

MOTS CLES

Véhicules
particuliers

Taxation à l'achat

Taxation à l'usage

Effet rebond

Emissions de CO₂

TAXER L'ACHAT ET/OU L'USAGE DU VEHICULE : Quelle incidence de l'effet rebond?

Bénédicte Meurisse

.....

Parmi les taxes à l'achat, à la possession et à l'usage d'un véhicule particulier, le dispositif de bonus-malus constitue l'instrument incitatif tenant compte des émissions de CO₂ du véhicule le plus répandu. Ce dispositif encourage les ménages à acheter des véhicules moins émetteurs, et, ce faisant, conduit à une amélioration de la performance énergétique moyenne du parc de véhicules neufs. Compte tenu du phénomène bien connu d'*effet rebond*, un tel instrument tarifaire peut engendrer un effet pervers, c'est-à-dire une augmentation de la consommation totale de carburant et donc des émissions. A partir d'un modèle comportemental portant sur l'achat et l'usage d'un véhicule par les ménages, nous montrons qu'ajouter une taxe à l'usage permet de limiter *l'effet rebond*, en réduisant les distances parcourues. Ce résultat souligne la pertinence de combiner les instruments de politique publique de manière à cibler parallèlement l'achat et l'usage des véhicules.

.....

Remerciements

L'auteur tient à remercier Marc Baudry pour les commentaires effectués sur les premières versions de ce papier.

Introduction

Ces dernières décennies, une hausse des revenus, un besoin plus pressant de mobilité, un souhait grandissant de liberté et d'autonomie du côté de la demande ; et un manque de transports en commun combiné à un réseau routier performant du côté de l'offre ont expliqué la hausse du taux de motorisation des ménages partout en Europe (PIPAME, 2010). A titre d'illustration, en France en 2008, le taux de motorisation s'élevait à 83% (CCFA, 2013), et la voiture particulière représentait le mode de transport le plus utilisé avec 65% des trajets et 83% des distances parcourues (CGDD, 2010). Dans le même temps, la prise de conscience que l'usage des véhicules particuliers génère des externalités négatives, comme les pollutions globale et locale, les accidents, la congestion ou le bruit, s'est généralisée. La Commission Européenne s'est par exemple fixé comme objectif de diviser par deux le nombre de tués sur les routes d'ici 2020 (Commission Européenne, 2011). De même, les initiatives pour lutter contre la pollution locale se multiplient (voir par exemple le dernier plan d'action pour la qualité de l'air, annoncé par Madame la Ministre de l'Environnement en juin 2015, incluant notamment un « certificat qualité de l'air » pour les véhicules particuliers). Si les émissions de CO₂, ou encore la pollution dite 'globale', reste l'externalité la moins bien valorisée à l'heure actuelle dans l'évaluation de projets d'investissements publics dans le secteur des transports (CGDD, 2012)¹, elle constitue tout de même la cible de différents instruments de politique publique. Le recours aux instruments visant une réduction des émissions de CO₂ générées par l'usage des véhicules particuliers est d'autant plus justifié que ces véhicules contribuent à hauteur de 57% aux émissions du transport routier en France en 2010 (CCTN, 2012) ; ce dernier mode pesant près de 80% dans les émissions du secteur des transports cette même année (Commission Européenne, 2013). Précisément, les instruments de politique publique peuvent viser l'un ou l'autre des quatre leviers de réduction des émissions de gaz à effet de serre du secteur des transport suivants : une réduction des distances parcourues, une nouvelle répartition modale en faveur des modes bas-carbone (les modes doux tels que la marche ou le vélo ou les transports en commun), une meilleure efficacité énergétique des modes et enfin un contenu CO₂ de l'énergie plus faible (il s'agit du schéma ASIF de Schipper et al., 2000). Ainsi, alors que l'objectif du décideur public est unique – soit une réduction des émissions – c'est l'existence de ces quatre leviers qui justifie que soient combinés plusieurs instruments de politique publique (dès lors qu'ils jouent sur des leviers différents). Lorsqu'on se concentre sur les émissions provenant de l'usage des véhicules privés, un intérêt tout particulier est généralement porté aux leviers « amélioration de l'efficacité énergétique » et « réduction des distances parcourues ». De manière assez intéressante, ces deux leviers renvoient aux deux étapes du comportement d'un automobiliste que sont respectivement l'achat du véhicule et l'usage du véhicule.

Dans ce travail, nous nous intéresserons uniquement aux instruments économiques², portant soit sur l'achat soit sur l'usage du véhicule. Plus exactement,

¹ En France, les émissions de CO₂ sont valorisées à hauteur de 0.45 c€₂₀₀₉ par passagers-km en 2012 en zone dense, contre par exemple 16.6 c€₂₀₀₉ par passagers-km pour la congestion (CGDD, 2012).

² On distingue généralement les instruments réglementaires (normes d'émissions de CO₂, zones à faibles émissions, etc.), les instruments économiques ou incitatifs (bonus-malus, péage, etc.) ou encore les

nous cherchons à expliquer pourquoi la majorité des pays européens ont fait le choix de taxer l'achat du véhicule en fonction des émissions de CO₂ et non pas l'usage du véhicule dans une première partie (1.). Puis, nous mettons en évidence les raisons pour lesquelles ce choix peut s'avérer risqué, en nous appuyant notamment sur le phénomène d'*effet rebond* (2.). Enfin, pour minimiser le risque associé à la seule taxation différenciée (en fonction des émissions) à l'achat, nous recommandons l'instauration supplémentaire d'une taxe à l'usage (3.).

1. Taxation différenciée en fonction des émissions de CO₂ : pourquoi les pays européens ont majoritairement fait le choix de taxer l'achat du véhicule ?

Ci-dessous, nous commençons par décrire succinctement les différentes taxes à l'achat, à la possession et à l'usage mises en place dans les pays Européens, en insistant sur l'existence ou non d'une composante CO₂ pour ces taxes (1.1.). Puis, nous proposons une brève comparaison des forces et des faiblesses de chaque type de taxation (1.2.)

1.1 La taxation à l'achat, à la possession et à l'usage des véhicules particuliers en Europe est-elle différenciée en fonction des émissions de CO₂ ?

1.1.1 Les instruments incitatifs portant sur l'achat ou l'immatriculation d'un véhicule particulier

En termes d'instruments incitatifs portant sur l'achat d'un véhicule particulier, on regroupe d'une part les taxes à l'achat ou à l'immatriculation et d'autre part les mesures fiscales incitant soit à renouveler son véhicule (prime à la casse notamment) soit à acheter un véhicule moins émetteur (dispositif de bonus-malus). On peut également inclure dans cette catégorie d'instruments l'exemption de Taxe sur la Valeur Ajoutée (TVA) sur l'achat de véhicules électriques (en Norvège uniquement) ou encore les réductions d'impôts associées à l'achat de véhicules électriques (Belgique, Suède) ou hybrides (Suède) (Papaix et Meurisse, 2013).

Seuls sept pays européens ont fait le choix de ne pas taxer l'immatriculation du véhicule (Estonie, Allemagne, Lituanie, Luxembourg, Slovaquie, Suède et Royaume Uni, cf. Commission Européenne, 2012, Tableau 5). Ailleurs en Union Européenne, les montants ainsi que les critères utilisés dans le calcul de la taxe à l'immatriculation varient :

- Le montant de la taxe à l'immatriculation pour un véhicule du segment B (autrement dit une citadine) est par exemple de 457€ en 2012 en France, contre 32€ en République Tchèque (minimum) et 14 088€ au Danemark (maximum) (cf. Commission Européenne, 2012, Tableau 10).
- Les critères utilisés sont : les émissions de CO₂, les émissions de polluants locaux (classes EURO), le type de carburant, le poids du véhicule, la cylindrée du véhicule, l'âge du véhicule, ou encore la valeur du véhicule. On note que quatorze pays européens tiennent compte du niveau d'émissions de CO₂

instruments 'informatifs' (label sur les émissions de CO₂ des véhicules neufs, formation à l'éco-conduite, etc.) (voir Papaix et Meurisse, 2013)

comme critère principal ou critère secondaire dans le calcul de la taxe. Il s'agit de l'Autriche, de la France, de la Lettonie, de Malte, des Pays Bas, du Portugal, de la Roumanie, de la Slovénie, de l'Espagne, de Chypre, du Danemark, de la Finlande, de l'Irlande et de la Belgique (cf. Commission Européenne, 2012, Tableau 9).

Les dispositifs de prime à la casse sont également fortement répandus en Europe (Autriche, Portugal, Pays-Bas, Allemagne, France, Italie, Espagne, Royaume Uni), tout comme les dispositifs de bonus-malus (Autriche, Belgique, Espagne, France, Italie, Luxembourg, Pays-Bas, Portugal, Suède, Royaume Uni). Si les conditions d'attributions portent exclusivement sur le niveau d'émissions de CO₂ dans le cas des dispositifs de bonus-malus, celles-ci portent le plus souvent sur l'âge du véhicule et sur le niveau d'émissions dans le cas des primes à la casse (voir Papaix et Meurisse (2013) pour une revue des montants et des conditions d'attribution pour ces deux dispositifs).

1.1.2 Les instruments incitatifs frappant la possession d'un véhicule

Les taxes frappant la possession d'un véhicule sont plus répandues en Europe (elles existent dans tous les pays de l'UE-27 en 2012), et leurs montants varient également entre pays, tout comme les critères utilisés pour calculer les niveaux de taxe. Douze pays sur vingt-sept, comprenant la France, intègrent le niveau d'émissions de CO₂ dans les critères de calcul de la taxe (cf. Commission Européenne, 2012, Tableau 11). Toutefois, de nombreux pays ont fait le choix de ne taxer la possession que de certains véhicules. Il peut s'agir des véhicules détenus par une entreprise (en France³, en Lettonie, en Slovaquie, etc.), ou encore des véhicules anciens (en Grèce, Irlande, Luxembourg, Malte, Portugal, Suède, Royaume-Uni) (cf. Commission Européenne, 2012, Tableau 11) ; lorsqu'il ne s'agit pas exclusivement des véhicules « lourds » (*i.e.* véhicules dont le PTAC dépasse 3.5 tonnes ; en Estonie, Lituanie et Pologne). En France, depuis la suppression de la vignette⁴ en 2001, les véhicules particuliers détenus par les ménages ne font plus l'objet d'une taxation annuelle, si ce n'est les véhicules les plus polluants. Précisément, la possession de véhicules émettant plus de 190gCO₂/km fait l'objet d'une taxe annuelle de 160€ en France (voir Papaix et Meurisse, 2013).

1.1.3 Les instruments incitatifs ciblant l'usage d'un véhicule

L'usage des véhicules constitue également la cible d'une série d'instruments dits 'économiques' ; à commencer par les taxes sur le carburant, qui sont les plus répandues. Elles existent dans tous les pays européens (voir Commissions Européenne, 2012, Tableau 5). La supériorité du taux de taxe de l'essence sur celui du diesel montre toutefois que la taxe sur le carburant ne constitue pas en soi un instrument visant à lutter contre le changement climatique. En effet, le contenu CO₂ du diesel est plus élevé : 2.688 kgCO₂/L pour le diesel versus 2.346kgCO₂/L pour l'essence (EPA,

³ En France, la Taxe sur les Véhicules de Société dépend des émissions de CO₂, en France (voir Meurisse, 2014).

⁴ La vignette est toujours en vigueur dans certains pays européens comme l'Allemagne (*Kraftfahrzeugsteuer*), l'Irlande (*Motor tax*), l'Espagne (*Impuesto sobre Vehículos de Tracción Mecánica*), etc.

2011). Qui plus est, on peut souligner le fait que la TVA afférente à l'achat d'essence n'est pas déductible pour les entreprises, alors qu'elle l'est à hauteur de 100% pour le diesel (Meurisse, 2014). Par ailleurs, en 2012, seuls le Danemark, la Finlande, l'Irlande, le Luxembourg et la Suède avaient opté pour une composante CO₂ dans la taxation des carburants ; respectivement de 12€, 59€, 20€, 9€ et 121€ la tonne de CO₂ en 2012 (cf. Commission Européenne, 2012, Tableau 7). Depuis, la France a introduit une composante carbone dans le calcul des taxes intérieures de consommation (de 7€ la tonne de CO₂ en 2014 et de 14.5€ la tonne en 2015, voir El Beze, 2014).

La taxation au kilomètre parcouru est quant à elle beaucoup moins utilisée et s'applique principalement aux poids lourds⁵. Les principaux exemples sont le projet de taxe poids lourd en France, le Lkw-Maut en Allemagne (discuté notamment dans CEC et Michelin, 2013) ou encore la redevance poids lourds en Suisse.

La tarification de la congestion constitue par ailleurs une autre forme de taxation à l'usage et prend généralement la forme de péages urbains, comme à Londres, Stockholm ou Milan (voir Papaix et Meurisse (2013) pour une description de ces péages). On note que les péages autoroutiers ont d'abord un objectif financier et non pas un caractère incitatif ou encore punitif, comme c'est le cas pour les péages urbains.

Enfin, la tarification du stationnement participe au surenchérissement du coût lié à l'utilisation de son véhicule privé.

En termes de tarification du CO₂ lors de l'usage du véhicule, ces trois derniers exemples, soient les taxes au kilomètre parcouru, les péages urbains, et la tarification du stationnement, offrent des possibilités intéressantes de taxation différenciée. A titre d'illustration, les véhicules électriques notamment bénéficient d'exemptions pour les péages de Londres, Stockholm et Milan, tout comme ils bénéficient du stationnement gratuit en Norvège, au Danemark et en Suède. Il s'agit cependant d'exemples isolés qui, qui plus est, concernent les véhicules électriques et non pas les véhicules thermiques basses émissions. L'exemple du système allemand Lkw-Maut qui a opté pour une différenciation tarifaire en fonction des classes EURO, illustre cependant les capacités de développement d'un système de tarification à l'usage différenciée en fonction des émissions de CO₂, et ce notamment grâce au progrès des technologies de l'information et de la communication. Nous listons les limites mais aussi les atouts des différents types de taxation dans la sous-section suivante.

1.2 Analyse critique des taxes à l'achat, à la possession et à l'usage d'un véhicule

Arbitrer entre différents instruments de politique publique permettant a priori d'atteindre un même objectif est une tâche complexe tant les critères d'évaluation sont nombreux et parfois difficile à renseigner ; lorsque les objectifs ne sont pas multiples⁶. Les critères d'évaluation peuvent être : la variation des émissions de CO₂

⁵ On peut noter l'échec de l'instauration de la redevance kilométrique en Belgique. Durant la phase d'expérimentation en 2014, rouler en zone urbaine coûtait 9 cents par kilomètre, contre 5 cents sur l'autoroute et 6,5 sur les autres routes.

⁶ A titre d'illustration, une différenciation tarifaire dans les transports peut à la fois satisfaire les objectifs de couverture des coûts, en première position dans les cas étudiés par DIFFERENT, d'efficacité économique (deuxième), de protection de l'environnement (troisième), ou de réduction de la congestion (quatrième).

en tant que telle, l'impact sur les finances publiques, l'horizon temporel des effets, la faisabilité de l'instrument (praticité, conformité avec la législation, etc.), les effets d'équité, l'acceptabilité du dispositif, etc. Par ailleurs, dans un contexte dans lequel un découplage est possible entre émissions de CO₂ et distances parcourues (la relation n'est pas unique étant donné les différences de niveau d'émissions des différents véhicules), une attention particulière peut être portée à la variation des distances parcourues en elle-même ; ce qui permet de tenir compte des effets de l'instrument étudié sur les autres externalités des véhicules particuliers comme la congestion ou l'insécurité.

Le Tableau 1 ci-dessous offre une synthèse des principaux avantages et inconvénients des taxes à l'achat, à la possession et à l'usage des véhicules au regard des différents critères listés ci-dessus.

Tableau 1 : Principaux avantages et inconvénients des taxes à l'achat, à la possession et à l'usage des véhicules

| | Instruments incitatifs portant sur l'achat d'un véhicule : | Instrument incitatif portant sur la possession d'un véhicule : | Instruments incitatifs portant sur l'usage d'un véhicule : |
|------------------|---|---|---|
| | Taxe à l'immatriculation (1) / Bonus-malus (2) / Prime à la casse (3) | Taxe annuelle sur la possession | Taxe sur le carburant (1) / Taxe au km parcouru (2) / Taxe sur les émissions (3) |
| Avantages | <ul style="list-style-type: none"> -Facilité de mise en place (1) (2) (3) -Acceptabilité plus grande que pour les taxes à l'usage (1) (2) (3) -Incitation à acheter un véhicule moins émetteur (2) -Augmentation des recettes de l'Etat (1) | <ul style="list-style-type: none"> -Plus grande sensibilité des automobilistes aux taxes qu'ils paient annuellement -Incitations à mieux entretenir son véhicule -Augmentation des recettes de l'Etat -Ajustement possible de la taxe en fonction d'éléments de contexte tel que le niveau de pollution | <ul style="list-style-type: none"> -Réduction des distances parcourues et donc de l'effet rebond et de toutes les externalités des VP (1 sauf si VE) (2) (3 sauf si VE) -Champ d'application large (ensemble du parc en circulation) (1 sauf si VE) (2) (3 sauf si VE) -Incitation à acheter un véhicule moins consommateur/émetteur (1) (3) -Augmentation des recettes de l'Etat (1) (2) (3) |

| | | | |
|---------------|---|--|---|
| Inconvénients | <p>-Champ d'application restreint (véhicules neufs) (1) (2) (3)</p> <p>-Pas d'incitation à réduire les distances parcourues (*) (pas de réduction de la congestion, des accidents, etc.) (1) (2) (3)</p> <p>-Retardement du renouvellement du véhicule (3)</p> <p>-Augmentation du prix des anciens véhicules sur le marché d'occasion (problème d'équité) (3)</p> <p>-Incertitude quant à l'impact sur le budget de l'Etat (2)</p> <p>-Augmentation des dépenses de l'Etat (3)</p> | <p>-Pas d'incitation à réduire les distances parcourues (*) (pas de réduction de la congestion, des accidents, etc.)</p> | <p>-Faible acceptabilité (1) (2) (3)</p> <p>-Faibles effets à court terme du fait d'une faible élasticité prix de la demande de carburant (1) (3)</p> <p>-Absence d'incitation à acheter un véhicule moins émetteur (2)</p> <p>-Difficultés de mesure des kilomètres/émissions (2) (3) et problème de confidentialité et de respect de la vie privée (2) (3)</p> <p>-Problème d'équité : touche davantage les personnes à faibles revenus propriétaires de véhicules fortement consommateurs/émetteurs (1) (3), et les personnes dépendantes de la VP (1 sauf si VE) (2) (3 sauf si VE)</p> |
|---------------|---|--|---|

(*) si l'on néglige l'impact de la taxe à l'achat ou à la possession sur le revenu disponible pour se déplacer.

VP : véhicule particulier ; VE : véhicule électrique

Source : Auteur à partir de Clerides et Zachariadis (2008), D'Haultfoeuille et al. (2013), De Palma et Kilani (2008), Moghadam (2011), Santos et al. (2010), TIS (2002).

Si le choix de taxer l'achat plutôt que l'usage du véhicule s'explique par des considérations en termes de faisabilité ou encore d'acceptabilité, il semblerait toutefois que sur le plan de l'efficacité environnementale de l'instrument, la supériorité d'une taxe à l'achat sur une taxe à l'usage ne soit pas évidente. Plus exactement, instaurer uniquement une taxe différenciée à l'achat peut s'avérer risqué en raison du phénomène *d'effet rebond*, comme l'explique la section suivante.

2. Pour quelles raisons ne taxer que l'achat du véhicule en fonction des émissions de CO₂ peut s'avérer être risqué ?

2.1 Les décisions d'achat et d'usage du véhicule sont liées

Un véhicule particulier est l'exemple type du bien durable, pour lequel on distingue généralement quatre types de décision :

- La décision de posséder ou non le bien en question (*i.e.* est-ce que j'achète un véhicule ?) ;
- La décision d'achat du bien (quel véhicule j'achète ?) ;
- La décision d'usage du bien (combien de kilomètre je parcours avec le véhicule ?) ;
- La décision de remplacement du bien (est-ce que je remplace mon véhicule ?).

Dans ce qui suit, nous nous intéressons tout particulièrement aux décisions d'achat et d'usage du véhicule, en insistant sur leur interdépendance.

Premièrement, certaines variables explicatives des décisions d'achat et d'usage du véhicule – propres à l'individu ou relatives au contexte – sont communes aux deux décisions. D'une part, en ce qui concerne les variables explicatives propres à l'individu, on note, entre autres, que :

- Le lieu de résidence impacte le choix du véhicule ; notamment la gamme (Sport Utility Vehicle (SUV) ou citadine par exemple), mais aussi la motorisation (diesel versus essence, voir CGDD (2010)⁷ et également véhicule thermique versus électrique pour des raisons relatives à l'existence d'un accès à une prise pour le rechargement des batteries) Il détermine également une part importante de l'usage du véhicule, en fixant notamment la distance domicile-travail.
- L'âge de l'individu joue sur le choix du véhicule (notamment véhicule d'occasion versus véhicule neuf (Prieto, 2007)⁸, mais aussi véhicule conventionnel versus véhicule électrique (Ziegler, 2012)⁹) et sur l'usage du véhicule. En effet, la phase du cycle de vie à laquelle appartient l'individu détermine grandement les besoins de mobilité (PIPAME, 2010).
- La structure du ménage influence le choix du véhicule, et en particulier sa taille (CGDD, 2011)¹⁰, et a un impact sur les distances parcourues avec le véhicule du fait notamment des trajets d'accompagnement.
- Le revenu impacte le choix du véhicule (notamment le segment ; Prieto, 2007) et joue sur l'usage du véhicule, dès lors que celui-ci est considéré comme un bien normal dont la consommation augmente avec le revenu (Collet, 2007; Collet et al., 2010; dans Hivert et Wingert, 2010).

D'autre part, les variables propres au contexte jouant sur les décisions d'achat et d'usage du véhicule peuvent être tout d'abord locales. Par exemple, la qualité du service de transports en commun (McIntosh et al., 2014), qui est notamment fonction de la densité, impacte les deux décisions listées ci-dessus. Ces variables peuvent également relever du contexte global : on pense en premier lieu au prix du carburant (voir notamment Busse et al., 2012).

Au-delà de l'existence de variables explicatives communes aux décisions d'achat et d'usage du véhicule, il est communément admis que ces deux décisions sont interdépendantes. En effet, les caractéristiques du véhicule (et donc la décision d'achat) jouent sur l'usage du véhicule. En premier lieu, la consommation unitaire du véhicule influence l'usage du véhicule en déterminant (de façon conjointe avec le prix du carburant) le coût au kilomètre. Dans un second temps, on peut également noter que le prix d'achat du véhicule est susceptible de jouer sur l'usage qui sera fait du véhicule. D'une part, le prix du véhicule affecte le revenu disponible après achat

⁷ Les véhicules diesel sont surreprésentés en zones rurales (CGDD, 2010).

⁸ La probabilité d'acheter un véhicule neuf est corrélée positivement avec l'âge de la personne de référence dans le ménage (Prieto, 2007).

⁹ Les jeunes acheteurs de véhicules ont une préférence plus élevée pour les véhicules électriques (Ziegler, 2012).

¹⁰ « L'augmentation de la taille du ménage oriente le choix des ménages vers les trois segments supérieurs » (CGDD, 2011).

du véhicule. Dans ce cas-là, plus le véhicule est coûteux à l'achat, moins le véhicule sera utilisé. D'autre part, le prix du véhicule participe de façon positive au statut que procure la détention d'un véhicule. Dans ce cas, plus le véhicule est cher, plus il sera utilisé dès lors qu'on tient compte du caractère ostentatoire de l'usage d'un véhicule (rappelé dans Prieto, 2007). Mais l'inverse est aussi vrai : l'usage – plus précisément l'usage attendu du véhicule – influence le choix du véhicule. Un usage intensif du véhicule incitera l'automobiliste à acheter un véhicule plus confortable par exemple (voir Lave et Train, 1979, ou plus récemment Choo et Mokhtarian, 2004, dans Baltas et Saridakis, 2013).

Ce lien entre décisions d'achat et d'usage du véhicule est précisément à la base de l'*effet rebond* discuté dans la sous-section suivante.

2.2 Effet rebond et paradoxe de Jevons

De façon générale, l'« **effet rebond** » est défini comme « une augmentation de la consommation liée à la réduction des limites à l'utilisation d'une technologie ; ces limites pouvant être monétaires, temporelles, sociales, physiques, liées à l'effort, au danger, à l'organisation ». Dans le cas qui nous intéresse ici, l'effet rebond fait référence à la hausse des distances parcourues en réponse à une réduction de la consommation de carburant au kilomètre du véhicule ; cette dernière se traduisant par une réduction du coût au kilomètre. Précisément, il s'agit ici de l'effet *direct*. L'effet *indirect* fait référence à la hausse de la consommation d'autres biens (consommateurs d'énergie) permise par une augmentation du revenu réel à la suite d'une diminution des dépenses en carburant. Nous nous intéressons uniquement à l'effet *direct* ici.

Le changement de comportement des automobilistes sous-tendant cet effet *direct* implique que les économies de carburant (et donc d'émissions de CO₂) obtenues grâce à l'utilisation de véhicules plus économes en carburant sont finalement plus faibles que celles espérées initialement. A l'extrême, lorsque la hausse des distances parcourues est très marquée, le risque est d'observer une consommation totale de carburant plus élevée après l'amélioration des performances énergétiques. Cette situation est appelée « **Paradoxe de Jevons** ».

Une large littérature¹¹ s'attache à mesurer l'ampleur de cet effet rebond pour le cas particulier qui nous intéresse ici ; celui de l'usage des véhicules particuliers à faible consommation de carburant. A titre d'illustration, Small et Van Dender (2007) estiment que l'effet rebond lié à l'usage de véhicules plus économes sur la période 1966-2001 aux Etats Unis s'élève en moyenne à hauteur de 4.5% sur le court terme et à 22.2% sur le long terme¹² ; cet effet fluctuant avec le revenu, le degré d'urbanisation ou encore le coût au kilomètre.

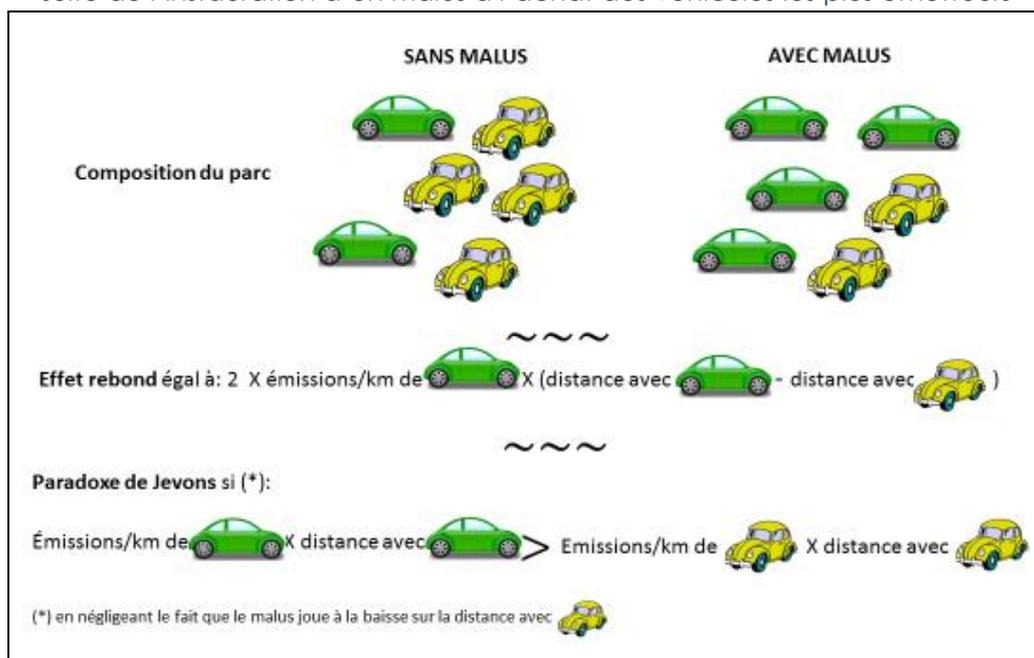
¹¹ Le lecteur est renvoyé à la lecture de Sorrell et al. (2009) pour une revue des estimations des effets rebonds pour différents secteurs.

¹² Aide à la lecture : un effet rebond de 4.5% signifie que la réduction des émissions de CO₂ ne s'élève qu'à 95.5% du potentiel de réduction d'émissions associé à l'usage de véhicules plus économes. La perte des 4.5% est due aux comportements d'adaptation des automobilistes qui parcourent plus de kilomètres avec un véhicule plus économe.

Dans la très grande majorité des travaux, l'amélioration des performances énergétiques des véhicules est observée au niveau individuel (*i.e.* à l'échelle d'un véhicule), et résulte de progrès technologiques. Il est d'ailleurs admis que l'existence d'un *effet rebond* limite l'efficacité des normes d'émissions de CO₂ (Portney et al., 2003). En effet, ces normes contraignent les constructeurs automobiles à produire des véhicules moins consommateurs de carburant sans pour autant contrôler l'usage qui sera fait de ces véhicules plus économes.

Dans un autre ordre d'idées, dès lors que la répartition des véhicules au sein du parc évolue en faveur des véhicules les plus économes en carburant, on peut observer une amélioration de la performance énergétique moyenne du parc sans que les performances individuelles des véhicules ne soient modifiées. Ce changement dans la composition du parc est précisément l'objet d'instruments de politique publique tels que les dispositifs de bonus-malus. Nous illustrons les définitions d'*effet rebond* et de *Paradoxe de Jevons* sur la Figure 1 ci-dessous dans le cas précis d'une amélioration des performances énergétiques observée à l'échelle du parc automobile à la suite de l'instauration d'un malus à l'achat des véhicules les plus consommateurs de carburant.

Figure 1: Illustration du phénomène d'Effet rebond et du Paradoxe de Jevons à la suite de l'instauration d'un malus à l'achat des véhicules les plus émetteurs



Note: le véhicule de couleur verte consomme moins de carburant au kilomètre que le véhicule de couleur jaune.

A partir d'un modèle comportemental portant sur l'achat et l'usage des véhicules particuliers par les ménages, nous discutons, dans la section suivante, quelle(s) pourrai(en)t être la(les) solution(s) en termes de politiques publiques permettant de minimiser l'*effet rebond* et ainsi d'éviter le *Paradoxe de Jevons* qui pourrait apparaître avec l'instauration d'un malus.

3. Quelles solutions pour minimiser l'effet rebond accompagnant la mise en place d'une taxe différenciée à l'achat ?

Pour examiner l'efficacité d'une taxe différenciée à l'achat du véhicule – ici un système de malus à l'achat –, nous développons un modèle portant sur l'achat et l'usage d'un véhicule par un ménage¹³. Dans la mesure où les choix en termes d'achat et d'usage du véhicule sont liés (cf. 2.1.), ces derniers font l'objet d'une modélisation conjointe dans la majorité des travaux théoriques et empiriques¹⁴. Ici, nous utilisons le cadre théorique initié par Dubin et MacFadden (1984), qui consiste à (cf. Encadré pour la formalisation):

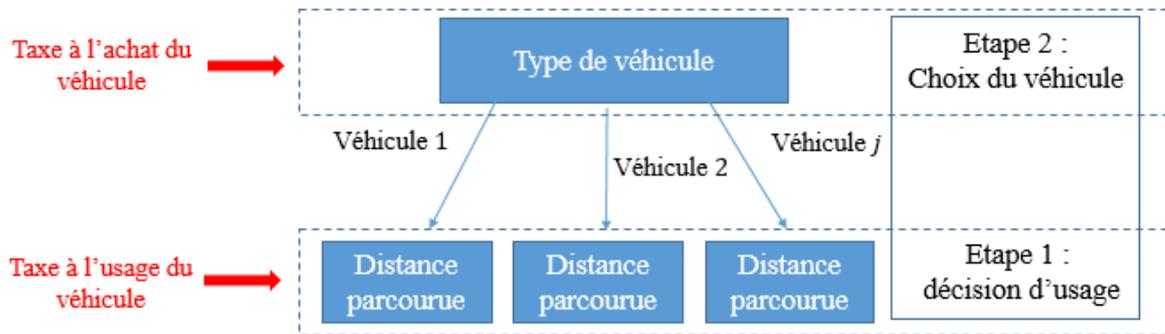
- maximiser l'utilité directe du ménage pour déterminer le niveau optimal de consommation du service fourni par le bien durable (ici, le nombre de kilomètre à parcourir avec le véhicule) d'une part ;
- et à maximiser l'utilité indirecte pour déterminer le type de bien durable qu'il est optimal d'acheter (ici, le type de véhicule) d'autre part. Nous « augmentons » l'utilité indirecte en ajoutant un terme reflétant les préférences des ménages pour les caractéristiques du véhicule jouant sur la décision d'achat sans affecter pour autant la décision d'usage (par exemple la couleur du véhicule, le nombre de portes, etc.). Ce terme, aléatoire dans notre modèle, explique l'existence d'une catégorie de ménages achetant un véhicule qui serait plus cher à l'achat et à l'usage.

La Figure 2 ci-dessous illustre schématiquement la logique du modèle et permet de pointer la ou les étape(s) du comportement de l'automobiliste impactée(s) par un instrument de politique publique donné.

¹³ Le comportement des gestionnaires de flottes de véhicules est différent de celui des ménages et n'est pas modélisé ici. Le lecteur est renvoyé à la lecture de Meurisse (2014) pour une discussion des enjeux liés aux flottes de véhicules.

¹⁴ N.B. De nombreux travaux portent à la fois sur le nombre de véhicules à acheter, leur type et leur degré d'utilisation (voir CGDD, 2011 pour une revue de ces modèles). Notre modèle se différencie de cette littérature dans la mesure où nous n'examinons pas la décision de posséder un véhicule. Notre modèle porte exclusivement sur le choix du véhicule et son degré d'utilisation pour un ensemble de ménages ayant choisi de faire l'acquisition d'un véhicule (pour des raisons que nous ne discutons pas).

Figure 2 : Représentation schématique du modèle comportemental



3.1 Repenser le mode de calcul de la taxe différenciée à l'achat

Un système de malus à l'achat est l'exemple typique d'une taxation à l'achat différenciée en fonction des émissions de CO₂. En effet, le montant du malus est exclusivement fonction du niveau d'émissions de CO₂ du véhicule. Cette définition du malus implique que deux véhicules consommant un même montant de carburant au kilomètre mais dont le prix d'achat diffère font l'objet d'un malus dont le montant est identique¹⁵. Nous accordons un intérêt particulier au prix du véhicule à l'achat dans l'analyse ci-dessous. De plus, pour faciliter l'exposé qui suit, nous supposons qu'il n'existe que deux types de véhicules proposés à la vente, que nous appelons « véhicule propre » et « véhicule polluant ». A noter que la notion de « propreté » fait uniquement référence à la consommation de carburant au kilomètre et donc au niveau d'émissions de CO₂ au kilomètre, dans la mesure où nous supposons une motorisation identique pour les deux véhicules.

Premièrement, le prix d'achat du véhicule est un facteur clé intervenant dans le choix du véhicule mais également dans l'usage du véhicule ; et ce d'autant plus que la durée de possession du véhicule attendue par le ménage est faible. Pour cette même raison, l'instauration d'un malus vient jouer négativement à la fois sur la probabilité d'acheter un véhicule polluant et sur la distance parcourue avec le véhicule polluant. Le premier effet du malus se traduit par une amélioration de l'efficacité énergétique moyenne du parc. L'existence d'un *effet rebond* associé à cette amélioration de l'efficacité moyenne dépend de l'écart de distances parcourues avec les deux types de véhicules. Cet écart est fonction des consommations unitaires mais également des prix d'achat des deux véhicules ; ce qui justifie davantage l'intérêt porté à cette variable dans notre discussion.

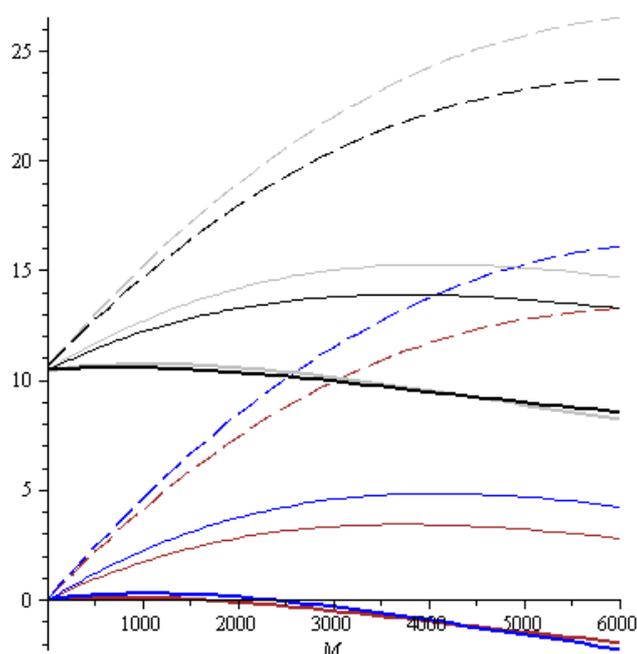
Pour discuter plus en détails le rôle joué par le prix du véhicule polluant sur l'ampleur de l'*effet rebond*, nous distinguons deux cas. Dans un premier cas, le véhicule propre est moins coûteux à l'achat que le véhicule polluant. Dans ce cas, la distance parcourue avec le véhicule propre est nécessairement plus élevée que celle parcourue avec le véhicule polluant. En effet, dans ce cas précis, le véhicule polluant est plus cher à l'achat et à l'usage. Par conséquent, lorsqu'un malus est

¹⁵ Le lecteur peut trouver des exemples en consultant les fiches techniques de différents modèles de véhicules sur www.caradisiac.com.

instauré, il est fort probable que plus de kilomètres soient parcourus au total dans la mesure où les véhicules propres – soient les plus utilisés – sont plus nombreux. Cet écart de distance totale doit néanmoins tenir compte du fait que la distance parcourue avec le véhicule polluant est réduite en présence du malus du fait de la réduction du revenu disponible pour se déplacer ou consommer. En réalité, plus l'écart de prix entre les deux véhicules est élevé, plus il y a de risques que la distance totale parcourue dans la situation avec malus soit effectivement plus élevée que ce qu'elle aurait été dans une situation sans malus. Cette hausse de la distance parcourue totale est à l'origine de *l'effet rebond*. L'existence ou non du *Paradoxe de Jevons* dépendra notamment du différentiel de consommation unitaire entre les deux véhicules ; qui intervient dans la répartition des ménages entre les deux types de véhicules. Dans le second cas, c'est-à-dire lorsque le prix d'achat du véhicule propre est plus élevé que celui du véhicule polluant, l'écart de distances parcourues par les deux véhicules est plus faible – voire négatif. Dans ce contexte, *l'effet rebond* provoqué par une hausse du nombre de véhicules propres est moindre – voire inexistant – et le risque d'observer le *Paradoxe de Jevons* est réduit. Ceci étant dit, on constate que le prix d'achat du véhicule polluant, ou plus exactement le différentiel de prix d'achat entre le véhicule propre et le véhicule polluant – détermine fortement l'ampleur de *l'effet rebond* et donc la probabilité d'observer le *Paradoxe* ; comme l'illustre la Figure 3 ci-dessous (note : on observe le *Paradoxe* dès lors que la différence d'émissions est négative).

Pour limiter cet *effet rebond*, nous recommandons de faire varier le montant du malus avec le prix d'achat du véhicule. En effet, l'augmentation de l'efficacité du système de malus permise par une augmentation du montant du malus n'est pas garantie pour tous les différentiels de prix. Précisément, il existe un montant de malus à partir duquel augmenter son montant conduit à une baisse de l'efficacité du système, et ce seuil diffère selon le différentiel de prix entre les véhicules, comme illustré sur la Figure 3 ci-dessous.

Figure 3: Emissions sans malus moins émissions avec malus (axe Y, en kgCO₂/ménage/an), en fonction du montant du malus (axe X, en €)



Légende : Les courbes en bleu correspondent à un véhicule polluant consommant 5.8L/100km, et celles en marron à un véhicule polluant consommant 8.6L/100km. Par ailleurs, le véhicule polluant est moins cher que le véhicule propre (-3000€) lorsque les courbes sont en pointillés, coûte la même chose que le véhicule propre lorsque les courbes sont fines et coûte plus cher que le véhicule polluant (+3000€) lorsque les courbes sont en gras.

Notes : Les caractéristiques du véhicule propre sont fixées et correspondent aux caractéristiques moyennes d'un véhicule essence en France en 2013 (soient 5.2L/100km et 18 918€). Les valeurs utilisées pour les autres variables sont données en annexe.

Dans la sous-section suivante, nous discutons l'intérêt d'instaurer une taxe à l'usage pour réduire *l'effet rebond* résultant de la mise en place d'une taxe différenciée à l'achat ; de sorte à éviter le *Paradoxe de Jevons*.

3.2 Combiner une taxe à l'usage à la taxe à l'achat différenciée

Le *Paradoxe de Jevons* qui peut apparaître avec l'instauration d'un malus s'explique par une augmentation de la part de véhicules propres dans le total de véhicules neufs. Dans la mesure où la distance parcourue avec ces véhicules est généralement (cela dépend également des prix d'achat des véhicules) plus élevée en raison d'un coût au kilomètre plus faible, ce changement dans la composition du parc se traduit par une hausse de la distance totale parcourue par l'ensemble des véhicules neufs, constituant ainsi *l'effet rebond* discuté dans le paragraphe précédent. Dans une telle situation, réduire la distance parcourue par les véhicules – propres et polluants – permet de diminuer *l'effet rebond*, et de potentiellement éviter le *Paradoxe*. Cette baisse des distances parcourues est précisément l'objectif d'une taxe à l'usage.

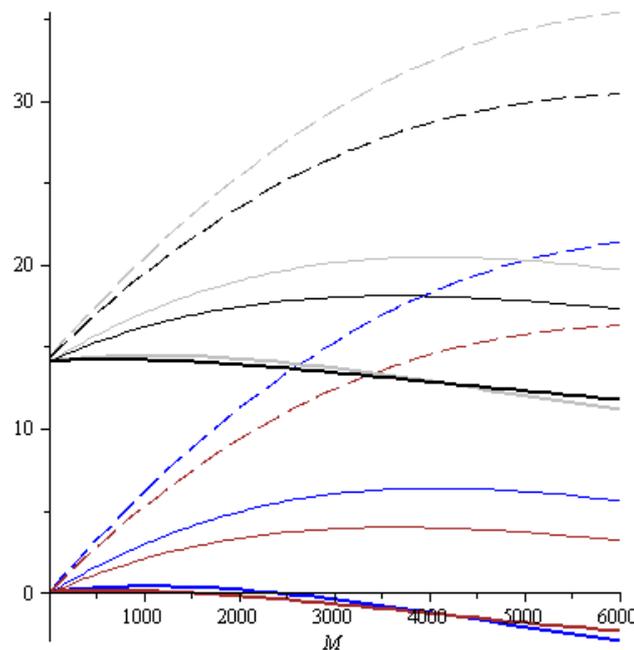
L'effet de la taxe sur le carburant sur *l'effet rebond* au niveau individuel est celui attendu : *l'effet rebond* individuel est réduit. En effet, le conducteur d'un véhicule propre parcourt moins de kilomètres du fait de la taxe, de sorte que le fait d'acheter un véhicule propre plutôt qu'un véhicule polluant en raison de l'instauration du malus se traduit par une moindre hausse des kilomètres.

Au niveau de l'ensemble du parc de véhicules neufs, l'impact que peut avoir la taxe sur le carburant sur la composition du parc doit cependant être pris en compte pour déterminer si la taxe permet effectivement de réduire *l'effet rebond* et donc d'éviter le *Paradoxe*. Dans la pratique, la taxe sur le carburant n'est prise en compte dans la décision d'achat, et ne joue donc un rôle dans la composition du parc que si elle est instaurée avant l'achat des véhicules. Dans ce cas précis, les ménages disposent de deux marges de manœuvre suite à l'instauration de la taxe : ils peuvent choisir d'acheter un véhicule propre (alors qu'ils auraient acheté un véhicule polluant en l'absence de la taxe) d'une part, et/ou ils peuvent diminuer la distance qu'ils parcourent avec leur véhicule d'autre part. Lorsque la taxe est instaurée après l'achat des véhicules, la seule réponse possible pour les ménages réside dans une diminution des distances parcourues. Dans ce deuxième cas, l'effet de la taxe se limite à la baisse de *l'effet rebond* individuel décrit précédemment. *L'effet rebond* au niveau du parc est par conséquent lui aussi réduit. A l'inverse, dans le premier cas, *l'effet rebond* au niveau global peut subsister – voire augmenter – si l'effet de la hausse (provoquée par la taxe sur le carburant) de la part des véhicules propres, qui sont davantage utilisés, fait plus que compenser la baisse de *l'effet rebond* au niveau

individuel. Les caractéristiques des véhicules (consommation au kilomètre et prix d'achat) et les préférences des ménages pour les autres caractéristiques des véhicules expliquent les écarts de composition du parc entre des situations caractérisées par des interventions publiques différentes ; et conditionnent donc le succès de l'instauration de la taxe sur le carburant (lorsqu'elle est instaurée avant l'achat du véhicule) dans l'atteinte de son objectif qu'est une réduction de *l'effet rebond* ; et l'évitement du *Paradoxe*.

Dans l'application réalisée, une taxe d'1.72c€ correspondant à la composante carbone additionnée à la TICPE sur l'essence en 2015 en France (El Beze, 2014) suffit à éviter le *Paradoxe* comme illustré sur la Figure 4 ci-dessous.

Figure 4 : Emissions sans malus moins émissions avec malus et taxe à l'usage (axe Y, en kgCO₂/ménage/an), en fonction du montant du malus (axe X, en euros)



Légende : Les courbes en gris correspondent aux situations représentées par les courbes en bleu dans lesquelles une taxe carbone de 1.72c€ le litre d'essence est introduite. De la même façon, les courbes en noir correspondent aux situations représentées en marron dans lesquelles une taxe carbone a été ajoutée.

Encadré : Formalisation

Le comportement d'un automobiliste est composé de deux étapes : le choix du véhicule et la décision d'usage de ce véhicule. Pour chacune de ces deux étapes, l'automobiliste doit tenir compte de sa contrainte budgétaire. Celle-ci peut s'écrire de la façon suivante : $y - \frac{P^j + M}{T} = C + (p + \tau)f^j k$; avec y le revenu, P^j le prix d'achat du véhicule j , T la durée de détention du véhicule, C la consommation d'un bien composite (son prix est normalisé à 1), k la distance parcourue avec le véhicule, p le prix d'un litre de carburant et f^j la consommation unitaire du véhicule j . On note que M représente le montant du malus, soit un instrument incitatif frappant la décision d'achat ; et τ est la taxe sur le carburant, soit un instrument incitatif frappant l'usage du véhicule.

La **satisfaction retirée de l'usage du véhicule**¹⁶ est conditionnelle au type de véhicule, et est donnée par $U = C^{j^{1-\theta}} k^j$ (θ étant un paramètre de préférence, et également la part du revenu après achat du véhicule consacrée à la dépense en carburant du fait de l'utilisation d'une fonction Cobb-Douglas).

La maximisation de la satisfaction retirée de l'usage du véhicule sous contrainte budgétaire donne la distance parcourue optimale suivante : $k^j = \frac{(y - \frac{p^j + M}{T})^\theta}{(p + \tau)^j}$; et la consommation optimale de bien composite optimale suivante $C^j = (1 - \theta) \left(y - \frac{p^j + M}{T} \right)$.

La **satisfaction retirée du véhicule j** est conditionnelle à l'usage que le consommateur i fera du véhicule, et est donnée par : $V_i^j = \left(y - \frac{p^j}{T} \right) (1 - \theta)^{1-\theta} \left(\frac{\theta}{p^j} \right)^\theta + \eta_i^j$; où η_i^j représente les préférences de l'individu i pour les caractéristiques (hors prix et consommation unitaire) du véhicule j (note : les consommateurs ne se différencient qu'à travers le terme η_i^j).

Chaque consommateur i a le choix entre acheter un véhicule « polluant » (noté « véhicule d » pour dirty) et acheter un véhicule « propre » (noté « véhicule c » pour clean). Les véhicules sont perçus comme « polluant » ou « propre » uniquement en fonction de leur consommation de carburant au kilomètre : on suppose simplement que $f^c < f^d$.

La **règle de décision du consommateur i** consiste à opter pour le véhicule qui lui procure, conditionnellement à l'usage qui sera fait du véhicule, la satisfaction la plus élevée. Au niveau agrégé, la part de consommateurs optant pour le véhicule propre (notée φ^c) est donnée par la probabilité que la préférence relative pour les caractéristiques du véhicule polluant ($\eta_i^d - \eta_i^c$) soit plus faible que l'avantage en termes de satisfaction retirée de l'usage procuré par le véhicule propre par rapport au véhicule polluant ($U^c - U^d$). Mathématiquement, on a $\varphi^c = P(\eta_i^d - \eta_i^c < U^c - U^d)$

L'instauration du malus à l'achat du véhicule polluant se traduit par un surcoût à l'achat de ce véhicule ($M > 0$ si véhicule d et $M = 0$ si véhicule c). On vérifie que le malus a pour effet une hausse de la part de véhicules propres d'une part ($\frac{\partial \varphi^c}{\partial M} > 0$), et une réduction de la distance parcourue avec le véhicule polluant d'autre part ($\frac{\partial k^d}{\partial M} < 0$).

L'instauration d'une taxe à l'usage, de type taxe sur le carburant, se traduit par un surcoût au kilomètre quel que soit le véhicule utilisé. On vérifie que la taxe réduit les distances parcourues avec les deux types de véhicules ($\frac{\partial k^j}{\partial \tau} < 0$).

Conclusion

Les émissions de CO₂ des véhicules particuliers représentent près de la moitié des émissions de CO₂ du secteur des transports en France en 2010. Elles constituent par

¹⁶ Des auteurs comme Muthukrishnan, 2010; Wei, 2013; De Borger et Rouwendal, 2014 considèrent également que la distance parcourue en véhicule particulier procure de la satisfaction au consommateur.

conséquent la cible de multiples instruments de politique publique. Parmi les instruments économiques, les taxes à l'immatriculation ou encore les taxes à la possession d'un véhicule comportent, pour une partie d'entre elles, une composante CO₂. Toutefois, le mode de calcul des taxes à l'immatriculation est complexe parce qu'il repose sur plusieurs critères (âge du véhicule, cylindrée, etc.) ; et le champ d'application des taxes à la possession est restreint (par exemple : véhicules détenus par une entreprise, véhicules anciens). En revanche, les mesures fiscales encourageant les ménages à acheter un véhicule moins émetteur de type bonus-malus constituent un instrument incitatif dont le mode de calcul repose exclusivement sur le niveau d'émissions de CO₂.

Dans ce travail, nous portons une attention toute particulière aux effets de l'introduction d'un malus à l'achat des véhicules les plus émetteurs. Un effet, souvent non anticipé, du malus réside dans la diminution de la distance parcourue avec un véhicule polluant du fait d'un revenu disponible après achat du véhicule plus faible. Par ailleurs, l'effet de cette taxe différenciée à l'achat sur la répartition des ménages entre différents types de véhicules proposés à la vente est celui attendu : la part de véhicules économes en carburant augmente. Cette évolution dans la composition du parc de véhicules neufs est synonyme d'une amélioration de la performance énergétique moyenne du parc. Dans ce contexte, l'analyse du phénomène d'*effet rebond* – soit une augmentation des distances parcourues en réponse à la diminution de la consommation de carburant au kilomètre des véhicules – prend tout son sens.

Nous montrons, à partir d'une simulation d'un modèle comportemental portant sur l'achat et l'usage des véhicules par les ménages, que l'*effet rebond* accompagnant l'instauration d'un malus est fonction du prix d'achat des véhicules proposés à la vente. Précisément, au-dessus d'un certain prix d'achat du véhicule polluant, l'*effet rebond* peut être tel que la consommation totale de carburant après instauration du malus est plus élevée que celle qu'elle aurait été en l'absence du malus. Cette situation est appelée *Paradoxe de Jevons* dans la littérature. Instaurer une taxe à l'usage en complément de la taxe différenciée à l'achat apparaît comme une solution permettant de minimiser l'*effet rebond* à l'échelle individuelle. Ce résultat illustre la pertinence de combiner les instruments de politique publique de manière à cibler parallèlement l'achat et l'usage des véhicules particuliers. En ce qui concerne l'*effet rebond* à l'échelle du parc entier de véhicules neufs, il peut être réduit, et le *Paradoxe* évité, si les ménages ne tiennent pas compte de la taxe à l'usage dans leur décision d'achat du véhicule. Lorsque la taxe à l'usage est instaurée avant l'achat du véhicule, elle peut cependant jouer positivement sur la part de véhicules économes en carburant, ce qui peut contribuer à augmenter les distances parcourues, et vient donc jouer en sens inverse sur le total des distances parcourues et donc sur l'*effet rebond*.

Nous soulignons pour terminer l'intérêt d'étudier explicitement le scénario dans lequel la taxe à l'usage est instaurée seule ; ainsi que les effets de l'ajout à ce scénario d'une taxe différenciée à l'achat. Autrement dit, l'ordre dans lequel les instruments de politique publique sont étudiés aurait pu être inversé. Cet exercice n'est pas mené dans le présent travail, dans la mesure où nous souhaitons porter un intérêt tout particulier au phénomène d'*effet rebond*. Or, celui-ci repose sur une amélioration de la performance énergétique, qu'une taxe à l'usage ne peut modifier. On peut toutefois noter qu'instaurée seule, la taxe à l'usage permet effectivement de diminuer les émissions de CO₂ liées à l'usage des véhicules

particuliers en réduisant les distances parcourues d'une part (cf. Figure 4, lorsque le montant du malus est nul), et qu'ajouter une taxe différenciée à l'achat peut s'avérer être efficace pour réduire davantage les émissions si *l'effet rebond* accompagnant la taxe à l'achat n'est pas trop élevé.

Références

- ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie) (2014). Evolution du marché, caractéristiques environnementales et techniques. Véhicules particuliers neufs vendus en France. Edition 2014.
- Argus (L'): <http://www.largus.fr> (<http://www.largus.fr/actualite-automobile/voiture-moyenne-2013-les-francais-achetent-des-voitures-toujours-plus-cheres-3858379.html>. Mise à jour 05-03-2015).
- Baltas, G., & Saridakis, C. (2013). An empirical investigation of the impact of behavioural and psychographic consumer characteristics on car preferences: An integrated model of car type choice. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 54, 92-110.
- Busse, M. R., Knittel, C. R., & Zettelmeyer, F. (2013). Are consumers myopic? Evidence from new and used car purchases. *The American Economic Review*, 103(1), 220-256.
- CCFA (Comité des Constructeurs Automobiles Français) (2014). L'industrie automobile française. Analyse & Statistiques 2014.
- CCFA (2013). L'industrie automobile française. Analyse & Statistiques 2013.
- CCTN (Commission des Comptes des Transports de la Nation) (2012). Les comptes des transports en 2011. Tome 1 49e rapport à la Commission des comptes des transports de la Nation. Références. Commissariat Général au Développement Durable. Juillet 2012.
- CEC (Chaire Economie du Climat) & Michelin (2013). Vers une mobilité bas carbone. Actes de la journée de travail sur les enjeux économiques de la mobilité bas carbone ; par C. Papaix et B. Meurisse, sous la direction de A. Ayong Le Kama, E. Grab, C. de Perthuis et P. Oliva. Michelin Challenge Bibendum Editions.
- CGDD (Commissariat Général au Développement Durable) (2012). Etude sur les externalités des transports - Le mode routier. Service de l'Economie, de l'Evaluation et de l'Intégration du Développement Durable, Sous-direction Mobilité et Aménagement. Juin 2012
- CGDD (2011). Modèle économétrique sur le choix de véhicules des ménages. *Etudes & Documents n°31*, Janvier 2011.
- CGDD (2010). La mobilité des Français. Panorama issu de l'enquête nationale transports et déplacements 2008. *La Revue du CGDD*, Décembre 2010.
- CGDD (2009). La tarification : un instrument économique pour des transports durables, *La Revue du CGDD*, Novembre 2009.

- Clerides, S., & Zachariadis, T. (2008). The effect of standards and fuel prices on automobile fuel economy: an international analysis. *Energy Economics*, 30(5), 2657-2672.
- Commission Européenne (2013), EU transport in figures. Statistical Pocketbook 2013. European Commission.
- Commission Européenne (2012). An inventory of measures for internalising external costs in transport, European Commission, Directorate-General for Mobility and Transport. DM 28 - 0/110 – Archives. B-1049 Brussels, Belgium. November 2012 FINAL.
- Commission Européenne (2011). White Paper. Roadmap to a single European transport area – Towards a competitive and resource efficient transport system. Brussels, 28.3.2011. SEC(2011) 358 FINAL.
- De Borger, B. & J. Rouwendal (2014). Car User Taxes, Quality Characteristics, and Fuel Efficiency Household Behaviour and Market Adjustment. *Journal of Transport Economics and Policy*, 48(3), 345-366.
- de Palma, A., & Kilani, M. (2008). Regulation in the automobile industry. *International Journal of Industrial Organization*, 26(1), 150-167.
- DGEC, Site de la Direction Générale Energie Climat du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie : <http://www.developpement-durable.gouv.fr> (<http://www.developpement-durable.gouv.fr/Prix-de-vente-moyens-des,10724.html>. Mise à jour 05-03-2015).
- d'Haultfoeuille, X., Givord, P., & Boutin, X. (2014). The environmental effect of green taxation: the case of the french bonus/malus. *The Economic Journal*, 124(578), F444-F480.
- Dubin, J. A., & McFadden, D. L. (1984). An econometric analysis of residential electric appliance holdings and consumption. *Econometrica: Journal of the Econometric Society*, 345-362.
- El Beze, J. (2014). La réforme de la fiscalité énergie: une extension de la tarification du carbone en France. Série Policy Briefs de la Chaire Economie du Climat n°2014-06.
- EPA (Environmental Protection Agency) (2011). Greenhouse gas emissions from a typical passenger vehicle. United States.
- Hivert, L. et J.-L. Wingert (2010). Automobile et automobilité : quelles évolutions de comportements face aux variations du prix des carburants de 2000 à 2008 ? Chapitre de l'ouvrage collectif « Pétrole Mobilité CO2 » coordonné par Y. Crozet. LET. pour PREDIT-DRI (juin 2010).
- INSEE. Site de l'Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques : <http://www.insee.fr> (http://www.insee.fr/fr/themes/tableau.asp?ref_id=NATSOS04202®_id=0. Mise à jour 05-03-2015).
- Lave, C. A., & Train, K. (1979). A disaggregate model of auto-type choice. *Transportation research part A: general*, 13(1), 1-9.

- McIntosh, J., Trubka, R., Kenworthy, J., & Newman, P. (2014). The role of urban form and transit in city car dependence: Analysis of 26 global cities from 1960 to 2000. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 33, 95-110.
- Meurisse, B. (2014). Les flottes de véhicules : quelles stratégies privées et publiques pour quels enjeux économiques et environnementaux ? Série Information et Débats de la Chaire Economie du Climat n°36.
- Moghadam, A. K. (2011). Abatement cost functions for incentive-based policies in the automobile market. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 16(8), 579-585.
- Muthukrishnan, S. (2010). Vehicle ownership and usage charges. *Transport Policy*, 17(6), 398-408.
- Papaix, C. & B. Meurisse (2013). Overview of the policy toolbox for low-carbon road mobility in the European Union. Série Information et Débats de la Chaire Economie du Climat n°26
- PIPAME (Pôle Interministériel de Prospective et d'Anticipation des Mutations Economiques) (2010). Mutations économiques dans le domaine automobile.
- Portney, P. R., Parry, I. W., Gruenspecht, H. K., & Harrington, W. (2003). Policy watch: the economics of fuel economy standards. *Journal of Economic perspectives*, 203-217.
- Prieto, M. (2007). Equipement des ménages et comportements de demande de produits différenciés : application des méthodes d'analyse des données et de choix discrets au cas de l'automobile en France. Comité des Constructeurs Français d'Automobiles. Prix Jean Panhard Edition 2007. Résumé des travaux de recherche.
- Santos, G., Behrendt, H., Maconi, L., Shirvani, T., & Teytelboym, A. (2010). Part I: Externalities and economic policies in road transport. *Research in Transportation Economics*, 28(1), 2-45.
- Schipper, L., Marie-Lilliu, C., & Gorham, R. (2000). Flexing the link between transport and greenhouse gas emissions. *Fuel*, 1009, 16.
- Small, K. A., & Van Dender, K. (2007). Fuel efficiency and motor vehicle travel: the declining rebound effect. *The Energy Journal*, 25-51.
- Sorrell, S., Dimitropoulos, J., & Sommerville, M. (2009). Empirical estimates of the direct rebound effect: A review. *Energy policy*, 37(4), 1356-1371.
- TIS (2002). Study on vehicle taxation in the member states of the European Union Final Report – January 2002. Study conducted for: European Commission – DG Taxation and Customs Union.
- Wei, C. (2013). A dynamic general equilibrium model of driving, gasoline use and vehicle fuel efficiency. *Review of Economic Dynamics*, 16(4), 650-667.
- Ziegler, A. (2012). Individual characteristics and stated preferences for alternative energy sources and propulsion technologies in vehicles: A discrete choice analysis for Germany. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 46(8), 1372-1385.

Annexes

Tableau A.1 : Valeurs utilisées dans la version numérique du modèle

| Intitulé (notation) (unité) | Valeur en 2013 | Source / Explication |
|---|--|---|
| Revenu du ménage (y) (€) | 36 190 | Revenu moyen par ménage en 2012 en France (INSEE) |
| Durée de détention du véhicule (T) (années) | 5,3 | Durée de détention moyenne d'un véhicule en France en 2013 (CCFA, 2014) |
| Paramètre de préférence pour la mobilité en véhicule particulier (θ) | 0,02 | Calibré de sorte à obtenir une distance proche de la distance moyenne parcourue avec un véhicule essence en France en 2013 (CCFA, 2014) |
| Consommation unitaire du véhicule propre (f^c) (L/km) | 0,052 | Consommation unitaire moyenne des véhicules essence en France en 2013 (ADEME, 2014) |
| Consommation unitaire minimum du véhicule polluant ($f^{d_{min}}$) (L/km) | 0,058 | Consommation unitaire à partir de laquelle un malus est appliqué en France en 2013 (Code Général des Impôts) |
| Consommation unitaire maximum du véhicule polluant ($f^{d_{max}}$) (L/km) | 0,086 | Consommation unitaire à partir de laquelle le montant du malus n'augmente plus en France en 2013 (Code Général des Impôts) |
| Prix d'achat du véhicule propre (P^c) (€) | 18 918 | Prix moyen d'un véhicule essence en 2013 en France (calculs à partir de l'Argus) |
| Prix d'achat minimum du véhicule polluant ($P^{d_{min}}$) (€) | 16 000 | (Niveaux de prix choisis pour une bonne lisibilité des graphiques) |
| Prix d'achat maximum du véhicule polluant ($P^{d_{max}}$) (€) | 32 000 | |
| Prix d'un litre de carburant (p) (€/L) | 1,5753 | Prix moyen d'un litre d'essence en France en 2012 (DGEC) |
| Contenu CO ₂ de l'essence (e) (kgCO ₂ /L) | 2,346 | (EPA, 2011) |
| Montant du malus (M) (€) | entre 100 et 6 000 (voir tableau A.2) | Montants de malus appliqués en France en 2013 (Code Général des Impôts) |
| Taxe carbone (τ) (€/L) | 1,72 | Contenu CO ₂ de la TICPE en France en 2015 (El Beze, 2014) |

Tableau A.2 : Montant du malus en fonction des émissions de CO₂ et de la consommation de carburant

| Emissions de CO ₂ (g/km) | Consommation unitaire (L/100km) | Montant du malus en 2013 (€) |
|-------------------------------------|---------------------------------|------------------------------|
| 135 < x < 140 | 5,8 ≤ x < 6,0 | 100 |
| 140 < x < 145 | 6,0 ≤ x < 6,2 | 300 |
| 145 < x < 150 | 6,2 ≤ x < 6,4 | 400 |
| 150 < x < 155 | 6,4 ≤ x < 6,6 | 1 000 |
| 155 < x < 175 | 6,6 ≤ x < 7,5 | 1 500 |
| 175 < x < 180 | 7,5 ≤ x < 7,7 | 2 000 |
| 180 < x < 185 | 7,7 ≤ x < 7,9 | 2 600 |
| 185 < x < 190 | 7,9 ≤ x < 8,1 | 3 000 |

| | | |
|-----------------|--------------------|-------|
| $190 < x < 200$ | $8,1 \leq x < 8,5$ | 5 000 |
| > 200 | $\geq 8,5$ | 6 000 |

Source: Auteur, à partir du Code Général des Impôts,
et en utilisant un contenu CO₂ de l'essence de 2.346kgCO₂/L (EPA, 2011)

DERNIERES PARUTIONS

Une Analyse Contrefactuelle du développement des énergies Renouvelables n°37

Marc BAUDRY et Clément BONNET

Les flottes de véhicules : Quelles stratégies privées et publiques pour quels enjeux économiques et environnementaux ? n°36

Bénédicte MEURISSE avec Hugo BOIS

Climate Change Mitigation in Temperate Forests : The Case of The French Forest Sector n°35

Sylvain CAURLA et Philippe DELACOTE

Comparing Biomass-Based and Conventional Heating Systems with Costly CO2 Emissions: Heat Cost Estimations and CO2 Breakeven Prices n°34

Lilian CARPENE, Vincent BERTRAND et Timothée OLLIVIER

Revue Internationale des Politiques de Soutien aux Energies Renouvelables : les Enseignements du Danemark, de l'Allemagne et de la Chine n°33

Clément BONNET

REDD+ projects in 2014: an overview based on a new database and typology n°32

Gabriela SIMONET, Alain KARSENTY, Christian de PERTHUIS,
Pete NEWTON, Brian SCHAAP

Articles disponibles sur le site chaireconomieduclimat.org

Directeur des publications Information et Débats : Marc BAUDRY

Les opinions exposées ici n'engagent que les auteurs. Ceux-ci assument la responsabilité de toute erreur ou omission

La Chaire Economie du Climat est une initiative de CDC Climat et de l'Université Paris-Dauphine sous l'égide de la Fondation Institut Europlace de Finance

contact@chaireconomieduclimat.org