

IEB Report I/2020

Cities, Taxation and Climate Change 4

Tackling Climate Change from the Urban World *Cristina de Gispert*

Economic Instruments to Achieve Sustainable Mobility in the Urban Areas *Maria Börjesson*

Moving Away from Water Pricing for a World that Does Not Exist *Gonzalo Delacámara*

Municipal Waste Taxation *Ignasi Puig Ventosa*

Ciudades, fiscalidad y cambio climático 18

Afrontar el cambio climático desde el mundo urbano *Cristina de Gispert*

Instrumentos económicos para una movilidad sostenible en las zonas urbanas *Maria Börjesson*

Alejándose de los precios del agua para un mundo que no existe *Gonzalo Delacámara*

La fiscalidad de los residuos en los municipios *Ignasi Puig Ventosa*

Ciutats, fiscalitat i canvi climàtic 32

Afrontar el canvi climàtic des del món urbà *Cristina de Gispert*

Instrumentos econòmics per a una mobilitat sostenible a les zones urbanes *Maria Börjesson*

Allunyar-se dels preus de l'aigua per a un món que no existeix *Gonzalo Delacámara*

La fiscalitat dels residus als municipis *Ignasi Puig Ventosa*

Editorial Board: Núria Bosch (Director), Alejandro Esteller-Moré, Pilar Sorribas-Navarro
Coordination and Supervision: Institut d'Economia de Barcelona (IEB)
Design and graphic production: Digital Dosis and EPA Disseny S.L.
Translation: Language Services of the University of Barcelona / Sara Sicart
Legal deposit number: B.- 24280-2013
ISSN: 2339-7292

Consejo de redacción: Núria Bosch (Directora), Alejandro Esteller-Moré, Pilar Sorribas-Navarro
Coordinación y Supervisión: Institut d'Economia de Barcelona (IEB)
Diseño y producción gráfica: Digital Dosis y EPA Disseny S.L.
Traducción: Servicios Lingüísticos de la Universidad de Barcelona / Sara Sicart
Depósito legal: B.- 24280-2013
ISSN: 2339-7292

Consell de redacció: Núria Bosch (Directora), Alejandro Esteller-Moré, Pilar Sorribas-Navarro
Coordinació i Supervisió: Institut d'Economia de Barcelona (IEB)
Disseny i producció gràfica: Digital Dosis i EPA Disseny S.L.
Traducció: Serveis Lingüístics de la Universitat de Barcelona / Sara Sicart
Dipòsit legal: B.- 24280-2013
ISSN: 2339-7292

Institut d'Economia de Barcelona (IEB)
Universitat de Barcelona
Facultat d'Economia i Empresa c/ John M. Keynes, 1-11
08034 Barcelona, Spain
www.ieb.ub.edu

© Institut d'Economia de Barcelona (IEB) / Instituto de Estudios Fiscales (IEF)

IEB Report 1/2020

Cities, Taxation and Climate Change

The Barcelona Economics Institute (IEB) is a research centre whose goals are to promote and disseminate work in economics and to contribute to the debate on economic policy decision-making.

The members' research is conducted primarily in the fields of fiscal federalism; urban economics; transport economics and infrastructure; tax system analysis; public policies; and energy sustainability.

Founded in 2001 within the University of Barcelona (UB), and recognised by the Catalan Government, the IEB received a major boost in 2008 with the creation of the IEB Foundation (in which Abertis, Agbar, La Caixa, Naturgy Energy, the Barcelona City Hall, the Barcelona Provincial Council, the University of Barcelona, and the Autonomous University of Barcelona are all active participants). The IEB also hosts the Chair of Energy Sustainability at the UB (funded by the Foundation for Energy and Environmental Sustainability) and the UB's Chair of Smart Cities.

In addition to undertaking academic research, the IEB aims to bring the findings of its work to a wider audience by organizing symposiums and workshops, and by publishing a variety of documents, including an annual Report on Fiscal Federalism and Public Finance. The IEB Report that the reader has in their hands represents a recent initiative to increase the frequency of publication of this Report so that the IEB can respond better to changing economic circumstances.

The opinions expressed in the Report do not reflect the views of the IEB.

For more information www.ieb.ub.edu



Cristina de Gispert
Institut d'Economia de Barcelona (IEB)
Universitat de Barcelona

Tackling Climate Change from the Urban World

What we today understand as being a climate emergency represents a threat to the well-being of people around the world. According to the preeminent study by Mark Huber and Reto Knutti (2011), it is estimated that at least three-quarters of the climate change experienced over the past 60 years is due to human activity. Paradoxically, the actions that need to be taken to stop climate change run into a whole series of obstacles, including the problem of the 'free-rider' ("Why should I change my consumer habits if everyone else is changing theirs and I can reap the benefits just the same?") and the short-sightedness of agents (households, firms and regulators) that sees them taking quite inappropriate decisions given that their long-term impact on the climate is clearly detrimental.

According to the C40 spokesperson¹, Hervé Marro, much of the problem lies in the consumption of our cities and their corresponding GHG emissions, not to mention the effects of an agriculture designed to meet the food needs of the urban population². This concentration of population in our cities and their urban planning policies are factors that make the urban world especially vulnerable to the effects of climate change, as they, at the same time, aggravate the problem.

The contributions to this report primarily focus on the possibilities afforded by price-based mechanisms to address the climate emergency, and they do so in three areas of particular interest to the urban world: namely, mobility,

water, and waste. However, the challenges faced are so great that any solution requires that we combine various mitigation policies³.

The article written by Maria Börjesson identifies, first, the motives explaining why governments tax the use of transport infrastructure, with one of the main reasons being the environmental and other costs borne by people other than the user (i.e. the so-called external costs). Second, she presents in some detail various taxes levied on vehicles according to their typology, fuel used, and congestion associated, etc., or in combination, if applicable, with the establishment of a *low-emission zone*. Finally, she assesses their efficiency.

In his article, Gonzalo Delacámara reminds us, at the outset, about the factors that ensure the sustainable management of water resources which, despite their complexity in urban environments, should not neglect an integrated and multisectoral perspective. He explains that pricing across the water cycle also involves a great variety of tax instruments (charges, tariffs, subsidies, etc.) that need to be designed from a long-term perspective, seeking to achieve diversification in water supply sources and efficiency in water use.

¹ C40 is a group of cities leading the fight against climate change: <https://www.c40.org/>

² According to UN-Habitat, cities are responsible for around 70% of the world's GHG emissions and between 71 and 76% of energy-related carbon dioxide emissions.

³ The role of governments in promoting renewable energy, in providing information to try to persuade agents to change their preferences about carbon-intensive products, in promoting voluntary agreements that seek to involve companies in environment-friendly initiatives without any legal requirement to do so; in endorsing the EU emissions trading system are just some of measures being taken to address climate change. All of them, however, have economic implications that need to be taken into account (Holland & Young, 2020).

The final article in this report, written by Ignasi Puig, emphasizes the key role to be played by local authorities in waste management. The author stresses the need to move towards a pay-as-you-throw (PAYT) system and analyses different PAYT models for calculating waste charges and, more specifically, the variable part of this charge. He distinguishes between models of container identification (the most widely adopted) and models of user identification whose potential is greater in high-density cities. Finally, he notes that, internationally, the concept of pay-as-you-throw has been widely introduced, while in Spain it remains very much in its infancy.

The three articles call on the States, and on all economic agents, to take action now rather than later in tackling the effects of climate change that we are already beginning to witness. It is clear that the careful design of economic instruments that can provide these agents with the right incentives is a fundamental step, if not the only one, in any mitigation policy.

Finally, I can hardly finish this editorial without highlighting how the Covid-19 crisis is likely to impact the fight against climate change. Despite the immediate effects that the lockdown and the closure of so many companies have had in terms of the reduction in emissions, the goals of the climate agenda set before the pandemic should not be delayed. An article in Time magazine⁴ warns of the risk that in the long-term Covid-19 may not affect emission patterns if the way out of the economic crisis is once more based on the burning of fossil fuels, and if we fail to take advantage of the new models of work and relationships, and the better balance between the two, that have proliferated during the pandemic. It is time to fight for the common good.

References

Holland, D. and Young, G. (2020): "The economic implications of climate change mitigation policies". *National Institute Economic Review*, 251, R1-R2.

Huber, M. and Knutti, R. (2011): "Anthropogenic and natural warming inferred from changes in Earth's energy balance". *Nature Geoscience*.

⁴ Worland, J. (10 March, 2020). How Coronavirus could set back the fight against climate change. Time. Retrieved from <https://time.com/5795150/coronavirus-climate-change/>.



Maria Börjesson
VTI Swedish Transport Research Institute
KTH Royal Institute of Technology

Economic Instruments to Achieve Sustainable Mobility in the Urban Areas

Introduction

The share of car transport is high in OECD countries and a growing share in non-OECD countries, implying increasing problems with emissions and crowding in many urban areas. The trend of increasing use is clearly driven by the efficient service of car in terms of door-to-door travel time and flexibility. In general, the lower the land-use density the more competitive is the car. Partly, this is because higher densities often increase congestion, but also because competing modes become more competitive with higher densities. When land-use is denser, distances reduce, implying that slow modes (walk and cycle) are more competitive. Also, public transport becomes more competitive when land-use is denser, since larger volumes of travellers allow higher frequencies and line density, thus reducing waiting and access time. Hence, higher density does, in general, reduce car use and increase competitiveness of other modes, increasing both accessibility and sustainability.

But given the land-use, what is the optimal modal share in a metropolitan area and how is this achieved? The key message from transport economists is that optimal modal share is achieved when users of all modes pay the marginal social cost of use. Marginal social cost refers to the social cost incurred by the last kilometre travelled, which includes the direct user cost and the external cost. The external cost is the cost borne by others, besides the user (wear and tear on the road or tracks, emissions, accidents, noise and congestion). Marginal cost pricing implies that taxes, charges, and subsidies exactly cover the marginal external cost.

Clearly, car use generates external costs and should be priced accordingly. For public transport, the external effect

can be positive, because one more traveller benefits other travellers: larger passenger volumes allow higher frequencies and line density, reducing waiting and access times. If this is the case, it is efficient to implement a subsidy.

Now, unless there are large external effects, marginal external costs are typically lower than average costs because infrastructure is expensive to develop and maintain. Then marginal cost pricing will often not cover infrastructure costs. This is one reason why governments often finance infrastructure. However, when using public money, one should consider that this is also costly because it incurs deadweight losses.

There are three overlapping reasons for governments to tax or charge transport: (i) financing and maintenance of the infrastructure (Musgrave, 1939); (ii) internalisation of external effects; and (iii) fiscal reasons. The first reason is the oldest argument. This is still the main argument for fuel taxes, for instance, in the US. The second reason is encouraged by the EU. The third reason, to tax the use of the transport system for fiscal reasons, can be efficient if the demand elasticity is low, reducing deadweight losses. This often holds for car traffic, but could also hold for rail transport. When taxing for fiscal reasons, distribution effects are relevant too.

Pricing Instruments for Cars

Fuel and Purchase Tax

According to OECD (2019), virtually all the 43 OECD and G20 countries apply fuel taxes. The fuel tax is also the most efficient pricing instrument for reducing carbon emissions (and most other external effects outside cities). It gives users

incentives to reduce emissions and offers them maximal flexibility in doing it. Users can adapt by making fewer trips, shorter trips, trip-chaining, shift mode, carpooling or use of a less thirsty car. The fuel tax reduces fuel consumption most efficiently in the long run, because over time many individuals and firms find more, and less costly, ways to adapt (Goodwin et al., 2004).

Many countries combine fuel tax with taxes on vehicle purchase and ownership. Such taxes are commonly differentiated with respect to vehicle characteristics (emissions, power, size, age, and fuel type). The purpose of such differentiation can be to increase revenue or equity, but environmental arguments have become more important over time. Purchase taxes have an immediate effect on the composition of new vehicles and, therefore, on the car fleet and emissions. Taxes on ownership are less efficient since they can only affect emissions by impacting the cars' scrapping age and car ownership.

Purchase and ownership taxes internalize external costs less efficiently than fuel taxes because they do not directly target these costs. Moreover, increased fuel efficiency of the car fleet induces rebound effects, i.e., emissions reduce less than proportionally to the increased fuel efficiency because longer distances will be driven in response to lower fuel costs (Sorrell et al., 2009).

Since a fuel tax most efficiently internalizes external costs (other than congestion) - why use a purchase or car ownership tax? If car buyers were myopic (irrational) and do not fully consider the total life-cycle fuel costs when choosing a new car, it would be efficient to tax purchases of cars according to emissions. This would make buyers consider the total life-cycle emissions. Some studies indeed find that car buyers are myopic (Allcott and Wozny, 2014), while others find that they are largely rational (Busse, et al., 2013; Grigolon, et al., 2018). Another reason for taxing the purchase and registration of vehicles rather than just the fuel is to avoid fuel tourism or negative public opinions.

Congestion Charges

Fuel taxes are not enough to internalize the external cost of scarce urban space. For this purpose, well designed congestion charges are most efficient. It should be designed such that drivers are charged the cost of longer and more unreliable travel times than they impose on all others. Congestion charge increases social welfare because all scarce resources have a cost. For road users, this cost can be paid in time (by queuing) or money (by a charge). It

is more efficient to use prices than queues to allocate the scarce resources among travellers, because the money can be collected and reused, whereas time cannot. A charge will prioritize the most valuable traffic for society; often freight business trips.

Congestion charging systems in London (Santos, 2004; Santos and Shaffer, 2004), Singapore (Phang and Toh, 1997), Stockholm (Börjesson, et al., 2012; Eliasson, 2009), Gothenburg (Börjesson and Kristofferson, 2015), and Milan (Gibson and Carnovale, 2015) have proven to effectively reduce congestion in urban areas. In addition, the systems have generated revenues that have been spent, for instance, on public transport. However, Beria (2016) finds that the effect of the Milan system declined after some years, and Börjesson and Kristofferson (2018) find the same for Gothenburg.

Parking Charges

On-street parking contributes significantly to congestion. It reduces road capacity and cruising for parking increases the traffic. For this reason, on-street parking charges are applied in many cities. Still, on-street parking charges are under-priced in many cities. They are typically lower than commercial parking facilities that reflect the marginal cost of parking space. A recurring problem is that external shopping malls often apply the strategy of ample free parking to attract customers. The retailers in the cities often respond by demanding more parking spaces and lower parking charges to meet the competition from the malls.

Low Emission Zones

The evidence of the harmful effects of nitrogen dioxide has led some cities to consider low-emission zones (LEZ) in the past few years. This is less welfare efficient than a combined congestion and emission charge, differentiated with respect to health-hazardous emissions. In applying such a charge, drivers would pay in proportion to their marginal external cost. When banning some cars completely, an unproportionally high cost would be imposed on drivers of banned cars rarely travelling to the zone. An LEZ would also have large distribution effects among car owners, and hurt low income people the most, who often have older cars.

Moreover, the impact on both congestion and health-hazardous emissions of an LEZ will decline over time due to the natural vehicle renewal of the vehicle fleet. So, any possible congestion effect would eventually subside (as in Milan). Enforcement costs also add to the social costs of LEZ (Milan, for instance, uses camera enforcement).

Pricing Instruments for Public Transport

Few cities have congestion charges, implying that modal share of cars is too high. To compensate for this, a frequently used second-best policy is public transport subsidies. Subsidies of public transport are also justified if there are positive economies of density or scale. Positive economies of density applies because more users allow higher frequency, implying reduced waiting and scheduling costs (Mohring, 1972). Economies of scale are typical for rail-based modes: the average production cost being higher than the marginal social cost due to high fixed infrastructure cost. Subsidies to public transport can also have positive redistribution effects, though this should not be taken for granted (Börjesson, et al., 2020).

However, in public transport systems with high crowding, less or no subsidies are needed for cost coverage even if travellers are charged the social marginal cost. Moreover, subsidies can, in some cases, reduce the efficiency of the bus services (Gagnepain et al., 2013).

Concluding Remarks

The socially optimal use of the transport system, i.e., environmental, social and economic sustainability, is achieved if all travel modes pay the social marginal cost of use. To compensate for the lack of appropriate pricing of car use, the frequently used second-best policy is subsidies to other modes such as public transport or cycling. While such subsidies are often justified, a general message from transport modellers is that, in order to reduce car use, measures directly targeting car use is much more efficient, rather than measures on improving alternative modes. When improving public transport and cycling accessibility, most of the generated travel is normally not diverted from other modes but from new travelling. Hence, improved public transport and cycling accessibility can efficiently improve mobility in a sustainable way, but will usually have minor effects on car use. Measures that directly increase the cost of car use, such as fuel and congestion taxes, will most efficiently reduce car use.

References

Allcott, H. and Wozny, N. (2014): "Gasoline Prices, Fuel Economy, and the Energy Paradox". *The Review of Economics and Statistics*, 96, 779–795. https://doi.org/10.1162/REST_a_00419

Beria, P. (2016): "Effectiveness and monetary impact of Milan's road charge, one year after implementation". *International Journal of Sustainable Transportation*, 10, 657–669.

Börjesson, M.; Eliasson, J.; Hugosson, M.B. and Brundell-Freij, K. (2012): "The Stockholm congestion charges—5 years on. Effects, acceptability and lessons learnt". *Transport Policy*, 20, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2011.11.001>

Börjesson, M. and Kristoffersson, I. (2018): "The Swedish congestion charges: Ten years on". *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 107, 35–51. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2017.11.001>

Börjesson, M. and Kristoffersson, I. (2015): "The Gothenburg congestion charge. Effects, design and politics". *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 75, 134–146. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2015.03.011>

Börjesson, M.; Rubensson, I. and Eliasson, J. (2020): "Distributional Effects of Transport Subsidies". *Journal of Transport Geography* (Forthcoming).

Busse, M.; Knittel, C. and Zettelmeyer, F. (2013): "Are Consumers Myopic? Evidence from New and Used Car Purchases". *American Economic Review*, 103, 220–256.

Eliasson, J. (2009): "A cost-benefit analysis of the Stockholm congestion charging system". *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 43, 468–480. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2008.11.014>

Gagnepain, P.; Ivaldi, M. and Martimort, D. (2013): "The Cost of Contract Renegotiation: Evidence from the Local Public Sector". *American Economic Review*, 103, 2352–2383. <https://doi.org/10.1257/aer.103.6.2352>

Gibson, M. and Carnovale, M. (2015): "The effects of road pricing on driver behavior and air pollution". *Journal of Urban Economics*, 89, 62–73. <https://doi.org/10.1016/j.jue.2015.06.005>

Goodwin, P.; Dargay, J. and Hanly, M. (2004): "Elasticities of road traffic and fuel consumption with respect to price and income: a review". *Transport Reviews*, 24, 275–292.

Grigolon, L.; Reynaert, M. and Verboven, F. (2018): "Consumer Valuation of Fuel Costs and Tax Policy: Evidence

- from the European Car Market". *American Economic Journal: Economic Policy*, 10, 193–225. <https://doi.org/10.1257/pol.20160078>
- Mohring, H. (1972): "Optimization and scale economies in urban bus transportation". *The American Economic Review*, 62, 591–604.
- Musgrave, R.A. (1939): "The Voluntary Exchange Theory of Public Economy". *Quarterly Journal of Economics*, 53, 213–237. <https://doi.org/10.2307/1882886>
- OECD (2019): *Taxing Energy Use 2019 : Using Taxes for Climate Action*. OECD ilibrary. OECD library.
- Phang, S.-Y. and Toh, R.S. (1997): "From manual to electronic road congestion pricing: The Singapore experience and experiment". *Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review*, 33, 97–106. [https://doi.org/10.1016/S1366-5545\(97\)00006-9](https://doi.org/10.1016/S1366-5545(97)00006-9)
- Santos, G. (2004): "Urban road pricing in the UK". *Research in Transportation Economics, Road Pricing: Theory and Evidence*, 9, 251–282. [https://doi.org/10.1016/S0739-8859\(04\)09011-0](https://doi.org/10.1016/S0739-8859(04)09011-0)
- Santos, G. and Shaffer, B. (2004): "Preliminary Results of the London Congestion Charging Scheme". *Public Works Management Policy*, 9, 164–181. <https://doi.org/10.1177/1087724X04268569>
- Sorrell, S.; Dimitropoulos, J. and Sommerville, M. (2009): "Empirical estimates of the direct rebound effect: A review". *Energy Policy*, 37, 1356–1371. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.11.026>



Gonzalo Delacámara
IMDEA Water Institute

Moving Away from Water Pricing for a World that Does Not Exist

Aquatic ecosystems are highly adaptive and complex. Hence, it is almost impossible to immediately grasp all the relevant elements for the management of these systems characterised by dynamism, complexity, and adaptability (Preiser, et al., 2018).

Water as a Resource

Water resources are used for a wide range of purposes: irrigation agriculture and livestock, both critical for food security; hydropower generation; manufacturing; aquaculture; recreational fishing, mining; other leisure services; ecological flows... and, of course, for drinking water and sanitation services. In countries facing water stress, that is, where long-term availability of renewable water resources meets neither current nor future demands, agriculture generally consumes between two-thirds and four-fifths of the water (WWAP, 2019). That said, drinking water supply and sanitation services almost never account for more than 20%, at the national level; in some cases, in fact, they represent a much lower share (ibid).

Water Services

Converting the resource into different services for end users (irrigation for farmers; water cooling of industrial equipment or thermal power plants or nuclear plants; provision of drinking water and sanitation of wastewater effluents, etc...) requires significant efforts.

As it would seem, key topics in water management reflect the resource level; however, drinking water and sanitation services refer to a vital asset, hence directly affecting all

citizens, falling under the protection of the United Nations¹, and are considered forming part of basic human rights. In other words, it is impossible (not to mention objectionable) to address water resource management without taking it from an integrated, multisectoral perspective. However, the urban water cycle is attributed to a single sector: the water service companies (also referred to as the water industry).

How Could Economic Instruments Contribute to Sustainable Water Management?

There is relevant evidence indicating that any water crisis is very much a water management and governance crisis. Water resources are poorly managed in many parts of the world, and billions of people in less developed countries lack access to improved water supply and sanitation services (UNICEF and WHO, 2019). In addition, there is a belief that, at times, economics may be part of the problem (Garrick, et al., 2020). There is a sense that economic notions are not always fit for the purpose and that economics has failed to factor the true value of water correctly. This is indeed the case: in a number of daily decisions, the value of water is minimised, even overlooked (Garrick, et al., 2017). Nevertheless, it is important to note that value is different from price. Prices do not generally measure economic value, and there are numerous attributes of water resources without an explicit market price but which may still have positive economic value.

¹ UN General Assembly Resolution 64/292: The human right to water and sanitation. United Nations. August 2010, and Resolution 7/169, The human rights to safe drinking water and sanitation, November 2015, recognising two separate but equal rights.

Economic instruments are those incentives designed and implemented with the purpose of adapting individual decisions to collectively agreed goals of water policy (Delacámara, et al., 2013). Water prices, a specific example of such instruments, need to be understood in a broad economic sense as a signal of the opportunity cost of the different available alternatives. Water is scarce by definition, in the sense that it has different alternative uses that compete with each other to secure water supply. As Weitzman (1974) put it in a seminal article, the government may choose to set water prices and leave quantity up to economic agents. There are many ways to set a price on water decisions (charges or fees, tariffs, taxes, and subsidies), and many different ways to design each instrument (multi-part tariffs, deposit refund systems, taxes on products rather than pollutants, flat rates, subsidies for cleaner technologies, etc.). The way these pricing schemes are designed is of chief importance for their actual effectiveness.

Furthermore, what is critical is that in the midst of climate change (and its cascade of uncertainties), any water price scheme not designed with a long-term view will actually be targeting a world that no longer exists.

What Should Water Prices Target?

The underlying question is how to combine attempts for long-term water security within a context of climate change adaptation and mitigation, which require the protection of water resources (along the lines of the EU Water Framework Directive², WFD). However, most of the emphasis in complying with the WFD is in sorting out the issue of cost recovery, both capital and operational expenses (a financial issue) and also resource and environmental costs (an economic one). The problem is that despite the relevance of cost-recovery concerns (i.e. ensuring the necessary financial resources for sustainable water management), this approach is clearly a backward-looking one: recover accrued expenses.

Yet, albeit this is not necessarily evident in water policy deliberations, water pricing should mainly be about creating adequate incentives to induce voluntary behavioural changes towards more efficient water use. Household water demand (Reynaud, 2015), such as efficient appliances and fittings, alternative water sources such as reclaimed water reuse and rainwater harvesting systems, metering and advanced tariff structures, leakage reduction measures, and

hard and soft interventions – i.e. development of municipal wastewater treatment plants, WWTPs, and river water purification facilities, and soft interventions in households to reduce pollutants discharge can potentially offer significant water savings and should be considered as key components of balancing supply and demand.

Besides, water savings can also be incentivised through water pricing. Incentive pricing mechanisms are meant to convey information about the opportunity cost of using water and serve as an incentive to reduce water consumption as well as saving water through discouraging non-essential uses and inducing the use of more water efficient infrastructures and appliances. Unlike flat rates or social water prices defined on a per-household or per-hectare basis, incentive pricing is defined per unit of water consumed (López-Nicolás, et al., 2017). For people to be responsible for their use of water resources, pricing becomes a means to reduce pressure on aquatic ecosystems. Although these systems are far from being pervasive in policymaking to date, there are some examples available (see Baerenklau, et al., 2013, for Southern California).

Most importantly, long-term water security can be tackled, for example, through the diversification of water supply sources (adding desalination of brackish and sea water and reclaimed water reuse to conventional resources: surface runoff and groundwater). However, for this to happen at a large scale, incentives need to be redesigned. Pricing to ensure water security (Soto Ríos et al., 2018) is designed ad hoc and implemented to convey information and collect the financial resources to finance the building of collective water security in chronic water scarce and drought-prone river basins. It aims to reduce water demand in the short term, to facilitate the adaptation of water demand and availability to sustainable yields, to develop alternative sources and discourage the use of overexploited ones, while increasing resilience to drought through building effective and sustainable water buffer stocks from alternative sources, water savings, and the recovery of water bodies. Pricing can contribute effectively and robustly to the diversification of supply sources and promote efficiency in use, as is evident, for example, in the case of San Diego (California) (Brears, 2016).

References

Baerenklau, K. A.; Schwabe, K. A. and Dinar, A. (2014): "The residential water demand effect of increasing block rate water budgets". *Land Economics*, 90(4), 683-699.

² Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy.

Brears, R. C. (2016): *Urban water security*. John Wiley & Sons.

Delacámara, G.; Dworak, T.; Gómez, CM.; Lago, M.; Maziotis, A.; Rouillard, J. and Strosser, P. (2013): *EPI-Water Deliverable 5.3: Guidance on the design and development of Economic Policy Instruments in European water policy*. EPI-Water - Evaluating Economic Policy Instruments for Sustainable Water Management in Europe.

Garrick, D. E.; Hall, J. W.; Dobson, A.; Damania, R.; Grafton, R. Q.; Hope, R. and O'Donnell, E. (2017): "Valuing water for sustainable development". *Science*, 358(6366): 1003-1005.

Garrick, D. E.; Hanemann, M. and Hepburn, C. (2020): "Rethinking the economics of water: an assessment". *Oxford Review of Economic Policy*, 36(1): 1-23.

Lopez-Nicolas, A.; Pulido-Velazquez, M.; Rougé, C.; Harou, J. J. and Escriva-Bou, A. (2017): "Efficient dynamic scarcity pricing in urban water supply". In *EGU General Assembly Conference Abstracts* (April, Vol. 19, p. 1413).

Preiser, R.; Biggs, R.; De Vos, A. and Folke, C. (2018): "Social-ecological systems as complex adaptive systems: organizing principles for advancing research methods and approaches". *Ecology and Society*, 23(4):46.

Reynaud, A. (2015): *Modelling Household Water Demand in Europe – Insights from a Cross-Country Econometric Analysis of EU-28 countries*. Joint Research Centre.

Soto Rios, P. C.; Deen, T. A.; Nagabhatla, N. and Ayala, G. (2018): "Explaining Water Pricing through a Water Security Lens". *Water*, 10(9): 1173.

UNICEF and WHO (2019): *Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017. Special focus on inequalities*. New York

Weitzman, M. L. (1974): "Prices vs. quantities". *The review of economic studies*, 41(4): 477-491.

UNESCO World Water Assessment Programme (WWAP) (2019): *The United Nations World Water Development Report 2019: Leaving No One Behind*. Paris, UNESCO.



Ignasi Puig Ventosa
ENT Environment & Management

Municipal Waste Taxation

Waste management has been a part of European environmental policy for decades, but has recently gained in relevance. On the one hand, this reflects increasing levels of environmental awareness, as poor waste management is linked to problems of air and subsoil pollution and with greenhouse gas emissions, both direct (above all the methane emitted by landfills) and indirect (derived from the higher energy requirements associated with the use of virgin raw materials compared to the use of recycled materials); and, on the other hand, waste management offers a strategic path to the enhanced management of resources, many of which are scarce or highly dependent on imports. In this regard, the Circular Economy Package of the European Union has meant, among other matters, the modification of the Waste Framework Directive (Directive 2008/98/EC) and other waste directives, which have taken a step forward in this same direction.

Against this general backdrop, local authorities have become key players in the management of municipal waste. Here, the regulatory framework and the prevailing economic incentive scheme – in particular, landfill and waste incineration taxes – have proved critical in guiding their actions. These taxes (especially landfill taxes) are levied in most European countries. Spain is one of the few countries that has opted not to levy a state-wide tax (Watkins et al., 2012), although these taxes are becoming increasingly more common among its regions or Autonomous Communities (*Observatorio de la fiscalidad de los residuos*, 2020).

Among local authorities, the instrument used primarily to support the provision of waste collection and treatment services are the waste charges. In Spain, the legal framework regulating these charges is the revised text of the Law Regulating Local Taxation (or RDLRHL in its Spanish abbreviation) approved by Royal Legislative Decree 2/2004, of the 5th of March. The RDLRHL provides the possibility for local authorities to levy charges for the “collection of urban solid waste,

and the treatment and disposal thereof” (Art. 20.4).

The local authorities (town halls, county councils and associations of municipalities) enjoy a high degree of autonomy in determining the rates – as laid down in their statutory tax ordinances – that they wish to apply and its associated terms. However, one of the main restrictions on the charges for the provision of services, such as waste management, is that their amount “cannot exceed, as a whole, the real or predicted cost of the service or activity in question or, in its defect, the value of the benefit received” (Art. 24.2, RDLRHL). In 2018, it was estimated that 97% of Spanish municipalities were levying a waste charge, with a predominance of fixed rates per household, and that the average charge was 88.5 euros per household per year (*Fundació ENT*, 2018).

The regulations on local taxation allow charges to be designed for purposes beyond simply that of raising revenue. By way of illustration, Article 16 of Law 22/2011, of the 28th of July, on waste and contaminated soils, provides that “the competent authorities shall establish economic, financial and fiscal measures to prevent waste generation, set up separate waste collection and improve waste management”. Transferring this concept to waste charges means applying the concept of pay-as-you-throw (PAYT). In PAYT schemes, the charge paid by each household and each economic activity is linked to their actual generation of waste and to the specific management practices that they employ (Valerio et al., 2015).

The PAYT concept is explicitly included in the State Waste Management Framework Plan (PEMAR in its Spanish acronym) 2016-2022 and under Action 145 of the General Program of Prevention and Management of Waste and Resources of Catalonia (PRECAT20). PAYT charges comprise a general part (independent of the waste generated but not necessarily fixed) and a variable part, depending

on the amount of waste generated. As regards the computation of the variable charge, PAYT models fall into two categories: a) identification of the container; and b) user identification.

a) Models of **container identification** are the most widely adopted as their implementation and management are, in general, more straightforward. They are associated with selective door-to-door collection systems, which are currently in use in some 300 Spanish municipalities, primarily in small, low-density contexts. Door-to-door collection should be extended to larger cities, as occurs today in many European cities. The most common types of container identification are (Puig et al., 2010):

- Pay-per-bin, based on the number of collections: each user or group of users is allocated a receptacle of known volume that can be identified by means of a chip or a tag. This electronic device can be read when being emptied, so that the charge is based on the number of collections.
- Pay-per-bin with predetermined frequency: Users pre-select the volume of the container and/or the frequency of collection they prefer from the options offered by the town council, and this determines the charge. The allocated bin is collected according to a fixed schedule.
- Identification and weighing of the bin: the charge is based on the weight of waste in the user's bin, weighed by a mechanism incorporated in the garbage truck.
- Pay-per-bag: Users pay the charge in advance, by purchasing standardized bags for disposing of waste. These bags are the only ones the collection service will take away. Bags are available directly from the town council or participating retail stores and tend to vary depending on the specific waste fraction. In general, bags are not specifically linked to a user, although the option of using bags with an identity tag exists.

As taxation is an incentive to reduce waste, in the variable charge the user typically pays for waste that is not separately collected (refuse), that is, the fraction that the system seeks to discourage; on other occasions, the user also pays for other fractions, most usually lightweight packaging.

b) **User identification** models are based on the use of containers fitted with a user detection system that allows the lid to be opened (using a card, smart phone or physical key) (Saleh et al., 2019). These systems are better suited to high-density cities. Two models are being used:

- Chamber system: The container has a chamber in which the waste is deposited and where the waste can be measured by volume or by weight, using a weighing system incorporated into the container.
- Record of waste deposits: in this case simply the number of times the user deposits waste in the container is recorded.

The concept of pay-as-you-throw has been widely adopted internationally – there are thousands of examples in Europe alone. In Spain, a PAYT scheme was first introduced in 2003 (Puig Ventosa, 2008), but such models are still very much in an incipient stage, being present in just a dozen municipalities in the Balearic Islands, Catalonia and the Basque Country. One variant is known as the pay-to-participate scheme, in which starting from a high charge, users can get a discount based on the number of times they participate in the selective collection of recyclable waste. The Catalan village of Vilablareix (Girona) operates such a scheme.

It is also possible to operate a PAYT scheme solely with commercial waste (the case, for example, of Barcelona and the Catalan town of Canet de Mar). Despite the smaller number of generators and their greater heterogeneity, this is usually a simpler option, and often represents the step prior to adopting PAYT throughout the municipality.

As door-to-door collections and user-ID container systems are introduced as a response to meet existing legal goals and supramunicipal incentives (landfill and incineration taxes), the adoption of PAYT models should become more frequent throughout the municipalities of Spain.

It is important that Spain's state and regional governments support the local authorities that choose to implement such schemes, especially the early adopters, as they are the ones who take the greatest risks and whose experiences the rest stand to benefit from. The introduction of PAYT systems will represent incentives to changing habits by both citizens and commercial businesses that will surely bring us closer to achieving the desired levels of selective collection in Spain.

References

Fundació ENT (2018): *Evolución de las tasas de residuos en España 2015–2018*. https://www.fiscalitatresidus.org/wp-content/uploads/2019/01/Evolucion-tasas_2015-2018.pdf

Observatorio de la Fiscalidad de los Residuos (2020): *Impuestos al vertido y la incineración de residuos*. https://www.fiscalidadresiduos.org/?page_id=39.

Puig Ventosa, I. (2008): "Charging systems and PAYT experiences for waste management in Spain". *International Journal of Integrated Waste Management, Science and Technology*. 28, 2767–2771.

Puig Ventosa, I.; Calaf Forn, M. and Mestre Montserrat, M. (2010): *Guide for the Implementation of Pay-As-You-Throw Systems for Municipal Waste*. Agència de Residus de Catalunya. https://docs.wixstatic.com/ugd/41d330_17b41c2c54104432aff3b5b97bd3a279.pdf.

Saleh, D.; Salova, M.; Bulbena, B.; Loderus, T.; Calaf, M. and Puig, I. (2019): *User identification for municipal waste collection in high-density contexts*. ENT Environment & Management. <https://ent.cat/identificacio-dels-usuaris-en-la-recollida-de-residus-municipals-en-contextos-en-alta-densitat-de-poblacio/?lang=en>

Valerio, E.; Gnoni, M.G. and Tornese, F. (2015): "Designing Pay-As-You-Throw schemes in municipal waste management services: A holistic approach". *Waste Management* 44: 188-195

Watkins et al. (2012) *Use of Economic Instruments and Waste Management Performances*. Report prepared for the European Commission – DG Environment.

Börjesson, Maria

Maria Börjesson is Professor in Economics at the VTI Swedish Transport Research Institute and affiliated professor at KTH Royal Institute of Technology. She is also an external affiliated researcher to the choice modelling centre, ITS Leeds. Her research interests include transport cost-benefit analysis and appraisal, transport pricing, the impact of the transport system on employment and GDP, choice experiments and econometrics for valuation of non-market goods. She is a member of the scientific committee of the International Transportation Economics Association (ITEA). She has published more than 50 research papers and received a number of best paper awards. She frequently appears in major Swedish media (national TV and radio, major newspapers, debate articles). She is frequently a guest speaker and advisor on political contexts at city and national levels (i.e., parliament, governments and similar authorities).

de Gispert, Cristina

Cristina de Gispert is a tenured lecturer in Economics at the University of Barcelona. She is also a member of the Barcelona Institute of Economics (IEB) and the Water Research Institute (IdRA). She has taught for many years in two Master's courses in Regional and Local Finance and in the Science and Integrated Management of Water Resources, the latter of a multidisciplinary nature, at the University of Barcelona. Her research interests lie in public economics, fiscal federalism, economics of water and environmental taxation. She has participated in research projects on decentralization and political autonomy for the governments of both the Autonomous Community of Catalonia and the Spanish State. She is currently involved in a research project examining educational models for children aged 0 to 3 and labour market participation, focused specifically on social innovation in the city of Barcelona.

Delacámara, Gonzalo

Gonzalo Delacámara is a Senior Researcher and Director of the Department of Water Economics at the IMDEA Water Institute. Trained as an economist, he specialises in natural resource management, his work taking him to more than 80 countries (in the European Union, Latin America and the Caribbean, the Middle East and North Africa, Central and South Asia). His work includes acting as an adviser on water policy for the European Commission, various UN agencies and programs, and for the World Bank Group. He is also a senior adviser and member of the OECD Water Governance Initiative. He was recently appointed an Ambassador for Water Europe (formerly the Water Supply and Sanitation Technology Platform), where he is responsible for its line of research dedicated to the value of water. He is a Member of the Scientific Advisory Council of the KWR Water Research Institute, a Member of the Special Advisory Board of the International Desalination Association (IDA) and Member of the Mission Assembly of the upcoming EU research and innovation framework program (Horizon Europe). He has recently edited a book on economic instruments in water policy and ecosystem-based management for Springer.

Puig Ventosa, Ignasi

Ignasi Puig Ventosa holds a PhD in Environmental Science from the Autonomous University of Barcelona (specialising in Ecological Economics and Environmental Management). Before that he qualified as an Industrial Engineer at the Polytechnic University of Catalonia, obtained an MSc in Monitoring, Modelling and Management of Environmental Change from King's College London and more recently graduated in economics from the UNED. He is the author of several books on environmental taxation and waste management, including "*Fiscalitat ambiental local*". He has published articles in numerous specialist journals in the field of environmental management (including *Waste Management*, *Journal of Cleaner Production*, *International Journal of Global Environmental Issues*, *Revista Residus*, *Equipamientos y Servicios Municipales*, *CrónicaTributaria*, *Revista de Estudios Regionales*, *Tributos Locales*, etc.). In 2002 he helped set up ENT Environment and Management, a consultancy dedicated to environmental innovation, and in 2010 he helped establish the ENT Foundation, where he works today. He has worked as an environmental adviser to the Spanish Parliament and as an OECD researcher. He is currently Project Manager of ENT Environment and Management.

Ciudades, fiscalidad y cambio climático

El Institut d'Economia de Barcelona (IEB) es un centro de investigación en Economía que tiene como objetivos fomentar y divulgar la investigación en economía, así como contribuir al debate y a la toma de las decisiones de política económica.

La investigación de sus miembros se centra principalmente en las áreas del federalismo fiscal; la economía urbana; la economía de las infraestructuras y el transporte; el análisis de sistemas impositivos; las políticas públicas; y la sostenibilidad energética.

Creado en 2001 en el seno de la Universitat de Barcelona y reconocido por la Generalitat de Catalunya, el IEB recibió un importante impulso en 2008 con la constitución de la Fundación IEB (en la que colaboran Abertis, Agbar, La Caixa, Naturgy Energy, Ayuntamiento de Barcelona, Diputación de Barcelona, Universitat de Barcelona y la Universitat Autònoma de Barcelona). También acoge la Cátedra de Sostenibilidad Energética de la UB (financiada por la Fundación para la Sostenibilidad Energética y Ambiental) y la Cátedra UB Smart Cities.

Además de realizar actividades relacionadas con la investigación académica, el IEB pretende dar a conocer y difundir la investigación realizada mediante la organización de simposios y jornadas, así como de diversas publicaciones entre las que cabe destacar cada año el Informe IEB sobre Federalismo Fiscal y Finanzas Públicas. El IEB Report que el lector tiene en sus manos, forma parte de dicho informe, si bien con una periodicidad mayor y un contenido más ágil para poder adaptarse mejor a la cambiante actualidad.

Las opiniones expresadas en el Informe no reflejan las opiniones del IEB.

Más información www.ieb.ub.edu



Cristina de Gispert
Institut d'Economia de Barcelona (IEB)
Universitat de Barcelona

Afrontar el cambio climático desde el mundo urbano

Lo que hoy en día entendemos ya como un fenómeno de emergencia climática es una amenaza para el bienestar de las personas en todo el mundo. Según un destacado estudio de Huber, M. y Knutti, R. (2011), se estima que, como mínimo, tres cuartas partes del cambio climático de los sesenta últimos años se deben a la actividad humana. Paradójicamente, las acciones que deberían llevarse a cabo para detener el cambio climático se encuentran con obstáculos y frenos como el problema del polizón o *free-rider* («¿por qué tengo que cambiar yo mis hábitos de consumo si ya lo hacen los demás por mí y me puedo beneficiar?») o la visión a corto plazo de los agentes (hogares, empresas y reguladores) que fomenta decisiones inadecuadas con un efecto perjudicial a largo plazo sobre el clima.

Según el portavoz del C40¹, Hervé Marro, buena parte del problema radica en el consumo en las ciudades y en las correspondientes emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), así como en los efectos de una agricultura pensada para atender a las necesidades alimentarias de la población urbana². La concentración de población y la ordenación del territorio hacen que las ciudades sean particularmente vulnerables a las consecuencias del cambio climático y que, al mismo tiempo, agraven sus efectos.

Las contribuciones de este informe abordan fundamentalmente las posibilidades de los mecanismos basados en precios para hacer frente a la emergencia climática en tres

ámbitos de especial interés en el mundo urbano: movilidad, agua y residuos. Sin embargo, la envergadura del problema es tal que requiere actuar combinando diversas políticas de mitigación, ya que el reto es mayúsculo³.

La contribución de María Börjesson señala, por un lado, los motivos que justifican que los gobiernos graven el uso de las infraestructuras de transporte. Un motivo central son los costes ambientales y de otro tipo que un usuario genera sobre el resto (el llamado *coste externo*). Por otra parte, Börjesson nos presenta con detalle diversas alternativas que gravan el vehículo atendiendo a su tipología, uso de combustible, congestión asociada, etcétera, o la aplicación combinada de estas alternativas, si es el caso, con el establecimiento de una zona de bajas emisiones, y valora su eficiencia.

Gonzalo Delacámara, en su contribución, nos recuerda, primero, los aspectos que debe contemplar una buena gestión de los recursos hídricos. A pesar de su complejidad en un entorno urbano, no se puede perder de vista la perspectiva integrada y multisectorial. Explica que la fijación de precios a lo largo del ciclo del agua admite una gran diversidad de instrumentos (cánones, tarifas, impuestos, subsidios...) que es necesario que se diseñen con una visión de

¹ C40 es el grupo de ciudades líderes en la lucha por el cambio climático: <https://www.c40.org/>.

² Según ONU-Habitat, las ciudades son responsables de cerca del 70% de las emisiones de GEI del mundo y, entre un 71% y un 76%, con respecto al CO₂.

³ El papel de los gobiernos en la promoción de la energía renovable; en el suministro de información para tratar de persuadir a los agentes de que cambien sus preferencias sobre los productos intensivos en carbono; el fomento de acuerdos voluntarios que impliquen a las empresas en iniciativas favorables al medio sin una exigencia legal para hacerlo o el avance en el sistema de comercio de derechos de emisión de la UE son otras medidas para abordar el cambio climático. Todas ellas tienen implicaciones económicas que hay que tener en cuenta (Holland, D. y Young, G., 2020).

largo plazo, buscando conseguir la diversificación en las fuentes de oferta y la eficiencia en el uso del agua.

La última contribución de este informe, firmada por Ignasi Puig, hace hincapié en el papel clave de los entes locales en la gestión de los residuos. Plantea la necesidad de avanzar hacia un sistema de pago por generación (PxG) y analiza los modelos de PxG a la hora de calcular las tasas y, más en concreto, su parte variable, distinguiendo los modelos de identificación del recipiente (más implantados) de los modelos de identificación del usuario, que tienen más potencial en ciudades densas. También constata que, a escala internacional, el concepto de pago por generación está muy consolidado, mientras que en España es una realidad incipiente.

Los trabajos que se presentan invitan a los estados y a todos los agentes a actuar tan pronto como sea posible ante unos efectos del cambio climático que ya se empiezan a notar. Está claro que, para que los agentes cuenten con los incentivos adecuados, el diseño cuidadoso de los instrumentos económicos es fundamental, aunque no sea el único instrumento disponible.

Finalmente, no quisiera cerrar este editorial sin destacar cómo puede afectar la covid-19 a la lucha contra el cambio climático. A pesar de los efectos positivos que el confinamiento y el paro empresarial ya han podido generar en términos de reducción de emisiones, es necesario no demorar los objetivos de la agenda climática previstos antes de la pandemia. Un artículo de la revista *Time*⁴ advierte del riesgo de que la covid-19 no afecte a los patrones de emisiones a largo plazo si, para salir de la crisis económica, se recupera el uso intensivo de combustibles fósiles y si no se aprovechan los nuevos modelos de trabajo, relaciones y conciliación laboral que han proliferado durante la pandemia. Ha llegado la hora de luchar por el bien común.

Referencias bibliográficas

Holland, D. y Young, G. (2020): "The economic implications of climate change mitigation policies". *National Institute Economic Review*, 251, 251, R1-R2.

Huber, M. y Knutti, R. (2011): "Anthropogenic and natural warming inferred from changes in Earth's energy balance". *Nature Geoscience*.

⁴ Worland, J. (10 de marzo de 2020). "How Coronavirus could set back the fight against climate change. *Time*". Recuperado de <https://time.com/5795150/coronavirus-climate-change/>.



Maria Börjesson
VTI Swedish Transport Research Institute
KTH Royal Institute of Technology

Instrumentos económicos para una movilidad sostenible en las zonas urbanas

Introducción

La proporción del transporte en automóvil en los países de la OCDE es elevada y, en los países que no pertenecen a la OCDE, va al alza, por lo que las emisiones y la congestión de las zonas urbanas cada vez son una cuestión más acuciante. La tendencia a usar el coche se debe claramente a que ofrece flexibilidad y reduce el tiempo de traslado puerta a puerta. En general, cuanto menor es la densidad urbana, más a cuenta sale trasladarse en coche y esto es así, en parte, porque con densidades más altas suele haber más tráfico, pero también porque los medios de transporte alternativos son más competitivos. Por otro lado, a mayor densidad urbana, menores son las distancias que se recorren, por lo que sale más a cuenta trasladarse con los medios de transporte lentos (a pie o en bicicleta). Además, el transporte público es también mejor con mayor densidad urbana, porque el mayor volumen de viajeros permite aumentar la frecuencia de paso y el número de líneas, lo que reduce el tiempo de espera y facilita el acceso. Es decir, una mayor densidad reduce, en general, el uso del automóvil y aumenta la competitividad de los medios de transporte alternativos, con mayor accesibilidad y sostenibilidad.

Así pues, considerando la densidad urbana, ¿cuál es la distribución modal óptima en un área metropolitana y cómo se logra? El mensaje clave de los economistas especializados en el ámbito del transporte es que la distribución modal óptima se logra cuando los usuarios de todos los medios de transporte pagan el coste social marginal de su uso. El coste social marginal es el coste social incurrido en el último kilómetro recorrido, e incluye el coste directo del usuario y el coste externo. El coste externo es el coste que soportan otros, además del usuario (desgaste de la carretera o de las vías, emisiones, accidentes, ruido y congestión). La fijación

de precios según el coste marginal, implica que los impuestos, las tasas o precios públicos, y los subsidios deben cubrir exactamente el coste externo marginal.

El uso del automóvil claramente genera unos costes externos, y es preciso cubrir esos costes. En el caso del transporte público, el efecto externo puede ser positivo, porque una persona más beneficia al resto de pasajeros: un mayor volumen de pasajeros permite aumentar la frecuencia de paso y la densidad de líneas, lo que reduce el tiempo de espera y el tiempo de acceso. En ese caso, es eficiente la aplicación de un subsidio.

Sin embargo, a menos que existan grandes efectos externos, los costes externos marginales suelen ser inferiores a los costes medios porque el desarrollo y el mantenimiento de las infraestructuras son muy costosos. Entonces, la fijación de precios según el coste marginal no cubriría los costes de dicha infraestructura. Esta es una de las razones por las que los gobiernos suelen financiar las infraestructuras, si bien recurrir a dinero público también tiene su coste, pues se incurre en pérdidas de eficiencia.

Hay tres razones que justifican que la Administración cobre algún tipo de tributo por el transporte: a) financiación y mantenimiento de la infraestructura (Musgrave, 1939); b) internalización de los efectos externos, y c) razones fiscales. La primera es el argumento más antiguo y sigue siendo la principal justificación para los impuestos sobre carburantes, por ejemplo, en los EE.UU. La segunda es la que se incentiva desde la Unión Europea. La tercera razón —gravar el uso del sistema de transporte por razones fiscales— puede ser eficiente si la elasticidad de la demanda es baja, pues se reducen las pérdidas de eficiencia. Esto suele ser así para el transporte rodado, pero también puede ser

válido para el transporte ferroviario. Cuando hay una motivación fiscal de este tipo, es importante tener en cuenta los efectos distributivos del gravamen.

Instrumentos económicos para los automóviles

Impuesto sobre carburantes y otros impuestos sobre los vehículos

Según la OCDE (2019), prácticamente los 43 países de la OCDE y del G-20 aplican impuestos sobre carburantes. El impuesto sobre carburantes es también el gravamen más eficiente para reducir las emisiones de CO₂ (y la mayoría de los efectos externos fuera de las ciudades). Asimismo, ofrece a los usuarios incentivos para reducir las emisiones con la máxima flexibilidad: pueden hacer menos viajes, viajes más cortos, encadenamiento de desplazamientos, cambio modal, uso de coches compartido, o uso de vehículos de menor consumo. El impuesto sobre carburantes reduce el consumo de éstos de manera más eficiente a largo plazo, porque con el tiempo muchas personas y empresas encuentran formas menos costosas para adaptarse (Goodwin et al., 2004).

Numerosos países combinan el impuesto sobre carburantes con impuestos que se aplican en el momento de la compra, como el Impuesto de matriculación, o que gravan la tenencia o titularidad del vehículo, como el Impuesto sobre vehículos de tracción mecánica¹. Esos impuestos suelen diferenciarse en función de las características del vehículo (emisiones, potencia, tamaño, antigüedad y tipo de carburante). El motivo de esta diferenciación puede ser recaudatorio o de equidad, pero los argumentos medioambientales han ido ganando peso con el tiempo. Los impuestos de matriculación pueden tener un efecto inmediato en la composición de los nuevos vehículos y, por lo tanto, en

¹ En España, el llamado Impuesto sobre determinados medios de transporte grava de forma directa y definitiva, la primera matriculación de vehículos nuevos o usados, de tal forma que solo se paga una vez en el momento del registro. Los tipos impositivos tienen en cuenta las emisiones de CO₂ por km que se atribuyen al vehículo, de acuerdo con unos tramos. Se trata de un impuesto cedido a las comunidades autónomas. En cambio, el Impuesto sobre vehículos de tracción mecánica es un impuesto de los ayuntamientos que grava, de forma periódica, la titularidad de los vehículos aptos para circular por la vía pública, en función de los "caballos fiscales" que guardan relación con la cilindrada del motor. Finalmente, el Impuesto sobre las emisiones de dióxido de carbono de los vehículos de tracción mecánica es un tributo propio de la Generalitat de Catalunya, de reciente creación, el objeto del cual es gravar estas emisiones mediante un sistema de padrón.

el parque automovilístico y las correspondientes emisiones. En cambio, los impuestos que gravan la mera tenencia son menos eficientes en este sentido influyendo sobre la edad de desguace y la propiedad del vehículo.

En general, los impuestos sobre matriculación y tenencia de vehículos son menos eficientes que los impuestos sobre carburantes para internalizar los costes externos porque no tienen en cuenta estos costes directamente. Además, el aumento de la eficiencia del carburante del parque automovilístico tiene un efecto rebote, es decir, proporcionalmente, las emisiones se reducen menos de lo que aumenta la eficiencia del carburante. Ello se debe a que se recorren distancias más largas, al reducirse el gasto en combustible (Sorrell et al., 2009).

Si el impuesto sobre carburantes internaliza de manera más eficiente los costes externos (distintos de la congestión), ¿por qué aplicar impuestos sobre la matriculación o la titularidad de automóviles? Si los compradores de automóviles actuaran de forma irracional y no consideraran plenamente los costes totales de carburante durante el ciclo de vida de un coche, en el momento de la compra, sería eficiente gravar la matriculación de vehículos según las emisiones. Esto haría que los compradores se plantearan el total de las emisiones durante el ciclo de vida del coche. Algunos estudios han constatado que los compradores de coches sí tienen ese comportamiento irracional (Allcott y Wozny, 2014), pero otros estudios han observado que, en gran medida, los compradores actúan de forma racional (Busse, et al., 2013; Grigolon, et al., 2018). Otra razón para gravar la matriculación de vehículos en lugar de solo el carburante es evitar el llamado *turismo de carburante* o la opinión pública negativa.

Peajes de congestión

Los impuestos sobre carburantes no bastan para internalizar el coste externo del escaso espacio urbano. Por ello, un peaje de congestión bien diseñado es muy eficiente. Debe diseñarse de modo que se cobre a los conductores por el coste que imponen a los demás en términos de tiempo de transporte (más largo y menos controlable). El peaje de congestión aumenta el bienestar social porque todos los recursos escasos tienen un coste. Los usuarios de la carretera pueden pagar ese coste en tiempo (haciendo caravana) o en dinero (a través de un gravamen). Para asignar los escasos recursos entre los conductores, es más eficiente pagar que hacer caravana, porque el dinero se puede recaudar y reinvertir, mientras que el tiempo se pierde. Además, ese pago priorizará el tráfico de mayor valor para la sociedad; a menudo, el transporte de mercancías.

Los sistemas de peaje de congestión aplicados en Londres (Santos, 2004; Santos y Shaffer, 2004), Singapur (Phang y Toh, 1997), Estocolmo (Börjesson, et al., 2012; Eliasson, 2009), Gotemburgo (Börjesson y Kristoffersson, 2015) y Milán (Gibson y Carnovale, 2015) han demostrado que reducen eficazmente la congestión en las zonas urbanas. Además, estos sistemas generan ingresos que se reinvierten, por ejemplo, en transporte público. Sin embargo, Beria (2016) constata que el efecto del sistema de Milán se redujo tras unos años de aplicación, y Börjesson y Kristofferson (2018) también han observado el mismo efecto en Gotemburgo.

Tarifas de aparcamiento

Aparcar en la calle afecta al tráfico de modo significativo: reduce la capacidad de la vía y, al buscar aparcamiento, se ralentiza el tráfico. Por ello, en muchas ciudades se cobra por aparcar en la calle. Ahora bien, a veces se cobra demasiado poco. La tarifa para aparcar en la calle suele ser más baja que la de los *parkings* comerciales, que reflejan el coste marginal del espacio de aparcamiento. Un problema recurrente es que los centros comerciales suelen aplicar la estrategia de ofrecer aparcamiento amplio y gratuito para atraer clientes, por lo que los comercios de las ciudades también exigen más aparcamiento y precios más bajos para poder competir con las grandes superficies.

Zonas de bajas emisiones

En los últimos años, los efectos nocivos probados del dióxido de nitrógeno han llevado a algunas ciudades a crear zonas de bajas emisiones (ZBE). Esta solución es menos eficiente en términos de bienestar que un pago combinado de peaje de congestión y pago por emisión, diferenciado con respecto a las emisiones peligrosas para la salud. Al aplicar este cargo, los conductores pagarían en proporción a su coste externo marginal. Si se prohíbe la entrada de ciertos coches a ciertas zonas, se impone un coste desproporcionado a sus conductores, que dejarán de ir a esa zona. Una ZBE también tiene fuertes efectos distributivos entre los propietarios de coches, y los más perjudicados son los que tienen bajos ingresos, que suelen tener vehículos más antiguos.

Además, el impacto de una ZBE en la congestión y las emisiones peligrosas para la salud se va reduciendo con el tiempo, por la renovación natural de la flota de vehículos. En definitiva, los posibles efectos sobre la congestión se acaban diluyendo (como ha sucedido en Milán) y, con la ZBE, los costes de cumplimiento se suman a los costes sociales (Milán, por ejemplo, utiliza cámaras).

Instrumentos económicos para el transporte público

Pocas ciudades aplican peajes de congestión, por lo que la cuota modal de los coches es demasiado elevada. Para compensarlo, la segunda política alternativa a la que se suele recurrir consiste en subsidiar el transporte público. Estos subsidios también se justifican si hay economías de densidad o economías de escala positivas. Las economías de densidad positivas se dan cuando un mayor número de usuarios permite aumentar la frecuencia de paso, lo que implica una reducción de los costes de espera y de planificación (Mohring, 1972). Las economías de escala son características de los medios de transporte basados en el ferrocarril: el coste medio de producción es superior al coste social marginal debido al alto coste de la infraestructura fija. Los subsidios al transporte público también pueden tener efectos positivos en términos de equidad, aunque esto no debe darse por sentado (Börjesson, et al., 2020).

En cualquier caso, para cubrir costes en los sistemas de transporte público de gran afluencia, se necesitan menos subsidios (o no se necesitan en absoluto), aunque los viajeros paguen un coste marginal social. Además, en ciertos casos, los subsidios pueden reducir la eficiencia de los servicios de autobús (Gagnepain et al., 2013).

Observaciones finales

El uso social óptimo del sistema de transporte —es decir, la sostenibilidad ambiental, social y económica del mismo— se logra si todos los medios de transporte cubren el coste social marginal de su uso. Para compensar la inadecuada fijación de precio para el uso del automóvil, se suele recurrir a la política (de segundo óptimo) de subvencionar otros medios de transporte, como el transporte público o la bicicleta. Si bien esas subvenciones suelen estar justificadas, el mensaje general de los expertos en transporte es que, con vistas a reducir el uso del automóvil, es mucho más eficiente adoptar medidas dirigidas directamente a su uso, en lugar de intentar mejorar los medios de transporte alternativos. Al mejorar el transporte público y la accesibilidad de la bicicleta, la mayoría de los traslados generados no sustituyen a los traslados con otros medios de transporte, sino que son nuevos desplazamientos. Por tanto, la mejora del transporte público y la accesibilidad de la bicicleta pueden contribuir eficientemente a una movilidad sostenible, pero normalmente tendrán un efecto menor en el uso del automóvil. Las medidas más eficientes para reducir el uso del automóvil son las que aumentan directamente los costes de su uso, como los impuestos sobre carburantes y los peajes de congestión.

Referencias bibliográficas

- Allcott, H. y Wozny, N. (2014): "Gasoline Prices, Fuel Economy, and the Energy Paradox". *The Review of Economics and Statistics*, 96, 779–795. https://doi.org/10.1162/REST_a_00419
- Beria, P. (2016): "Effectiveness and monetary impact of Milan's road charge, one year after implementation". *International Journal of Sustainable Transportation*, 10, 657–669.
- Börjesson, M.; Eliasson, J.; Hugosson, M.B. y Brundell-Freij, K. (2012): "The Stockholm congestion charges—5 years on. Effects, acceptability and lessons learnt". *Transport Policy*, 20, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2011.11.001>
- Börjesson, M. y Kristoffersson, I. (2018): "The Swedish congestion charges: Ten years on". *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 107, 35–51. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2017.11.001>
- Börjesson, M. y Kristoffersson, I. (2015): "The Gothenburg congestion charge. Effects, design and politics". *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 75, 134–146. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2015.03.011>
- Börjesson, M.; Rubensson, I. y Eliasson, J. (2020): "Distributional Effects of Transport Subsidies". *Journal of Transport Geography* (Forthcoming).
- Busse, M.; Knittel, C. y Zettelmeyer, F. (2013): "Are Consumers Myopic? Evidence from New and Used Car Purchases". *American Economic Review*, 103, 220–256.
- Eliasson, J. (2009): "A cost-benefit analysis of the Stockholm congestion charging system". *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 43, 468–480. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2008.11.014>
- Gagnepain, P.; Ivaldi, M. y Martimort, D. (2013): "The Cost of Contract Renegotiation: Evidence from the Local Public Sector". *American Economic Review*, 103, 2352–2383. <https://doi.org/10.1257/aer.103.6.2352>
- Gibson, M. y Carnovale, M. (2015): "The effects of road pricing on driver behavior and air pollution". *Journal of Urban Economics*, 89, 62–73. <https://doi.org/10.1016/j.jue.2015.06.005>
- Goodwin, P.; Dargay, J. y Hanly, M. (2004): "Elasticities of road traffic and fuel consumption with respect to price and income: a review". *Transport Reviews*, 24, 275–292.
- Grigolon, L.; Reynaert, M. y Verboven, F. (2018): "Consumer Valuation of Fuel Costs and Tax Policy: Evidence from the European Car Market". *American Economic Journal: Economic Policy*, 10, 193–225. <https://doi.org/10.1257/pol.20160078>
- Mohring, H. (1972): "Optimization and scale economies in urban bus transportation". *The American Economic Review*, 62, 591–604.
- Musgrave, R.A. (1939): "The Voluntary Exchange Theory of Public Economy". *Quarterly Journal of Economics*, 53, 213–237. <https://doi.org/10.2307/1882886>
- OECD (2019): *Taxing Energy Use 2019 : Using Taxes for Climate Action*. OECD iLibrary. OECD library.
- Phang, S.-Y. y Toh, R.S. (1997): "From manual to electronic road congestion pricing: The Singapore experience and experiment". *Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review*, 33, 97–106. [https://doi.org/10.1016/S1366-5545\(97\)00006-9](https://doi.org/10.1016/S1366-5545(97)00006-9)
- Santos, G. (2004): "Urban road pricing in the UK". *Research in Transportation Economics, Road Pricing: Theory and Evidence*, 9, 251–282. [https://doi.org/10.1016/S0739-8859\(04\)09011-0](https://doi.org/10.1016/S0739-8859(04)09011-0)
- Santos, G. y Shaffer, B. (2004): "Preliminary Results of the London Congestion Charging Scheme". *Public Works Management Policy*, 9, 164–181. <https://doi.org/10.1177/1087724X04268569>
- Sorrell, S.; Dimitropoulos, J. y Sommerville, M. (2009): "Empirical estimates of the direct rebound effect: A review". *Energy Policy*, 37, 1356–1371. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.11.026>



Gonzalo Delacámara
IMDEA Water Institute

Alejándose de los precios del agua para un mundo que no existe

Los ecosistemas acuáticos son altamente adaptativos y complejos. Por lo tanto, es casi imposible comprender de inmediato todos los elementos relevantes para la gestión de estos sistemas, caracterizados por el dinamismo, la complejidad y la capacidad de adaptación (Preiser et al., 2018).

El agua como recurso

Los recursos hídricos se utilizan para una amplia gama de propósitos: riego agrícola y ganadería, ambas todavía críticas para la seguridad alimentaria; generación de energía hidroeléctrica; fabricación de bienes manufacturados; acuicultura; pesca recreativa, minería; otros servicios de ocio; caudales ecológicos... y, por supuesto, para el consumo humano de agua potable y servicios de saneamiento. En los países que padecen estrés hídrico, es decir, donde la disponibilidad a largo plazo de los recursos hídricos renovables no satisface las demandas actuales ni futuras, la agricultura normalmente consume entre dos tercios y cuatro quintos del agua (WWAP, 2019). Por el contrario, los servicios de abastecimiento de agua potable y saneamiento casi nunca representan, a escala de país, más del 20%; en algunos casos, de hecho, son una fracción mucho menor (ibíd.).

Los servicios de agua

La conversión del recurso en diferentes servicios para usuarios finales (riego para agricultores; refrigeración de equipos industriales y plantas de energía térmica o nucleares; provisión de agua potable y saneamiento de efluentes de aguas residuales...) requiere esfuerzos significativos.

Aparentemente, los temas clave en la gestión del agua están en la reflexión a nivel de recursos; sin embargo, los servicios de agua potable y saneamiento se refieren a un bien vital, por lo tanto, afectan a todos los ciudadanos de manera directa y son considerados, bajo la protección de las Naciones Unidas¹, como derechos humanos al agua y al saneamiento. En otras palabras, es imposible (o incluso indeseable) abordar la gestión de los recursos hídricos sin hacerlo desde una perspectiva integrada y multisectorial. Sin embargo, el ciclo urbano del agua se refiere a un solo sector: las empresas de servicios de agua (la llamada industria del agua).

¿Cómo podrían los instrumentos económicos contribuir a la gestión sostenible del agua?

Existe evidencia relevante de que cualquier crisis de agua es en gran medida una crisis de gestión y gobernanza del agua. Los recursos hídricos están mal gestionados en muchas partes del mundo, y muchas personas en países menos desarrollados (miles de millones de ellas, de hecho) carecen de acceso a servicios mejorados de suministro de agua y saneamiento (UNICEF y WHO, 2019). Además, a veces se cree que la economía puede ser parte del problema (Garrick et al., 2020). Existe la sensación de que los conceptos económicos no siempre son adecuados para ese propósito y también que el agua tiene valor de una manera que la economía a menudo no tiene en cuenta. Esto es efectivamente así: en numerosas decisiones diarias,

¹ Resolución 64/292 de la Asamblea General de las Naciones Unidas: El derecho humano al agua y al saneamiento. Naciones Unidas. agosto de 2010, y Resolución 7/169, Los derechos humanos al agua potable y al saneamiento, noviembre de 2015, reconociendo dos derechos separados pero iguales y vinculados.

el valor del agua se minimiza, cuando no es ignorado completamente (Garrick et al., 2017). Sin embargo, es importante tener en cuenta que el valor es diferente al precio. En general, los precios no miden el valor económico y hay numerosos atributos de los recursos hídricos, sin un precio de mercado explícito, que sin embargo pueden tener un valor económico positivo.

Los instrumentos económicos son aquellos incentivos diseñados y ejecutados con el propósito de alinear las decisiones individuales con los objetivos colectivos de la política del agua (Delacámara et al., 2013). Los precios del agua, un ejemplo específico de esos instrumentos, deben entenderse en un sentido económico amplio como una señal del coste de oportunidad de las diferentes alternativas disponibles. El agua es escasa por definición, en el sentido de que tiene diferentes usos alternativos que compiten entre sí para asegurar el suministro de agua. Como dijo Weitzman (1974), en un artículo seminal, las autoridades competentes pueden optar por fijar los precios del agua y dejar la cantidad a los agentes económicos. Hay muchas formas de establecer un precio para las decisiones sobre el agua (cánones, tarifas, impuestos y subsidios), y muchas formas diferentes de diseñar cada instrumento (tarifas de varias partes, sistemas de reembolso de depósitos, impuestos sobre productos en lugar de sobre contaminantes, tarifas planas, subsidios para tecnologías más limpias, etc.). La forma en que se diseñan estos esquemas de precios es de suma importancia para su eficacia.

Además, lo que es crítico es que, en presencia del cambio climático (y su cascada de incertidumbres), cualquier esquema de precios del agua que no esté diseñado con una visión a largo plazo se dirigirá realmente a un mundo que ya no existe.

¿A qué deben apuntar los precios del agua?

La pregunta de fondo es cómo combinar los intentos de seguridad hídrica a largo plazo en un contexto de adaptación y mitigación del cambio climático, que requieren la protección de los recursos hídricos (en línea con la Directiva Marco del Agua de la UE², DMA). Sin embargo, la mayor parte del énfasis en el cumplimiento de la DMA está en la recuperación de costes, tanto los gastos de capital y de operación (un problema financiero) como los costes del recurso y ambientales (un problema

económico). El problema es que, a pesar de la relevancia de las preocupaciones sobre la recuperación de costes (es decir, garantizar los recursos financieros necesarios para la gestión sostenible del agua), este enfoque mira claramente hacia atrás: recuperar gastos ya incurridos.

Sin embargo, aunque esto no es necesariamente evidente en las deliberaciones sobre política de agua, la fijación de precios del agua debe ser principalmente sobre la creación de incentivos adecuados para inducir cambios voluntarios de comportamiento hacia un uso más eficiente del agua. La gestión de la demanda doméstica de agua (Reynaud, 2015), mediante electrodomésticos y accesorios eficientes, fuentes de agua alternativas como la reutilización de agua regenerada y los sistemas de recolección de agua de lluvia, la micromedición acompañada de estructuras tarifarias avanzadas, las medidas de reducción de fugas e intervenciones como el desarrollo de plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas o medidas en los hogares para reducir la descarga de contaminantes, pueden ofrecer potencialmente importantes ahorros de agua y deben considerarse como componentes clave para equilibrar la oferta y la demanda.

Más allá, el ahorro de agua también se puede incentivar mediante la fijación de precios para generar incentivos con el objeto de transmitir información sobre el coste de oportunidad del uso del agua y servir como incentivo para reducir el consumo, así como para ahorrar agua al desincentivar los usos no esenciales e inducir el uso de infraestructuras y electrodomésticos más eficientes. A diferencia de las tarifas planas o los precios sociales del agua definidos por hogar o por hectárea, el precio orientado a generar incentivos se define por unidad de agua consumida (López-Nicolás et al., 2017). Al que las personas sean responsables del uso de los recursos hídricos que hacen, la fijación de precios se convierte en un medio para reducir las presiones sobre los ecosistemas acuáticos. Aunque estos sistemas están lejos de ser dominantes en la formulación de políticas hasta la fecha, hay algunos ejemplos disponibles (ver Baerenklau et al., 2013, para el sur de California).

Más relevante si cabe es que la seguridad hídrica a largo plazo puede abordarse, por ejemplo, a través de la diversificación de las fuentes de suministro de agua (agregando desalinización de agua salobre y de mar y reutilización de aguas regeneradas a los recursos convencionales: escorrentía superficial y agua subterránea). Sin embargo, para que esto suceda a gran escala, es necesario rediseñar los incentivos. La fijación de precios orientados a garantizar la seguridad hídrica (Soto Ríos et al., 2018) está diseñada de modo

² Directiva 2000/60 / CE del Parlamento Europeo y del Consejo por la que se establece un marco para la acción comunitaria en el ámbito de la política de aguas.

ad hoc para transmitir información y garantizar los recursos necesarios para financiar la construcción de la seguridad hídrica (colectiva) en cuencas con escasez crónica de agua y propensas a la sequía. Su objetivo es reducir la demanda de agua a corto plazo, facilitar la adaptación de la demanda de agua y la disponibilidad a tasas sostenibles de uso, desarrollar fuentes alternativas y desalentar el uso de los recursos sobreexplotados, al tiempo que aumenta nuestra resiliencia a la sequía, a través de la construcción de reservas de agua eficaces y sostenibles de fuentes alternativas, del ahorro de agua y de la recuperación de masas de agua. La fijación de precios puede contribuir de modo eficaz y robusto a la diversificación de fuentes de oferta y a promover la eficiencia en el uso, como se pone de manifiesto, por ejemplo, en el caso de San Diego (California) (Brears, 2016).

Referencias bibliográficas

Baerenklau, K. A.; Schwabe, K. A. y Dinar, A. (2014): "The residential water demand effect of increasing block rate water budgets". *Land Economics*, 90(4), 683-699.

Brears, R. C. (2016): *Urban water security*. John Wiley & Sons.

Delacámara, G.; Dworak, T.; Gómez, C. M.; Lago, M.; Maziotis, A.; Rouillard, J. y Strosser, P. (2013): *EPI-Water Deliverable 5.3: Guidance on the design and development of Economic Policy Instruments in European water policy*. EPI-Water - Evaluating Economic Policy Instruments for Sustainable Water Management in Europe.

Garrick, D. E.; Hall, J. W.; Dobson, A.; Damania, R.; Grafton, R. Q.; Hope, R. y O'Donnell, E. (2017): "Valuing water for sustainable development". *Science*, 358(6366), 1003-1005.

Garrick, D. E.; Hanemann, M. y Hepburn, C. (2020): "Rethinking the economics of water: an assessment". *Oxford Review of Economic Policy*, 36(1), 1-23.

Lopez-Nicolas, A.; Pulido-Velazquez, M.; Rougé, C.; Harou, J. J. y Escriva-Bou, A. (2017): "Efficient dynamic scarcity pricing in urban water supply". In *EGU General Assembly Conference Abstracts*, April (19), 1413.

Preiser, R.; Biggs, R.; De Vos, A. y Folke, C. (2018): "Socio-ecological systems as complex adaptive systems: organizing principles for advancing research methods and approaches". *Ecology and Society*, 23(4), 46.

Reynaud, A. (2015): *Modelling Household Water Demand in Europe – Insights from a Cross-Country Econometric Analysis of EU-28 countries*. Joint Research Centre.

Soto Rios, P. C.; Deen, T. A.; Nagabhatla, N. y Ayala, G. (2018): "Explaining Water Pricing through a Water Security Lens". *Water*, 10(9), 1173.

UNICEF y WHO (2019): *Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017*. Special focus on inequalities. New York.

Weitzman, M. L. (1974): "Prices vs. quantities". *The Review of Economic Studies*, 41(4), 477-491.

UNESCO World Water Assessment Programme (WWAP) (2019): *The United Nations World Water Development Report 2019: Leaving No One Behind*. Paris, UNESCO.



Ignasi Puig Ventosa
ENT Environment & Management

La fiscalidad de los residuos en los municipios

Hace décadas que la gestión de residuos forma parte de la política ambiental europea, pero en los últimos años ha adquirido un mayor protagonismo. Por un lado, ha aumentado la sensibilidad ambiental: una inadecuada gestión de residuos se asocia a problemas de contaminación atmosférica y del subsuelo, y a emisiones de gases de efecto invernadero, tanto directos (asociados sobre todo al metano emitido por los vertederos) como indirectos (derivados de los mayores requerimientos energéticos que exige el uso de materias primas vírgenes, frente a las recicladas). Por otro lado, en la gestión de los residuos se ha abierto también una vía estratégica para mejorar la gestión de los recursos, unos recursos que a menudo son escasos o dependen fuertemente de las importaciones.

El Paquete de Economía Circular de la Unión Europea, entre otras cuestiones, ha supuesto la reciente modificación de la Directiva Marco de Residuos (Directiva 2008/98/CE) y otras directivas de residuos que representan un paso adelante.

En este contexto general, los entes locales son agentes clave en la gestión de los residuos municipales. El marco normativo es determinante para orientar sus acciones y también lo es el régimen de incentivos económicos al que hagan frente, especialmente la existencia de impuestos sobre el vertido y la incineración de residuos. Estos impuestos están presentes en la mayoría de los países europeos (especialmente los que gravan los vertidos). España es de los pocos países que sigue sin aplicarlos (Watkins et al., 2012), si bien cada vez son más comunes entre las comunidades autónomas (Observatorio de la Fiscalidad de los Residuos, 2020).

Por parte de los entes locales, el instrumento usado mayoritariamente para cobrar por la prestación de servicios

de recogida y tratamiento son las tasas de residuos. En España, el marco legal que las regula es el texto refundido de la Ley Reguladora de las Haciendas Locales (RDLRHL) aprobado por el Real Decreto Legislativo 2/2004, de 5 de marzo. Este Real Decreto brinda la posibilidad de que los entes locales implanten tasas en concepto de «recogida de residuos sólidos urbanos, tratamiento y eliminación de estos» (art. 20.4).

Estas tasas son de establecimiento voluntario por parte de los entes locales (ayuntamientos, consejos comarcales, mancomunidades), que gozan de una autonomía significativa para elegir qué tasas aplican, y en qué términos. La manera de concretar la implantación y la articulación de las tasas es a través de las ordenanzas fiscales. Una de las principales restricciones de las tasas por prestación de servicios, como la de gestión de residuos, es que su importe «no podrá exceder, en su conjunto, el coste real o previsible del servicio o actividad de que se trate o, en su defecto, del valor de la prestación recibida» (art. 24.2, RDLRHL).

En 2018 se estima que un 97% de los municipios españoles cobraban tasa de residuos, que aún predominan las tasas fijas por hogar y que la cuota media era de 88,5 € por hogar y año (Fundación ENT, 2018).

Si bien la normativa sobre haciendas locales no tiene vocación extrafiscal, permite diseñar las tasas más allá de la finalidad recaudatoria. En este sentido, la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, en su artículo 16, prevé que «las autoridades competentes podrán establecer medidas económicas, financieras y fiscales para fomentar la prevención de la generación de residuos, implantar la recogida separada, mejorar la gestión de los residuos».

Trasladar este concepto a las tasas de residuos significa aplicar el concepto de pago por generación (PxG), es decir, tasas de residuos que vinculen el pago de cada hogar y cada actividad económica a su generación real y a sus prácticas concretas de gestión (Valerio et al., 2015).

El concepto de PxG está explícitamente previsto por el Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR) 2016-2022 y el Programa General de Prevención y Gestión de Residuos y Recursos de Cataluña (PRECAT20); concretamente, la Actuación 145.

Las tasas de PxG cuentan con una parte general (independiente de la generación, pero no necesariamente fija) y una parte variable, que depende de la generación. En cuanto al cómputo de la parte variable, los modelos de PxG se dividen en dos categorías: a) identificación del recipiente y b) identificación del usuario.

a) Los modelos de **identificación del recipiente** son los que cuentan con más implantación ya que su implementación y gestión resulta generalmente más sencilla. Van asociados a sistemas de recogida selectiva puerta a puerta, que ya se aplican en unos 300 municipios en España, mayoritariamente pequeños y poco densos. Habrá que ir extendiendo la recogida puerta a puerta a ciudades más grandes, como ya ocurre en bastantes ciudades europeas. Las modalidades más comunes de identificación del recipiente (Puig et al., 2010) son las siguientes:

- Pago por contenedor con recuento individual: Cada usuario o comunidad de usuarios dispone de un cubo o contenedor de volumen determinado identificable a través de un chip o etiqueta, que es leído por el servicio de recogida al vaciarlo, de modo que se paga por número de vaciados.
- Pago por contenedor con frecuencia predeterminada: Los usuarios deben elegir de antemano el volumen del contenedor o la periodicidad de recogida que prefieren entre las diferentes opciones que ofrece el Ayuntamiento, lo que determina el importe a pagar. El contenedor asignado se recoge según un calendario prefijado.
- Identificación y pesaje del contenedor: La tasa se calcula según el peso de los residuos en el receptáculo entregado, que es pesado por el camión en el momento de la recogida.
- Pago por bolsa: El usuario paga la tasa por adelantado mediante la compra de bolsas estandarizadas para la

entrega de los residuos, que son las únicas aceptadas por el servicio de recogida. Las bolsas las distribuye el Ayuntamiento, directamente o mediante comercios colaboradores, y suelen ser diferentes según la fracción. En general, las bolsas no están vinculadas al usuario, si bien también existe esta opción, utilizando bolsas con una etiqueta identificadora.

Normalmente, la parte variable se vincula siempre a la fracción resto, que es sobre todo la que se quiere desincentivar, pero, en ocasiones, también se paga por otras fracciones, como los envases ligeros.

b) En cuanto a los modelos de **identificación del usuario**, se basan en contenedores que cuentan con un sistema de detección del usuario que permite la apertura de la tapa (mediante una tarjeta, un móvil o una llave) (Saleh et al. 2019). Se trata de sistemas con potencial en ciudades densas. Encontramos dos modelos diferenciados:

- Sistema de cámara (Chamber system): El contenedor dispone de una cámara donde se depositan los residuos, que pueden medirse por volumen, según el volumen de la cámara, o por peso, con un sistema de pesaje incorporado al contenedor.
- Registro de entregas: En este caso simplemente se registra el número de entregas que hacen los usuarios en el contenedor.

A nivel internacional el concepto de pago por generación está muy consolidado. Las experiencias en Europa se cuentan por miles. En España la primera experiencia fue en 2003 (Puig Ventosa, 2008), pero aún es una realidad muy incipiente, con apenas una decena de municipios en Baleares, Cataluña y País Vasco.

Otra variante es la que se conoce como *pago por participación*, que consiste en establecer una tasa elevada sobre la que ir descontando en función de la cantidad de veces que se participe en la recogida selectiva de las fracciones reciclables. El municipio de Vilablareix (Girona) tiene un modelo de tasa de este tipo.

También existe la posibilidad de hacer PxG solo sobre los residuos comerciales (se aplica, p. ej., en Canet de Mar o Barcelona). Dado el menor número de generadores y su mayor heterogeneidad, suele tratarse de una opción más sencilla, que incluso puede ser un paso previo a la adopción de PxG en todo el municipio.

Conforme vaya implantándose la recogida puerta a puerta y los sistemas de contenedores con identificación de usuario como respuesta a los objetivos legales existentes y los incentivos supramunicipales (impuestos sobre vertido e incineración), en principio será más habitual la adopción de modelos de PxG en los municipios.

Es importante que los gobiernos autonómicos y el gobierno estatal apoyen a los entes locales que opten por adoptar esta medida, especialmente los que lo hagan primero, ya que son los que asumen más riesgos y los que, con su experiencia, beneficiarán al resto. Su implementación supondrá el despliegue de unos incentivos sobre ciudadanos y comercios que a buen seguro redundará en cambios de hábitos que nos acercarán a los niveles de recogida selectiva deseados.

Watkins, et al. (2012): *Use of Economic Instruments and Waste Management Performances*. Informe elaborado por la Comisión Europea – DG Medio ambiente.

Referencias

Fundació ENT (2018): *Evolución de las tasas de residuos en España 2015–2018*. https://www.fiscalitatresidus.org/wp-content/uploads/2019/01/Evolucion-tasas_2015-2018.pdf

Observatorio de la Fiscalidad de los Residuos (2020): *Impuestos al vertido y la incineración de residuos*. https://www.fiscalidadresiduos.org/?page_id=39.

Puig Ventosa, I. (2008): "Charging systems and PAYT experiences for waste management in Spain". *International Journal of Integrated Waste Management, Science and Technology*, 28, 2767-2771.

Puig Ventosa, I.; Calaf Forn, M. y Mestre Montserrat, M. (2010): *Guía para la implementación de sistemas de pago por generación de residuos municipales*. Agencia de Residuos de Cataluña. https://docs.wixstatic.com/ugd/41d330_cdea77beb6e44ff98389aaa306773134.pdf

Saleh, D.; Salova, M.; Bulbena, B.; Loderus, T.; Calaf, M. y Puig, I. (2019): *Identificación de los usuarios en la recogida de residuos municipales en contextos en alta densidad de población*. ENT Environment & Management. <https://ent.cat/identificacio-dels-usuaris-en-la-recollida-de-residus-municipals-en-contextos-en-alta-densitat-de-poblacio/?lang=es>

Valerio, E.; Gnoni, M.G. y Tornese, F. (2015): "Designing Pay-As-You-Throw schemes in municipal waste management services: A holistic approach". *Waste Management*, 44, 188-195.

Börjesson, Maria

Maria Börjesson es profesora de Economía en el VTI Swedish Transport Research Institute y profesora afiliada en el KTH Royal Institute of Technology. También es investigadora afiliada externa en el Choice Modelling Centre del Institute for Transport Studies de la University of Leeds. Sus intereses de investigación incluyen el análisis y la evaluación de los costos y beneficios del transporte, la fijación de precios del transporte, el impacto del sistema de transporte en el empleo y el PIB, los experimentos de elección y la econometría para la valoración de los bienes no comercializados. Es miembro del comité científico de la International Transportation Economics Association (ITEA). Ha publicado más de 50 trabajos de investigación y varias de sus publicaciones han sido premiadas. Su presencia en los medios de comunicación suecos es habitual (TV y radio nacional, principales periódicos, artículos de debate). A menudo participa como especialista y asesora en escenarios políticos, tanto a nivel municipal como nacional (Parlamento, gobiernos y autoridades similares).

de Gispert, Cristina

Cristina de Gispert es profesora titular de Economía en la Universidad de Barcelona. Miembro del Instituto de Economía de Barcelona (IEB) y del Instituto de Investigación del Agua (IdRA). Colabora desde hace años en la docencia del Máster en Hacienda Autonómica y Local y en el Máster de Ciencia y Gestión Integral del Agua, de carácter multidisciplinar, ambos de la Universidad de Barcelona. Sus temas de interés son la economía pública, el federalismo fiscal, la economía del agua y la fiscalidad ambiental. Ha participado en proyectos de investigación sobre descentralización y autonomía política, tanto de la Generalitat como del Estado. En la actualidad está implicada en un proyecto de investigación sobre modelos educativos de 0 a 3 años y participación en el mercado laboral, centrado en la innovación social en la ciudad de Barcelona.

Delacámara, Gonzalo

Gonzalo Delacámara es investigador sénior y director del Departamento de Economía del Agua del Instituto IMDEA Agua. Como economista especializado en la gestión de recursos naturales, trabaja en más de ochenta países (Unión Europea, América Latina y el Caribe, Oriente Medio y el norte de África, Asia Central y del Sur). Es también asesor en política de agua de la Comisión Europea, diferentes agencias y programas de Naciones Unidas y del Grupo Banco Mundial; asimismo, es asesor sénior y miembro de la Iniciativa de Gobernanza del Agua de la OCDE. Recientemente le han nombrado Embajador de Water Europe (antes Water Supply and Sanitation Technology Platform), donde es responsable de la línea de trabajo sobre el valor del agua. También es miembro del Consejo Científico Asesor del instituto de investigación holandés KWR sobre el ciclo integral del agua, miembro del Consejo Asesor Especial de la International Desalination Association (IDA) y miembro de la asamblea (*Mission Assembly*) del próximo programa marco de I+D+I de la Unión Europea (Horizonte Europa). Recientemente ha publicado sobre instrumentos económicos para la gestión del agua y sobre gestión basada en ecosistemas en Springer.

Puig Ventosa, Ignasi

Ignasi Puig Ventosa es doctor en Ciencias Ambientales por la Universidad Autónoma de Barcelona (rama de economía ecológica y gestión ambiental), economista por la UNED, ingeniero industrial superior por la Universidad Politécnica de Cataluña y también tiene un Master of Science in Monitoring, Modelling and Management of Environmental Change por el King's College London. Es autor de varios libros relacionados con las materias de fiscalidad ambiental y de gestión de residuos, entre los que destaca *Fiscalitat ambiental local*. Ha publicado asimismo artículos en numerosas revistas especializadas en gestión ambiental (*Waste Management, Journal of Cleaner Production, International Journal of Global Environmental Issues, Revista Residuos, Equipamientos y Servicios Municipales, Crónica Tributaria, Revista de Estudios Regionales, Tributos Locales...*). En el año 2002 participó en la creación de ENT Environment and Management, una consultoría dedicada a la innovación ambiental, y el año 2010, en la creación de la Fundación ENT, donde actualmente sigue en activo. También ha sido asesor de medio ambiente en el Congreso de los Diputados e investigador en la OCDE. Actualmente es jefe de proyectos a ENT Environment and Management.

Ciutats, fiscalitat i canvi climàtic

L'Institut d'Economia de Barcelona (IEB) és un centre de recerca en Economia que té com a objectius fomentar i divulgar la recerca en economia, així com contribuir al debat i a la presa de les decisions de política econòmica.

La recerca dels seus membres se centra principalment a les àrees del federalisme fiscal; l'economia urbana; l'economia de les infraestructures i el transport; l'anàlisi de sistemes impositius; les polítiques públiques; i la sostenibilitat energètica.

Creat en 2001 en el si de la Universitat de Barcelona i reconegut per la Generalitat de Catalunya, l'IEB va rebre un important impuls en 2008 amb la constitució de la Fundació IEB (en la qual hi col·laboren Abertis, Agbar, La Caixa, Naturgy Energy, Ajuntament de Barcelona, Diputació de Barcelona, Universitat de Barcelona i la Universitat Autònoma de Barcelona). També acull la Càtedra de Sostenibilitat Energètica de la UB (finançada per la Fundació per a la Sostenibilitat Energètica i Ambiental) i la Càtedra UB Smart Cities.

A més de realitzar activitats relacionades amb la recerca acadèmica, l'IEB pretén donar a conèixer i difondre la recerca realitzada mitjançant l'organització de simposis i jornades, així com de diverses publicacions entre les quals cal destacar cada any l'Informe IEB sobre Federalisme Fiscal i Finances Públiques. L'IEB Report que el lector té a les seves mans, forma part d'aquest informe, si bé amb una periodicitat major i un contingut més àgil per poder adaptar-se millor a la canviant actualitat.

Les opinions expressades en l'Informe no reflecteixen les opinions de l'IEB.

Més informació www.ieb.ub.edu



Cristina de Gispert
Institut d'Economia de Barcelona (IEB)
Universitat de Barcelona

Afrontar el canvi climàtic des del món urbà

El que avui en dia entenem ja com un fenomen d'emergència climàtica és una amenaça per al benestar de les persones arreu del món. Segons un destacat estudi de Huber, M. i Knutti, R. (2011), s'estima que, com a mínim, tres quartes parts del canvi climàtic dels seixanta últims anys es deuen a l'activitat humana. Paradoxalment, les accions que caldria dur a terme per aturar el canvi climàtic es troben amb obstacles i frens com ara: el problema del polissó o *free-rider* («per què he de canviar els meus hàbits de consum si ja ho faran els altres i me'n puc beneficiar?») o la visió a curt termini dels agents (llars, empreses i reguladors) que fomenta decisions inadequades que tenen un efecte perjudicial sobre el clima a més llarg termini.

Segons el portaveu del C40¹, Hervé Marro, bona part del problema rau en el consum a les ciutats i les corresponents emissions de gasos d'efecte hivernacle (GEH), a més dels efectes d'una agricultura pensada per atendre les necessitats alimentàries de la població urbana². La concentració de població i l'ordenació del territori fan que les ciutats siguin particularment vulnerables a les conseqüències del canvi climàtic i que, alhora, n'agreguin els seus efectes.

Les contribucions d'aquest informe aborden fonamentalment les possibilitats dels mecanismes basats en preus per fer front a l'emergència climàtica en tres àmbits d'especial interès en el món urbà: mobilitat, aigua i residus. Tanmateix, l'envergadura del problema és tal que requereix actuar

combinant diverses polítiques de mitigació, ja que el repte és majúscul³.

La contribució de Maria Börjesson assenyalava, d'una banda, els motius que justifiquen que els governs gravin l'ús de les infraestructures de transport, i un motiu central són els costos, ambientals i d'altre tipus que un usuari genera sobre la resta (l'anomenat *cost extern*). D'altra banda, ens presenta amb detall diverses alternatives que graven el vehicle atenent a la seva tipologia, ús de combustible, congestió associada, etcètera, o l'aplicació d'aquestes alternatives combinades, si és el cas, amb l'establiment d'una *zona de baixes emissions*, i en fa una valoració de la seva eficiència.

Gonzalo Delacámara, a la seva contribució, ens recorda, primer, els aspectes que ha de contemplar una bona gestió dels recursos hídrics que, malgrat la seva complexitat en un entorn urbà, no pot perdre de vista la perspectiva integrada i multisectorial. Explica que la fixació de preus al llarg del cicle de l'aigua admet també una gran diversitat d'instruments (cànon, tarifes, impostos, subsidis...) que cal que es dissenyin amb una visió de llarg termini, cercant aconseguir la diversificació en les fonts d'oferta i l'eficiència en l'ús de l'aigua.

L'última contribució d'aquest informe, signada per Ignasi Puig, posa l'èmfasi en el paper clau dels ens locals en la

¹ C40 és el grup de ciutats líders en la lluita pel canvi climàtic: <https://www.c40.org/>.

² Segons ONU-Hàbitat, les ciutats són responsables de prop del 70% de les emissions de GEH del món i, entre el 71% i el 76%, pel que fa a CO₂.

³ El paper dels governs en la promoció de l'energia renovable; en el subministrament d'informació per tractar de persuadir els agents que canviïn les seves preferències sobre els productes intensius en carboni; el foment d'acords voluntaris que impliquin les empreses en iniciatives favorables al medi sense una exigència legal per fer-ho o l'avenç en el sistema de comerç de drets d'emissió de la UE són altres mesures per abordar el canvi climàtic. Totes elles tenen implicacions econòmiques que cal tenir en compte (Holland, D. i Young, G., 2020).

gestió dels residus. Planteja la necessitat d'avançar cap a un sistema de pagament per generació (PxG) i analitza els models de PxG a l'hora de calcular les taxes i, més en concret, la seva part variable; distingint els models d'identificació del recipient (més implantats), dels models d'identificació de l'usuari que tenen més potencial en ciutats denses. També constata que, a nivell internacional, el concepte de pagament per generació està molt consolidat, mentre que a l'Estat Espanyol és una realitat incipient.

Els treballs que es presenten conviden els estats, però també tots els agents, a actuar tan aviat com es pugui davant d'uns efectes del canvi climàtic que ja es comencen a notar. Queda clar que el disseny acurat dels instruments econòmics per tal que proporcionin els incentius adequats als agents és una eina fonamental, encara que no sigui l'única.

Finalment, no voldria tancar aquest editorial sense posar de relleu com pot afectar la covid-19 a la lluita contra el canvi climàtic. Malgrat els efectes positius que el confinament i l'aturada empresarial ja han pogut generar en termes de reducció d'emissions, cal no demorar els objectius de l'agenda climàtica que es pretenien abans de la pandèmia. En un article a la revista *Time*⁴ s'adverteix del risc que la covid-19 no afecti els patrons d'emissions a llarg termini si la sortida de la crisi econòmica es torna a basar en l'ús intens dels combustibles fòssils, i si no s'aprofiten els nous models de treball i de relació, així com l'augment de la conciliació laboral, que han proliferat durant la pandèmia. És l'hora de lluitar pel bé comú.

Referències bibliogràfiques

Holland, D. i Young, G. (2020): "The economic implications of climate change mitigation policies". *National Institute Economic Review*, 251, R1-R2.

Huber, M. i Knutti, R. (2011): "Anthropogenic and natural warming inferred from changes in Earth's energy balance". *Nature Geoscience*.

⁴ Worland, J. (10 de març de 2020). "How Coronavirus could set back the fight against climate change. *Time*". Recuperat de <https://time.com/5795150/coronavirus-climate-change/>.



Maria Börjesson
VTI Swedish Transport Research Institute
KTH Royal Institute of Technology

Instrumentos económicos per a una mobilitat sostenible a les zones urbanes

Introducció

La proporció de l'ús del cotxe als països de l'OCDE és elevada i, en els països que no pertanyen a l'OCDE, va a l'alça, de manera que les emissions i la congestió de les zones urbanes cada vegada representen un repte més important. La tendència a l'alça d'agafar el cotxe s'explica clarament perquè ofereix flexibilitat i redueix el temps de trasllat de porta a porta. En general, com més baixa és la densitat urbana, més a compte surt traslladar-se en cotxe i això és així, en part, perquè amb densitats més altes sol haver-hi més trànsit, però també perquè els mitjans de transport alternatius són més competitius. D'altra banda, com més densitat urbana hi ha, menors són les distàncies que es recorren, de manera que surt més a compte traslladar-se amb els mitjans de transport lents (a peu o en bicicleta). A més a més, el transport públic és també una millor opció a major densitat urbana, perquè el volum més gran de viatgers permet augmentar la freqüència de pas i el nombre de línies, fet que redueix el temps d'espera i facilita l'accés. És a dir, una densitat més alta redueix, en general, l'ús de l'automòbil i augmenta la competitivitat dels mitjans de transport alternatius, amb més accessibilitat i sostenibilitat.

Així doncs, si es té en compte la densitat urbana, quina és la distribució modal òptima en una àrea metropolitana i com s'aconsegueix? El missatge clau dels economistes especialitzats en l'àmbit del transport és que la distribució modal òptima s'aconsegueix quan els usuaris de tots els mitjans de transport paguen el cost social marginal del seu ús. El cost social marginal és el cost social incorregut en l'últim quilòmetre recorregut, i inclou el cost directe de l'usuari i el cost extern. El cost extern és el cost que suporten els altres, a més de l'usuari (desgast de la carretera o de les

vies, emissions, accidents, soroll i congestió). Fixar preus d'acord amb el cost marginal, implica que els impostos, les taxes o preus públics, i els subsidis cobreixin exactament el cost extern marginal.

L'ús de l'automòbil clarament genera uns costos externs que cal cobrir. En el cas del transport públic, l'efecte extern pot ser positiu, perquè una persona més beneficia la resta de passatgers: un volum més alt de passatgers permet d'augmentar la freqüència de pas i la densitat de línies, fet que redueix el temps d'espera i el temps d'accés. En aquest cas, és eficient l'aplicació d'un subsidi.

No obstant això, llevat que hi hagi grans efectes externs, el cost extern marginal sol ser inferior al cost mitjà, perquè el desenvolupament i el manteniment de les infraestructures tenen un cost econòmic elevat. Aleshores, la fixació de preus segons el cost marginal no cobriria els costos de la infraestructura. Aquesta és una de les raons per les quals els governs solen finançar les infraestructures, tot i que recórrer a diners públics també té el seu cost, perquè s'incorre en pèrdues d'eficiència.

Hi ha tres raons que justifiquen que l'Administració cobri algun tipus de tribut pel transport: a) finançament i manteniment de la infraestructura (Musgrave, 1939); b) internalització dels efectes externs, i c) raons fiscals. La primera és l'argument més antic i segueix sent la principal justificació per als impostos sobre carburants, per exemple, als EUA. La segona és el que s'incentiva des de la Unió Europea. La tercera raó —gravar l'ús del sistema de transport per raons fiscals— pot ser eficient si l'elasticitat de la demanda és baixa, ja que es redueixen les pèrdues d'eficiència. Això sol ser així per al transport rodat, però

també podria ser vàlid per al transport ferroviari. Quan hi ha una motivació fiscal d'aquesta mena, cal tenir en compte els efectes distributius del gravamen.

Instruments econòmics en relació a l'automòbil

Impostos sobre carburants i altres impostos sobre els vehicles

Segons l'OCDE (2019), pràcticament els 43 països de l'OCDE i del G-20 apliquen impostos sobre carburants. L'impost sobre carburants és també el gravamen més eficient per reduir les emissions de CO₂ (i la majoria dels efectes externs fora de les ciutats). Així mateix, ofereix als usuaris incentius per reduir les emissions amb la màxima flexibilitat: poden fer menys viatges, viatges més curts, encadenament de desplaçaments, canvi modal, ús de cotxes compartit, o ús de vehicles que consumeixin menys. A llarg termini, l'impost sobre carburants redueix el consum de carburant de forma més eficient, perquè amb el temps moltes persones i empreses troben la manera d'adaptar-se per no pagar tant (Goodwin et al., 2004).

Nombrosos països combinen l'impost sobre carburants amb impostos que s'apliquen en el moment de la compra, com l'Impost de matriculació, o que graven la tinença del vehicle, com l'Impost sobre vehicles de tracció mecànica¹. Aquests impostos solen establir diferències en funció de les característiques del vehicle (emissions, potència, mida, antiguitat i tipus de carburant). El motiu d'aquesta diferenciació pot ser recaptatori o d'equitat, però els arguments mediambientals han anat guanyant pes amb el temps. Els impostos de matriculació poden tenir un efecte immediat en la composició dels nous vehicles i, per tant, en el parc automobilístic i les corresponents emissions. En canvi, els impostos que graven la mera tinença són menys eficients en aquest sentit influent

¹ A Espanya, l'anomenat Impost sobre determinats mitjans de transport grava de forma directa i definitiva, la primera matriculació de vehicles nous o usats, de tal forma que només es paga un cop en el moment del registre. Els tipus de gravamen tenen en compte les emissions de CO₂ per km que s'atribueixen al vehicle, d'acord amb uns esglaons. Es tracta d'un impost cedit a les comunitats autònomes. En canvi, l'Impost sobre vehicles de tracció mecànica és un impost dels ajuntaments que grava, de forma periòdica, la titularitat dels vehicles aptes per circular per la via pública, en funció dels "cavalls fiscals" que guarden relació amb la cilindrada del motor. Finalment, l'Impost sobre les emissions de diòxid de carboni dels vehicles de tracció mecànica és un tribut propi de la Generalitat de Catalunya, de recent creació, l'objecte del qual és gravar aquestes emissions mitjançant un sistema de padró.

sobre l'edat de desballestament i la propietat del vehicle.

En general, els impostos sobre matriculació i tinença de vehicles són menys eficients que els impostos sobre carburants per internalitzar els costos externs perquè no tenen en compte aquests costos directament. D'altra banda, l'augment de l'eficiència del carburant del parc automobilístic té un efecte rebot, és a dir, proporcionalment, les emissions es redueixen menys del que augmenta l'eficiència del carburant. Això és degut a que es recorren distàncies més llargues, en reduir-se la despesa en combustible (Sorrell et al., 2009).

Si l'impost sobre carburants internalitza de manera més eficient els costos externs (diferents de la congestió), per què aplicar impostos sobre la matriculació o la titularitat d'automòbils? De fet, si els compradors d'automòbils actuessin de manera irracional i no consideressin plenament els costos totals de carburant durant el cicle de vida d'un cotxe, seria eficient gravar la matriculació de vehicles segons les emissions. Els compradors es plantejarien el total d'emissions del cicle de vida del cotxe. Hi ha estudis que han constatat que els compradors de cotxes sí que tenen aquest comportament irracional (Allcott i Wozny, 2014), però altres estudis han observat que, en gran mesura, els compradors actuen de manera racional (Busse, et al., 2013; Grigolon, et al., 2018). Una altra raó per gravar la matriculació de vehicles en lloc de només el carburant és evitar l'anomenat *turisme de carburant* o l'opinió pública negativa.

Peatges de congestió

Amb els impostos sobre carburants no n'hi ha prou per internalitzar el cost extern de l'escàs espai urbà. Per això, un peatge de congestió ben dissenyat és una solució molt eficient. Cal dissenyar-lo perquè els conductors paguin pel cost que imposen als altres en termes de temps de transport (més llarg i menys controlable). El peatge de congestió augmenta el benestar social perquè tots els recursos escassos tenen un cost. Els usuaris de la carretera poden pagar aquest cost en temps (fent caravana) o en diners (a través del gravamen). Per assignar els escassos recursos entre els conductors, és més eficient pagar que fer caravana, perquè els diners es poden recaptar i reinvertir, mentre que el temps es perd. A més, el pagament prioritzarà el trànsit més valuós per a la societat; sovint, el transport de mercaderies.

En el cas dels sistemes de peatge de congestió aplicats a Londres (Santos, 2004; Santos i Shaffer, 2004), Singapur (Phang i Toh, 1997), Estocolm (Börjesson, et al., 2012; Eliasson, 2009), Göteborg (Börjesson i Kristoffersson, 2015) i Milà (Gibson i Carnovale, 2015), s'ha demostrat que re-

dueixen eficaçment la congestió a les zones urbanes. A més, aquests sistemes generen ingressos que es reinverteixen, per exemple, en transport públic. No obstant això, Beria (2016) també ha constatat que l'efecte del sistema a Milà es va reduir al cap d'uns anys d'aplicació, i Börjesson i Kristofferson (2018) també han observat el mateix efecte a Göteborg.

Tarifes d'aparcament

Aparcar al carrer afecta el trànsit de manera significativa: redueix la capacitat de la via i, en buscar aparcament, s'alen-teix el trànsit. Per això, en moltes ciutats es cobra per aparcar al carrer. Ara bé, de vegades es cobra massa poc. La tarifa per aparcar al carrer sol ser més baixa que la dels pàrquings comercials, que reflecteixen el cost marginal de l'espai d'aparcament. Un problema recurrent és que els centres comercials solen aplicar l'estratègia d'oferir aparcament ampli i gratuït per atraure clients, de manera que els comerços de les ciutats també exigeixen més aparcament i preus més baixos per poder competir amb les grans superfícies.

Zones de baixes emissions

En els darrers anys, els efectes nocius provats del diòxid de nitrogen han portat a algunes ciutats a crear zones de baixes emissions (ZBE). Aquesta solució és menys eficient, en termes de benestar, que un pagament combinat de peatge de congestió i pagament per emissió, diferenciat pel que fa a les emissions perilloses per a la salut. Si s'aplica aquest gravamen, els conductors paguen en proporció al seu cost extern marginal. Si es prohibeix l'entrada de certs cotxes a certes zones, s'imposa un cost desproporcionat als conductors afectats, que deixaran d'anar a aquesta zona. Una ZBE també té forts efectes distributius entre els propietaris de cotxes, i els més perjudicats són els que tenen baixos ingressos, que solen tenir vehicles més antics.

A més, l'impacte d'una ZBE en la congestió i les emissions perilloses per a la salut es va reduint amb el temps, per la renovació natural de la flota de vehicles. En definitiva, els possibles efectes sobre la congestió s'acaben esvaint (com és el cas de Milà) i, amb la ZBE, els costos de compliment se sumen als costos socials (Milà, per exemple, fa servir càmeres).

Instruments econòmics en relació al transport públic

Poques ciutats apliquen peatges de congestió, de manera que la quota modal dels cotxes és massa elevada. Per compensar-ho, la segona política alternativa a la qual se sol recórrer és la de subsidiar el transport públic. Aquests

subsidis també es justifiquen si hi ha economies de densitat o economies d'escala positives. Les economies de densitat positives es donen quan un major nombre d'usuaris permet augmentar la freqüència de pas, fet que implica una reducció dels costos d'espera i de planificació (Mohring, 1972). Les economies d'escala són característiques dels mitjans basats en el ferrocarril: el cost mitjà de producció és superior al cost social marginal a causa de l'elevat cost de la infraestructura fixa. Els subsidis al transport públic també poden tenir efectes positius en termes d'equitat, encara que això no s'ha de donar per fet (Börjesson, et al., 2020).

En qualsevol cas, per cobrir costos en els sistemes de transport públic de gran afluència, es necessiten menys subsidis (o no se'n necessiten), tot i que els viatgers paguin d'acord amb el cost marginal social. A més, en certs casos, els subsidis poden reduir l'eficiència dels serveis d'autobús (Gagnepain et al., 2013).

Observacions finals

L'ús social òptim del sistema de transport —és a dir, la sostenibilitat ambiental, social i econòmica del mateix— s'aconsegueix si tots els mitjans de transport cobreixen el cost social marginal del seu ús. Per compensar la inadequada fixació de preu per a l'ús de l'automòbil, se sol recórrer a la política (de segon òptim) de subvencionar altres mitjans de transport, com el transport públic o la bicicleta. Si bé aquests subsidis solen estar justificats, el missatge general dels experts en transport és que, amb vista a reduir l'ús de l'automòbil, és molt més eficient adoptar mesures dirigides directament al seu ús, en lloc d'intentar millorar els mitjans alternatius. En millorar el transport públic i l'accessibilitat de la bicicleta, la majoria dels viatges generats no substitueixen els que es feien per altres mitjans de transport, sinó que són desplaçaments nous. Per tant, la millora del transport públic i l'accessibilitat de la bicicleta poden contribuir eficientment a una mobilitat sostenible, però normalment tindran un efecte menor en l'ús de l'automòbil. Les mesures més eficients per reduir l'ús de l'automòbil són les que augmenten directament els costos del seu ús, com ara els impostos sobre carburants i els peatges de congestió.

Referències bibliogràfiques

Allcott, H. i Wozny, N. (2014): "Gasoline Prices, Fuel Economy, and the Energy Paradox". *The Review of Economics and Statistics*, 96, 779–795. https://doi.org/10.1162/REST_a_00419.

- Beria, P. (2016): "Effectiveness and monetary impact of Milan's road charge, one year after implementation". *International Journal of Sustainable Transportation*, 10, 657–669.
- Börjesson, M.; Eliasson, J.; Hugosson, M.B. i Brundell-Freij, K. (2012): "The Stockholm congestion charges—5 years on. Effects, acceptability and lessons learnt". *Transport Policy*, 20, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2011.11.001>
- Börjesson, M. i Kristoffersson, I. (2018): "The Swedish congestion charges: Ten years on". *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 107, 35–51. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2017.11.001>
- Börjesson, M. i Kristoffersson, I. (2015): "The Gothenburg congestion charge. Effects, design and politics". *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 75, 134–146. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2015.03.011>
- Börjesson, M.; Rubensson, I. i Eliasson, J. (2020): "Distributional Effects of Transport Subsidies". *Journal of Transport Geography* (Forthcoming).
- Busse, M.; Knittel, C. i Zettelmeyer, F. (2013): "Are Consumers Myopic? Evidence from New and Used Car Purchases". *American Economic Review*, 103, 220–256.
- Eliasson, J. (2009). "A cost-benefit analysis of the Stockholm congestion charging system". *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 43, 468–480. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2008.11.014>
- Gagnepain, P.; Ivaldi, M. i Martimort, D. (2013): "The Cost of Contract Renegotiation: Evidence from the Local Public Sector". *American Economic Review*, 103, 2352–2383. <https://doi.org/10.1257/aer.103.6.2352>
- Gibson, M. i Carnovale, M. (2015): "The effects of road pricing on driver behavior and air pollution". *Journal of Urban Economics*, 89, 62–73. <https://doi.org/10.1016/j.jue.2015.06.005>
- Goodwin, P.; Dargay, J. i Hanly, M. (2004): "Elasticities of road traffic and fuel consumption with respect to price and income: a review". *Transport Reviews*, 24, 275–292.
- Grigolon, L.; Reynaert, M. i Verboven, F. (2018): "Consumer Valuation of Fuel Costs and Tax Policy: Evidence from the European Car Market". *American Economic Journal: Economic Policy*, 10, 193–225. <https://doi.org/10.1257/pol.20160078>
- Mohring, H. (1972): "Optimization and scale economies in urban bus transportation". *The American Economic Review*, 62, 591–604.
- Musgrave, R.A. (1939): "The Voluntary Exchange Theory of Public Economy". *Quarterly Journal of Economics*, 53, 213–237. <https://doi.org/10.2307/1882886>
- OECD (2019): *Taxing Energy Use 2019 : Using Taxes for Climate Action*. OECD iLibrary. OECD library.
- Phang, S.-Y. i Toh, R.S. (1997): "From manual to electronic road congestion pricing: The Singapore experience and experiment". *Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review*, 33, 97–106. [https://doi.org/10.1016/S1366-5545\(97\)00006-9](https://doi.org/10.1016/S1366-5545(97)00006-9)
- Santos, G. (2004): "Urban road pricing in the UK". *Research in Transportation Economics, Road Pricing: Theory and Evidence*, 9, 251–282. [https://doi.org/10.1016/S0739-8859\(04\)09011-0](https://doi.org/10.1016/S0739-8859(04)09011-0)
- Santos, G. i Shaffer, B. (2004): "Preliminary Results of the London Congestion Charging Scheme". *Public Works Management Policy*, 9, 164–181. <https://doi.org/10.1177/1087724X04268569>
- Sorrell, S.; Dimitropoulos, J. i Sommerville, M. (2009): "Empirical estimates of the direct rebound effect: A review". *Energy Policy*, 37, 1356–1371. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.11.026>



Gonzalo Delacámara
IMDEA Water Institute

Allunyar-se dels preus de l'aigua per a un món que no existeix

Els ecosistemes aquàtics són molt adaptatius i complexos. Per tant, és gairebé impossible de comprendre immediatament tots els elements rellevants per a la gestió d'aquests sistemes, caracteritzats pel dinamisme, la complexitat i la capacitat d'adaptació (Preiser et al., 2018).

L'aigua com a recurs

Els recursos hídrics s'empren per a una àmplia gamma de propòsits: reg agrícola i ramaderia, encara crítics per a la seguretat alimentària; generació d'energia hidroelèctrica; fabricació de béns manufacturats; aqüicultura; pesca recreativa, mineria; altres serveis de lleure; cabals ecològics... i, per descomptat, per al consum humà d'aigua potable i serveis de sanejament. Als països que pateixen estrès hídric, és a dir, on la disponibilitat a llarg termini dels recursos hídrics renovables no satisfà la demanda actual ni la futura, l'agricultura normalment consumeix entre dos terços i quatre cinquens de l'aigua (Programa Mundial d'Avaluació dels Recursos Hídrics, WWAP, 2019). Per contra, els serveis de proveïment d'aigua potable i sanejament gairebé mai representen, a escala nacional, més del 20%; en alguns casos, de fet, la fracció és molt menor (ibíd.).

Els serveis d'aigua

La conversió del recurs a diferents serveis per a usuaris finals (reg per a agricultors; refrigeració d'equips industrials i plantes d'energia tèrmica o nuclears; provisió d'aigua potable i sanejament d'efluents d'aigües residuals...) requereix esforços significatius.

Aparentment, els temes clau pel que fa a la gestió de l'aigua giren entorn de la reflexió sobre els recursos, però, els serveis d'aigua potable i sanejament són un bé vital; per tant, afecten tota la ciutadania de manera directa i

es consideren, sota els auspicis de les Nacions Unides¹, drets humans a l'aigua i al sanejament. En altres paraules, és impossible (o fins i tot indesitjable) tractar la gestió dels recursos hídrics sense adoptar una perspectiva integrada i multisectorial. Ara bé, el cicle urbà de l'aigua es refereix a un sol sector: les empreses de serveis d'aigua (l'anomenada *indústria de l'aigua*).

Com podrien els instruments econòmics contribuir a la gestió sostenible de l'aigua?

Existeixen dades pertinents que qualsevol crisi d'aigua representa, en gran mesura, una crisi de gestió i governança de l'aigua. Els recursos hídrics estan mal gestionats en moltes parts de món, i moltes persones, en països menys desenvolupats (milers de milions de persones, de fet), no tenen accés a serveis millorats de subministrament d'aigua i sanejament (UNICEF i OMS, 2019). A més, de vegades es creu que l'economia pot ser part del problema (Garrick et al., 2020). Hi ha la sensació que els conceptes econòmics no sempre són adequats per a aquest propòsit i també que l'aigua té un valor que l'economia sovint no té en compte. Això és així, efectivament: en nombroses decisions diàries, el valor de l'aigua es minimitza, quan no s'ignora del tot (Garrick et al., 2017). I en qualsevol cas, és important tenir en compte que el valor és diferent del preu. En general, els preus no reflecteixen el valor econòmic. Hi ha nombrosos atributs dels recursos hídrics que no tenen un preu de mercat explícit, però que poden tenir un valor econòmic positiu.

Els instruments econòmics són aquells incentius dissenyats i executats amb el propòsit d'alinear les decisions indivi-

¹ La Resolució 64/292 de l'Assemblea General de les Nacions Unides: El dret humà a l'aigua i al sanejament. Nacions Unides, d'agost de 2010, i la Resolució 7/169, Els drets humans a l'aigua potable i al sanejament, de novembre de 2015, reconeixen dos drets separats però iguals i vinculats.

duals amb els objectius col·lectius de la política de l'aigua (Delacámara et al., 2013). El preu de l'aigua, un exemple específic d'aquests instruments, s'han d'entendre en un sentit econòmic ampli com un senyal del cost d'oportunitat de les diferents alternatives disponibles. L'aigua és escassa per definició, en el sentit que té diferents usos alternatius que competeixen entre si per assegurar el subministrament d'aigua. Com va dir Weitzman (1974), en un article seminal, les autoritats competents poden optar per fixar els preus de l'aigua i deixar la quantitat als agents econòmics. Hi ha moltes formes d'establir un preu per a les decisions sobre l'aigua (cànon, tarifes, impostos i subsidis), i moltes formes diferents de dissenyar cada instrument (tarifes binòmies, sistemes de reemborsament de dipòsits, impostos sobre productes en lloc de sobre contaminants, tarifes planes, subsidis per a tecnologies més netes, etcètera). La forma en què es dissenyen aquests sistemes de preus és molt important per a la seva eficàcia.

A més, el que és fonamental és que, en presència del canvi climàtic (i de la seva cascada d'incerteses), qualsevol sistema de preus de l'aigua que no estigui dissenyat amb una visió a llarg termini s'estarà adreçant a un món que ja no existeix.

Què han de tenir en compte els preus de l'aigua?

La pregunta de fons és com combinar els intents de seguretat hídrica a llarg termini en un context d'adaptació i mitigació del canvi climàtic que requereix la protecció dels recursos hídrics (en la línia de la Directiva Marc de l'Aigua de la UE², DMA). No obstant això, en el compliment de la DMA se sol insistir en la recuperació de costos, tant de les despeses de capital i d'operació (qüestió financera) com en els costos del recurs i els costos ambientals (qüestió econòmica). El fet és que, tot i la rellevància de les preocupacions sobre la recuperació de costos (és a dir, garantir els recursos financers necessaris per a la gestió sostenible de l'aigua), aquest enfocament mira clarament cap enrere: recuperar despeses ja incorregudes.

Ara bé, encara que això no és necessàriament evident en les deliberacions sobre política d'aigua, la fixació dels preus de l'aigua ha de ser principalment sobre la creació d'incentius adequats per induir canvis voluntaris de comportament cap a un ús més eficient de l'aigua. La gestió de la demanda domèstica d'aigua (Reynaud, 2015) —mitjançant electrodomèstics i accessoris eficients, fonts d'aigua alternatives com la reutilització d'aigua regenerada i sis-

temes de recollida d'aigua de pluja, el micromesurament acompanyat d'estructures tarifàries avançades, les mesures de reducció de fuites i intervencions com el desenvolupament de plantes de tractament d'aigües residuals urbanes o mesures a les llars per reduir la descàrrega de contaminants— poden oferir importants estalvis d'aigua i s'han de considerar com a components clau per equilibrar l'oferta i la demanda.

Més enllà, l'estalvi d'aigua també es pot incentivar mitjançant la fixació de preus amb l'objectiu de transmetre informació sobre el cost d'oportunitat de l'ús de l'aigua i incentivar-ne la reducció del consum, així com per estalviar aigua en desincentivar els usos no essencials i propiciar l'ús d'infraestructures i electrodomèstics més eficients. A diferència de les tarifes planes o els preus socials de l'aigua definits per llar o per hectàrea, el preu orientat a generar incentius es defineix per unitat d'aigua consumida (López-Nicolás et al., 2017). Quan les persones són responsables de l'ús dels recursos hídrics, la fixació de preus esdevé un mitjà per reduir les pressions sobre els ecosistemes aquàtics. Tot i que fins ara aquests sistemes estan lluny de ser dominants en la formulació de polítiques, hi ha alguns exemples disponibles (vegeu Baerenklau et al., 2013, al sud de Califòrnia).

Més rellevant encara és que la seguretat hídrica a llarg termini es pot abordar, per exemple, a través de la diversificació de les fonts de subministrament d'aigua (afegint-hi la dessalinització d'aigua salobre i de mar i la reutilització d'aigües regenerades als recursos convencionals: vessament superficial i aigua subterrània). Tanmateix, perquè això passi a gran escala, cal redissenyar els incentius. La fixació de preus orientats a garantir la seguretat hídrica (Soto Ríos et al., 2018) està dissenyada *ad hoc* per transmetre informació i garantir els recursos necessaris per finançar la construcció de la seguretat hídrica (col·lectiva) en conques amb escassetat crònica d'aigua i propenses a la sequera. L'objectiu és reduir la demanda d'aigua a curt termini, facilitar l'adaptació de la demanda d'aigua i la disponibilitat a taxes sostenibles d'ús, desenvolupar fonts alternatives i desincentivar l'ús dels recursos sobreexplotats, alhora que augmenta la nostra resiliència a la sequera, a través de la construcció de reserves d'aigua eficaces i sostenibles de fonts alternatives, de l'estalvi d'aigua i de la recuperació de masses d'aigua. La fixació de preus pot contribuir de manera eficaç i sòlida a la diversificació de fonts d'oferta i a promoure l'eficiència en l'ús, com es posa de manifest, per exemple, en el cas de Sant Diego (Califòrnia) (Brears, 2016).

² Directiva 2000/60/CE del Parlament Europeu i del Consell per la qual s'estableix un marc comunitari d'actuació en l'àmbit de la política d'aigües.

Referències bibliogràfiques

- Baerenklau, K. A.; Schwabe, K. A. i Dinar, A. (2014): "The residential water demand effect of increasing block rate water budgets". *Land Economics*, 90(4), 683-699.
- Brears, R. C. (2016): *Urban water security*. John Wiley & Sons.
- Delacámara, G.; Dworak, T.; Gómez, C. M.; Lago, M.; Maziotis, A.; Rouillard, J. i Strosser, P. (2013): *EPI-Water Deliverable 5.3: Guidance on the design and development of Economic Policy Instruments in European water policy*. EPI-Water – Evaluating Economic Policy Instruments for Sustainable Water Management in Europe.
- Garrick, D. E.; Hall, J. W.; Dobson, A.; Damania, R.; Grafton, R. Q.; Hope, R. i O'Donnell, E. (2017): "Valuing water for sustainable development". *Science*, 358(6366), 1003-1005.
- Garrick, D. E.; Hanemann, M. i Hepburn, C. (2020): "Rethinking the economics of water: an assessment". *Oxford Review of Economic Policy*, 36(1), 1-23
- Lopez-Nicolas, A.; Pulido-Velazquez, M.; Rougé, C.; Harrou, J. J. i Escrivá-Bou, A. (2017): "Efficient dynamic scarcity pricing in urban water supply". In *EGU General Assembly Conference Abstracts*, April (19), 1413.
- Preiser, R.; Biggs, R.; De Vos, A. i Folke, C. (2018): "Socio-ecological systems as complex adaptive systems: organizing principles for advancing research methods and approaches". *Ecology and Society*, 23(4), 46.
- Reynaud, A. (2015): *Modelling Household Water Demand in Europe – Insights from a Cross-Country Econometric Analysis of EU-28 countries*. Joint Research Centre.
- Soto Rios, P. C.; Deen, T. A.; Nagabhatla, N. i Ayala, G. (2018): "Explaining Water Pricing through a Water Security Lens". *Water*, 10(9), 1173.
- UNICEF i WHO (2019): *Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017*. Special focus on inequalities. New York.
- Weitzman, M. L. (1974): "Prices vs. quantities". *The Review of Economic Studies*, 41(4), 477-491.
- UNESCO World Water Assessment Programme (WWAP) (2019): *The United Nations World Water Development Report 2019: Leaving No One Behind*. Paris, UNESCO.



Ignasi Puig Ventosa
ENT Environment & Management

La fiscalitat dels residus als municipis

La gestió de residus forma part de la política ambiental europea des de fa dècades, però d'uns anys ençà ha guanyat importància. D'una banda, per la creixent sensibilitat ambiental, ja que la mala gestió de residus està associada a problemes de contaminació atmosfèrica i del subsòl, i a emissions de gasos d'efecte hivernacle, tant directes (associades sobretot al metà emès pels abocadors) com indirectes (derivades dels majors requeriments energètics que exigeix l'ús de matèries primeres verges, front a les reciclades). D'altra banda, en la gestió dels residus s'hi ha vist també una via estratègica per a la millor gestió dels recursos, molts d'ells escassos o amb una forta dependència de les importacions.

El Paquet d'Economia Circular de la Unió Europea, entre altres qüestions, ha suposat la recent modificació de la Directiva marc de residus (Directiva 2008/98/CE) i d'altres directives de residus que comporten un pas endavant en aquesta direcció.

En aquest context general, els ens locals són agents clau en la gestió dels residus municipals. El marc normatiu és determinant per orientar les seves accions i també ho és el règim d'incentius econòmics al que facin front, especialment l'existència d'impostos sobre l'abocament i la incineració de residus. Aquests impostos són comuns a la majoria de països europeus (especialment sobre l'abocament). Espanya és dels pocs països que no n'ha creat (Watkins et al., 2012), si bé cada cop són més comuns entre les comunitats autònomes (Observatori de la fiscalitat dels residus, 2020).

Per part dels ens locals, l'instrument usat majoritàriament per a cobrar per la prestació dels serveis de recollida i tractament són les taxes de residus. A Espanya, el marc legal que les regula és el text refós de la Llei reguladora de les hisendes locals, aprovat pel Reial decret legislatiu 2/2004, de 5 de març. Aquest reial decret estableix la possibilitat dels

ens locals d'establir taxes per a la «Recollida de residus sòlids urbans, tractament i eliminació d'aquests» (art. 20.4).

Les taxes són d'establiment voluntari per part dels ens locals (ajuntaments, consells comarcals, mancomunitats), els quals gaudeixen d'una autonomia significativa a l'hora de triar quines taxes apliquen, i en quins termes. La manera de concretar l'establiment i articulació de les taxes és a través de les ordenances fiscals. Una de les principals restriccions de les taxes per prestació de serveis, com el de gestió de residus, és que el seu import «no pot excedir, en el seu conjunt, el cost real o previsible del servei o l'activitat de què es tracti o, si no, del valor de la prestació rebuda» (art. 24.2).

Al 2018 s'estima que un 97% dels municipis espanyols cobren taxa de residus, que encara existeix una predominança de les taxes fixes per llar i que la quota mitjana és de 88,5 € per llar i any (Fundació ENT, 2018).

Malgrat la normativa sobre hisendes locals no té vocació extrafiscal, permet dissenyar les taxes amb una finalitat més enllà de la recaptatòria. En aquest sentit, la Llei 22/2011, de 28 de juliol, de residus i sòls contaminats, en el seu article 16.1, preveu: «Les autoritats competents poden establir mesures econòmiques, financeres i fiscals per fomentar la prevenció de la generació de residus, implantar la recollida separada, millorar la gestió dels residus».

Traslladar aquest concepte a les taxes de residus vol dir aplicar el concepte de pagament per generació (PxG), és a dir, taxes de residus que vinculin el pagament de cada llar i cada activitat econòmica a la generació real i a les pràctiques concretes de gestió que facin (Valerio et al., 2015).

El concepte de PxG està explícitament recollit al Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR) 2016-2022 i al Programa General de Prevenció i Gestió de Residus i Recur-

sos de Catalunya (PRECAT20), concretament a l'Actuació 145.

Les taxes de PxG compten amb una part general (independent de la generació, però no necessàriament fixa) i una part variable, depenent de la generació. Pel que fa al còmput de la part variable, els models de PxG es divideixen en dues categories: a) identificació del recipient; b) identificació de l'usuari.

a) Els models d'**identificació del recipient** són els que compten amb més implantació ja que la seva implementació i gestió resulta generalment més senzilla. Estan associats a sistemes de recollida selectiva porta a porta, els quals ja són aplicats per uns 300 municipis a Espanya, majoritàriament petits i poc densos. Caldrà anar estenent la recollida porta a porta a ciutats més grans, com ja passa en força ciutats europees. Les modalitats més comunes d'identificació del recipient són (Puig et al., 2010):

- Pagament per bujol amb recompte individual: Cada usuari o comunitat d'usuaris disposa d'un cubell o bujol de volum determinat identificable a través d'un xip o etiqueta, que és llegit pel servei de recollida en buidarlo, de manera que es paga per nombre de buidatges.
- Pagament per bujol amb freqüència predeterminada: Els usuaris han de triar per endavant el volum del contenidor i/o la periodicitat de recollida que prefereixen entre les diferents opcions que ofereix l'Ajuntament, fet que determina l'import a pagar. El bujol assignat es recull seguint un calendari prefixat.
- Identificació i pesatge del bujol: La taxa es calcula sobre el pes dels residus en el receptacle lliurat, que és pesat pel camió en el moment de la recollida.
- Pagament per bossa: L'usuari paga la taxa per avançat mitjançant la compra de bosses estandarditzades per al lliurament dels residus, que són les úniques acceptades pel servei de recollida. Les bosses són distribuïdes per l'Ajuntament, directament o mitjançant comerços col·laboradors, i solen ser diferents segons la fracció a recollir. En general, les bosses no estan vinculades a l'usuari, si bé també hi ha aquesta opció, utilitzant bosses amb un *tag*, que l'identifica.

Normalment, en la part variable es paga sempre per la fracció resta que és sobretot la que es vol desincentivar. En ocasions també es paga per altres, com ara els envasos lleugers.

b) Pel que fa als models d'**identificació de l'usuari**, es basen en contenidors que compten amb un sistema de detecció de l'usuari que permet l'obertura de la tapa (mitjançant una targeta, un mòbil o una clau) (Saleh et al. 2019). Es tracta de sistemes amb potencial en ciutats denses. Trobem dos models diferenciats:

- *Chamber system*: El contenidor disposa d'una cambra on es dipositen els residus, que poden mesurar-se per volum, assumint el volum de la cambra, o per pes, amb un sistema de pesatge incorporat al contenidor.
- Registre d'entregues: En aquest cas simplement es registra el nombre d'entregues que realitzen els usuaris al contenidor.

A nivell internacional el concepte de pagament per generació està molt consolidat. Les experiències a Europa es compten per milers. A l'Estat espanyol la primera experiència fou el 2003 (Puig Ventosa, 2008), però encara és una realitat molt incipient, amb tot just tot una desena de municipis a Balears, Catalunya i Euskadi.

Una variant és el que es coneix com a pagament per participació, que consisteix en establir una taxa elevada sobre la qual anar descomptant en funció de la quantitat de vegades que es participi en la recollida selectiva de les fraccions reciclables. Vilablareix té un model de taxa d'aquest tipus.

També hi ha la possibilitat de fer PxG només sobre els residus comercials (v., p.ex., Canet de Mar o Barcelona). Atès el menor nombre de generadors i la seva major heterogeneïtat es tracta normalment d'una opció més senzilla, que fins i tot pot ser un pas previ a l'adopció de PxG a tot el municipi.

En la mesura que la recollida porta a porta i els sistemes de contenidors amb identificació d'usuari vagin implantant-se, com a resposta als objectius legals existents i als incentius supramunicipals (impostos sobre abocament i incineració), hauria d'anar sent més freqüent l'adopció de models de PxG per part dels municipis.

És important que els governs autonòmics i estatal recolzin els ens locals que optin per adoptar aquesta mesura, especialment els que ho facin primer, ja que són els que assumeixen més riscos i els que amb les seves experiències beneficiaran a la resta. La seva implementació suposarà el desplegament d'uns incentius sobre ciutadans i comerços que ben segur es traslladarà en canvis d'hàbits que ens aproparan als nivells de recollida selectiva desitjats.

Referencias bibliográficas

Fundació ENT (2018): *Evolución de las tasas de residuos en España 2015–2018*. https://www.fiscalitatresidus.org/wp-content/uploads/2019/01/Evolucion-tasas_2015-2018.pdf

Observatori de la Fiscalitat dels Residus (2020): *Impostos a l'abocament i la incineració de residus*. https://www.fiscalitatresidus.org/?page_id=39

Puig Ventosa, I. (2008): "Charging systems and PAYT experiences for waste management in Spain". *International Journal of Integrated Waste Management, Science and Technology*, 28, 2767–2771.

Puig Ventosa, I.; Calaf Forn, M. i Mestre Montserrat, M. (2010): *Guia per a la implementació de sistemes de pagament per generació de residus municipals*. Agència de Residus de Catalunya. https://docs.wixstatic.com/ugd/41d330_d96f732d523e4b03a3ce978e067429c5.pdf

Saleh, D.; Salova, M.; Bullbena, B.; Loderus, T.; Calaf, M. i Puig, I. (2019): *Identificació dels usuaris en la recollida de residus municipals en contextos en alta densitat de població*. ENT Environment & Management. https://ent.cat/wp-content/uploads/2019/07/Identificaci%C3%B3-dels-usuaris-en-la-recollida-de-residus-municipals_4.pdf

Valerio, E.; Gnoni, M.G. i Tornese, F. (2015): "Designing Pay-As-You-Throw schemes in municipal waste management services: A holistic approach". *Waste Management*, 44, 188-195.

Watkins, et al. (2012): *Use of Economic Instruments and Waste Management Performances*. Report prepared for the European Commission – DG Environment.

Börjesson, Maria

Maria Börjesson és professora d'Economia al VTI Swedish Transport Research Institute i professora afiliada al KTH Royal Institute of Technology. També és investigadora afiliada externa al Choice Modelling Centre de l'Institute for Transport Studies de la University of Leeds. Entre els seus interessos de recerca, hi ha l'anàlisi i l'avaluació dels costos i beneficis del transport, la fixació de preus del transport, l'impacte del sistema de transport en l'ocupació i el PIB, els experiments d'elecció i l'econometria per a la valoració dels béns no comercialitzats. És membre del comitè científic de la International Transportation Economics Association (ITEA). Ha publicat més de cinquanta treballs de recerca i diverses de les seves publicacions han estat premiades. La seva presència és habitual en els mitjans de comunicació suecs (televisió i ràdio nacionals, principals diaris, articles de debat). Sovint participa com a especialista i assessora en escenaris polítics, tant a nivell municipal com nacional (Parlament, governs i autoritats similars).

de Gispert, Cristina

Cristina de Gispert és professora titular d'Economia a la Universitat de Barcelona. És membre de l'Institut d'Economia de Barcelona (IEB) i de l'Institut de Recerca de l'Aigua (IdRA). Col·labora des de fa anys en la docència del Màster en Hisenda Autònoma i Local i del Màster de Ciència i Gestió Integral de l'Aigua, de caràcter multidisciplinar, ambdós de la Universitat de Barcelona. Els seus temes d'interès són l'economia pública, el federalisme fiscal, l'economia de l'aigua i la fiscalitat ambiental. Ha participat en projectes de recerca sobre descentralització i autonomia política, tant de la Generalitat com de l'Estat. Actualment està implicada en un projecte de recerca sobre models educatius de 0 a 3 anys i participació en el mercat laboral, centrat en la innovació social a la ciutat de Barcelona.

Delacámara, Gonzalo

Gonzalo Delacámara és investigador sènior i director del Departament d'Economia de l'Aigua de l'Institut IMDEA Agua. Com a economista especialitzat en la gestió de recursos naturals, treballa en més de vuitanta països (Unió Europea, Amèrica Llatina i el Carib, Orient Mitjà i nord d'Àfrica, Àsia Central i del Sud). És assessor en política d'aigua de la Comissió Europea, diferents agències i programes de Nacions Unides i del Grup Banc Mundial. També és assessor sènior i membre de la Iniciativa de Governança de l'Aigua de l'OCDE. Recentment l'han nomenat Ambaixador de Water Europe (abans Water Supply and Sanitation Technology Platform), on és responsable de la línia de treball sobre el valor de l'aigua. També és membre del Consell Científic Assessor de l'institut dels Països Baixos KWR, sobre el cicle integral de l'aigua; membre del Consell Assessor Especial de la International Desalination Association (IDA) i membre de l'assemblea (*Mission Assembly*) del proper programa marc d'R+D+I de la Unió Europea (Horitzó Europa). Recentment ha publicat sobre instruments econòmics per a la gestió de l'aigua i sobre gestió basada en ecosistemes a Springer.

Puig Ventosa, Ignasi

Ignasi Puig Ventosa és doctor en Ciències Ambientals per la Universitat Autònoma de Barcelona (branca d'economia ecològica i gestió ambiental), economista per la UNED, enginyer industrial superior per la Universitat Politècnica de Catalunya i també té un Master of Science in Monitoring, Modelling and Management of Environmental Change pel King's College London. És autor de diversos llibres relacionats amb les matèries de fiscalitat ambiental i de gestió de residus, entre els quals destaca *Fiscalitat ambiental local*. També ha publicat articles en nombroses revistes especialitzades en gestió ambiental (*Waste Management, Journal of Cleaner Production, International Journal of Global Environmental Issues, Revista Residuos, Equipamientos y Servicios Municipales, Crónica Tributaria, Revista de Estudios Regionales, Tributos Locales...*). L'any 2002 va participar en la creació d'ENT Environment and Management, una consultoria dedicada a la innovació ambiental, i l'any 2010, en la creació de la Fundació ENT, on encara treballa. També ha estat assessor de medi ambient al Congrés dels Diputats i investigador a l'OCDE. Actualment és cap de projectes a ENT Environment and Management.

