21,100			78	131	521	25		381	29	22,832	4,110	
Seagrass/ algal beds	200							19,002					2					19,004	3,801	
Coral reefs	62			2,750				58			5	7	220	27		3,008	1	6,075	375	
Shelf	2,660							1,431			39		68	2		70		1,610	4,283	
Terrestrial	15,323																	804	12,319	
Forest	4,855	141	2	2	2	3	96	10	361	87	2	43	138	16	66	2	969	4,706		
Tropical	1,900	223	5	6	8	245	10	922	87		4	32	315	41	112	2	2,007	3,813		
Temperate/boreal	2,955	88		0	0		10		87			50	25		36	2	302	894		
Grass/rangelands	3,898	7	0	3	3	29	1	87	25	23	67			0	2		232	906		
Wetlands	330	133	4,539	15	3,800	4,177				304	256	106			574	881	14,785	4,879		
Tidal marsh/ mangroves	165		1,839			6,696				169	466	162			658		9,990	1,648		
Swamps/ floodplains	165	265	7,240	30	7,600	1,659				439	47	49			491	1,761	19,580	3,231		
Lakes/rivers	200			5,445	2,117	665					41				230		8,498	1,700		
Desert	1,925																			
Tundra	743																			
Ice/rock	1,640																			
Cropland	1,400										14	24	54				92	128		
Urban	332																			
Total	51,625	1,341	684	1,779	1,115	1,692	576	53	17,075	2,277	117	124	1,386	721	79	815	3,015	33,268		

Numbers in the body of the table are in \$ ha⁻¹ yr⁻¹. Row and column totals are in \$ yr⁻¹ × 10⁶, column totals are the sum of the products of the per ha services in the table and the area of each biome, not the sum of the per ha services themselves. Shaded cells indicate services that do not occur or are known to be negligible. Open cells indicate lack of available information.

value of ecological services would be \$120, but the contribution to the money economy of ecological services would be \$50, the amount that actually passes through markets. In this study we have tried to estimate the total value of ecological services, regardless of whether they are currently marketed.

Figure 1 shows some of these concepts diagrammatically. Figure 1a shows conventional supply (marginal cost) and demand (marginal benefit) curves for a typical marketed good or service. The value that would show up in gross national product (GNP) is the market price p times the quantity q , or the area $pbqc$. There are three other relevant areas represented on the diagram, however. The cost of production is the area under the supply curve, cbq . The 'producer surplus' or 'net rent' for a resource is the area between the market price and the supply curve, pbc . The 'consumer surplus' or the amount of welfare the consumer receives over and above the price paid in the market is the area between the demand curve and the market price, abp . The total economic value of the resource is the sum of the producer and consumer surplus (excluding the cost of production), or the area abc on the diagram. Note that total economic value can be greater or less than the price times quantity estimates used in GNP.

Figure 1a refers to a human-made, substitutable good. Many ecosystem services are only substitutable up to a point, and their demand curves probably look more like Fig. 1b. Here the demand approaches infinity as the quantity available approaches zero (or some minimum necessary level of services), and the consumer surplus (as well as the total economic value) approaches infinity. Demand curves for ecosystem services are very difficult, if not impossible, to estimate in practice. In addition, to the extent that ecosystem services cannot be increased or decreased by actions of the economic system, their supply curves are more nearly vertical, as shown in Fig. 1b.

In this study we estimated the value per unit area of each ecosystem service for each ecosystem type. To estimate this 'unit value' we used (in order of preference) either: (1) the sum of consumer and producer surplus; or (2) the net rent (or producer surplus); or (3) price times quantity as a proxy for the economic value of the service, assuming that the demand curve for ecosystem services looks more like Fig. 1b than Fig. 1a, and that therefore the area $pbqc$ is a conservative underestimate of the area abc . We then

multiplied the unit values times the surface area of each ecosystem to arrive at global totals.

Ecosystem values, markets and GNP

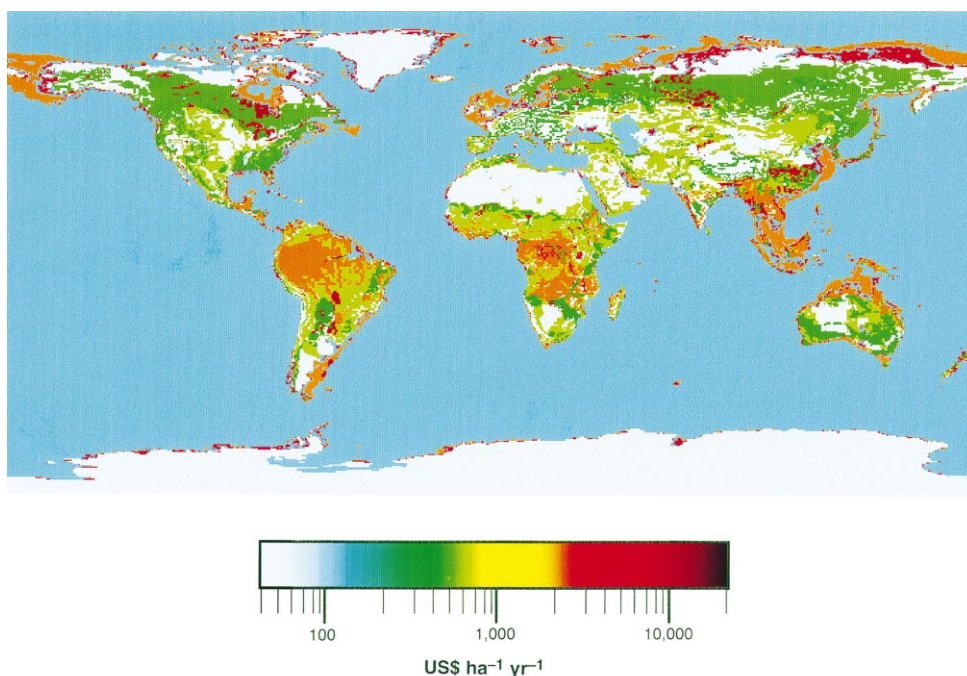
As we have noted, the value of many types of natural capital and ecosystem services may not be easily traceable through well functioning markets, or may not show up in markets at all. For example, the aesthetic enhancement of a forest may alter recreational expenditures at that site, but this change in expenditure bears no necessary relation to the value of the enhancement. Recreationists may value the improvement at \$100, but transfer only \$20 in spending from other recreational areas to the improved site. Enhanced wetlands quality may improve waste treatment, saving on potential treatment costs. For example, tertiary treatment by wetlands may save \$100 in alternative treatment. Existing treatment may cost only \$30. The treatment cost savings does not show up in any market. There is very little relation between the value of services and observable current spending behaviour in many cases.

There is also no necessary relationship between the valuation of natural capital service flows, even on the margin, and aggregate spending, or GNP, in the economy. This is true even if all capital service flows had an impact on well functioning markets. A large part of the contributions to human welfare by ecosystem services are of a purely public goods nature. They accrue directly to humans without passing through the money economy at all. In many cases people are not even aware of them. Examples include clean air and water, soil formation, climate regulation, waste treatment, aesthetic values and good health, as mentioned above.

Global land use and land cover

In order to estimate the total value of ecosystem services, we needed estimates of the total global extent of the ecosystems themselves. We devised an aggregated classification scheme with 16 primary categories as shown in Table 2 to represent current global land use. The major division is between marine and terrestrial systems. Marine was further subdivided into open ocean and coastal, which itself includes estuaries, seagrass/algae beds, coral reefs, and shelf systems. Terrestrial systems were broken down into two types of forest (tropical and temperate/boreal), grasslands/rangelands, wetlands, lakes/rivers, desert, tundra, ice/rock, cropland, and urban. Primary

Figure 2 Global map of the value of ecosystem services. See Supplementary Information and Table 2 for details.



data were from ref. 17 as summarized in ref. 4 with additional information from a number of sources^{18–22}. We also used data from ref. 23, as a cross-check on the terrestrial estimates and refs 24 and 25 as a check on the marine estimates. The 32 landcover types of ref. 17 were recategorized for Table 2 and Fig. 2. The major assumptions were: (1) chaparral and steppe were considered rangeland and combined with grasslands; and (2) a variety of tropical forest and woodland types were combined into ‘tropical forests’.

Synthesis

We conducted a thorough literature review and synthesized the information, along with a few original calculations, during a one-week intensive workshop at the new National Center for Ecological Analysis and Synthesis (NCEAS) at the University of California at Santa Barbara. Supplementary Information lists the primary results for each ecosystem service and biome. Supplementary Information includes all the estimates we could identify from the literature (from over 100 studies), their valuation methods, location and stated value. We converted each estimate into 1994 US\$ ha⁻¹ yr⁻¹ using the USA consumer price index and other conversion factors as needed. These are listed in the notes to the Supplementary Information. For some estimates we also converted the service estimate into US\$ equivalents using the ratio of purchasing power GNP per capita for the country of origin to that of the USA. This was intended to adjust for income effects. Where possible the estimates are stated as a range, based on the high and low values found in the literature, and an average value, with annotated comments as to methods and assumptions. We also included in the Supplementary Information some estimates from the literature on ‘total ecosystem value’, mainly using energy analysis techniques¹⁰. We did not include these estimates in any of the totals or averages given below, but only for comparison with the totals from the other techniques. Interestingly, these different methods showed fairly close agreement in the final results.

Each biome and each ecosystem service had its special considerations. Detailed notes explaining each biome and each entry in Supplementary Information are given in notes following the table. More detailed descriptions of some of the ecosystems, their services, and general valuation issues can be found in ref. 5. Below we briefly discuss some general considerations that apply across the board.

Sources of error, limitations and caveats

Our attempt to estimate the total current economic value of ecosystem services is limited for a number of reasons, including:

- (1) Although we have attempted to include as much as possible, our estimate leaves out many categories of services, which have not yet been adequately studied for many ecosystems. In addition, we could identify no valuation studies for some major biomes (desert, tundra, ice/rock, and cropland). As more and better information becomes available we expect the total estimated value to increase.
- (2) Current prices, which form the basis (either directly or indirectly) of many of the valuation estimates, are distorted for a number of reasons, including the fact that they exclude the value of ecosystem services, household labour and the informal economy. In addition to this, there are differences between total value, consumer surplus, net rent (or producer surplus) and $p \times q$, all of which are used to estimate unit values (see Fig. 1).
- (3) In many cases the values are based on the current willingness-to-pay of individuals for ecosystem services, even though these individuals may be ill-informed and their preferences may not adequately incorporate social fairness, ecological sustainability and other important goals¹⁶. In other words, if we actually lived in a world that was ecologically sustainable, socially fair and where everyone had perfect knowledge of their connection to ecosystem services, both market prices and surveys of willingness-to-pay would yield very different results than they currently do, and the value of ecosystem services would probably increase.

(4) In calculating the current value, we generally assumed that the demand and supply curves look something like Fig. 1a. In reality, supply curves for many ecosystem services are more nearly inelastic vertical lines, and the demand curves probably look more like Fig. 1b, approaching infinity as quantity goes to zero. Thus the consumer and producer surplus and thereby the total value of ecosystem services would also approach infinity.

(5) The valuation approach taken here assumes that there are no sharp thresholds, discontinuities or irreversibilities in the ecosystem response functions. This is almost certainly not the case. Therefore this valuation yields an underestimate of the total value.

(6) Extrapolation from point estimates to global totals introduces error. In general, we estimated unit area values for the ecosystem services (in \$ ha⁻¹ yr⁻¹) and then multiplied by the total area of each biome. This can only be considered a crude first approximation and can introduce errors depending on the type of ecosystem service and its spatial heterogeneity.

(7) To avoid double counting, a general equilibrium framework that could directly incorporate the interdependence between ecosystem functions and services would be preferred to the partial equilibrium framework used in this study (see below).

(8) Values for individual ecosystem functions should be based on sustainable use levels, taking account of both the carrying capacity for individual functions (such as food-production or waste recycling) and the combined effect of simultaneous use of more functions. Ecosystems should be able to provide all the functions listed in Table 1 simultaneously and indefinitely. This is certainly not the case for some current ecosystem services because of overuse at existing prices.

(9) We have not incorporated the ‘infrastructure’ value of ecosystems, as noted above, leading to an underestimation of the total value.

(10) Inter-country comparisons of valuation are affected by income differences. We attempted to address this in some cases using the relative purchasing power GNP per capita of the country relative to the USA, but this is a very crude way to make the correction.

(11) In general, we have used annual flow values and have avoided many of the difficult issues involved with discounting future flow values to arrive at a net present value of the capital stock. But a few estimates in the literature were stated as stock values, and it was necessary to assume a discount rate (we used 5%) in order to convert them into annual flows.

(12) Our estimate is based on a static ‘snapshot’ of what is, in fact, a complex, dynamic system. We have assumed a static and ‘partial equilibrium’ model in the sense that the value of each service is derived independently and added. This ignores the complex interdependencies between the services. The estimate could also change drastically as the system moved through critical non-linearities or thresholds. Although it is possible to build ‘general equilibrium’ models in which the value of all ecosystem services are derived simultaneously with all other values, and to build dynamic models that can incorporate non-linearities and thresholds, these models have rarely been attempted at the scale we are discussing. They represent the next logical step in deriving better estimates of the value of ecosystem services.

We have tried to expose these various sources of uncertainty wherever possible in Supplementary Information and its supporting notes, and state the range of relevant values. In spite of the limitations noted above, we believe it is very useful to synthesize existing valuation estimates, if only to determine a crude, initial magnitude. In general, because of the nature of the limitations noted, we expect our current estimate to represent a minimum value for ecosystem services.

Total global value of ecosystem services

Table 2 is a summary of the results of our synthesis. It lists each of the major biomes along with their current estimated global surface

area, the average (on a per hectare basis) of the estimated values of the 17 ecosystem services we have identified from Supplementary Information, and the total value of ecosystem services by biome, by service type and for the entire biosphere.

We estimated that at the current margin, ecosystems provide at least US\$33 trillion dollars worth of services annually. The majority of the value of services we could identify is currently outside the market system, in services such as gas regulation (US\$1.3 trillion yr⁻¹), disturbance regulation (US\$1.8 trillion yr⁻¹), waste treatment (US\$2.3 trillion yr⁻¹) and nutrient cycling (US\$17 trillion yr⁻¹). About 63% of the estimated value is contributed by marine systems (US\$20.9 trillion yr⁻¹). Most of this comes from coastal systems (US\$10.6 trillion yr⁻¹). About 38% of the estimated value comes from terrestrial systems, mainly from forests (US\$4.7 trillion yr⁻¹) and wetlands (US\$4.9 trillion yr⁻¹).

We estimated a range of values whenever possible for each entry in Supplementary Information. Table 2 reports only the average values. Had we used the low end of the range in Supplementary Information, the global total would have been around US\$19 trillion. If we eliminate nutrient cycling, which is the largest single service, estimated at US\$17 trillion, the total annual value would be around US\$16 trillion. Had we used the high end for all estimates, along with estimating the value of desert, tundra and ice/rock as the average value of rangelands, the estimate would be around US\$54 trillion. So the total range of annual values we estimated were from US\$16–\$54 trillion. This is not a huge range, but other sources of uncertainty listed above are much more critical. It is important to emphasize, however, that despite the many uncertainties included in this estimate, it is almost certainly an underestimate for several reasons, as listed above.

There have been very few previous attempts to estimate the total global value of ecosystem services with which to compare these results. We identified two, based on completely different methods and assumptions, both from each other and from the methods used in this study. They thus provide an interesting check.

One was an early attempt at a static general equilibrium input–output model of the globe, including both ecological and economic processes and commodities^{26,27}. This model divided the globe in to 9 commodities or product groups and 9 processes, two of which were ‘economic’ (urban and agriculture) and 7 of which were ‘ecological’, including both terrestrial and marine systems. Data were from about 1970. Although this was a very aggregated breakdown and the data was of only moderate quality, the model produced a set of ‘shadow prices’ and ‘shadow values’ for all the flows between processes, as well as the net outputs from the system, which could be used to derive an estimate of the total value of ecosystem services. The input–output format is far superior to the partial equilibrium format we used in this study for differentiating gross from net flows and avoiding double counting. The results yielded a total value of the net output of the 7 global ecosystem processes equal to the equivalent of US\$9.4 trillion in 1972. Converted to 1994 US\$ this is about \$34 trillion, surprisingly close to our current average estimate. This estimate broke down into US\$11.9 trillion (or 35%) from terrestrial ecosystem processes and US\$22.1 trillion (or 65%) from marine processes, also very close to our current estimate. World GNP in 1970 was about \$14.3 trillion (in 1994 US\$), indicating a ratio of total ecosystem services to GNP of about 2.4 to 1. The current estimate has a corresponding ratio of 1.8 to 1.

A more recent study²⁸ estimated a ‘maximum sustainable surplus’ value of ecosystem services by considering ecosystem services as one input to an aggregate global production function along with labour and manufactured capital. Their estimates ranged from US\$3.4 to US\$17.6 trillion yr⁻¹, depending on various assumptions. This approach assumed that the total value of ecosystem services is limited to that which has an impact on marketed value, either directly or indirectly, and thus cannot exceed the total world GNP of about US\$18 trillion. But, as we have pointed out, only a fraction of

ecosystem services affects private goods traded in existing markets, which would be included in measures such as GNP. This is a subset of the services we estimated, so we would expect this estimate to undervalue total ecosystem services.

The results of both of these studies indicate, however, that our current estimate is at least in approximately the same range. As we have noted, there are many limitations to both the current and these two previous studies. They are all only static snapshots of a biosphere that is a complex, dynamic system. The obvious next steps include building regional and global models of the linked ecological economic system aimed at a better understanding of both the complex dynamics of physical/biological processes and the value of these processes to human well-being^{29,30}. But we do not have to wait for the results of these models to draw the following conclusions.

Discussion

What this study makes abundantly clear is that ecosystem services provide an important portion of the total contribution to human welfare on this planet. We must begin to give the natural capital stock that produces these services adequate weight in the decision-making process, otherwise current and continued future human welfare may drastically suffer. We estimate in this study that the annual value of these services is US\$16–54 trillion, with an estimated average of US\$33 trillion. The real value is almost certainly much larger, even at the current margin. US\$33 trillion is 1.8 times the current global GNP. One way to look at this comparison is that if one were to try to replace the services of ecosystems at the current margin, one would need to increase global GNP by at least US\$33 trillion, partly to cover services already captured in existing GNP and partly to cover services that are not currently captured in GNP. This impossible task would lead to no increase in welfare because we would only be replacing existing services, and it ignores the fact that many ecosystem services are literally irreplaceable.

If ecosystem services were actually paid for, in terms of their value contribution to the global economy, the global price system would be very different from what it is today. The price of commodities using ecosystem services directly or indirectly would be much greater. The structure of factor payments, including wages, interest rates and profits would change dramatically. World GNP would be very different in both magnitude and composition if it adequately incorporated the value of ecosystem services. One practical use of the estimates we have developed is to help modify systems of national accounting to better reflect the value of ecosystem services and natural capital. Initial attempts to do this paint a very different picture of our current level of economic welfare than conventional GNP, some indicating a levelling of welfare since about 1970 while GNP has continued to increase^{31–33}. A second important use of these estimates is for project appraisal, where ecosystem services lost must be weighed against the benefits of a specific project⁸. Because ecosystem services are largely outside the market and uncertain, they are too often ignored or undervalued, leading to the error of constructing projects whose social costs far outweigh their benefits.

As natural capital and ecosystem services become more stressed and more ‘scarce’ in the future, we can only expect their value to increase. If significant, irreversible thresholds are passed for irreplaceable ecosystem services, their value may quickly jump to infinity. Given the huge uncertainties involved, we may never have a very precise estimate of the value of ecosystem services. Nevertheless, even the crude initial estimate we have been able to assemble is a useful starting point (we stress again that it is only a starting point). It demonstrates the need for much additional research and it also indicates the specific areas that are most in need of additional study. It also highlights the relative importance of ecosystem services and the potential impact on our welfare of continuing to squander them. □

Received 23 January; accepted 2 April 1997.

1. de Groot, R. S. Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics. *Environmentalist* 7, 105–109 (1987).
2. Turner, R. K. *Economics, Growth and Sustainable Environments* (eds Collard, D. et al.) (Macmillan, London, 1988).
3. Turner, R. K. Economics of wetland management. *Ambio* 20, 59–63 (1991).
4. de Groot, R. S. *Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management, and Decision Making* (Wolters-Noordhoff, Groningen, 1992).
5. Daily, G. (ed.) *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems* (Island, Washington DC, 1997).
6. Turner, R. K. & Pearce, D. in *Economics and Ecology: New Frontiers and Sustainable Development* (ed. Barbier, E. D.) 177–194 (Chapman and Hall, London, 1993).
7. Costanza, R. & Daly, H. E. Natural capital and sustainable development. *Conserv. Biol.* 6, 37–46 (1992).
8. Bingham, G. et al. Issues in ecosystem valuation: improving information for decision making. *Ecol. Econ.* 14, 73–90 (1995).
9. Mitchell, R. C. & Carson, R. T. *Using Surveys to Value Public Goods: the Contingent Valuation Method* (Resources for the Future, Washington DC, 1989).
10. Costanza, R., Farber, S. C. & Maxwell, J. Valuation and management of wetlands ecosystems. *Ecol. Econ.* 1, 335–361 (1989).
11. Dixon, J. A. & Sherman, P. B. *Economics of Protected Areas* (Island, Washington DC, 1990).
12. Barde, J.-P. & Pearce, D. W. *Valuing the Environment: Six Case Studies* (Earthscan, London, 1991).
13. Aylward, B. A. & Barbier, E. B. Valuing environmental functions in developing countries. *Biodiv. Cons.* 1, 34 (1992).
14. Pearce, D. *Economic Values and the Natural World* (Earthscan, London, 1993).
15. Goulder, L. H. & Kennedy, D. in *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems* (ed. Daily, G.) 23–48 (Island, Washington DC, 1997).
16. Costanza, R. & Folke, C. in *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems* (ed. Daily, G.) 49–70 (Island, Washington DC, 1997).
17. Matthews, E. Global vegetation and land-use: new high-resolution data bases for climate studies. *J. Clim. Appl. Meteorol.* 22, 474–487 (1983).
18. Deevey, E. S. Mineral cycles. *Sci. Am.* 223, 148–158 (1970).
19. Ehrlich, R., Ehrlich, A. H. & Holdren, J. P. *Ecoscience: Population, Resources, Environment* (W.H. Freeman, San Francisco, 1977).
20. Ryther, J. H. Photosynthesis and fish production in the sea. *Science* 166, 72–76 (1969).
21. United Nations Environmental Programme *First Assessment Report, Intergovernmental Panel on*

Climate Change (United Nations, New York, 1990).

22. Whittaker, R. H. & Likens, G. E. in *Primary Production of the Biosphere* (eds Lieth, H. & Whittaker, R. H.) 305–328 (Springer, New York, 1975).
23. Bailey, R. G. *Ecosystem Geography* (Springer, New York, 1996).
24. Houde, E. D. & Rutherford, E. S. Recent trends in estuarine fisheries: predictions of fish production and yield. *Estuaries* 16, 161–176 (1993).
25. Pauly, D. & Christensen, V. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374, 255–257 (1995).
26. Costanza, R. & Neil, C. in *Energy and Ecological Modeling* (eds Mitsch, W. J., Bosserman, R. W. & Klopatek, J. M.) 745–755 (Elsevier, New York, 1981).
27. Costanza, R. & Hannon, B. M. in *Network Analysis of Marine Ecosystems: Methods and Applications* (eds Wulff, F., Field, J. G. & Mann, K. H.) 90–115 (Springer, Heidelberg, 1989).
28. Alexander, A., List, J., Margolis, M. & d'Arge, R. Alternative methods of valuing global ecosystem services. *Ecol. Econ.* (submitted).
29. Costanza, R., Wainger, L., Folke, C. & Mäler, K.-G. Modeling complex ecological economic systems: toward an evolutionary, dynamic understanding of people and nature. *BioScience* 43, 545–555 (1993).
30. Bockstael, N. et al. Ecological economic modeling and valuation of ecosystems. *Ecol. Econ.* 14, 143–159 (1995).
31. Daly, H. E. & Cobb, J. *For the Common Good: Redirecting the Economy Towards Community, the Environment, and a Sustainable Future* (Beacon, Boston, 1989).
32. Cobb, C. & Cobb, J. *The Green National Product: a Proposed Index of Sustainable Economic Welfare* (Univ. Press of America, New York, 1994).
33. Max-Neef, M. Economic growth and quality of life: a threshold hypothesis. *Ecol. Econ.* 15, 115–118 (1995).

Acknowledgements. S. Carpenter was instrumental in encouraging the project. M. Grasso did the initial identification and collection of literature sources. We thank S. Carpenter, G. Daily, H. Daly, A. M. Freeman, N. Myers, C. Perrings, D. Pimentel, S. Pimm and S. Postel for helpful comments on earlier drafts. This project was sponsored by the National Center for Ecological Analysis and Synthesis (NCEAS), an NSF-funded center at the University of California at Santa Barbara. The authors met during the week of June 17–21, 1996 to do the major parts of the synthesis activities. The idea for the study emerged at a meeting of the Pew Scholars in New Hampshire in October 1995.

Correspondence and requests for materials should be addressed to R.C. (e-mail: costza@cbl.cees.edu).

Supplementary Information is on www.nature.com. Paper copies are available from Mary Sheehan at the London editorial office of *Nature*.

KNOW YOUR COPY RIGHTS

R E S P E C T O U R S

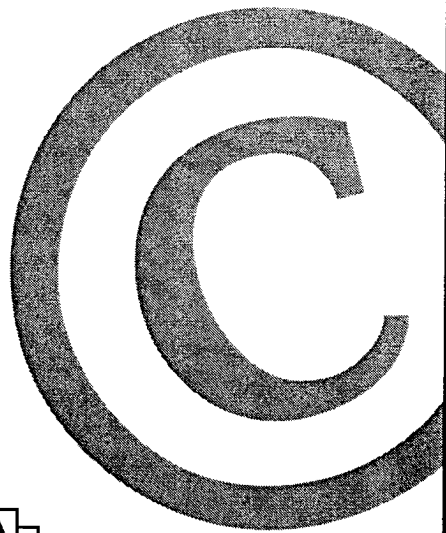
The publication you are reading is protected by copyright law. This means that the publisher could take you and your employer to court and claim heavy legal damages if you make unauthorised photocopies from these pages.

Photocopying copyright material without permission is no different from stealing a magazine from a newsagent, only it doesn't seem like theft.

The Copyright Licensing Agency (CLA) is an organisation which issues licences to bring photocopying within the law. It has designed licensing services to cover all kinds of special needs in business, education, and government.

If you take photocopies from books, magazines and periodicals at work your employer should be licensed with CLA.

Make sure you are protected by a photocopying licence.



The Copyright Licensing Agency Limited
 90 Tottenham Court Road, London W1P 0LP
 Telephone: 0171 436 5931
 Fax: 0171 436 3986

**THE CONCEPT OF SUSTAINABLE
DEVELOPMENT:
AN EVALUATION OF ITS USEFULNESS
TEN YEARS AFTER BRUNDTLAND**

by

**David Pearce
and
Giles Atkinson**

CSERGE Working Paper PA 98-02

**THE CONCEPT OF SUSTAINABLE
DEVELOPMENT:
AN EVALUATION OF ITS USEFULNESS
TEN YEARS AFTER BRUNDTLAND**

by

**David Pearce
and
Giles Atkinson**

**Centre for Social and Economic Research
on the Global Environment
University College London
and
University of East Anglia**

Acknowledgments

The Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE) is a designated research centre of the UK Economic and Social Research Council (ESRC).

This paper has drawn extensively on collaboration with many colleagues. In particular, we wish to thank Kirk Hamilton, Richard Dubourg, Carlos Young, Mohan Munasinghe and John Proops without implicating them in any errors that we may have made in outlining the results of this collaboration here.

ISSN 0967-8875

Abstract

Few concepts appear to have captured the public and political imagination more than that of 'sustainable development'. The concept is intended to embrace the idea of ensuring that future generations inherit an Earth which will support their livelihoods in such a way that they are no worse off than generations today. In economic terms, then, we can equate 'development' with increased, or at the very least, constant per capita 'well-being' over some time horizon. If this definition can be agreed upon then what matters is what has to be done to secure it. Significant progress has been made in clarifying the many controversial issues that have emerged since the formulation of the problem in the Brundtland Report of 1987. Hence, one decade later there have been great advances in both the theoretical aspects of desirable development and the ways in which that development might be indicated. Much of the ongoing debate has focused on the need to manage sustainably a portfolio of diverse assets and within this portfolio which assets merit 'special attention' with regard to the conservation of critical stocks. Many of these issues are embodied by the continuing weak versus strong sustainable development controversy. More recently, a number of additional, but in many ways familiar, concerns have been raised. In particular, there have been timely reminders of the role of technological progress in 'taking care of the future' and the role of social capital in the development process. The latter is particularly interesting as it motivates what many have instinctively felt regarding the implications of current social issues for sustainability. Many of these contributions, however, have yet to permeate the measurement and indicator debate. This has up to now largely been characterised by the concept of 'sustainable' or 'green' national income. More recently, this accounting information has been reformulated in terms of 'genuine' savings - the value of the aggregate change in the portfolio of assets held by an economy. Nonetheless, crucial measurement issues remain; in particular, the costs incurred by additional depreciation of many environmental assets. Nevertheless, to the extent that the scientific community can offer evidence regarding what constitute critical natural assets, the key indicators for an economy will be twofold: are stocks of critical natural assets declining? and are genuine savings rates persistently negative? A positive answer to either of these questions would be an indication of unsustainability.

1. Introduction: The Origins of ‘Sustainable Development’

Few concepts appear to have captured the public and political imagination more than that of ‘sustainable development’. The concept is intended to embrace the idea of ensuring that future generations inherit an Earth which will support their livelihoods in such a way that they are no worse off than generations today. While there are numerous precursors (see, for example, Barry, 1977; Page, 1977), the most celebrated formulation of the concept is that given by the World Commission on Environment and Development (the Brundtland Commission) in 1987:

“development that meets the needs of the present generation without compromising the ability of future generations to meet their own needs” (WCED, 1987, p43).

In economic terms, then, and equating ‘development’ with increased, or at the very least, constant utility or ‘well-being’, sustainable development has come to be equated with a development path that ensures non-declining per capita well-being over some time horizon.

2. The Basic Theory of Sustainable Development

Definitions of sustainable development are not in themselves very interesting, although there is an interesting debate on how ‘development’ might be measured in terms other than per capita gross national product (GNP) (see, for example, Atkinson *et al.* 1997). Hence, although the debate regarding what is to be sustained has some merit, arguably what matters is what has to be done to secure it. Pearce (1998a) suggests that the *conditions* for sustainable development are likely to be invariant with the definition since the conditions will be couched in terms of opportunities, capacities and capabilities: i.e. sustainable development becomes an *enabling* concept rather than solely a particular path of change.

What determines the ability of a given set of humans to improve their well-being (utility) is the quantity and quality of capital assets - in other words, *wealth* - available at the time. This notion can be traced back to the economic growth theory of the 1970s. It is elegantly and accessibly summarised in Solow (1992). The concept of capital has widened from the classical approach, with its focus on produced goods or *man-made capital* (K_M in notation), to embrace the skills and knowledge embodied in humans, or *human capital* (K_H) and *natural capital* (K_N). Natural capital refers to traditionally defined natural resources, such as oil or gas, forests, land and to the stocks of environmental assets such as clean air and water.

Modern expositions of economic growth would add another type of capital, *social capital* (K_S). Social capital concerns the relationships between individuals, between institutions (including government), and between individuals and institutions. This is not to suggest that this form of capital is easy to measure in a manner consistent with how other forms of wealth are quantified. Nevertheless, it has been found that different societies can have broadly equal endowments of other forms of capital, but that certain societies perform better in terms of economic and social development.

The ‘missing link’ is thought to lie in the fact that the better performing societies have less conflict between social groups, more participatory decision-making procedures, greater trust between economic agents, and so on (World Bank, 1997). Thus Putnam (1993) found that one of the factors explaining Northern Italy’s better economic performance compared to Southern Italy was the presence of many more voluntary associations. Fukuyama (1995) identifies successful communities and companies with the presence of reciprocity and trust. Indeed, more recently, Knack and Keefer (1997) dispute the findings of Putnam but do find that ‘trust’ and civic co-operation have significant impacts on aggregate economic activity. They argue further that these positive impacts can be increased by, for example, reducing the degree of social exclusion. Similarly, the breakdown of social capital - while difficult to measure - is believed to be reflected in more crime, more violence, family breakdown and so on.

To complete the discussion of the capital base for sustainable development we need to add two further factors. The first is the rate of *technological change* which is a disembodied or embodied stock of knowledge and skills. If this rate of technological change is positive, then the capital stocks listed above can yield higher and higher flows of services. A declining capital stock may not therefore be of major concern provided the rate of technological progress compensates for the loss of that stock. Of course, some technological change is not wholly ‘good’. Chlorofluorocarbons (CFCs), for example, were thought to be a major techno-logical advance for the development of aerosols, solvents and cooling systems. But to day we recognise CFCs as the major source of stratospheric ozone depletion and a risk to human and ecosystem health. Other things equal the net benefits of this innovation are less than previously thought.

The second additional concept is *population change*. It is possible that growth in population can improve human well-being by stimulating technological change. There is some evidence for this in historical terms where changes in invention and innovation appear to be linked to increases in population, and there is some modern evidence for this relationship too (Boserup, 1981; English *et al.* 1994). But population change is more likely to reduce capital stocks, particularly K_N . As population expands, pressure is put on marginal productive land for example, and

forests are cut down or burned to make way for agriculture, urban expansion and roads. And if sustainable development is concerned with *per capita* utility or well-being, then population growth will mean that more and more output will be needed just to keep pace with additional numbers of people. Whereas technological change is likely to make capital more efficient, population is likely to depress some capital stocks and make sustainable development less feasible.

The condition for sustainable development, therefore, amounts to each generation leaving the next generation a stock of productive capacity, in the form of capital assets and technology, that is capable of sustaining utility or well-being per capita than that enjoyed by the current generation. Notationally,

$$dK/dt \geq 0, \quad \text{where } K = K_M + K_H + K_N + K_S$$

That is, the change in (the real value of) aggregate assets at a point in time, dK/dt , must be at least zero in the aggregate. The aggregate asset stock, K , consists of the portfolio of various capital stocks discussed above. Implicit in this expression is an assumption that changes in these constituent components of the overall stock, K , can be traded off for each other. In other words, if some part of natural capital, K_M , is depleted then this is consistent with sustainability as long as *adequate* investment is made in other forms of wealth; e.g. assets such as human capital. We will have need to qualify this observation in the remainder of this paper. However, for present purposes it will suffice to note that most of these required caveats centre on clarification of what is meant by ‘adequate’.

The World Commission’s definition of sustainable development made it clear that the emphasis on future generations was only part of the story: concern with the poor now was also important, indeed the highest priority. These questions pertain to the distribution of wealth within each generation. The analysis above can be applied to this equity issue as well, for the poor cannot improve their lot without access to productive capacity. If their well-being is to improve, then they must secure better education (K_H), better technology, more man-made capital (K_M), and more K_N . Social capital will matter as well in the sense of the need for more participation in decisions that affect their lives, and more consultation. Control over resources can be facilitated by establishing secure property rights to land and other resources.

The expression above suggests that the sustainable development over time can be analysed in terms of the conditions necessary for its achievement, and that those conditions can be interpreted in terms of a *constant capital rule* (CCR). This is that the change in the real value of assets must be negative in the aggregate. This requires modification insofar as: (a) technological change increases the well-being that can be

derived from a given stock of assets; (b) population growth can be thought to decrease the per capita well-being derived from this same given stock.

3. Weak and Strong Sustainability

An implicit assumption in the constant capital rule (CCR) is that all forms of capital are substitutable for each other. On this rule, known as the *weak sustainability* (WS) rule, any one form of capital can be run down provided ‘proceeds’ are reinvested in other forms of capital. Weak sustainability does not necessarily imply that substitution is easy or inexpensive - we may have to surrender a great deal to obtain one extra unit of some forms of capital, a feature of weak sustainability that tends to be ignored by those who have criticised it. Moreover, WS requires that the running down of any form of capital is compensated by investment in some other form of capital. It is not consistent with running down capital stocks and ‘consuming’ the proceeds. For example, where a non-renewable asset such as a stock of oil is being mined, WS requires that some portion of the revenues of this mining activity be invested in alternative assets. As a ‘weak’ rule, then, WS is not particularly weak, and empirical tests show that it is quite easy for a country to fail a weak sustainability test (see Atkinson *et al.*, 1997).

Objections to weak sustainability tend to centre on the assumed substitutability of capital stocks. Indeed, it can be argued that the philosophy of sustainable development arose precisely because there were concerns about the *unsustainability* of forms of economic development that sacrificed the environment in the name of economic growth. The problem can be formalised by saying that the critics regard at least some forms of capital as have no substitutes. Take the ozone layer, for example. Clearly there are some substitutes for its protective functions. Skin cancers and cataracts are one of the risks of exposure to UV radiation in areas where the ozone layer has been ‘thinned’ by CFCs. Individuals can protect themselves against these risks by wearing sun glasses and suitable clothing, as well as by changing behaviour so as to avoid continued exposure. But high levels of UV radiation are also thought to interfere with immune systems and with the functioning of some important ecosystems, especially marine systems. It is far from clear what the substitute is in this context. The ozone layer may therefore have some of the characteristics of a unique asset crucial to well-being and perhaps survival. Those who believe in the non-substitutability of natural capital support *strong sustainability* (SS).¹

SS does not imply that WS is irrelevant, although some writers appear to think this. What SS requires *in addition to* WS is that the stocks of K_N should not decline. ‘In addition to’ is needed because a situation in which natural capital is preserved but other forms of capital are allowed to decline could hardly be called ‘sustainable

¹ Strong sustainability has come to characterise ‘ecological’ as opposed to ‘environmental’ economics —see Pearce 1998b.

development' (it might be 'survivable' but even that seems very unlikely). Alternatively, it might be argued that while a trade-off exists it is a bargain that most would view as highly unpalatable. This goes back to an earlier remark we made in that WS itself does not necessarily imply that compensating for a loss of a particular asset is inexpensive.²

However, many writers have criticised the weak sustainability approach because it assumes substitution (see for example, Victor *et al.*, 1994; Cabeza-Gutés, 1996). First, they suggest that one should not focus on weak sustainability because it creates a sense of comfort to the effect that the environment can be dispensed with, but it is hard to understand why such a discussion should preclude advocacy of strong sustainability by those who believe in it. More to the point, the preliminary evidence on weak sustainability indicators shows the potential for surprise: a large number of economies fail the weak sustainability test and if they fail that they are likely to fail any strong sustainability test (although not necessarily so) - see Atkinson *et al.*, (1997). Second, it is suggested that monetary indicators of constant capital fail because they use market prices rather than externality-adjusted prices. But the whole point of valuing capital is to value the externalities. Whether this is done by applying shadow prices to marketed outputs or by valuing the externality, e.g. air pollution, directly, is immaterial. Moreover, if prices are irrelevant, constant natural capital has no meaning either since it is unclear what numeraire would be used to 'value' the stock of natural capital that is to be kept constant.

We return to the weak and strong sustainability debate later.

² Admittedly, many proponents of WS tend to be relatively optimistic with regard to this.

4. Is 'Sustainable Development' a Redundant Concept ?

As a concept of equity between generations, then, sustainable development might be claimed to be little more or less than the guiding rule that households throughout the world use in determining their savings behaviour and their bequests to their children. If this is a reasonable interpretation of human behaviour we can then ask what point there is to a concept that embodies motivations and behaviour already present in the population. Setting up sustainable development as a *policy objective*, which is how it has come to be interpreted, might be gratuitous.

Two reasons might be advanced as to why sustainable development remains a valid policy concern.

4.1 Time horizons

First, sustainable development invites us to consider a *longer term time horizon* than overlapping generations may consider appropriate, and it invites us to seek out *guarantees* that development will be sustainable. In the real world, generations are said to overlap to the extent to that say, family members from different generations co-exist at a given point of time. Overlapping generations models would suggest that the present can and will take care of the future so long as any one generation cares for the next and ensures that well-being in the next period is no less than well-being now.

This observation that generations *do* care for each other weakens the emotive force of sustainable development as some kind of new and separate objective. But there remains the suspicion that intergenerational bequests between any pair of generations may not be consistent with non-declining utility over long periods of time. The fact is that current generations cannot provide any guarantee that the next generation will in fact utilise its inheritance in such a way that it leaves the right bequest to the following generation. We can only say that past generations behaved this way, and that we need to ensure that current generations behave this way also. No-one can bind the next generation. All we can do is to ensure that they *could* behave that way if they chose, and this is achieved by leaving them a per capita asset stock at least equal to the one we have today.

According to some, this inability to bind the next overlapping generation is already in evidence - selfishness and 'me now' attitudes have perhaps increased effective discount rates in some countries (Oberhofer, 1989). Yet, positive discount rates are not a sign that the current generations consumes at the expense of the inherited capital stock for future generations, but rather indicate that capital productivity exists and that this benefits future generations. Ultimately, any given generation could consume its capital and obey the pairwise generation *CCR* by simply ensuring that

the following generation is better off than it is, but worse off than the preceding generation. Another way of putting it, is that over-lapping generations models give us pairwise potential improvements without any guarantee that the path of development over many generations has constant or rising per capita well-being.

However, this problem of not being able to guarantee actual rising utility over time is not peculiar to overlapping generations models. The only guarantee would be some over-seeing intergenerational authority providing disincentives to break the constant or rising per capita well-being requirement. No such authority exists, but the point is that if sustainability is believed to be a ‘good thing’ then it requires that we maintain well-being from the current period given existing stocks of assets. Concerns that future generations, once themselves incumbent, will break this contract and squander their birthright are for practical purposes beyond our control.

4.2 The composition of capital

The second reason for thinking that sustainable development is not a redundant concept is that it focuses attention on what exactly it is that should constitute the bequest between generations.

While SS has come to be associated with a constraint on the stock of K_N there may be equal reason to suggest that other forms of capital should be constrained to be non-declining. Believers in *social sustainability*, for example, might argue that the stock of social capital should not decline further because the symptoms of its decline are ‘intolerable levels’ of social unrest, crime, drug abuse and so on. SS might therefore take several forms: *social strict sustainability* and *environ-mental strict sustainability* would be two examples. Table 1 shows the possibilities. The essential point is that concepts of strict sustainability do raise issues about substitutability between assets, and this focus has greatly sharpened the environmental debate. With development of measures of social capital, it is possible to anticipate that the same will happen to that debate as well.

4.3 Beckerman’s critique

Beckerman (1995) suggests that weak sustainability adds nothing to conventional economic optimality. If, for example, substitution between forms of capital is to take place the criteria for judging its desirability appears to be the conventional one of what contributes most to human well-being. The general thrust of this view is correct: WS is indeed an optimality criterion, up to a point. But what it precludes is a persistent declining path of per capita well-being over time, which is not what is envisaged by conventional optimisation when translated into rules for maximising the present value of utility over time. The potential contrast between sustainability and optimality was established early on in the sustainability literature - see, for example, Pezzey (1992).

Table 1: Weak and strong sustainability rules

Form of sustainability	Requirement
WEAK	$dK/dt \geq 0$ where $K = K_M + K_N + K_H + K_S$
STRONG: environmental	$dK/dt \geq 0$ and $dK_N/dt \geq 0$
social	$dK/dt \geq 0$ and $dK_S/dt \geq 0$

Beckerman's characterisation of strong sustainability is unfortunately a caricature since he interprets it as meaning that one should preserve the environment 'in all its forms'. While there may be some people who believe this, it is not what SS means in much of the sustainable development literature. Rather what is intended is either conservation of some overall stock, within which there would indeed be substitution, or conservation of critical non-substitutable stocks. It is, however, possible to sympathise with Beckerman to the extent that the SS advocates have not come up with an empirical justification for their views.

4.4 Technological change again

As we saw in the introduction, technological progress offers the opportunity to augment consumption opportunities for a given stock of wealth. Indeed, Nordhaus (1995) and Weitzman and Löfgren (1997) have separately argued that the prevalence of *exogenous* technological change effectively absolves the need to undertake accounting for changes in natural assets (presumably, either in a weak or strong sense). Weitzman and Löfgren (1997) suggest that with a total factor productivity growth of 1.5% per annum in the USA, technological change would swamp all other losses of assets as estimated by the usual procedures - see below - by adding as much as 41% of GNP to an indicator. This appears to lend some support to the view that no matter what the degree of care between generations and the bequest of assets across time, technological change will always take care of the future such the current generation is always the poorest.

However, in theories of *endogenous* technological change (see for example, Romer, 1990; and Barro and Sala-i-Martin, 1995) the creation of new technology uses scarce resources that could otherwise be employed elsewhere in production (and thus do not just fall on the system like 'manna from heaven'). Recognition of these opportunity costs of developing new technologies could go some way in dampening some of the more over-optimistic claims that have been made (Hamilton, 1996b; Barbier, 1996). Thus, Hamilton *et al.*, (1998) show that, by contrast, assuming that technological change is not costless but endogenous could make the 'technology premium' just 3% of GNP.

Undoubtedly though, a thorough empirical inquiry into the impact of technological change upon prospects for sustainable development is required.

5. Environmentally Strong Sustainability

SS does not require that trees never be cut, or that oil and gas should not be exploited. This is because the ‘constancy’ requirement is expressed as a restriction on the stock of heterogeneous forms of natural capital. If so then that stock can only then be measured by finding some numeraire. The obvious numeraire is money, so that ‘constant natural capital’ would be interpreted as a constant *real value* of the natural capital stock. There are problems with a value measure of this kind. One of them is that the individual prices used for valuing capital will change as preferences change. If, for example, future generations do not ‘value’ wetlands, they will implicitly be attaching a shadow price to them of zero. They will not then figure in the measure of natural capital. They might value, say, forests more, so that the requirement for a constant value of K_N to be passed on to the next generation could be met by substituting forests for wetlands. Or they may simply put a higher shadow price on a reduced physical stock of K_N , retaining the constant value rule.

The idea of running natural resources down in physical terms is almost certainly not what many advocates of SS would claim they mean by SS. How serious a problem is this for the constant (real) value concept? Alternatively, physical loss of the asset is an indicator of non-sustainability if it provides critical services. Hence, either some physical amount of the resource is to be conserved or its physical stock size should not fall below a certain critical level or else catastrophic consequences may result. However, while this might be argued to characterise assets such as the ozone layer it is debatable as to whether it applies to all such natural assets; this would imply that *each* natural asset should be kept physically intact. The question here is which assets are critical in this way?

Much is made of the fact that we cannot know for sure what future generations will want. As such, we may find that they will place very different values on the things we value. As far as sustainable development goes, however, this may not matter. If, for example, a given natural resource is truly ‘essential’, it will be essential for whichever generation is concerned. Unless, that is, technological innovations provide a substitute for its functions. If other resources are not essential, then the SS rule would ensure that environments in general are conserved, even if there is significant change in the composition of that capital. Of course, this assumes that scientific evidence for criticality exists and can be used to inform preferences of those whose decisions guide the composition and size of an asset portfolio (Hamilton *et al.*, 1998).

What are the reasons for favouring an SS rule ? There are several candidates:

- (a) Uncertainty about the value of the degree of substitution between natural and other assets should be one reason for a cautious approach to natural capital

conservation. That uncertainty remains as long as we are ignorant about the workings of global and local ecosystems.

- (b) There is an asymmetry between types of capital with respect to reversibility: once certain critical capital stocks are lost they cannot be re-introduced. That is generally not true of man-made capital. This is the irreversibility problem;³
- (c) The unknown scale of effects from loss of critical natural capital, particularly where thresholds are thought to be present - witness the divergent views about the effects of global warming. This is the scale problem.

The combination of irreversibility and uncertainty should make us more cautious about depleting natural capital. However, they do not add up to a complete justification for SS.

Finally,

- (d) Consumers have an apparent ‘loss aversion’ that arises when certain natural resources are depleted, which means that they value a unit of loss far more than they value a unit of gain (Kahnemann and Tversky, 1979).
- (e) A distinct notion to that in (d) is that individuals have lexical preferences, i.e. preference orderings which are always dominated by one object of value, just as a dictionary ‘orders’ words according to the first, then second letters of the alphabet, and so on. A few contingent valuation surveys have found that a minority of respondents have indicated intrinsic value as their motivation whilst simultaneously being unwilling to pay anything at all for conservation (Stevens *et al.*, 1991; Fredman, 1993; Hanley *et al.*, 1995; Spash and Hanley, 1995; Common *et al.*, 1997).

These studies are open to several criticisms:

- (i) where evidence of lexical preferences has been elicited through survey approaches, it is crucial that respondents are given a realistic trade-off context. A study by Hanley and Milne (1996) found that 99% of respondents thought that wildlife and landscape have a right to exist. But this percentage fell to 49% when it was suggested that conservation costs money and jobs, and to 19% when the cost

³ Of course, investments in man-made capital exhibit irreversibility in the sense that once destroyed—say, as an act of war—this represents a permanent resource cost. The point is, however, that we still have the blueprint for reconstruction of the asset. The same cannot be said of many forms of natural capital such as biodiversity.

was translated to be 25% of the respondent's income. While the authors of this study see the remaining 19% as a salutary reminder that not all individuals are willing to trade-off conservation against other things, it might equally be pointed out that 80% of respondents lost their belief in a rights based approach as soon as the reality of trade-offs was presented to them. Arguably, rights may be easily assigned and defended when they cost nothing;

(ii) they may not in fact be identifying lexical preferences at all. Foster and Mourato (1997) conduct a contingent ranking exercise on pesticides and bread. Respondents are asked to rank various combinations of attributes (price, health (of consumers) and 'birds' (the environmental impact)). A lexical *algorithm* would then rank all options on a single attribute, say 'price', and then decide any equally ranked option on the basis of, say, health. 18% of respondents appeared to respond according to a lexical algorithm. While this appears to give support to the presence of lexical preferences, Foster and Mourato note that conformity with the algorithm is not necessarily conformity with *lexical preferences*. They show that the 18% of respondents could simply have utility functions in which there are very strong preferences for a particular attribute of the options. That is, although the price at which these respondents would be willing to trade-off - give up a unit of an environmental benefit - will be relatively high a trade-off nevertheless still exists.

Much of the case for or against SS thus tends to rest on empirical issues relating to scope for substitution about which little is known. Those that have been estimated tend to relate to conventional natural capital stocks such as aluminium, copper and paper (see Brown and Field, 1979), and not to assimilative capacities. Some very confused efforts have been made to place economic values on *total* stocks of natural capital (see Costanza *et al.*, 1997, and, for a critique, Pearce, 1998b), the overt purpose of which tends to be to demonstrate that K_N is non-substitutable. But a world without any natural capital at all is self-evidently un-sustainable. What matters is whether a world with, say, 10% less K_N is sustain-able. The issue is akin to minimum critical sizes for ecosystems or populations.

We therefore have a challenge to decide what the relevant parameters describing substitution possibilities are, and until we have a clearer picture on this issue, the special claims for environmentally strong sustainability must be regarded as unproven (but not unprovable).

6. Socially Strong Sustainability

Because the focus on social capital is comparatively new, it is worthwhile considering in a little more detail what it might mean and whether it necessarily contributes to sustainable development.

Putnam (1993) speaks of social capital as comprising certain features of social organisation - norms of behaviour, networks of interactions between people and between institutions, and trust between people. Empirical studies of economic growth have shown that conventional growth accounting models (stressing labour, capital, technology) explain only a limited amount of the difference between growth rates in different economies. World Bank (1997) refers to studies of the 'Asia Miracle' economies which suggest that - prior to the more recent economic crisis - institutional arrangements for co-operation and information exchange may be as, if not more, important than conventional factors. But close interpersonal and inter-institutional arrangements may not always be good for sustainable development. After all, price-fixing cartels are a form of social arrangement, as is the Mafia. This suggests that social capital may have positive and negative contributions to make to both economic growth and human well-being in the wider sense.

On the *positive* side it is suggested that social capital contributes to economic development by:

- (a) flows of information between economic agents are better and higher if there are closer social relationships. Such flows may relate to anything from price information, information on the availability of materials or labour, through to information on the credit-worthiness of individual agents;
- (b) trust reduces the need to search out information in order to make a transaction: i.e. transaction costs can be reduced. Trust may also result in behaviour which avoids the need to make laws and hence to intervene via government;
- (c) social links between individuals and organisations and government also reduce the need for overt public control. Governments may find it easier and more efficient to operate via established social links than to legislate. The rise of 'voluntary agreements' as a means to control environmental problems may be a case in point. Polluters simply agree to self-regulate and, in turn, self-regulation will be all the more efficient if the polluters have a social arrangements whereby they trust each other.

Also on the positive side, social capital contributes to environmental improvement by:

- (d) substituting for other forms of capital, especially man-made capital. Arrangements to share machinery (e.g. tractors, harvesters) mean that fewer tractors are needed;
- (e) reducing the high discount rates that often imperil the environment. This happens because individual insecurity is reduced by ‘ganging together’ to fight particular causes and by spreading risks among the social group;
- (f) reducing external effects, i.e. the spillover effects of one agent’s actions on the well-being of another agent. Effectively, such behaviour is inhibited by the concern for neighbours and third parties arising from social norms of behaviour;
- (g) resolving the risks arising from common property. Common property involves a whole community owning and managing a resource, a situation that has risks of environmental destruction if the resulting communal management system breaks down. The stronger the social ties, the less likely the management system is to collapse;
- (h) inhibiting anti-social behaviour that damages the environment, whether it is simply the dumping of illicit waste, litter or perverse destruction of wildlife.

Social capital could have *negative* results by keeping contracts to those within the social circle, when those outside are more efficient. Examples include price-fixing, closed contract award systems, and even the requirement that small firms institute some social welfare system to look after those in the social group, imposing costs that impair productivity. One might summarise these problems as the creation of ‘rent’ by restrictive activity and through lobbying of government and others. An example of a social arrangement with both positive and negative effects is offered given by Hausman and McPherson (1996). They argue that efficiency wages - i.e. paying workers more than the going or market wage rate in return for higher productivity - leads both to increased co-operation between worker and employer but also to unemployment (as not everyone who wants a job at the going rate can find one).

Social capital therefore presents a new and challenging dimension of sustainable development. It may, as some have argued, account for the dynamism of some economies and even for lower environmental damage than might otherwise occur. Others suggest that it could easily just as well contribute in a negative fashion by restricting economic interests to specific groups. And, of course, the social group could also be persuaded to destroy the environment in the name of its own group interests. Clearly, there is much research to be done in this area.

7. Measuring ‘Weak’ Sustainability: Genuine Savings⁴

Pearce and Atkinson (1993) introduced a measure of sustainable development based on a *net savings criterion*. Hamilton (1994) has called this measure *genuine savings* and provided an extended framework for a more consistent treatment of natural asset loss.

Genuine savings is derived as follows. A measure of gross domestic product and ‘green’ net national product (NNP) in an economy with natural resources and environmental assets is (see Hartwick, 1993; Mäler, 1991; Hamilton, 1994; Atkinson *et al.* 1997):⁵

$$GNP = C + S$$

$$NNP^* = C + [S - dK_M - r(R-G) - p(E-A)]$$

where: NNP^* = modified or ‘green’ net national product; C = consumption; S = gross saving; dK_M depreciation of man-made capital; r = unit resource rental; R = resource extraction or harvest; G = growth rate of the resource (zero for non-renewables); p = marginal social damages from pollution; E = emissions; A = natural assimilation of pollutants.

Hence, the terms $r(R-G)$ and $p(E-A)$ are respectively the value of depreciation on natural resources and the value of net pollution damage. The term in the square bracket is the genuine savings (Sg) rate for this economy. It describes the value of change in assets over the accounting period. Hence,

$$NNP^* = C + Sg$$

$$Sg = GNP - C - dK_M - r(R-G) - p(E-A)$$

$$\text{or, } Sg = S - dK_M - r(R-G) - p(E-A)$$

In other words, genuine savings is simply gross savings less depreciation on assets (here, man-made capital, natural resources and environmental assets). Note that it is

⁴ We have focused solely on this one measure of sustainability, but promising developments include the World Bank’s work on measuring total wealth—see Kunte *et al.* (1998) and World Bank (1997). Ecological indicators have made less progress but those based on the diversity-resilience link are interesting—see Perrings (1997).

⁵ Atkinson *et al.* (1997) use the term ‘measure of economic welfare’ (MEW) for $gNNP$ plus the value of environmental services, ie $gNNP$ is a special case of MEW .

an indicator of weak sustainability. If $Sg < 0$ there must be a presumption of non-sustainability.

It should also be noted that it is now commonplace to include a measure of human capital *appreciation* in net savings, usually by incorporating current educational expenditures - see World Bank (1997). In addition, it is also possible to add a further term to reflect the present value of future economic growth due to technological change in the year in question.

7.1 Criticisms of genuine savings

Several criticisms have been advanced against genuine savings as a measure of sustainability.

- (a) positive genuine savings do not necessarily indicate sustainability. The reasons for this assertion can be found in Asheim (1994) and Pezzey (1994). Atkinson *et al.* (1997) suggest that genuine saving is a *one-sided* test for (weak) sustainability. What is proposed is a more cautious test for *unsustainable* behaviour rather than sustainability per se. Even so, the empirical evidence that is emerging indicates many countries appear to fail this apparently simple test (Atkinson *et al.* 1997).
- (b) Martínez-Alier (1995), Victor *et al.* (1996) and Cabeza-Gutés (1996) have pressed the case for indicators that effectively deny the range of substitution possibilities embodied in genuine savings. In other words, their critique is that weak sustainability is not strict sustainability. These are largely negative criticisms in that no actual alternative indicators are presented but serve to make the important point that genuine savings - or for that matter any single sustainability measure - is not exclusive as a means to evaluate progress towards sustainable development. Nonetheless, these critiques overlook the fact that strict sustainability is not a unique measure of sustainability either. Indeed, SS has to be supplemented with WS, as noted earlier. Nor has empirical evidence been advanced to the effect that the relevant substitution elasticities are zero. The problem for advocates of strong sustainability is that *assertions* of non-substitutability do not constitute evidence on non-substitutability. Those who criticise weak sustainability for assuming substitutability therefore commit at least a parallel fallacy in assuming non-substitution.
- (c) Martínez-Alier (1995) notes that countries failing weak sustainability tests tend to be located in the developing world.⁶ Yet, many developing countries

⁶ As it happens, a number of developed economies fail the test or are perilously close to non-sustainability. See Atkinson *et al.* (1997).

are highly dependent on resource extraction activities and the depletion of these assets often means that high levels of savings need to be generated if aggregate real wealth is not to be run down. Several developed countries - e.g. the Netherlands and Germany - have expressed concern over their responsibility for resource depletion in other countries. In this respect, indicators of these dependencies would be useful, such as presented in Atkinson and Hamilton (1996).

In principle, there is nothing to stop any importing country assisting a developing country upon whose resource it is dependent in its efforts to become more sustainable. However, this is a distinct proposition to the argument that resource trade affects sustainability and its measurement. That is, the extent to which the existence of resource trade alters the way in which genuine savings should be measured. This will only be the case if international resource prices are changing over time. While, the economic theory of exhaustible resources predicts these prices *will* rise but actual long-term historical trends indicate a decline in the real price of many resources (including oil). In response to this, Hamilton (1996) concludes that a balanced and prudent view is that the standard Hartwick rule still offers a useful rule of thumb.

- (d) Cabeza-Gutés (1996) has questioned the use of genuine savings where countries such as Japan and United States appear to pass this (weak) sustainability test. Given the earlier comments in (a) above regarding an appropriate interpretation of such results this is a reasonable point. However, genuine savings can still offer new information concerning the non-sustainability of developed countries where environmental damages are recognised as a form of natural asset loss. Such impacts are likely to be associated with significant costs. Hence, not only must the current value of resource rents be debited from genuine savings but also the social costs of emissions of: (a) stock pollutants such as carbon dioxide (Hamilton and Ulph, 1996) and; (b) flow pollutants with cumulative effects or impacts on stocks (e.g. on human health and hence, human capital) such as sulphur dioxide and particulate matter (Hamilton and Atkinson, 1996). On this basis, Hamilton and Atkinson (1996) show that the United Kingdom exhibited significantly negative genuine savings in the years 1980 to 1986.

It is worth noting that this indicator is able to capture a significant feature of pollution problems, namely transboundary pollution flows. The rationale for adjusting measures of national income, in the presence of transboundary effects, is an extension of the *polluter pays principle* to the domain of national account-ing. This means that the estimates of the unit marginal social costs of pollution in a given country should include all costs, including those in other nations. These unit marginal

costs should then be multiplied by the total level of emissions in that country. The argument for this treatment of transboundary pollution in the case of savings rules is, if anything, even stronger. Some portion of a given country's total savings should, at least notionally, be set aside in order to compensate the recipients of the pollution emitted and transferred across international boundaries (Hamilton and Atkinson, 1995).

8. Conclusions

While the literature on sustainable development covers many of the issues raised in the early literature on economic growth models, it seems fair to say that, whatever the merits of the original formulation in the Brundtland Report of 1987, one decade later there have been great advances in both the theoretical aspects of desirable development and the ways in which that development might be indicated. Hence, there has been an ongoing debate regarding the meaning of constant capital, controversy regarding the relative merits of weak and strong sustainable development as a framework for analysing these issues, the increasing attention given to the concept of critical natural assets and more recently the role of social capital formation and maintenance in the development process. Familiar, but often neglected, aspects to the debate regarding the role of technological progress in 'taking care of the future' have also been raised. Indeed, it has been suggested that the existence of such technological change implies that sustainability 'does not matter'. In order to evaluate the realism of these claims it would appear that what is required is a greater understanding of how technological change is 'created'.

Certainly the concept has given fresh impetus to the measurement of 'sustainable' or 'green' national income. The suggestion here is that a rearrangement of that concept in the form of genuine savings, originally introduced by Pearce and Atkinson (1993), has much to offer for the measurement of sustainability. As we have noted, not everyone would agree with this a dispute which can be located in the continuing distraction caused by the 'weak' versus 'strong' debate. We would argue that much of this debate is misguided, at least in broad terms, as maintenance of assets is common to both approaches. Nonetheless, crucial issues remain. This is most true concerning critical natural assets where trade-offs, insofar as they exist, are highly unpalatable. Perhaps we have reached a stage in human development when additional environmental depreciation does have such high costs that it constitutes de facto non-substitutability. This is what many ecologists have been saying for some time. But advocates of strong sustainability have been strongest in assertion and weakest in offering empirical substance for their views. That does not make them wrong, but it does suggest they have yet to be proved right.

Nevertheless, to the extent that the scientific community can offer evidence regarding what constitute critical natural assets, the key indicators for an economy will be twofold: are stocks of critical natural assets declining? and are genuine savings rates persistently negative? A positive answer to either of these questions would be an indication of unsustainability.

References

- Asheim, G.B. (1994), The concept of net national product in an open economy, *Scandinavian Journal of Economics*, 96, 257-65.
- Atkinson, G. Dubourg, W.R. Hamilton, K. Munasinghe, M. Pearce, D.W. and Young, C.E.F. (1997), *Measuring Sustainable Development: Macroeconomics and the Environment*, Edward Elgar: Cheltenham.
- Atkinson, G. and Hamilton, K. (1996), *Sustainable Development and Flows of Assets in International Trade*, CSERGE Working Paper GEC 96-16, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University College London and University of East Anglia.
- Barbier, E.B. (1996), *Endogenous Growth and Natural Resources Scarcity*, Paper presented to the 7th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists, Lisbon, 27-29th June 1996.
- Barro, R.J. and Sala-I-Martin, X. (1995), *Economic Growth*, McGraw-Hill: New York.
- Barry, B. (1977), Justice between generations, in Hacker, P. and Raz, J. (eds.), *Law, Morality and Society*, Clarendon Press: Oxford.
- Beckerman, W. (1995), *Small is Stupid: Blowing the Whistle on the Greens*, Duckworth: London.
- Boserup, E. (1981), *Population and Technological Change: a Study of Long Term Trends*, Aldine Publishing Co: New York.
- Brown G. and Field, B. (1979), The adequacy of measures for signalling the scarcity of natural resources, in Smith, V.K. (ed.), *Scarcity and Growth Revisited*, Johns Hopkins University Press: Baltimore.
- Cabeza-Gutés, M. (1996), The concept of weak sustainability, *Ecological Economics*, 17: 147-156.
- Common, M. Reid, I. and Blamey, R. (1997), Do existence values for cost-benefit analysis exist? *Environmental and Resource Economics*, 9: 225-238.
- Costanza, R. *et al.* (1997), The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, 387, May 15, 1997.
- English, J. Tiffen M. and Mortimore, M. (1994), *Land Resource Management in Machakos District, Kenya*, Environment Department Paper No.5, World Bank, Washington DC.
- Foster, V. and Mourato, S. (1997), *Are Consumers Rational? Evidence from a Contingent Ranking Experiment*, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University College London and University of East Anglia, mimeo.

- Fredman, S. (1993), Values of an endangered species: the case of the white-backed woodpecker in Sweden, *Scandinavian Forest Economics*, 35, 264-277.
- Fukuyama, F. (1995), *Trust*, Penguin: Harmondsworth.
- Hamilton, K. (1994), Green adjustments to GDP, *Resources Policy*, 20(3),: 155-168.
- Hamilton, K. (1995), Sustainable development, the Hartwick rule and optimal growth, *Environmental and Resource Economics*, 5: 393-411.
- Hamilton, K. (1996a), Pollution and pollution abatement in the national accounts, *Review of Income and Wealth*, 42(1),: 13-33.
- Hamilton, K. (1996b), *Endogenous Growth and National Income*, University College London, mimeo.
- Hamilton, K. and Atkinson, G. (1996), Air pollution and green accounts, *Energy Policy*, 24(7),: 675-684.
- Hamilton, K. and Ulph, D. (1995), *The Hartwick Rule in a Greenhouse World*, University College London, mimeo.
- Hamilton, K. Atkinson G, and Pearce, D.W. (1998), *Savings Rules and Sustainability: Selected Extensions*, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University College London and University of East Anglia, mimeo.
- Hanley, N., Spash, C. and Walker, L. (1995), Problems in valuing the benefits of biodiversity protection. *Environmental and Resource Economics*, 5: 249-272.
- Hanley, N. and Milne, J. (1996), *Ethical Beliefs and behaviour in Contingent Valuation*, Discussion Papers in Ecological Economics No.96/1, Department of Economics, University of Stirling.
- Hartwick, J.M. (1993), Notes on economic depreciation of natural resource stocks and national accounting, in Franz, A. and Stahmer, C. (eds.), *Approaches to Environmental Accounting*, Physica-Verlag, Heidelberg.
- Hausman, D.M. and McPherson, M.S. (1996), *Economic Analysis and Moral Philosophy*, Cambridge University Press: Cambridge.
- Kunte, A., Hamilton, K. Dixon, J. and Clemens, M. (1998), *Estimating National Wealth: Methodology and Results*, Environment Paper No.57, World Bank, Washington DC.
- Mäler, K.-G. (1991), National accounts and environmental resources, *Environmental and Resource Economics*, 1: 1-15.
- Martínez-Alier, J. (1995), The environment as a luxury good, or 'too poor to be green'?, *Ecological Economics*, 13: 1-10.

- Nordhaus, W.D. (1995), *How Should We Measure Sustainable Income?*, Economics Department, Yale University, mimeo.
- Oberhofer, T. (1989), The changing cultural discount rate, *Review of Social Economy*, 13 (1),: 43-54.
- Page, T. (1977), *Conservation and Economic Efficiency*, Johns Hopkins University Press: Baltimore.
- Pearce, D.W. (1998a), *Ecological Economics: Essays in the Theory and Practice of Environmental Economics*, Edward Elgar: Cheltenham, forthcoming.
- Pearce, D.W. (1998b), Auditing the earth: the value of the world's ecosystem services and natural capital, *Environment*, 40(2),: 23-28.
- Pearce, D.W. and Atkinson, G. (1993), Capital theory and the measurement of sustainable development: an indicator of weak sustainability, *Ecological Economics*, 8: 103-108.
- Pearce, D.W., Atkinson G. and Dubourg, W.R. (1994), The economics of sustainable development, *Annual Review of Energy and the Environment*, 19: 457-474.
- Perrings, C. (1997), *Economics of Ecological Resources: Selected Essays*, Edward Elgar: Cheltenham.
- Pezzey, J. (1992), *Sustainable Development Concepts: an Economic Analysis*, Environment Paper No 2, World Bank, Washington DC.
- Pezzey, J. (1994), *The Optimal Sustainable Depletion of non-renewable Resources*, University College London, mimeo.
- Putnam, R.D. (1993), *Making Democracy Work: Civic Traditions in Modern Italy*, Princeton University Press: Princeton.
- Romer, P.M. (1990), Endogenous technical change, *Journal of Political Economy*, 98(5),: S71-S102.
- Sefton J. and Weale, M. (1996), The net national product and exhaustible resources: the effects of foreign trade, *Journal of Public Economics*, 61(1),: 21-47.
- Solow, R. 1992. *An Almost Practical Step Toward Sustainability*, Resources for the Future: Washington DC.
- Spash, C and Hanley, N. (1995), Preferences, information and biodiversity preservation, *Environmental and Resource Economics*, 12: 191-208.
- Stevens, T., Echeverria, J., Glass, R., Hager, T. and More, T. (1991), Measuring the existence value of wildlife: what do CVM estimates really show? *Land Economics*, 67(4),: 390-400.

Victor, P., Hanna, H.E. and Kubursi, A. (1994), *How Strong is Weak Sustainability?*, Paper presented at the International Symposium on Models of Sustainable Development, Paris.

Weitzman, M. and Löfgren K.-G. (1997), On the welfare significance of green accounting as taught by parable, *Journal of Environmental Economics and Management*, 32: 139-153.

World Bank (1995), *Monitoring Environmental Progress, Environmentally Sustainable Development*, World Bank: Washington D.C.

World Bank (1997), *Expanding the Measure of Wealth*, World Bank: Washington DC.

WCED - World Commission on Environment and Development (1987), *Our Common Future*, Oxford University Press: Oxford.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía

Sistema de Cuentas Nacionales de México Cuentas económicas y ecológicas de México 2013

Preliminar

Año base 2008



INSTITUTO NACIONAL
DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA

Obras complementarias publicadas por el INEGI sobre el tema:

Cuentas de bienes y servicios Censos Económicos Sistema de Clasificación Industrial de América del Norte.

Catalogación en la fuente INEGI:

330.972 Instituto Nacional de Estadística y Geografía (México).
Sistema de Cuentas Nacionales de México : cuentas económicas y ecológicas de México 2013 : preliminar : año base 2008 / Instituto Nacional de Estadística y Geografía.-- México : INEGI, c2014.

8 p.

1. Cuentas nacionales - México. 2. Producto Interno Neto Ecológico - México.

Conociendo México

01 800 111 4634
www.inegi.org.mx
atencion.usuarios@inegi.org.mx

 INEGI Informa  @INEGI_INFORMA

Sistema de Cuentas Nacionales de México
Cuentas económicas y ecológicas de México 2013
Preliminar. Año base 2008
Economía y Medio Ambiente

Los aspectos relacionados con la valoración económica del impacto ambiental como consecuencia de la producción, distribución y consumo de los bienes y servicios que son demandados dentro de la economía, son temas que merecen la atención de la sociedad en general.

Por tal motivo, el **Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI)** como responsable de realizar las cuentas satélite del país, ofrece a los usuarios la información más

actualizada de las **Cuentas Económicas y Ecológicas de México (SCEEM)** al año 2013.

En este sentido, se presentan los principales resultados conformados por los balances y flujos físicos de los recursos naturales, variables monetarias e indicadores derivados, referentes al agotamiento de los recursos naturales, degradación del medio ambiente y los gastos en protección ambiental.

Balances y flujos de los recursos naturales en unidades físicas 2003 y 2013

Recurso	Unidad de medida	2003	2013 ^p	TMCA ¹	Observaciones
Forestal (Existencia de bosques)	millones de metros cúbicos de madera en rollo	3 962.6	3 816.8	-0.37	Balance Apertura +/- Cambios = Balance de Cierre
Hidrocarburos (Reservas totales)	millones de barriles	48 040.6	42 157.2	-1.30	Balance Apertura +/- Cambios = Balance de Cierre
Agua subterránea (Sobreexplotación)	millones de metros cúbicos	5 704.0	5 985.0	0.48	Flujo
Contaminación del aire (Emisiones)	millones de toneladas	19.1	19.0	-0.05	Flujo
Contaminación del suelo por residuos sólidos urbanos	millones de toneladas	38.0	47.4	2.23	Flujo
Contaminación del agua (Descargas de agua residual no tratadas)	millones de metros cúbicos	8 689.5	21 078.0	9.27	Flujo
Degradación del suelo (Superficie afectada)	millones de hectáreas	73.4	75.6	0.30	Flujo

¹ Tasa Media de Crecimiento Anual

^p Cifra preliminar.

Principales resultados e indicadores derivados

Serie anual de 2003 a 2013

Millones de pesos y porcentaje

Año	PIB	PIB Ajustado ambientalmente (PIBE)	Costos Totales por Agotamiento y Degradación Ambiental (CTADA)	Gastos en Protección Ambiental (GPA)	PIBE/PIB	CTADA/PIB	GPA/CTADA	GPA/PIB a precios básicos ¹
2003	7 696 035	7 043 365	652 670	44 807	91.5	8.5	6.9	0.6
2004	8 690 254	7 986 018	704 236	50 177	91.9	8.1	7.1	0.6
2005	9 424 602	8 667 668	756 934	57 009	92.0	8.0	7.5	0.6
2006	10 520 793	9 722 967	797 826	64 796	92.4	7.6	8.1	0.6
2007	11 399 472	10 544 785	854 687	80 256	92.5	7.5	9.4	0.7
2008	12 256 864	11 338 259	918 605	97 066	92.5	7.5	10.6	0.8
2009	12 072 542	11 235 677	836 865	121 004	93.1	6.9	14.5	1.1
2010	13 266 858	12 380 590	886 268	126 176	93.3	6.7	14.2	1.0
2011	14 527 337	13 585 333	942 004	145 941	93.5	6.5	15.5	1.0
2012 ^p	15 600 077	14 606 854	993 223	145 148	93.6	6.4	14.6	1.0
2013	16 082 510	15 172 542	909 968	148 699	94.3	5.7	16.3	1.0

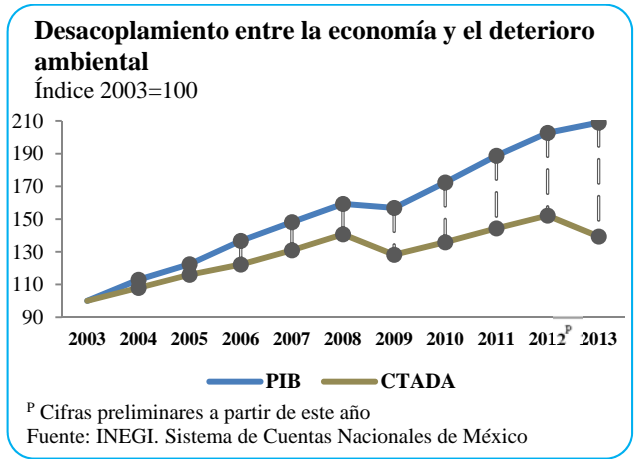
¹ Se considera el PIB a precios básicos toda vez que los GPA, desde el ámbito de las cuentas nacionales y de los registros del Gobierno General, se reportan en valores a precios básicos sin considerar los impuestos y los subsidios a los productos.

^p Cifras preliminares a partir de este año.

PRINCIPALES INDICADORES DERIVADOS

En los últimos 10 años los Costos Totales por Agotamiento y Degradación Ambiental (CTADA) se han incrementado en 39.4%, en tanto que el crecimiento del Producto Interno Bruto (PIB) en el mismo periodo es de 109.0 por ciento; es decir el crecimiento económico del país ha sido casi dos veces mayor a los gastos que la sociedad en conjunto tendría que efectuar para prevenir y/o remediar el daño ambiental ocasionado por la producción, distribución y consumo de bienes y servicios.

En este sentido, se puede apreciar una tendencia al desacoplamiento entre la producción económica de bienes y servicios y el daño ambiental generado por dichas actividades.

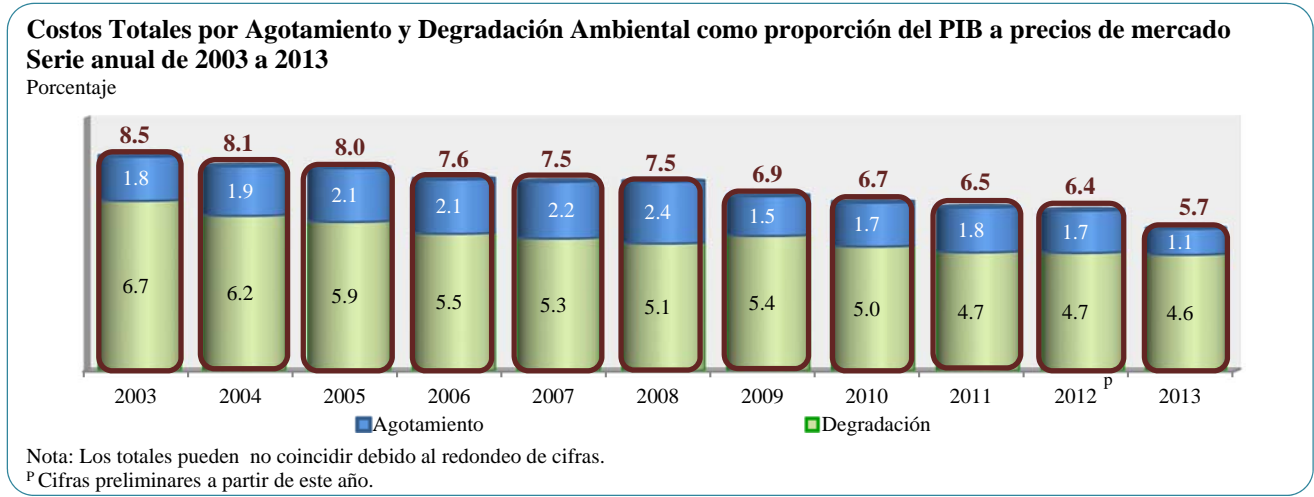


Los costos para disminuir las emisiones atmosféricas son los que históricamente tienen mayor peso en los CTADA, y en el año 2013 representaron el 59.2 por ciento. Lo anterior coadyuva a que los Costos por Degradación (Cdg) alcancen el 81.3% de los costos ambientales totales. Por su parte, los Costos por Agotamiento

(Cag) tienen un impacto menor, del 18.7%, siendo los costos por el agotamiento de los hidrocarburos los que más representatividad tienen con el 13.9% de los CTADA.

La composición del PIB considerando el ajuste ambiental, para el año 2013, destaca la participación del Producto Interno Neto Ecológico (PINE) con 82.9%, el Consumo de Capital Fijo (CCF) con 11.4% y finalmente los CTADA con 5.7 por ciento.

Adicionalmente, los resultados obtenidos para el año 2013 muestran que mientras los CTADA fueron de 909 mil 968 millones de pesos, los Gastos en Protección Ambiental (GPA) alcanzaron 148 mil 699 millones de pesos, es decir representaron el 16.3% de los CTADA. Lo anterior indica que la inversión mínima necesaria para abatir el daño ecológico, debería de ser por lo menos 5.1 veces más que la registrada en dicho año.



Impacto por la depreciación del capital natural y económico respecto al PIB

Serie anual de 2003 a 2013

Porcentaje

$$\text{PIB} - \text{CCF} - \text{CTADA} = \text{PINE}$$



Donde:

PINE: Producto Interno Neto Ecológico

PIB: Producto Interno Bruto

CCF: Consumo de Capital Fijo

CTADA: Costos Totales por Agotamiento y Degradación Ambiental

Nota: Los totales pueden no coincidir debido al redondeo de cifras.

^P Cifras preliminares a partir de este año.

AGOTAMIENTO DE LOS RECURSOS NATURALES

El estudio del agotamiento de los recursos del medio ambiente abarca los temas de bosques y selvas maderables, hidrocarburos y agua subterránea, los cuales en conjunto representaron el 18.7% de los CTADA durante el año 2013.

Recursos Forestales

El agotamiento de los recursos forestales estimado para el periodo 2003-2013 equivale a una pérdida promedio anual de 16 millones de metros cúbicos de madera en rollo, es decir, de 157 mil hectáreas de bosques en México¹.

¿Sabías que...



...la superficie perdida de bosques en promedio anual, durante el periodo 2003-2013, fue equivalente a casi 1.4 veces el área que ocupa Hong Kong?

Fuente: http://voyagesphotosmanu.com/mapa_geografico_hong_kong.
Imagen: <http://www.china-mike.com/china-travel-tips/tourist-maps/hong-kong/>

Hidrocarburos

Referente al agotamiento de los hidrocarburos (petróleo y gas natural), se observó que el total de las reservas probadas, probables y posibles registraron una disminución promedio anual de 1.3% de 2003 a 2013. De persistir el mismo ritmo de explotación del recurso (en promedio

mil 480 millones de barriles de petróleo crudo equivalente anuales) su vida útil sería de poco más de 30 años.

Por otro lado, si se consideran solamente las reservas probadas de hidrocarburos, de acuerdo con los presentes niveles de explotación, se puede estimar una vida útil de alrededor de 10 años.

¿Sabías que...

... en el año 2013^P nuestro país se ubicó en el 10° lugar en la producción mundial de petróleo,?



^P Cifras preliminares
Fuente: PEMEX

En el plano internacional, nuestro país aportó en el año 2013 el 3.4% de la oferta total de petróleo del planeta. Asimismo, cuenta con el 0.6% de las reservas probadas de petróleo crudo del orbe, posicionándonos en el 17° lugar a nivel mundial.²

Por su parte, la producción de gas natural representó el 1.9% de la oferta total mundial, ubicando a nuestro país en el 13° lugar, por debajo de países como Malasia y Emiratos Árabes Unidos; en tanto que las reservas probadas de este recurso aportaron el 0.2 por ciento.

Medido en términos monetarios, la disminución de hidrocarburos fue equivalente al 0.8% del PIB en el año 2013, siendo el factor de agotamiento de los recursos naturales que más incide en el impacto ambiental dentro de los CTADA.

¹ La superficie continental de México es de 1 959 248 km².
<http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx>

² PEMEX. *Anuario estadístico 2003-2013*. México, 2014, página 82.

Agua subterránea

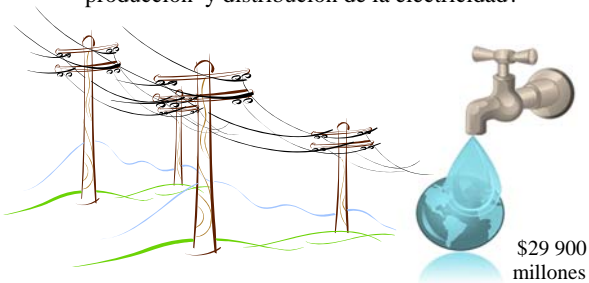
Un acuífero se clasifica como sobreexplotado en el momento en que la extracción de agua supera a su recarga. En el año 2013 se registró un incremento en la sobreexplotación del recurso de 0.8% respecto al año anterior. En este sentido, la recarga de los acuíferos sobreexplotados alcanzó un monto de 11 mil 103 millones de metros cúbicos (Mm³), cantidad menor al monto de la extracción en el mismo año, que fue de 17 mil 088 Mm³.

Por número de acuíferos, la condición de sobreexplotación de los mismos pasó de 122 en el año 2003 a 126 para el 2013. En este último año, la actividad agropecuaria fue el sector con mayor consumo del recurso hídrico subterráneo con el 70.0%, en tanto, el abastecimiento público el 25.2% y la industria el 4.8 por ciento.

En valores monetarios, el agotamiento del agua subterránea alcanzó un total de 29 mil 900 millones de pesos en el año 2013, monto menor que el registrado en el 2012.

¿Sabías que...

... en 2013^P el monto económico del agotamiento del agua subterránea fue equivalente al 13.1% del valor de la producción y distribución de la electricidad?



\$29 900 millones

^P Cifra preliminar
Fuente: INEGI. Sistema de Cuentas Nacionales de México

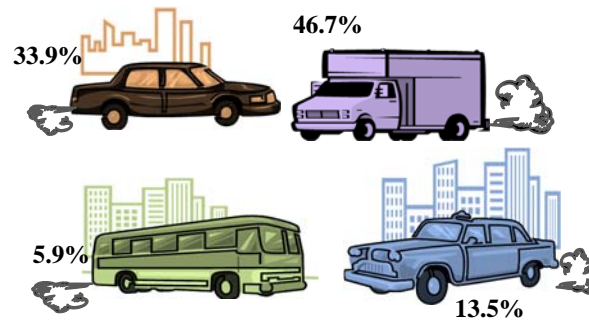
DEGRADACIÓN DEL MEDIO AMBIENTE

Por su parte, el cálculo de la degradación del medio ambiente incluye los temas de emisiones a la atmósfera, degradación del suelo, generación de residuos sólidos urbanos y descargas de aguas residuales, que en conjunto representaron el 81.3% de los CTADA, durante el año 2013.

Emisiones a la atmósfera

Las emisiones contaminantes a la atmósfera presentaron una disminución de 0.05% en promedio entre los años 2003 y 2013, destacando el hecho de que los camiones de carga, autos particulares y autos públicos son las mayores fuentes de emisiones contaminantes al aire.

Estructura porcentual de las emisiones por fuentes móviles 2013^P



^P Cifras preliminares

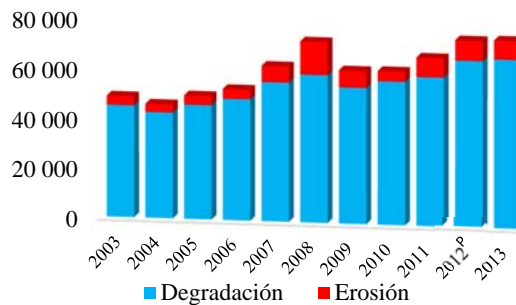
Los costos en que se incurriría para reducir y mitigar las emisiones contaminantes son equivalentes al 3.4% del PIB para el año 2013, constituyendo el 59.2% del total de los costos ambientales registrados en el presente estudio.

Suelo

Los costos totales para la remediación del suelo del año 2013 se incrementaron 1.6 veces respecto del 2012. En contrapartida, los programas de la Administración Pública Federal que apoyan la restauración y protección de los suelos permitieron evitar anualmente, daños equivalentes a 8 mil 941 millones de pesos, en promedio.

Costos de degradación y erosión de suelos Serie anual de 2003 a 2013

Millones de pesos



^P Cifras preliminares a partir de este año

Residuos sólidos urbanos

Los residuos sólidos urbanos (RSU) generados en el país están compuestos por basura de comida, jardines y materiales orgánicos similares (52.4%), residuos no metálicos (32.1%), otro tipo de basura –residuos finos, pañales desechables, etcétera- (12.1%) y finalmente, por residuos metálicos (3.4 por ciento).

Los costos asociados a la gestión, control y manejo de los RSU para el año 2013, se estiman en 55 mil 511 millones de pesos.

¿Sabías que...

...en promedio cada persona en nuestro país genera 1.1 kg de residuos al día, es decir, 401 kilogramos al año?



Imagen: <http://spanishinbremen.wordpress.com/2011/12/21/la-basura/>

Agua residual

Para el año 2013 las descargas totales de agua residual fueron de 26 mil 333 Mm³, de las cuales 5 mil 255 millones tuvieron algún tipo de tratamiento; mientras que 21 mil 078 millones no recibieron tratamiento alguno, es decir, cerca del 80% del agua retornada al medio ambiente está contaminada. El costo para el tratamiento de este tipo de descargas asciende a 70 mil 627 millones de pesos.

El costo estimado para el tratamiento del agua residual en el año 2013^P, fue equivalente a casi dos veces el valor de la producción de fertilizantes y pesticidas.



^P Cifra preliminar
Fuente: INEGI. Sistema de Cuentas Nacionales de México.
Imágenes: <http://www.indiamart.com/>
<http://elabonoorganicoartedelanaturaleza.blogspot.mx/>

GASTOS EN PROTECCIÓN AMBIENTAL (GPA)

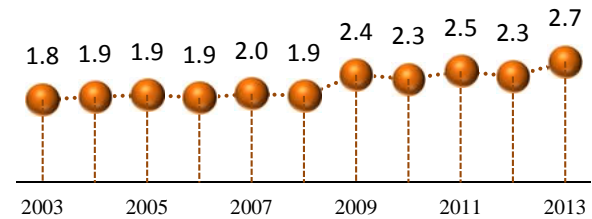
Para el año 2013, los gastos ejercidos por el sector público- Gobierno Federal, sector paraestatal, gobiernos estatales y municipales- a favor del medio ambiente fueron de alrededor de 148 mil 699 millones de pesos, es decir aproximadamente 3.3 veces las erogaciones realizadas bajo este mismo concepto en el año 2003, donde los Gastos en Protección Ambiental (GPA) fueron de 44 mil 807 millones de pesos.

Al comparar el monto resultante de los GPA con el gasto presupuestal ejercido del sector público en el año 2013³, se obtuvo una participación de 2.7%, cifra superior a la del año 2003, donde la participación era de 1.8 por ciento; es

decir, en el año 2013 se invirtieron 0.9 pesos más por cada 100 erogados en el año 2003.

GPA como proporción del gasto total ejercido del sector público Serie anual de 2003 a 2013

Porcentaje



Cifras preliminares a partir del año 2012.

Fuente: INEGI. *El ingreso y gasto público en México, Estadísticas de Finanzas Públicas Estatales y Municipales*, SHCP. *Cuenta de la Hacienda Pública Federal. Cuenta Pública del Gobierno del Distrito Federal*. Varios años

Por otro lado, el monto total de los GPA en el año 2013 representó el 1.0% del PIB nacional a precios básicos.

Visto desde un enfoque funcional, poco más de la mitad del gasto realizado a favor del medio ambiente en el año 2013, fue ejercido en actividades de remediación como la captación, gestión y tratamiento de aguas residuales y de residuos; seguido del gasto en actividades de prevención como educación y ahorro de energía para disminuir las emisiones contaminantes al aire. Adicionalmente, las erogaciones en investigación para la protección del medio ambiente ocuparon el tercer sitio, seguido de los gastos en actividades de administración.

En el ámbito internacional, el monto de los GPA reportado por México en el año 2013, como proporción del PIB, se encuentra por encima de lo registrado en el año 2012 en países como Noruega, Italia y Reino Unido, pero por debajo de lo reportado en países como Japón.

GPA del sector público como proporción del PIB, comparativo entre países seleccionados, 2012

Porcentaje



* Dato correspondiente al año 2013

Fuente: https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=SNA_TABLE11

Pública del Gobierno del Distrito Federal.

³ INEGI. *Estadísticas de finanzas públicas estatales y municipales*. SCHP. *Cuenta de la Hacienda Pública Federal, año 2013, y Cuenta*

Gastos en protección ambiental del sector público, 2013^P

Destinados a actividades de:

54.4% Remediación

25.0% Prevención

10.8% Investigación y Desarrollo

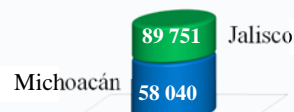
9.8% Administración

Respecto del PIB nacional, los GPA representaron 1.0 por ciento

De cada \$100 erogados por el sector público, \$2.7 se destinan para beneficio del medio ambiente



Son equivalentes al gasto ejercido de los gobiernos de:



^P Cifras preliminares

Fuente: INEGI. Estadísticas de Finanzas Públicas estatales y municipales 2013.

IMPLEMENTACIÓN DE NUEVAS RECOMENDACIONES Y ESTÁNDARES ESTADÍSTICOS INTERNACIONALES

Como parte del quehacer del INEGI en materia de desarrollo estadístico y en respuesta a las recomendaciones internacionales, particularmente de la ONU y de la OCDE, para ampliar y mejorar las temáticas propias de la contabilidad ambiental, se presentan en esta sección los avances de los trabajos en proceso, que permitirán cumplir con las demandas de información de los diversos sectores de la sociedad.

Cuentas ambientales y económicas del agua

Las cuentas del agua se desarrollan y actualizan en un marco que utiliza definiciones y clasificaciones del Sistema de Cuentas Nacionales 2008, del Marco Central del Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica (SEEA-CF, por sus siglas en inglés)⁴ y particularmente del SEEA-Water.⁵

Los resultados obtenidos para el año 2013 permiten observar que del total del agua proveniente del medio ambiente, ya sea de los acuíferos, cuerpos de agua superficial o de lluvia, el 85.9% es retornado nuevamente a la naturaleza. El 14.1% restante es incorporado a los productos finales generados dentro de la economía.

Flujos físicos del agua, 2013^P

Millones de m³

Extracciones totales del medio ambiente
198 mil 860

Consumo
28 mil 011

Retornos totales al medio ambiente
170 mil 849

^P Cifras preliminares

Cabe mencionar que del total de agua que es utilizada dentro de la economía, el 6.9% proviene de otras unidades económicas, es decir que antes de ser retornadas al medio ambiente son reutilizadas.

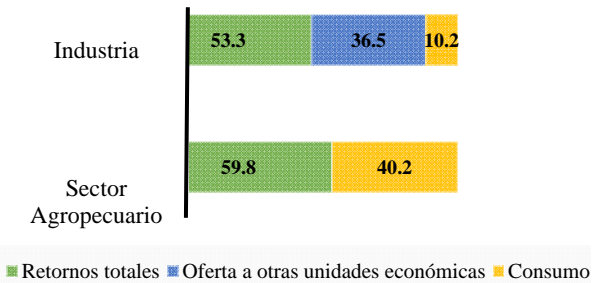
En la siguiente gráfica se puede observar que la cantidad de agua realmente transferida al producto final es significativamente mayor en el sector agrícola. Por otro lado, resalta que el 36.5% del agua que ingresa a la industria es, posteriormente aprovechada en distintas actividades, en tanto que la agricultura no presta este tipo de servicio.

⁴United Nations, et al. *System of Environmental-Economic Accounting 2012-Central Framework*. New York. 2014.

⁵United Nations. *System of Environmental-Economic Accounting for Water*. New York. 2012.

Uso del agua en la industria y el sector agropecuario 2013^P

Porcentaje



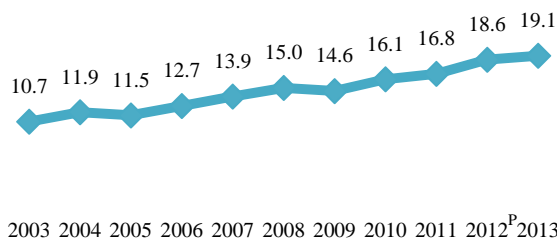
^PCifras preliminares

Este indicador se elabora considerando variables como la producción en el tiempo, así como la extracción y uso de agua en cada sector de estudio.

Por otra parte, el producto (medido en pesos) que se genera por cada metro cúbico de agua utilizado en la agricultura, presenta una tendencia positiva a lo largo de los años, lo cual significa que se ha logrado producir más con menos recursos.

Productividad del agua en la agricultura Serie anual de 2003 a 2013

Pesos por metro cúbico



^P Cifras preliminares a partir de este año

Cuenta de flujo de materiales para México

El proyecto de la cuenta de flujo de materiales para México se ve fortalecido con la ampliación de su marco conceptual y metodológico al incluir el cálculo de la extracción de agua y combustibles fósiles en el país, así como el desarrollo experimental de la estimación referente a la extracción de minerales, biomasa proveniente de actividades de caza y recolección; además de los desechos y emisiones contaminantes que la sociedad emite al aire, suelo y agua (retornos al ambiente).

El flujo de materiales se presenta mediante el cálculo de los insumos naturales que provienen del medio ambiente, y que son utilizados por los agentes económicos en forma de extracción doméstica utilizada para las siguientes categorías

⁶ El término biomasa se utiliza en un sentido amplio para definir el conjunto de materia orgánica que conforma un ecosistema presente en los organismos vivos o muertos o segregados por ellos, pero en ningún caso fósil. Valtueña, José A. *Enciclopedia de la Ecología y la Salud*, Madrid, Editorial Safeliz, 2001.

de materiales: biomasa (cultivada y no cultivada)⁶, agua y combustibles fósiles (petróleo, gas natural, carbón para coque y carbón no coquizable), así como minerales no metálicos. Por otra parte, además de los flujos ocultos se calculan los flujos indirectos, es decir el monto de materiales que se demanda del resto del mundo, así como las exportaciones.

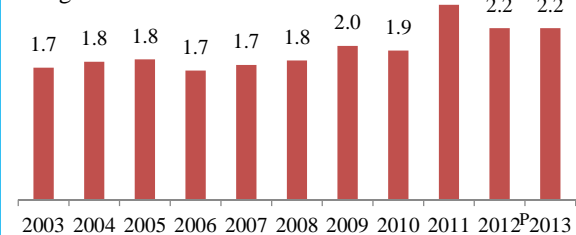
Los resultados muestran que para el año 2013, el requerimiento total de materiales⁷ en México fue de 214 mil 769 millones de toneladas (Mmt), de las cuales 213 mil 334 millones (99.3%) correspondieron a la extracción de agua, 178 millones (0.1%) a combustibles fósiles, el 0.4% a biomasa de las categorías agrícola, forestal, pesca (no incluye acuicultura) y demanda de biomasa para actividades de pastoreo y el 0.2% restante correspondió a explotación de minerales no metálicos.

Adicionalmente, la medición de la intensidad en el uso de la biomasa (agrícola, forestal, pesquera y para actividades de pastoreo) de 2003 a 2010, mostró que por cada peso de Valor Agregado Bruto (VAB) que se generó en el sector agrícola del país, se extrajo en promedio 1.8 kg de biomasa. A partir de 2011 las cifras cambian, ya que en este año se extrajeron 2.5 kg de biomasa por cada peso de VAB que se generó en el mismo sector de estudio. Sin embargo, para 2012 la extracción de biomasa cae a 2.2 kg, cifra que se mantiene en el año 2013.

Índice de intensidad en el uso de la biomasa en México

Serie anual de 2003 a 2013

Kilogramos/ Pesos



^P Cifras preliminares a partir de este año.

Cuentas ambientales y económicas integradas de los bosques

En el marco de la contabilidad ambiental y de acuerdo con las recomendaciones plasmadas en el SEEA y en el *Manual for Environmental and Economic Accounts for Forestry* (SEEA-F)⁸, se presentan avances en la elaboración de la contabilidad de los bosques, para ayudar a explicar cómo son utilizados los bienes y servicios del bosque, de qué forma se integran a la economía, su valor y la magnitud económica de los daños en que se incurre al sobreexplotarlos, así como los gastos de protección ambiental efectuados a su favor.

⁷ El requerimiento total de materiales se compone de la extracción doméstica utilizada (extracción doméstica + residuos utilizados) adicionando los flujos ocultos, para biomasa, agua, combustibles fósiles y minerales no metálicos respectivamente.

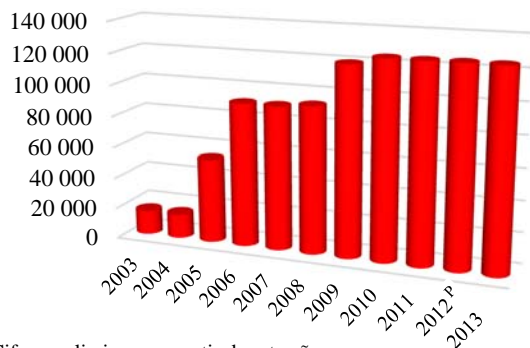
⁸ United Nations. *Forestry Department. Manual for environmental and economic accounts for forestry, 2004*. Rome, Italy. 2004.

En el año 2013 no se declararon nuevas áreas forestales protegidas, registrándose aproximadamente 2 mil 953 millones de metros cúbicos de madera en rollo; sin embargo, sí es factible observar una disminución en el ritmo de explotación de los bosques, lo que se expresa en la disminución de la tasa de agotamiento del recurso, que se genera principalmente por el avance de la frontera económica.

Volumen de la madera protegida en los bosques

Serie anual de 2003 a 2013

Miles de metros cúbicos de madera en rollo



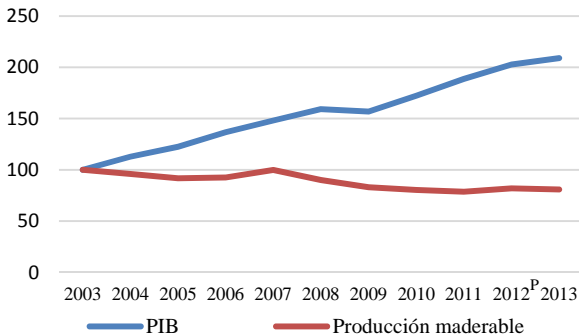
^P Cifras preliminares a partir de este año

Para medir la dependencia de la economía con respecto al uso de los recursos, puede generarse un indicador de desacoplamiento, considerando la generación del ingreso y el consumo de los recursos forestales. La siguiente gráfica muestra que en el tiempo se tiene un desacoplamiento entre el uso del recurso maderable y la economía.

Desacoplamiento entre el PIB y el recurso maderable

Serie anual de 2003 a 2013

Índice 2003=100



^P Cifras preliminares a partir de este año

Cuentas ambientales y económicas integradas de los recursos pesqueros

En el marco del manual *Integrated Environmental and Economic Accounts for Fisheries*⁹, es posible registrar en qué medida la práctica pesquera es desarrollada de manera sustentable.

Los resultados de las cuentas ambientales y económicas integradas de los recursos pesqueros en México, para la serie 2003-2013, muestran 16 especies pesqueras con pesca no sustentable o con sobrepesca, es decir, que supera el rendimiento máximo sostenible (RMS)¹⁰, en al menos uno de los años del periodo estimado.

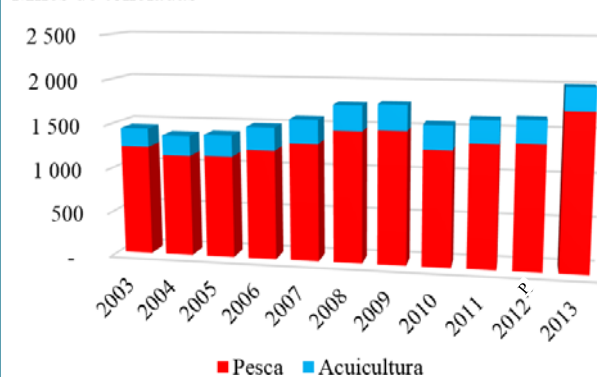
En este sentido, para el Océano Pacífico las especies sobreexplotadas son: almeja, huachinango y pargo, jaiba y langosta; en tanto que en el Golfo de México y Mar Caribe las especies en esta lista son: camarón café, caracol, jaiba, lisa y lebrancha, mero y similares, peto, pulpo, raya y similares, robalo y sierra.

Por su parte, la producción pesquera registrada en peso vivo, durante el año 2013, asciende a 1 millón 746 mil toneladas, de las cuales el 85.0% se capturó en el Pacífico, en tanto que en el Golfo de México y Mar Caribe el 12.9%, y el resto de la producción (2.1%) corresponde a las entidades sin litoral¹¹.

Volumen de la pesca y acuicultura

Serie anual de 2003 a 2013

Miles de toneladas



^P Cifras preliminares a partir de este año

Finalmente, en este documento se presentan sólo algunos de los principales resultados del **SCEEM**, por lo que se recomienda la consulta de los cuadros que conforman el estudio para contar con mayores herramientas de análisis y conocimiento del sector.

Con la actualización de esta cuenta satélite, el **Instituto** continúa contribuyendo con la difusión y fortalecimiento de la estadística del sector ambiental dentro del marco de la Ley del Sistema Nacional de Información Estadística y Geográfica, por lo cual hace una invitación a los usuarios y a todos aquellos interesados del tema para que expresen sus comentarios y aportaciones sobre el contenido de la publicación a la siguiente dirección de correo electrónico: atencion.usuarios@inegi.org.mx

⁹ United Nations, et al *Integrated Environmental and Economic Accounting for Fisheries*. Rome, Italy. 2004.

¹⁰ Presidencia de la República. Diario Oficial de la Federación. 28 de enero de 1988. Página. 14.

¹¹ CONAPESCA. Base de datos. México DF. 2013. <http://www.conapescas.gob.mx/>