dans : Ève Chiapello, Antoine Missemer,
Antonin Pottier (coord.)
Faire l'économie de l'environnement, 2020

Les instruments de marché dans la lutte contre le changement climatique : quel bilan ?

Philippe Quirion
CNRS, Centre International de Recherche sur l'Environnement et le Développement

Introduction

En matière de lutte contre le changement climatique, de nombreuses publications soulignent l'écart entre l'ambition des objectifs adoptés par les États (en particulier lors de l'adoption de l'Accord de Paris) et la faiblesse des politiques en place dans l'immense majorité de ces mêmes États, qui n'empêchent pas la hausse des émissions. Le dernier rapport spécial du GIEC (IPCC, 2018) en est une bonne illustration, montrant l'écart entre la dynamique actuelle des émissions de gaz à effet de serre (repartie à la hausse) et la drastique réduction des émissions nécessaire pour maintenir le réchauffement en dessous de 1,5°C par rapport au niveau préindustriel (environ -45% en 2030 par rapport à 2010). Ceci dit, l'objectif plus modeste de +2°C nécessiterait également une rupture très forte dans la dynamique de ces émissions.

La situation n'est pourtant pas celle d'une absence de mesures publiques : des dizaines de politiques officiellement destinées à réduire ces émissions sont en place dans chaque pays de l'OCDE (OECD, 2017). Étudier l'(in)efficacité de ces politiques est particulièrement intéressant pour les chercheurs et étudiants en économie, car une bonne partie des politiques mises en œuvre contre le changement climatique relèvent *a priori* des solutions mises en avant par des économistes : taxes sur les émissions de gaz à effet de serre et instruments de marché (encadré 1). La situation est bien différente pour d'autres problèmes écologiques comme la pollution atmosphérique locale ou la protection de la biodiversité, pour lesquels la plupart des États ont davantage mobilisé les réglementations.

Encadré 1. Définition d'un « instrument de marché » dans ce chapitre

J'utilise ici le terme « instrument de marché » dans le sens d'une mesure ou politique publique qui :

- fixe une quantité maximale ou minimale (d'émission polluante, de prélèvement d'une ressource naturelle, d'électricité d'origine renouvelable, d'économies d'énergie, etc.) exprimée en unités physiques ;
- autorise une flexibilité entre agents économiques quant à la manière de répartir le respect de cette limite ;
- et laisse les échanges marchands fixer le prix d'un objet juridique (généralement nommé quota échangeable ou permis négociable, en anglais *tradable allowance* ou *permit*) dont la détention est nécessaire pour être en conformité avec cet instrument de marché.

La catégorie « instrument de marché » est englobée dans celle, plus large, d'instrument économique, qui inclut les taxes et, selon certains auteurs, les subventions. Or, comme nous le verrons, le bilan que l'on peut tirer de l'utilisation des taxes dans la lutte contre le changement climatique est très différent.

J'inclus parmi les « instruments de marché » les politiques dites « indexées », « relatives » ou « en intensité », c'est-à-dire qui limitent le ratio entre la quantité que les pouvoirs publics cherchent à influencer (émissions, prélèvement, etc.) et une grandeur économique, généralement la production d'un bien ou service, ou d'un agrégat de ces derniers. Il s'agit par exemple de politiques qui fixent une part d'énergie renouvelable dans l'électricité vendue (nommées *Renewable Portfolio Standards* aux États-Unis) ou qui limitent les émissions de CO_2 par tonne d'acier, par MWh ou par unité de PIB (Newell et Pizer, 2008 ; Quirion, 2005). Je n'inclus pas le recours aux appels d'offre et aux enchères pour développer les énergies renouvelables car il s'agit de procédures destinées à fixer, non une quantité, mais un prix d'achat de l'électricité produite, ou le niveau d'une subvention à ces énergies (Quirion, 2016).

L'histoire des politiques de protection de l'environnement est très ancienne (Massard-Guilbaud, 2010) et les législateurs n'ont bien sûr pas attendu que des économistes s'intéressent au problème. L'implication de ces derniers, qu'on fait classiquement remonter à Pigou (1920) même si bien des précurseurs pourraient être cités (Missemer, 2017) a consisté principalement, dans un premier temps :

- d'une part, à donner une valeur monétaire à certaines dégradations de l'environnement (de manière en particulier à pouvoir comparer cette valeur au coût nécessaire pour éviter ces dégradations). Je ne mentionnerai pas ici ce type de travaux ;
- d'autre part, à comparer différentes politiques publiques destinées à limiter ces dégradations : réglementations de divers type, taxes, subventions, instruments de marché variés, règles de responsabilité, labels et autres outils fournissant une information.

Sur ce dernier point, si l'on veut synthétiser les travaux des chercheurs en économie en un unique message (donc de manière forcément simpliste), on dira que les taxes et instruments de marché sont préférables aux réglementations, dès lors qu'il existe de nombreux pollueurs. L'argument en ce sens remonte au moins à Dales (1968) et Crocker (1966), et peut s'énoncer comme suit. En général, les pollueurs

connaissent mieux le coût de réduire leurs propres émissions que les pouvoirs publics ; aussi, à partir d'une situation où ces derniers fixent à chaque pollueur une quantité d'émissions donnée, laisser les pollueurs négocier pour réallouer ces limites entre eux permet de réduire les coûts sans changer les émissions agrégées et donc, pour un polluant bien mélangé comme le CO_2 atmosphérique, sans impact sur l'environnement[1].

Depuis une vingtaine d'années, cette recommandation des économistes en faveur des taxes et instruments de marché a été écoutée par les décideurs, en particulier en matière d'émissions de gaz à effet de serre (Postic et Métivier, 2019). Trente ans après un article célèbre intitulé « Economic Prescriptions for Environmental Problems: How the Patient Followed the Doctor's Orders » (Hahn, 1989), on peut conclure que le patient a effectivement suivi son ordonnance – au moins de manière superficielle.

Ce développement des instruments de marché peut s'interpréter comme une économicisation des politiques d'environnement dans les deux sens du mot « économie » : l'économie comme réalité (la production de biens et services, leur consommation, la distribution du revenu… bref, ce qu'on appelle *economy* en anglais) et l'économie comme discipline (que l'on choisisse de l'appeler science économique, économie politique, ou autre ; ce qu'on appelle *economics* en anglais). Concernant l'économie-réalité, l'économicisation a pris la forme de la création de marchés, découlant de celles de couples « objectif quantitatif + flexibilité » ; on pourrait ici parler de « mise en marché ». Concernant l'économie-discipline, l'économicisation a pris la forme d'un recours à la discipline économique pour justifier les politiques publiques, alors que pour les réglementations, d'autres disciplines (principalement les sciences de la nature et de l'ingénieur) ont un rôle bien plus important.

Ce recours croissant aux instruments de marché a-t-il permis de réduire les coûts sans affaiblir l'efficacité des politiques environnementales, comme l'ont affirmé leurs promoteurs ? Je passe ici en revue les applications des instruments de marché à trois domaines, tous visant à réduire les émissions de gaz à effet de serre, directement ou indirectement (en économisant l'énergie ou développant les

1 Pour les polluants qui ne sont pas bien mélangés dans l'atmosphère, comme les particules fines, le dioxyde de soufre (SO_2) ou les oxydes d'azote (NO_x), ou encore pour la pollution de l'eau, la localisation des émissions importe. De nombreux travaux portent sur la conception des instruments économiques dans ce cas. Ainsi, Chan et al. (2018) concluent que le système fédéral de quotas échangeables de SO_2 aux États-Unis, souvent cité en exemple, s'est avéré plus coûteux qu'une réglementation non associée à des échanges de quotas, à cause d'un transfert d'une partie de la pollution de l'Ouest vers l'Est des États-Unis, où la population est plus dense.

énergies renouvelables)[2]. Ces trois cas, traités tour à tour, sont les systèmes de quotas échangeables d'émissions polluantes (section 1) ; les certificats d'économie d'énergie (section 2) ; et les quotas d'énergie renouvelable associés à un marché de certificats verts (section 3). Je laisse donc de côté les autres applications des instruments de marché, qui sont également largement utilisés dans les domaines de la pollution de l'air, des prélèvements d'eau et de poissons, voire dans la compensation des atteintes à la biodiversité (Levrel et Missemer, 2019). La section 4 se penche sur le bilan des taxes sur les émissions de gaz à effet de serre.

Les systèmes de quotas échangeables

Appliqués aux États-Unis pour réduire la pollution atmosphérique dans les années 1990, ces systèmes se sont développés dans de nombreux pays pour limiter les émissions de gaz à effet de serre. Des systèmes existent ou ont existé au Royaume-Uni, dans l'Union européenne, la Corée du Sud, la Nouvelle-Zélande, le Nord-Est des Etats-Unis (RGGI), une dizaine de provinces et villes chinoises et japonaises, plusieurs provinces canadiennes et Etats des Etats-Unis (Postic et Métivier, 2019)

S'il est bien sûr difficile de résumer en quelques lignes le bilan de tous ces systèmes, ils présentent au moins un point commun : partout, il y a eu sur-allocation de quotas[3], dans le sens où la quantité d'émissions autorisée a dépassé le niveau d'émissions qui aurait eu lieu en l'absence de ces systèmes, au moins pendant un temps (cf. Encadré 2 ainsi que Lecuyer et Quirion, 2019).

2 Si la lutte contre le changement climatique n'est pas la seule justification aux politiques en faveur des économies d'énergie et des énergies renouvelables, c'est l'une des plus couramment mises en avant.

3 La Corée du Sud constitue potentiellement une exception à cette règle, mais ce système n'est en place que depuis 2015 ce qui rend difficile d'en faire le bilan.

Encadré 2. Eléments empiriques sur la surallocation des quotas

- Dans le système britannique de quotas échangeables de CO_2, qui est resté en place de 2002 à 2006, la sur-allocation était massive comme l'ont montré ENVIROS Consulting (2006) ainsi que Smith et Swierzbinski (2007).
- Dans le *Regional Greenhouse Gas Initiative* (RGGI), qui couvre les émissions de CO_2 des centrales électriques des États du nord-est des États-Unis depuis 2008, les émissions pendant la phase 1 (2009-2011) étaient inférieures de 33% au plafond, un écart qui ne peut pas être expliqué par le prix des quotas, très modeste (environ 2$/t CO2). Si le prix des quotas n'est pas tombé à zéro, c'est que ceux-ci peuvent être mis en réserve et utilisés lors des prochaines périodes de contrôle, et parce que les détenteurs de quotas anticipent une possible réduction du plafond d'émission, générant une hausse du prix.
- La première phase du système de quotas échangeables européen (2005-2007) peut être analysée séparément des phases suivantes (depuis 2008), car les quotas de la phase 1 ne pouvaient pas être mis en réserve. Au cours de cette première phase, les émissions étaient inférieures aux allocations d'environ 3% selon Ellerman et Buchner (2008), qui concluent qu'une partie de cet excédent est due à la réduction d'émissions entraînée par le prix du carbone, mais qu'une sur-allocation a effectivement eu lieu (c'est-à-dire que le plafond était supérieur aux émissions qui auraient eu lieu sans l'ETS).
- Lors de la deuxième phase de ce système (2008-2012), le plafond d'émissions était contraignant en 2008 mais la crise de 2009 a massivement réduit les émissions en particulier dans l'industrie lourde, couverte par ce système. De ce fait, une sur-allocation s'est de nouveau produite. Comme dans le cas du RGGI, c'est la possibilité de mettre en réserve des quotas qui explique que le prix ne soit pas tombé à zéro.
- Il existe de plus en plus de signes de sur-allocation dans la plupart des ETS pilotes chinois mis en œuvre depuis 2013 (Reklev, 2016).

Concernant la Californie, Borenstein *et al.* (2016) écrivent «we find large ex ante uncertainty in business-as-usual emissions, and in the abatement that might result from non-market policies, compared to the market-based variation than could plausibly result from changes in allowance prices within a politically acceptable price range.» Ils ajoutent «Comparable analysis seems likely to reach similar conclusions in most cap-and-trade markets for GHGs, consistent with outcomes to date in such markets.»

Les raisons de cette sur-allocation sont diverses :

- le manque de connaissances sur les émissions couvertes, au moment où le plafond d'émissions autorisé est déterminé.
- Les autres politiques qui réduisent les émissions des installations couvertes par l'instrument de marché, parfois de manière plus importante qu'anticipé. Ainsi, les émissions du secteur électrique baissent du fait du soutien aux énergies renouvelables, aux économies d'énergie, et aux politiques pour la qualité de l'air qui diminuent le recours aux centrales à charbon.

- Les crédits externes, comme ceux du mécanisme pour un développement propre du Protocole de Kyoto (MDP), et qui ont parfois pris une place plus importante que prévu[4].
- Des surprises sur la conjoncture économique et le prix des énergies, qui influencent les émissions. En particulier, la crise de 2008-2009 a massivement réduit l'activité dans le bâtiment et les travaux publics, donc la demande de quotas par les industries produisant les matériaux de construction. De même, la production massive de gaz de schiste aux États-Unis a nettement réduit l'activité des centrales à charbon, donc les émissions de CO_2 du secteur électrique, rendant le plafond d'émissions du système RGGI non contraignant.

Le paradoxe est ici qu'à chaque fois, l'instrument de marché est devenu inopérant à cause d'un ou plusieurs évènements imprévus (en d'autres termes : à cause de l'incertitude), alors que, on l'a vu, c'est justement l'incertitude dont souffrent les pouvoirs publics (quant aux coûts de la réduction des émissions) qui fonde la supériorité supposée des instruments de marché sur la réglementation ! En fait, les recherches qui fondent cette supposée supériorité, en particulier les travaux de Dales (1968) et Montgomery (1972) raisonnent pour un niveau de pollution agrégé donné, mais ne prennent pas en compte le fait que le choix du niveau de pollution optimal dépend lui-même de l'incertitude.

La réaction des instruments de marché à l'incertitude a pourtant fait l'objet de nombreux travaux académiques, à partir de l'article fondateur de Weitzman (1974) qui s'intéresse aux conditions dans lesquelles un « instrument prix » (une taxe ou une subvention) est préférable ou non à un « instrument quantité » comme un système de quotas échangeables. Tous les travaux qui ont appliqué ce cadre aux émissions de gaz à effet de serre depuis ceux de Pizer (1999) ont conclu que la taxe était préférable à un instrument de marché, ou que, en cas d'instrument de marché, il était souhaitable de fixer un prix plancher, transformant ainsi l'instrument de marché en instrument hybride (Branger *et al.*, 2015). C'est d'ailleurs le cas en Californie, où un prix-plancher existe et détermine largement la valeur des quotas (Busch, 2017). Pour l'instant, le système californien fonctionne donc davantage comme une taxe que comme un système de quotas.

Pourtant, la mise en place d'un prix-plancher est refusée par la Commission européenne et les États membres. Les raisons de ce refus ne sont pas très claires. Des arguments idéologiques sont parfois mis en avant : il faudrait laisser le marché fixer librement le prix, sans interventions étatique – pourtant, ce sont bel et bien des interventions étatiques qui ont créé les marchés de quotas d'émissions. Un argument

4 Il ne s'agit pas d'un jeu à somme nulle : une étude de l'Öko-Institut pour la Commission européenne conclut que 73% des crédits du MDP ont une faible probabilité d'être additionnels, et seulement 7% une forte probabilité de l'être (Cames et al., 2016).

juridique est parfois également mis en avant. L'argument, contesté parmi les juristes, est qu'un prix plancher rapprocherait le système d'une taxe, d'où le risque que les directives afférentes soient considérées comme relevant de la fiscalité, impliquant des décisions prises à l'unanimité des États-membres et non à la majorité qualifiée.

Quoi qu'il en soit, la réforme récemment adoptée en Europe a pris la forme extrêmement complexe d'une « réserve de stabilité des prix » (Perino, 2018) dont la capacité à stabiliser le prix est mise en doute par la plupart des travaux de recherche qu'elle a suscités (Knopf *et al.*, 2014 ; Quemin et Trotignon, 2018).

Les certificats d'économie d'énergie (CEE)

Il s'agit d'une obligation, imposée aux fournisseurs d'énergie, de réaliser une certaine quantité d'économie d'énergie, généralement auprès de leurs clients. Ce dispositif a été mis en place dans plusieurs pays européens : d'abord au Royaume-Uni et en Italie, puis en France depuis 2006 (Giraudet et Quirion, 2008) et plus récemment au Danemark et aux Pays-Bas (Rosenow et Bayer, 2017). L'objectif initial, modeste (sur trois ans, 54 TWh « cumac », c'est-à-dire cumulés et actualisés sur la durée de vie des investissements considérés) a été porté progressivement à 1600 TWh sur la période 2018-2020, soit presque une multiplication par trente.

Sur le papier, le succès est là : le ministère de la Transition écologique et solidaire (2018) indique que « depuis début 2011, le dispositif des CEE a permis d'impulser l'installation d'un million de chaudières individuelles et le remplacement de chaudières collectives pour 400 000 appartements ; 480 000 appareils de chauffage au bois ; 116 000 pompes à chaleur […] ».

Pourtant, le prix du certificat, qui avait atteint 0,4c€/kWh en 2012, n'était que de 0,25c€/kWh en 2017, soit moins de 2% du prix de l'électricité pour les particuliers. Autant dire que bien peu d'investissements dans les économies d'énergie vont devenir rentables grâce à ce système[5]. Autrement dit, la majorité des investissements qui génèrent la délivrance de ces CEE ne sont sans doute pas additionnels : ils auraient eu lieu de toute façon. On parle d'effet d'aubaine, ou plus techniquement de « participation infra-marginale ». Cela ne génère pas nécessairement un coût économique, mais réduit nettement l'efficacité de la politique.

Malheureusement, aucune étude statistique sur cette question de l'additionalité des CEE n'existe ; pour citer Giraudet *et al.* (2012) « the lack of publicly available data

5 Exception, pour les ménages modestes, les investissements dans l'isolation sont davantage valorisés par ce système, d'où un impact potentiel significatif. Ainsi, des offres commerciales d'isolation des combles perdus pour un euro sont apparues à destination de ces ménages, le cumul des aides de l'ANAH et des CEE couvrant l'ensemble du coût de ce type d'isolation, relativement peu coûteux.

[…] makes any empirical evaluation of white certificate obligations challenging». À l'aide d'un modèle de simulation de la consommation d'énergie du parc résidentiel français, Giraudet *et al.* (2018) concluent que les CEE réduisent de 1% la consommation d'énergie en 2002. Or, le secteur résidentiel constitue le principal domaine d'application de ce système. Il s'étend aussi aux transports, au secteur tertiaire et à l'industrie non couverte par l'EU ETS, mais il y a trouvé pour l'instant nettement moins d'applications.

Quotas d'énergie renouvelable associés à un marché de certificats verts

Dans ces systèmes, les producteurs, distributeurs ou fournisseurs d'électricité doivent atteindre un certain pourcentage de production d'origine renouvelable. S'ils dépassent ce niveau, ils peuvent vendre des «certificats verts» aux entreprises qui n'atteignent pas ce pourcentage. Un marché des certificats verts peut ainsi se créer.

Ces systèmes constituent l'un des principaux modes de soutien aux renouvelables électriques aux États-Unis, où de nombreux États les ont mis en place sous le nom de *Renewable Portfolio Standards* (RPS)[6]. Ils existent aussi en Corée du Sud et dans quelque pays et régions européens (au moins en Suède et en Flandres; REN21 (2017, p. 205)). La Chine envisage d'y recourir également à la place du tarif d'achat garanti actuellement en vigueur.

Dans un article récent (Quirion, 2016), je synthétise les recherches en économie qui comparent ces systèmes aux autres types de soutien en place: le tarif d'achat garanti, qui fixe à l'avance le montant perçu par unité d'électricité vendue, sur une période d'environ vingt ans; et le complément de rémunération, qui vient s'ajouter au prix de l'électricité vendue sur le marché par les producteurs.

Je conclus que les quotas ne présentent aucun avantage notable, mais de nombreux défauts par rapport aux autres types de soutien. En particulier:

- Mauvaise réaction à l'incertitude: si le coût des renouvelables est plus élevé que prévu ou celui des fossiles plus faible, il est justifié de réduire la part des renouvelables, et vice-versa; le quota, en fixant la part des renouvelables, ne permet pas cet ajustement. À l'inverse, en cas de tarif d'achat garanti ou de complément de rémunération, la part des renouvelables augmente si leur coût diminue, ce qui va dans le bon sens (même si quantitativement, cet ajustement n'est généralement pas optimal).

6 Certains RPS ne comportent pas de possibilité d'échange entre les entreprises couvertes et n'entrent donc pas dans ma définition des instruments de marché.

- Création de rentes différentielles élevées : si l'objectif fixé couvre l'ensemble des renouvelables, les moins coûteuses génèreront une rente différentielle, puisque le prix des certificats verts sera fixé par l'énergie marginale. Or, le coût diffère largement entre technologies ; par exemple, l'hydraulique de grande taille est généralement nettement moins coûteuse que la biomasse ou les énergies marines et pour une même technique, la localisation fait largement varier le coût (en particulier du fait des gisements différents en vent ou en soleil, et des distances de raccordement au réseau électrique). En cas de tarif d'achat garanti ou de complément de rémunération, il est facile de différencier le niveau de soutien entre segments de marchés, afin de réduire cette rente différentielle.
- Pouvoir de marché : les marchés de l'électricité et du gaz sont souvent dominés par un opérateur historique qui peut influencer le prix des certificats verts pour maximiser son profit, d'où une perte d'efficacité. Ainsi, un opérateur en position de vendeur sur le marché des certificats verts aura intérêt à restreindre son offre pour faire monter le prix des certificats (problème classique de l'oligopole) mais aussi pour faire monter celui de l'électricité, voire exclure certains concurrents (on parle de « exclusionary manipulation », Cf. Misiolek et Elder, 1989).

Plusieurs études empiriques ont tenté d'estimer l'effectivité des diverses politiques de soutien aux renouvelables à travers le monde, par des approches statistiques ; cf. Carley *et al.* (2017), García-Alvarez *et al.* (2017) et les références qui s'y trouvent. Malheureusement, il est très difficile de séparer l'effet « pur » de ces politiques des facteurs qui influencent à la fois le développement des énergies renouvelables et la mise en place de ces mêmes politiques. Gardons cette réserve en tête, mais la plupart des études suggèrent que les tarifs d'achat garantis (utilisés notamment lors du décollage de l'éolien et du photovoltaïque au Danemark, en Allemagne et en Chine) ont généralement entraîné un développement plus important des renouvelables que les quotas d'énergie renouvelable. C'est en particulier le cas des estimations économétriques menées par García-Alvarez *et al.* (2017) sur le développement de l'éolien en Europe entre 2000 et 2014. Les auteurs concluent que les tarifs d'achat garantis ont entraîné un développement statistiquement significatif de l'éolien dans les pays et aux périodes où ils étaient en place, alors que le même résultat ne peut être obtenu pour les RPS. Dong (2012) trouve le même résultat, également pour l'éolien, sur un panel de pays couvrant la période 2005-2009. Avec une méthode plus descriptive, Alagappan *et al.* (2011) aboutissent à la même conclusion.

L'une des raisons mises en avant par ces auteurs est le fait que les tarifs d'achat garantis réduisent le risque pour l'investisseur, diminuant donc le coût du capital par rapport à une situation où la source de la rémunération est la vente de certificats verts sur un marché volatil. Un autre avantage, plus politique, de cette diminution du risque est que cela facilite l'implication d'investisseurs qui peuvent difficilement couvrir le risque eux-mêmes par la diversification de leurs activités, comme le font

les grandes entreprises. Ainsi, PME, collectivités territoriales et associations de citoyens peuvent plus facilement investir dans un projet d'énergie renouvelable s'ils connaissent à l'avance le tarif d'achat de l'électricité d'origine renouvelable qu'ils prévoient de vendre, plutôt que si ces projets doivent être rémunérés par la vente de certificats verts, à un tarif forcément très difficile à prévoir.

Les autres politiques sont-elles plus efficaces ?

Dresser un bilan de l'efficacité de l'ensemble des politiques climatiques constituerait une tâche gigantesque que je ne peux ici qu'esquisser. Tout d'abord, il est clair que les instruments de marché n'ont pas le monopole de l'inefficacité : il existe de nombreux cas de taxes inefficaces car fixées à un taux très faible et criblées d'exemptions, de subventions peu additionnelles c'est-à-dire qui financent surtout des investissements qui auraient eu lieu sans elles, et de réglementations peu respectées, celle sur les émissions d'oxydes d'azote émanant des voitures commercialisées en Europe étant le cas le plus médiatisé depuis le *dieselgate*, mais nullement une exception.

Reste que, contrairement aux instruments de marché, il est facile de citer des cas de subventions, de taxes et de réglementations ayant prouvé leur efficacité. Pour les subventions, le cas le plus évident est sans doute constitué par les tarifs d'achat garantis de l'électricité d'origine renouvelable. Au Danemark et en Allemagne, puis dans de nombreux pays et régions du monde, ces systèmes ont permis à l'éolien et au solaire photovoltaïque de passer du statut de marché de niche (présenté comme n'ayant d'intérêt, au mieux, que dans les zones rurales ou insulaires non connectées à un réseau électrique de grande taille) à celui de technologie incontournable pour produire de l'électricité sans émission de CO_2.

Concernant les réglementations, on peut citer celles sur l'efficacité des appareils électriques, qui couvrent aujourd'hui les principaux postes de consommation d'électricité, des réfrigérateurs aux lave-linge, et qui ont permis d'en diminuer massivement la consommation ; ou encore les réglementations thermiques sur les bâtiments neufs, mises en place depuis 1975 en France et progressivement renforcées, qui ont permis de diviser par deux la consommation d'énergie pour le chauffage entre les logements construits avant 1975 et ceux construits depuis 2000 (Lepoittevin, 2017 : 52).

Enfin, les taxes sur les émissions de CO_2 ont montré leur efficacité en Suède (Weill, 2018) et au Royaume-Uni. En Grande-Bretagne, un système baptisé *Carbon Price Floor* est en place depuis 2013. Il s'agit d'une taxe sur les émissions de CO_2, égale à £18/tCO_2 depuis 2016. Cette taxe s'ajoute au prix sur le marché des quotas européen, la somme des deux atteignant £32/tCO_2 en moyenne sur 2018. Les

émissions de CO_2 des centrales électriques ont diminué de 55% depuis 2012 (UK 2018), une évolution qu'on ne retrouve pas dans les autres pays européens. Leroutier (2019) mène une analyse statistique, basée sur la méthode du contrôle synthétique (Abadie et Gardeazabal, 2003). Sa conclusion, robuste à divers tests de sensibilité, est que le *Carbon Price Floor* a presque divisé par deux les émissions couvertes par cette taxe. Bien peu de politiques publiques présentent un tel bilan dans le domaine de la lutte contre le changement climatique, en tout cas certainement pas celles qui relèvent de ce que nous appelons ici « instruments de marché ».

Conclusion

Au terme de ce rapide tour d'horizon, le bilan de la mise en œuvre des instruments de marché dans la lutte contre les émissions de gaz à effet de serre n'est guère positif. Les marchés de quotas d'émissions ont souffert d'une sur-allocation qui a réduit à néant leur efficacité ; les certificats d'économie d'énergie ont pour l'essentiel cofinancé des dépenses qui auraient eu lieu de toute façon ; les quotas d'énergie renouvelable combinés à des certificats verts soufrent de plusieurs défauts comparés aux systèmes de soutien alternatifs, compléments de rémunération et tarifs d'achat.

Qui faut-il incriminer pour ce relatif échec ? Bien sûr, les lobbys industriels ont contribué à l'inefficacité de ces instruments de marché, par exemple en rendant les plafonds d'émission moins ambitieux, mais c'est le cas également pour les réglementations (comme on l'a vu avec le *dieselgate*) et les subventions : dans le cas du Crédit d'impôt pour le développement durable (CIDD, devenu Crédit d'impôt pour la transition énergétique, CITE), les fabricants des différents types d'équipements potentiellement éligibles (fenêtres, chaudières, etc.) ont rivalisé de lobbying pour obtenir le subventionnement de leurs produits.

Une raison plus spécifique semble que les pouvoirs publics (en tout cas en Europe) ont souvent basé leur action et leur réglementation sur une lecture superficielle des travaux des chercheurs, ne retenant que l'argument théorique de la supériorité des instruments de marché sur les réglementations – argument qu'on retrouve certes dans les manuels d'économie de l'environnement, mais qui ne saurait résumer la masse de travaux consacrés à ces instruments de marché. Ainsi, à ma connaissance, tous les travaux sur la réforme du système de quotas européen concluent à la supériorité d'un prix-plancher des quotas, par rapport à la réserve de stabilité du marché, pourtant retenue par l'Union européenne. Le caractère idéologique de l'argumentation de la Commission européenne est à cet égard frappant par son libéralisme de principe (Branger *et al.*, 2015). Ce constat invite à distinguer nettement l'économicisation au sens de l'économie-réalité (ici, la création de marchés de droits, bien réelle) de l'économicisation au sens de l'économie-discipline, à savoir le recours

à la discipline économique pour justifier les politiques publiques, recours qui apparaît à l'analyse plutôt superficiel. Sous cet angle, ceux qui réchauffent la planète ne sont donc pas tant les économistes (Pottier, 2016), mais plutôt les décideurs qui mobilisent certains travaux d'économistes, sélectionnés de manière partiale.

Comment améliorer les choses ? Sans avoir la naïveté de penser que les politiques publiques soient systématiquement prises en faveur de l'intérêt général, il me semble que deux évolutions favoriseraient un débat mieux informé.

La première évolution consisterait à rédiger des synthèses systématiques des travaux académiques à l'appui des politiques publiques, comme le font le GIEC sur le climat ou l'IPBES sur la biodiversité, mais à un intervalle plus fréquent et sur des thèmes beaucoup plus précis, ceux qui font l'objet des politiques publiques en discussion. Sur des sujets comme la réforme du système européen de quotas de gaz à effet de serre, ou le choix d'un mode de soutien aux énergies renouvelables, de telles synthèses auraient pu clarifier les arguments en faveur des différentes options. Certes, concernant d'autres politiques publiques, la production scientifique était extrêmement limitée au moment de la prise de décision ; c'était le cas pour les certificats d'économie d'énergie au moment de la discussion de la loi à l'origine de leur introduction, en 2004-2005. Néanmoins, comme ces politiques sont généralement réformées à intervalle régulier et génèrent souvent des travaux de recherche dès leur mise en place, une synthèse systématique est généralement possible pour éclairer ces réformes.

Seconde évolution souhaitable, favoriser la production de données utilisables par les chercheurs et leur mise à disposition. À cet égard, si des progrès notables sont à souligner, en particulier à travers l'ADISP (Archives de Données Issues de la Statistique Publique)[7], tous les producteurs de données publiques n'y participent pas. Ainsi, on n'y trouve ni l'Ademe, ni le ministère en charge de l'agriculture. De plus, les politiques publiques intègrent très rarement des dispositions qui faciliteraient leur évaluation *ex post* par les chercheurs, quand bien même celles-ci seraient parfois très peu coûteuses.

De telles évolutions entraîneraient davantage « d'économicisation » de l'environnent au sens où les travaux de recherche en économie seraient davantage pris en compte ; mais pas forcément plus – et même potentiellement moins – de « mise en marché » de l'environnement, si l'on en juge par le bilan, jusqu'à ce jour décevant, des instruments de marché dans la lutte contre le changement climatique.

7 http://www.progedo-adisp.fr.

Bibliographie

ABADIE, Alberto et GARDEAZABAL, Javier. 2003. The Economic Costs of Conflict: A Case Study of the Basque Country. *American Economic Review*, vol. 93, n° 1, p. 113-132.

ALAGAPPAN, Lakshmi, ORANS, Ren et WOO, Chi-Keung. 2011. What Drives Renewable Energy Development? *Energy policy*, vol. 39, n° 9, p. 5099-5104.

BORENSTEIN, Severin, BUSHNELL, James, WOLAK, Frank A. et ZARAGOZA-WATKINS, Matthew. 2016. *Expecting the Unexpected: Emissions Uncertainty and Environmental Market Design*. EI @Haas Working-Paper n° 274, online, http://ei.haas.berkeley.edu/.

BRANGER, Frédéric, LECUYER, Oskar et QUIRION, Philippe. 2015. The European Union Emissions Trading Scheme: Should We Throw the Flagship out with the Bathwater? *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, vol. 6, n° 1, p. 9-16.

BUSCH, Chris. 2017. Carbon Prices Rise In California's Cap-And-Trade Program As Legal Certainty Grows. *Forbes*, 8 février, en ligne.

CAMES, Martin, HARTHAN, Ralph O., FÜSSLER, Jürg, LAZARUS, Michael, LEE, Carrie M., ERICKSON, P. et SPALDING-FECHER, Randall. 2016. How Additional is the Clean Development Mechanism. Analysis of Application of Current Tools and Proposed Alternatives. *Öko-Institut e.V. CLIMA. B*, vol. 3, en ligne.

CARLEY, Sanya, BALDWIN, Elizabeth, MACLEAN, Lauren M. et BRASS, Jennifer N. 2017. Global Expansion of Renewable Energy Generation: An Analysis of Policy Instruments. *Environmental and Resource Economics*, vol. 68, n° 2, p. 397-440.

CHAN, H. Ron, CHUPP, B. Andrew, CROPPER, Maureen L. et MULLER, Nicholas Z. 2018. The Impact of Trading on the Costs and Benefits of the Acid Rain Program. *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 88, p. 180-209.

CROCKER, Thomas D. 1966. The Structuring of Atmospheric Pollution Control Systems/éd. par Harold Wolozin. *The Economics of Air Pollution, A Symposium*. New York : Norton & Co., p. 61-86.

DALES, John H. 1968. Land, Water, and Ownership. *Canadian Journal of Economics*, vol. 1, n° 4, p. 791-804.

DONG, Changgui. 2012. Feed-in Tariff vs. Renewable Portfolio Standard: An Empirical Test of Their Relative Effectiveness in Promoting Wind Capacity Development. *Energy Policy*, vol. 42, p. 476-485.

ELLERMAN, A. Denny et BUHNER, Barbara. 2008. Over-Allocation or Abatement? A Preliminary Analysis of the EU ETS Based on the 2005-06 Emissions Data. *Environmental and Resource Economics*, vol. 41, n° 2, p. 267-287.

ENVIROS CONSULTING. 2006. *Appraisal of Years 1-4 of the UK Emissions Trading Scheme*. Décembre, en ligne.

GARCÍA-ÁLVAREZ, María Teresa, CABEZA-GARCÍA, Laura et SOARES, Isabel. 2017. Analysis of the Promotion of Onshore Wind Energy in the EU: Feed-in Tariff or Renewable Portfolio Standard? *Renewable energy*, vol. 111, p. 256-264.

GIRAUDET, Louis-Gaëtan, BODINEAU, Luc et FINON, Dominique. 2012. The Costs and Benefits of White Certificates Schemes. *Energy efficiency*, vol. 5, n° 2, p. 179-199.

GIRAUDET, Louis-Gaëtan, BOURGEOIS, Cyril, QUIRION, Philippe et GLOTIN, David. 2018. *Evaluation prospective des politiques de réduction de la demande d'énergie pour le chauffage résidentiel*. Rapport pour l'ADEME, MTES et ATEE, Paris : CIRED.

GIRAUDET, Louis-Gaëtan et QUIRION, Philippe. 2008. Efficiency and Distributional Impacts of Tradable White Certificates Compared to Taxes, Subsidies and Regulations. *Revue d'économie politique*, vol. 118, n° 6, p. 885-914.

HAHN, Robert W. 1989. Economic Prescriptions for Environmental Problems: How the Patient Followed the Doctor's Orders. *Journal of Economic Perspectives*, vol. 3, n° 2, p. 95-114.

IPCC. 2018. Global Warming of 1.5°C. an IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5°C above Pre-Industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty. En ligne, http://ipcc.ch/report/sr15/

KNOPF, Brigitte, KOCH, Nicolas, GROSJEAN, Godefroy, FUSS, Sabine, FLACHSLAND, Christian, PAHLE, Michael, JAKOB, Michael et EDENHOFER, Ottmar. 2014. The European Emissions Trading System (EU ETS): Ex-Post Analysis, the Market Stability Reserve and Options for a Comprehensive Reform. *FEEM Working Paper*, n° 79.2014.

LECUYER, Oskar et QUIRION, Philippe. 2019. Interaction Between CO_2 Emissions Trading and Renewable Energy Subsidies under Uncertainty: Feed-in Tariffs as a Safety Net against Over-Allocation. *Climate Policy*, vol. 19, n° 8, p. 1002-1018.

LEPOITTEVIN, Daniel. 2017. *Analyse des résidences principales et de leurs occupants, au travers de l'*étiquette énergie conventionnelle du diagnostic de performance énergétique (DPE). Paris : Ministère de l'écologie.

LEROUTIER, Marion. 2019. Carbon Pricing and Power Sector Decarbonisation: Evidence from the UK. FAERE Working Paper 2019.12.

LEVREL, Harold et MISSEMER, Antoine. 2019. La mise en économie de la nature, contrepoints historiques et contemporains. *Revue économique*, vol. 70, n° 1, p. 97-122.

MASSARD-GUILBAUD, Geneviève. 2010. *Histoire de la pollution industrielle en France, 1789-1914*. Paris : Éditions de l'EHESS.

MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE ET SOLIDAIRE. 2018. *Dispositif des Certificats d'économies d'énergie*. En ligne.

MISIOLEK, Walter S. et ELDER, Harold W. 1989. Exclusionary Manipulation of Markets for Pollution Rights. *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 16, n° 2, p. 156-166.

MISSEMER, Antoine. 2017. *Les Économistes et la fin des énergies fossiles (1865-1931)*. Paris : Classiques Garnier.

MONTGOMERY, W. David. 1972. Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs. *Journal of Economic Theory*, vol. 5, n° 3, p. 395-418.

NEWELL, Richard G. et PIZER, William A. 2008. Indexed Regulation. *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 56, n° 3, p. 221-233.

OECD. 2017. *Policy Instruments for the Environment Database*. Paris : OECD. https://pinedatabase.oecd.org/

PERINO, Grischa. 2018. New EU ETS Phase 4 Rules Temporarily Puncture Waterbed. *Nature Climate Change*, vol. 8, n° 4, p. 262.

PIGOU, Arthur Cecil. 1920. *The Economics of Welfare*. Londres : Macmillan and Co.

PIZER, William A. 1999. The Optimal Choice of Climate Change Policy in the Presence of Uncertainty. *Resource and Energy Economics*, vol. 21, n° 3-4, p. 255-287.

POSTIC, Sébastien et METIVIER, Clément. 2019. Les comptes mondiaux du carbone en 2019. I4CE, Paris. https://www.i4ce.org/download/comptes-mondiaux-carbone-2019.

POTTIER, Antonin. 2016. *Comment les économistes réchauffent la planète*. Paris : Seuil.

QUEMIN, Simon et TROTIGNON, Raphaël. 2018. Marché carbone européen: les impacts de la réforme et la réserve de stabilité à l'horizon 2030. *Policy Brief de la Chaire d'économie du climat*, n° 2018-3.

QUIRION, Philippe. 2005. Does Uncertainty Justify Intensity Emission Caps? *Resource and Energy Economics*, vol. 24, n° 4, p. 343-353.

QUIRION, Philippe. 2016. Quel mode de soutien pour les énergies renouvelables électriques ? *Revue française d'économie*, vol. 30, n° 4, p. 105-140.

REKLEV, Stian. 2016. Allowance Surplus in China's Pilot Markets to Grow as Slowdown Hits Power, Manufacturing Sectors. *Carbon Pulse*, 19 janvier, en ligne.

REN21. 2017. *Renewables 2017 Global Status Report*. Paris : REN21 Secretariat.

ROSENOW, Jan et BAYER, Edith. 2017. Costs and Benefits of Energy Efficiency Obligations: A Review of European Programmes. *ECEEE Summer Study*, en ligne.

SMITH, Stephen et SWIERZBINSKI, Joseph. 2007. Assessing the Performance of the UK Emissions Trading Scheme. *Environmental and Resource Economics*, vol. 37, n° 1, p. 131-158.

UK. 2018. *Provisional UK Greenhouse Gas Emissions National Statistics 2017*. Documents gouvernementaux, en ligne.

WEILL, Thierry. 2018. En Suède, la « taxe carbone » est bien acceptée. *Reporterre*, 14 novembre, en ligne.

WEITZMANN, Martin L. 1974. Prices vs. Quantities. *Review of Economic Studies*, vol. 41, n° 4, p. 477-491.