

Comment les individus valorisent-ils les décès associés à la pollution atmosphérique ?

Une comparaison de trois scénarios hypothétiques

Dominique Ami, Frédéric Aprahamian, Olivier Chanel et Stéphane Luchini *

La valorisation économique d'une diminution du risque de mortalité recourt de plus en plus fréquemment aux techniques d'évaluation contingente. Celles-ci consistent à interroger un échantillon d'individus sur leur « consentement à payer » (CAP) pour réduire ce risque à partir de scénarios hypothétiques. Les CAP dépendent toutefois de nombreux facteurs et notamment de la nature du risque sous-jacent et du scénario proposé pour le réduire. Cet article s'intéresse à la diminution du risque de mortalité associé à une exposition à la pollution atmosphérique et teste l'effet d'une modification du contexte d'évaluation hypothétique à travers trois scénarios : un nouveau médicament, un déménagement et de nouvelles réglementations. Pour analyser les CAP déclarés dans les différents scénarios, nous définissons un cadre d'analyse unifié, théorique puis économétrique, qui prend en compte les préférences des participants pour le présent, ainsi que celles des autres membres du ménage. Deux résultats en découlent. Les taux d'actualisation implicites estimés, spécifiques à chacun des scénarios hypothétiques, se révèlent significativement différents. De l'ordre de 7 % pour le scénario « déménagement », ils sont respectivement de 24 % et 26 % pour les scénarios « médicament » et « réglementation ». Il en résulte des « valeurs d'évitement d'un décès » (VED) moyennes très différentes entre le scénario « déménagement » (801 000 €) d'une part, et les scénarios « médicament » (299 000 €) et « réglementation » (252 000 €) d'autre part.

Rappel :

Les jugements et opinions exprimés par les auteurs n'engagent qu'eux mêmes, et non les institutions auxquelles ils appartiennent, ni *a fortiori* l'Insee.

* Dominique Ami, Aix-Marseille School of Economics, CNRS & EHESS, et IDEP ; Frédéric Aprahamian, université de Toulon (Aix-Marseille School of Economics), CNRS & EHESS ; Olivier Chanel, université Aix-Marseille (Aix-Marseille School of Economics), CNRS & EHESS, GREQAM et IDEP ; Stéphane Luchini, université Aix-Marseille (Aix-Marseille School of Economics), CNRS & EHESS, GREQAM et IDEP.

Les auteurs tiennent à remercier le Ministère de la Recherche pour son soutien financier (contrat no. 045666 ACI Santé et Environnement), le Conseil Régional Provence-Alpes-Côte-d'Azur pour son support technique, ainsi qu'un référé anonyme et le rédacteur en chef pour leurs remarques constructives.

Les préoccupations croissantes de la population pour l'environnement et ses impacts en termes de santé publique conduisent progressivement les gouvernements et les décideurs locaux à mettre en œuvre des politiques publiques adéquates. Les conséquences de ces politiques, notamment leurs coûts élevés, imposent une évaluation aussi rigoureuse que possible de leur efficacité économique. Sans surprise, la prise en compte des contraintes budgétaires est au cœur de cette évaluation puisque de nombreuses autres politiques publiques réclament des financements. S'il existe des domaines de l'action publique pour lesquels il est relativement aisé d'arbitrer, car relevant du secteur marchand, la quantification des coûts et des bénéfices en matière d'impacts sanitaires et environnementaux s'avère, en revanche, particulièrement complexe.

Ainsi, l'évaluation des bénéfices d'une réduction de la pollution de l'air relèvent à 80 % du domaine sanitaire, au sein duquel la réduction du risque de mortalité génère la part la plus importante, généralement entre 70 et 85 %, (Rowe *et al.*, 1995 ; Holland et Forster, 1999 ; IER, 2004 ; EPA, 1999 ; Abt, 2000). Dès lors, la valeur monétaire utilisée pour appréhender les effets mortels d'une politique publique s'avère une variable clef. Si l'attribution d'une valeur économique à un décès est toujours délicate voire choquante, elle s'avère cependant nécessaire dès qu'une décision publique affecte la probabilité de décès des individus. Cette question a ainsi généré une très riche littérature, débutant dès le XVIII^e siècle sur la base des denrées agricoles¹, mobilisant ensuite successivement la méthode du capital humain (Woods et Metzger, 1927), la valorisation par les risques sur le marché du travail (Smith, 1974) et le champ des préférences déclarées (Acton, 1973).

Lorsque cela est possible, l'économiste favorise l'usage de méthodes fondées sur les préférences révélées. Ainsi, l'examen des dépenses supplémentaires engagées par certains acheteurs dans la sécurité passive de leur véhicule peut permettre d'estimer une valeur de la vie spécifique à la sécurité routière. De la même manière, comparer les prix de logements identiques mais localisés dans des environnements plus ou moins pollués peut donner des éléments d'appréciation économique d'une valeur spécifique à certains types de pollution.

Confrontés à la difficulté d'identifier et d'observer dans chaque situation, les pratiques des

individus reflétant leurs préférences, les économistes ont mobilisé de manière croissante un instrument d'évaluation spécifique : la méthode d'évaluation contingente (MEC). Cette méthode d'évaluation non-marchande, reposant sur un scénario hypothétique, estime une valeur d'évitement d'un décès (VED) à partir d'un arbitrage entre la variation de la probabilité de décès d'un individu et son revenu.

Un résultat marquant de l'analyse de la littérature est que la VED dépend largement des caractéristiques du risque de décès : l'âge au moment du décès, la qualité de vie et la nature du risque sous-jacent en sont des déterminants significatifs (voir par exemple Slovic, 1987 ; Cropper *et al.*, 1994 ; Krupnick *et al.*, 2002 ; Alberini *et al.*, 2004). La VED dépend donc des circonstances spécifiques dans lesquelles elle va être mobilisée : les projets publics concernant la sécurité routière devraient s'appuyer sur des VED dérivées des arbitrages entre richesse et risques d'accident de la population concernée. Il en est de même des campagnes de prévention des accidents domestiques ou de la lutte contre divers types de pollution.

Dans cet article, nous avançons dans cette direction en nous intéressant à l'impact des différents éléments associés au contexte dans lequel la personne interrogée est placée lors d'une évaluation hypothétique de la variation d'un même risque de mortalité associé à la pollution de l'air. En effet, les caractéristiques de la transaction proposée peuvent impliquer des modifications importantes du mode de vie de l'individu, comme une modification de sa qualité de vie ou de sa structure de consommation. Dès lors, si le « consentement à payer » (CAP) déclaré pour un changement marginal de la probabilité de décès est conditionnel au contexte décrit par le scénario utilisé, la VED obtenue est potentiellement sensible aux différents éléments constitutifs de ce scénario.

Pourtant, il n'existe pas à ce jour d'analyse formelle de l'existence d'un tel effet puisque les études ne mobilisent en général qu'un scénario et donc, par construction, qu'un seul contexte. Notons que le terme « contexte » prend dans notre travail une acception particulière puisqu'il ne fait pas référence à la nature ou aux caractéristiques du risque (par exemple : sécurité routière versus pollution de l'air). En effet, notre travail a pour cadre unique la valorisation

1. Le fermier général Claude Dupin évaluait ainsi la valeur d'un homme à 180 quintaux de blé (Dupin, 1745).

monétaire d'une variation du risque de mortalité spécifique à la pollution de l'air et le terme « contexte » désigne alors le mécanisme institutionnel particulier dans lequel la transaction hypothétique entre variation de risque et revenu est proposée. Nous examinons l'impact sur les CAP déclarés des caractéristiques de cette transaction, donc des circonstances hypothétiques particulières dans lesquelles une variation du risque est présentée aux individus interrogés. Nous comparons les CAP déclarés pour une variation de probabilité de décès similaire, mais obtenue en recourant à trois scénarios hypothétiques différents, donc trois contextes différents, selon notre terminologie.

Pour ce faire, nous exploitons une enquête d'évaluation contingente, réalisée en octobre 2006 à Marseille auprès de 625 individus. Ces derniers sont répartis en trois sous-échantillons correspondant aux trois scénarios standards de la littérature en évaluation contingente spécifique à la pollution de l'air : la prise d'un nouveau médicament (Krupnick *et al.*, 2002 ; Alberini *et al.*, 2004), un déménagement vers une ville moins polluée (Viscusi *et al.*, 1988, Arahamian *et al.*, 2007) et de nouvelles réglementations afin de diminuer les émissions polluantes (Desaigues *et al.*, 2007a). Ainsi, seul le contexte, au sens où nous l'entendons ici, de la transaction décrite dans les scénarios hypothétiques diffère, toutes les autres modalités de l'expérience restent inchangées.

Pour confronter les CAP déclarés dans les différents scénarios, il nous faut définir un cadre d'analyse théorique unifié. En particulier, les scénarios « déménagement » et « réglementation » impliquent une possible prise en compte par les participants des autres membres du foyer (alors que le scénario « médicament » concerne le participant uniquement) et il nous faut contrôler ce phénomène avant de comparer les comportements de déclaration des préférences. À cette fin, nous adaptons un modèle économique exprimant la VED comme un flux de « valeurs d'années de vie » (VAV) gagnées actualisées, pour soi-même (scénarios « médicament », « déménagement » et « réglementation ») et les autres membres du ménage (scénarios « déménagement » et « réglementation »). Le modèle économétrique qui en est issu permet d'estimer une VAV et une VED, mais également un taux d'actualisation implicite spécifique à chaque scénario.

Les résultats indiquent que la VED estimée diffère selon le scénario utilisé. Elle est ainsi

notablement plus élevée lorsque la réduction de risque est obtenue par un déménagement que par la prise d'un médicament ou par la mise en œuvre d'une réglementation plus sévère en matière d'émissions polluantes.

L'article est organisé comme suit : dans un premier temps sont rappelés les résultats de la littérature et la genèse des trois scénarios ; puis l'enquête est présentée et le concept de contexte sur la base des scénarios précisé ; dans un second temps, un modèle économétrique structurel adapté aux données est élaboré ; puis il est estimé. Une VED spécifique à chaque scénario est alors déduite et des conclusions en sont tirées.

Revue de la littérature

Les évaluations empiriques fondées sur les méthodes des préférences révélées et déclarées ont à ce jour fourni une gamme de valeurs généralement comprises entre 0,7 et 6,5 millions € (voir par exemple quatre méta-analyses récentes : Kochi *et al.*, 2006 ; ASCC, 2008 ; Chestnut et De Civita, 2009 ; ou Lindhjelm *et al.*, 2011).

Un résultat important est que la VED dépend des caractéristiques du risque de décès. En effet, l'âge au moment du décès (et l'espérance de vie de la personne concernée), la qualité de vie (et l'état de santé) ainsi que la nature du risque sous-jacent sont des facteurs pertinents contribuant à expliquer des différences entre VED (voir par exemple Slovic 1987 ; Cropper *et al.*, 1994 ; Krupnick *et al.*, 2002 ; Alberini *et al.*, 2004 ; Krupnick, 2007 ; Chestnut et De Civita, 2009). Hammitt (2007) n'hésite pas à écrire qu'une « évaluation précise nécessite l'utilisation de valeurs spécifiques au scénario ». Ce qui signifie que la VED dépend de la nature du risque mais aussi du contexte dans lequel l'arbitrage entre ce risque et le revenu est proposé.

Toutefois, dans la pratique, de nombreuses études proposent de révéler des valeurs monétaires face à des risques accidentels (transport, travail, substances nocives dans les aliments ou les médicaments), mais très peu se sont attachées aux risques environnementaux. Celles qui estiment une VED spécifique à la pollution atmosphérique sont encore plus rares, et se divisent en trois catégories, présentées ci-dessous.

Études appliquant un facteur de correction

Certains auteurs ont appliqué un facteur de correction largement arbitraire à des VED déterminées dans des cadres différents de celui des risques environnementaux : 0,61 pour Sommer *et al.* (1999) ; 0,7 pour Hartley (1999) ou Pearce et Crowards (1996) ; 0,8 pour Ostro et Chestnut (1998).

D'autres calculent une VAV en considérant la VED comme un flux actualisé de VAV indépendantes de l'âge (suivant par exemple Viscusi *et al.*, 1997 ; ou Hurley *et al.*, 2005 dans un cadre discret) :

$$VED_j = VAV \sum_{t=j}^T \frac{S_{t,j}}{(1+\delta)^{t-j}}$$

où VED_j est la VED pour un individu d'âge j , δ le taux d'actualisation (plus précisément, le taux marginal de préférence temporelle), $S_{t,j}$ la probabilité de survie à l'âge t conditionnelle à avoir survécu jusqu'à l'âge j , et T l'âge maximal que peut atteindre un individu.

Ainsi, Nellthorp *et al.* (2001), dans le programme UNITE, suggèrent une VAV de 109 117 € ($\delta = 0$) ou 172 290 € ($\delta = 3\%$) dans le cadre environnemental. Ces valeurs résultent d'un doublement de la VAV obtenue sur la base d'une VED de 1,72 million € dans un cadre accidentel, afin de tenir compte du CAP supposé plus élevé pour réduire le risque de mortalité dans un cadre environnemental que dans un cadre accidentel. Bickel *et al.* (2006), dans le programme HEATCO, utilisent à l'inverse une VAV inférieure de 33 % dans le cadre environnemental par rapport à celle du cadre accidentel, proposant entre 42 934 et 64 454 € (valeurs également reprises dans Infrast Delft / CE *et al.*, 2008).

D'autres auteurs préfèrent estimer une VED (ou une VAV) à partir d'enquêtes de préférences déclarées dont les scénarios sont spécifiquement conçus pour estimer les bénéfices de politiques de réduction de la pollution atmosphérique. Ils choisissent alors une des deux voies détaillées ci-dessous : imiter les conséquences des effets sanitaires de la pollution atmosphérique, ou utiliser un scénario véritablement contextuel à la pollution atmosphérique.

Études imitant un scénario spécifique à la pollution atmosphérique

Ces études présentent en général aux participants des scénarios hypothétiques qui

reprennent certaines des caractéristiques des effets sanitaires liés à la pollution atmosphérique : des maladies similaires (principalement des voies respiratoires, cardiovasculaires ou des cancers du poumon), des risques annuels de mortalité d'importance semblable portant sur des classes d'âge comparables. Cependant, ces études ne mentionnent jamais la pollution de l'air comme source de l'augmentation du risque de mortalité.

La plupart de ces études reposent sur un instrument d'enquête, initialement développé par Krupnick *et al.* (1998) dans une étude pilote japonaise, qui propose une réduction du risque de décès de l'ampleur de celles qui sont proposées dans des programmes environnementaux, à des participants âgés de 40 à 75 ans. Le scénario hypothétique implique un nouveau médicament dont la prise régulière permet une réduction du risque de décéder d'une maladie au cours des 10 prochaines années de 1 / 1 000 (ou 5 / 1 000), sans référence à la pollution atmosphérique. Ce scénario a ensuite été utilisé dans plusieurs pays et a donné les VED médianes suivantes (converties en millions 2005) : 0,47 au Japon (Krupnick *et al.*, 1999) ; 1,35 au Canada et 1,13 aux USA (Alberini *et al.*, 2004) ; 1,11 en France, 1,7 en Italie et 0,74 au Royaume-Uni (Alberini *et al.*, 2006) ; et entre 0,74 et 1,26 au Brésil (Ortiz *et al.*, 2009). Alberini *et al.* (2006) estiment également une VAV en regroupant les données d'évaluations contingentes menées dans trois pays européens (France, Italie et Royaume-Uni) et obtiennent 57 500 € pour la médiane et 173 700 € pour la moyenne. Ortiz *et al.* (2009) estiment une VAV entre 59 100 et 153 500 € au Brésil.

Alberini et Chiabai (2007) estiment la VED pour réduire le risque de décès d'origines cardiovasculaire et respiratoire en interrogeant un échantillon d'Italiens entre 30 et 75 ans. La VED d'un Italien de 40 ans est estimée entre 740 000 € (médiane) et 1,59 million € (moyenne), et « peut être utilisée pour estimer les bénéfices associés à la mortalité des [...] politiques environnementales limitant l'exposition aux polluants » (p. 256).

Études utilisant un scénario spécifique à la pollution atmosphérique

Une dernière option, utilisée depuis 2004, consiste à évaluer spécifiquement une VED ou une VAV en mentionnant explicitement dans le scénario que la pollution atmosphérique est la cause d'une augmentation du risque de mortalité.

Bien que cela constitue le seul moyen pour obtenir une VED véritablement spécifique à la pollution de l'air, une revue exhaustive d'environ 300 articles calculant une VED ne permet de recenser que six études fondées sur un scénario propre à la pollution de l'air : trois en Europe et trois en Asie².

Dans un scénario considérant les risques sanitaires associés à la pollution de l'air pour un échantillon de résidents du Royaume-Uni, Chilton *et al.* (2004) ont obtenu une VAV moyenne pour un état de santé normal de 45 000 € (27 600 £), décroissant avec l'âge. La réduction de la mortalité est exprimée comme une augmentation de l'espérance de vie : « vous et tout le monde dans votre ménage pouvez vous attendre à vivre environ un mois de plus dans votre / leur état normal de la santé » (p. 6 et 65). Cette réduction est obtenue grâce à diverses réglementations qui réduisent les émissions des usines et des automobiles, et par l'utilisation de carburants plus propres, mais qui augmentent le coût de la vie pour le ménage. Notons que l'enquête est menée au niveau du ménage et que les VED individuelles sont obtenues en divisant le CAP des ménages par le nombre de membres du ménage. Ainsi, la VAV est obtenue sous l'hypothèse d'un poids égal pour chaque membre du ménage.

Desaigues *et al.* (2007b, 2011) ont utilisé une approche similaire à celle de Chilton *et al.* (2004) pour 9 pays européens, fondée directement sur les changements de l'espérance de vie. Elle implique également de nouvelles réglementations appliquées aux entreprises et aux activités polluantes (industries, transports, etc.), ce qui augmente le coût de la vie. La dimension bien public du scénario soulève la question de l'importance des effets positifs sur d'autres membres de la société qui ne sont pas pris en compte dans l'analyse. Se fondant sur les valeurs moyennes obtenues pour une amélioration de l'espérance de vie de 3 mois, ils recommandent l'utilisation d'une VAV de 40 000 € pour l'Europe des 25.

Plus récemment, Chanel et Luchini (2013) ont utilisé dans une ville française (Marseille), un scénario inspiré de Viscusi *et al.* (1988) et Guria *et al.* (1999). Ils offrent un choix hypothétique entre un déménagement avec les autres membres du foyer, vers une ville parmi deux, aux caractéristiques identiques (taille de la ville, logement, conditions météorologiques, services publics, etc.) à l'exception du coût de la vie et du niveau de pollution de l'air. La réduction de la mortalité

est exprimée comme un gain en années de vie d'un groupe aléatoire de 100 personnes exposées au risque et suivies jusqu'à l'âge de 80 ans, ce qui correspond à une réduction annuelle de 4 pour 10 000. Les auteurs obtiennent une VAV moyenne estimée de 1,61 million €, et estiment explicitement un poids associé aux différents membres du ménage³.

Parmi les trois études réalisées en Asie, Wang et Mullahy (2006) ont estimé la VED pour réduire la mortalité liée à la pollution atmosphérique dans une ville chinoise (Chongqing). Le scénario utilise un nouveau programme visant à réduire la pollution atmosphérique et financé par la collecte d'une taxe spéciale pour couvrir ses coûts. Il comporte, également, comme dans Desaigues *et al.* (2007b), une dimension de bien public non prise en compte. En outre, il utilise de très faibles changements de risque (5 /100 000 par an), ce qui peut dérouter les participants (voir par exemple Pidgeon et Beattie 1997, ou Hammit et Graham, 1999, sur la perception des faibles risques). La VED obtenue est de 36 950 €, et selon les auteurs, correspond à environ 3,26 millions € pour un citoyen américain lorsqu'exprimée en dollars corrigés de la parité de pouvoir d'achat et des salaires journaliers entre la Chine et les États-Unis.

À Taiwan, Hammit et Liu (2004) ont proposé un scénario qui protège l'ensemble des individus vivant sous un même toit grâce à des équipements de contrôle de la pollution atmosphérique imposés aux usines par le gouvernement. Cela réduit la probabilité de décéder de 2 /100 000 (8 /100 000) par an pour un membre du ménage, mais augmente le coût de nombreux autres biens. Ils estiment la VED médiane pour une bronchite fatale (resp. le cancer du poumon) liée à la pollution atmosphérique industrielle entre 1,2 et 1,8 million € (resp. 1,7 et 2,4 millions €). Bien que les auteurs reconnaissent que les « CAP peuvent inclure une composante altruiste » (p. 82), ils ne la prennent pas en compte.

Enfin, Vassanadumrongdee et Matsuoka (2005) ont trouvé une VED entre 0,71 et 1,27 million €

2. Notons que Soguel et van Griethuysen (2000) ont utilisé un échantillon de 199 participants suisses pour estimer une VAV implicite fondée sur un scénario qui isole le CAP pour une heure de gain de vie par an. Bien que la VAV estimée soit raisonnable (39 000 €), l'obtenir comme 24 x 365 fois la valeur d'une heure de vie sauvée nous semble différent d'une valorisation sur la base d'une année.

3. Notons qu'un traitement antérieur de cette base conduisait Chanel *et al.* (2004) à une VED moyenne de 890 000 €, mais supposait de façon implicite, un poids unitaire à chaque membre du ménage, comme Chilton *et al.* (2004).

pour un risque de mortalité du à la pollution de l'air chez les habitants de Bangkok. En révélant le CAP pour un dépistage individuel qui permettrait de détecter une déficience dans le système respiratoire (et donc diminuerait la probabilité de décès), ils évitent le problème de l'altruisme dans leur évaluation. Toutefois, contrairement aux cinq études précédentes, ils réduisent la mortalité obtenue non pas par une différence d'exposition à la pollution de l'air, mais par un acte médical, dans l'esprit du médicament utilisé par Krupnick *et al.* (1998). En outre, la très faible réduction annuelle du risque de mortalité proposé (3 /100 000 et 6 /100 000) soulève la question de la perception correcte de la variation du risque par les participants.

Cette revue de la littérature indique que trois contextes sont utilisés de façon privilégiée dans les scénarios pouvant concerner la réduction du risque de mortalité lié à la pollution de l'air : les réglementations (Chilton *et al.*, 2004 ; Desaignes *et al.*, 2007b, 2011 ; Hammitt et Liu, 2004), le déménagement (Chanel *et al.*, 2004 ; Chanel et Luchini, 2013) et le médicament ou le traitement médical (Krupnick *et al.*, 1998, 1999 ; Alberini *et al.*, 2004, 2006 ; Ortiz *et al.*, 2009 ; Vassanadumrongdee et Matsuoka, 2005). Elle indique par ailleurs combien il est difficile de traiter avec succès à la fois l'altruisme et le problème de la perception des très faibles changements dans la probabilité de décès dans les scénarios spécifiques à la pollution atmosphérique. Lorsque les avantages potentiels pour les autres membres de la société ont été écartés, l'altruisme envers les autres membres de la famille est arbitrairement supposé d'un poids égal pour chaque membre du ménage. Ceci nous amène à concevoir un cadre prenant en compte de manière satisfaisante l'altruisme et la perception des faibles probabilités de décès, et à le décliner selon trois contextes hypothétiques différents : réglementations, déménagement et médicament.

Mise en œuvre de l'enquête d'évaluation contingente

Déroulement de l'enquête

L'enquête d'évaluation contingente s'est déroulée du 10 au 12 octobre 2006, dans l'hémicycle du Conseil régional Provence-Alpes-Côte d'Azur, lors de neuf sessions regroupant entre 43 et 117 participants. Chacun des 625 participants

a été recruté au moyen de publicités dans les médias locaux (presse écrite, radio, télévision) et gratifié d'un bon d'achat de vingt euros en contrepartie de sa participation. Afin de limiter les biais de sélection éventuels, le thème précis de l'enquête n'était pas mentionné au profit d'un thème annoncé plus général : « la qualité de vie dans la région PACA ».

Le mode de passation est particulier puisque dans chaque session, les participants ont répondu de façon simultanée à l'enquête en utilisant, pour certaines questions, les boîtiers de vote électronique des conseillers régionaux. Ce dispositif singulier d'enquête permet d'appliquer simultanément à un grand nombre de personnes le même protocole d'enquête et ainsi de contrôler strictement un certain nombre de biais d'enquête (voir une présentation des avantages de ce mode dans Chanel *et al.*, 2004 ; ou Ami *et al.*, 2011). D'autre part, il permet d'appliquer à chacune des différentes sessions, des protocoles dont les différences sont parfaitement contrôlées par le chercheur. Enfin, l'utilisation d'un système de vote permet de mettre en œuvre des techniques issues des méthodes traditionnelles d'enquête ainsi que des techniques issues de l'économie expérimentale, dont l'utilisation est d'ordinaire restreinte à des populations très spécifiques comme les étudiants.

L'enquête s'articule en trois parties distinctes. La première comporte des questions concernant les caractéristiques socio-économiques des participants, quantifiant leur information privée initiale sur la pollution de l'air dans la région PACA, concernant leurs comportements vis-à-vis de l'environnement, de la santé (alimentation, choix de médecine,...), etc. Dans cette première partie, rien n'indique clairement que le thème principal de l'enquête est la pollution de l'air. La seconde partie comporte l'énoncé du scénario propre à la session et les questions de déclaration des CAP, que nous détaillons dans la section suivante. La troisième partie comprend des questions concernant les éventuels symptômes ou maladies liés à la pollution de l'air dont peuvent souffrir le participant ou sa famille, l'attitude générale du participant vis-à-vis des risques de la vie quotidienne ainsi que les activités sportives pratiquées.

Scénario hypothétique et révélation des CAP

Les neuf sessions, d'une durée moyenne de soixante-quinze minutes, furent toutes différentes

puisque chacun des trois scénarios fut l'objet de trois conditions expérimentales (conduisant à un *design* 3 x 3).

Les trois scénarios hypothétiques

Tous les participants d'une session ont répondu à un même scénario, choisi parmi les trois couramment utilisés dans les enquêtes d'évaluation contingente révélant les CAP pour réduire les effets de la pollution de l'air (la formulation exacte de chacun des scénarios est reproduite en annexe 1).

Le premier, appelé scénario « Médicament », s'inspire de celui développé par Krupnick et son équipe (Krupnick *et al.*, 2002 ; Alberini *et al.*, 2004). Nous demandons combien la personne interrogée serait prête à payer pour un nouveau médicament devant être pris tous les mois, et qui réduirait de moitié les effets sanitaires de long terme associés à une exposition à la pollution atmosphérique. Notons que cette approche diffère cependant de celle utilisée par Alberini *et al.* (2004) et Krupnick *et al.* (2002) qui, lorsqu'ils présentent le nouveau médicament aux participants, ne mentionnent pas explicitement la pollution de l'air, mais seulement une réduction de la mortalité.

Le deuxième, appelé scénario « Déménagement », s'inspire de celui proposé par Viscusi *et al.* (1988) et développé par Chanel *et al.* (2004) et Aprahamian *et al.* (2007) dans le cadre de la pollution de l'air. Nous demandons au participant combien il serait prêt à payer pour déménager avec sa famille vers une ville parmi deux similaires (taille, climat, services publics...), qui ne diffèrent que par le coût de la vie et le niveau de pollution. Marseille, la plus grande ville de la région, est utilisée comme référence pour tous les participants.

Le troisième, appelé scénario « Réglementation », s'inspire de celui développé par Desaiques *et al.* (2007a, 2011) au sein du programme *New Energy Externalities Developments for Sustainability project* (NEEDS) soutenu par la Commission Européenne. Il implique de nouvelles réglementations qui doivent s'appliquer aux firmes et aux activités polluantes (industries, transport, etc.). Dans la mesure où ces activités vont accroître le coût de la vie à travers le prix des biens et services, nous demandons au participant combien il serait prêt à payer pour que ces mesures soient mises en œuvre. La ville de Marseille est là aussi utilisée comme référence.

Notons que la cohérence des scénarios nous impose des différences dans la formulation de leurs conséquences : le médicament « permet de réduire de moitié les maladies et les décès associés à une exposition de long terme à la pollution atmosphérique », alors que le déménagement et la réglementation permettent de « réduire de moitié le nombre de jours de pollution ». Toutefois, les effets sanitaires (et en particulier les effets mortels qui sont révélés de façon séparée) sont les mêmes dans les trois scénarios (une réduction de moitié), et seul le moyen par lequel ces effets sont obtenus diffère.

Les trois conditions expérimentales

Parallèlement aux trois scénarios, chaque session fut l'objet d'une condition expérimentale susceptible de modifier l'expression des CAP individuels. Ainsi, selon la session à laquelle il prenait part, chaque participant a bénéficié d'une des trois conditions suivantes avant les questions de révélation des CAP :

- « Texte *Cheap talk* » : il s'agit d'un texte, lu à haute voix et qui est aussi affiché sur les écrans, rappelant brièvement le caractère hypothétique de l'enquête et la contrainte budgétaire du ménage. Il n'impose aucune conséquence pour les participants et a pour but de vérifier de quelle manière les informations contenues dans ce texte affectent le montant du CAP exprimé.

- « Pétition » : il s'agit d'exposer les participants à un acte d'engagement en relation avec la dimension environnementale avant l'exercice d'évaluation contingente, afin de vérifier si la réalisation d'un comportement *a priori* anodin (dit « acte préparatoire »⁴) a des conséquences sur les attitudes et les comportements des participants (en conformité avec les hypothèses formulées en psychologie sociale par Kiesler, 1971 ; ou Joule et Beauvois, 1998)⁵.

- « Standard » qui ne comporte aucune des conditions ci-dessus et servira de façon évidente de référence.

4. En pratique, l'acte préparatoire proposait aux participants de signer une pétition dans laquelle il était demandé aux futurs candidats à l'élection présidentielle de 2007 (qui devait se dérouler six mois plus tard), de prendre position officiellement sur la question de la protection de l'environnement.

5. Cette enquête faisait partie d'un programme de travail plus large exposé dans Ami *et al.*, (2008b). Le lecteur intéressé par l'étude de l'impact du texte *Cheap Talk* et de la Pétition sur les réponses de protestation et les CAP peut se reporter respectivement à Ami *et al.* (2011) et Ami *et al.* (2008a).

Révélation des CAP

La seconde partie de l'enquête comporte également les questions d'expression des CAP. Après la lecture du scénario, un premier CAP pour diminuer les effets de la pollution atmosphérique est révélé à l'aide d'un mécanisme d'enchères ascendantes. Huit valeurs sont proposées : 10, 50, 100, 200, 400, 700, 1 000, 1 500 € par mois (soit 120, 600, 1 200, 2 400, 4 800, 8 400, 12 000, 18 000 € par an). Au terme du processus d'enchères, le participant est invité à reporter la somme exacte qu'il consent à payer par une question ouverte. Les réponses de protestation sont repérées par des questions adéquates⁶.

Puis, les effets de la pollution atmosphérique sont séparés en trois types : les « effets sur le cadre de vie », les effets morbides (« maladies supplémentaires liées aux effets irritants »), et les effets mortels (« décès supplémentaires »). Les informations relatives aux effets mortels sont ensuite communiquées aux participants de la même façon quel que soit le scénario (voir annexe 2).

Afin de déterminer la fraction du CAP que les participants accordent aux seuls effets mortels, une nouvelle situation est finalement proposée, dans laquelle seuls les effets mortels de la pollution sont réduits (voir la formulation exacte pour chacun des trois scénarios dans l'annexe 2). Les participants doivent alors déterminer, à l'aide d'une échelle graduée, le pourcentage de leur dernier CAP déclaré qu'ils seraient prêts à payer. La réponse à cette question est utilisée dans les modèles économétriques de la partie modélisation et permet l'estimation d'une VED.

Effet de contexte

Même si chacun de ces scénarios repose sur l'évaluation de l'effet d'un changement identique de la probabilité de décès dans le cadre de la pollution de l'air, la VED et la VAV qui en découlent sont conditionnelles au scénario. Dès lors, la VED et la VAV peuvent s'avérer sensibles aux différents éléments constitutifs du contexte. Cette difficulté est soulignée dans des travaux récents (Chilton *et al.*, 2004, Krupnick *et al.*, 2002, Alberini *et al.*, 2004, 2011, Chanel *et al.*, 2004 et Desaignes *et al.*, 2007b), si bien que l'effet de contexte est au cœur des débats sur l'évaluation de ces deux indicateurs, VED et VAV.

Franchissons un pas de plus afin d'analyser cette difficulté. De façon générale, lors d'une enquête d'évaluation contingente, c'est le scénario hypothétique qui permet de décrire précisément la transaction proposée. Le scénario combine trois éléments fondamentaux :

- Le bien proposé et le montant de ses variations ;
- Le mécanisme institutionnel hypothétique grâce auquel le bien et ses variations seront rendus disponibles au participant ;
- Le format de révélation des préférences.

Dans les trois scénarios utilisés, le bien proposé et le montant des variations ainsi que le format de révélation des préférences sont les mêmes. Toutes choses égales par ailleurs, c'est donc le mécanisme institutionnel qui fixe, dans notre travail, le contexte de la décision. Le caractère hypothétique de la MEC procure ainsi au mécanisme institutionnel utilisé lors de l'évaluation, un rôle crucial, puisque les valeurs exprimées par le participant se forment à partir d'informations communiquées et non de comportements réels.

En matière de MEC, la théorie économique et nos travaux antérieurs apportent plusieurs éléments utiles à la construction d'une analyse des effets de contexte dans le cadre de la pollution de l'air. Premièrement, qu'il est vain de vouloir s'affranchir de cet effet de contexte lors d'une enquête d'évaluation contingente. Celui-ci est indissociable de la construction d'un scénario hypothétique. Deuxièmement, que les éléments susceptibles d'induire des variations du CAP déclaré lors d'une enquête d'évaluation contingente incluent notamment les caractéristiques des différents mécanismes institutionnels proposés, les comportements que ce mécanisme peut induire sur le participant et les perceptions de ce mécanisme ou du bien. Troisièmement, qu'il est possible de prédire dans la plupart des cas le signe, positif ou négatif, de l'impact de ces différents éléments sur les CAP déclarés. En dernier lieu, nous pouvons supposer que certaines caractéristiques du contexte comme l'incertitude, la dimension publique ou non du mécanisme institutionnel considéré ou la possibilité qu'il offre (ou non) d'exprimer des comportements altruistes joueront, si elles peuvent

6. L'enquête comportait la révélation d'autres CAP consécutivement à des apports d'informations objectives et subjectives sur les effets de la pollution, qui ne sont pas traités ici (voir une présentation complète dans Ami *et al.*, 2008b).

se manifester, un rôle dominant lors de la révélation des préférences individuelles.

Pour notre étude, plusieurs éléments sont prépondérants. Tout d'abord, le marché hypothétique lui-même, c'est-à-dire les caractéristiques de la demande et de l'offre ainsi que la structure du marché. Ainsi, il détermine si l'offre de bien est antérieure ou postérieure à l'expression de la demande. Dans le scénario « Déménagement », l'offre de bien décrite à travers la possibilité de déménager vers une ville moins polluée laisse supposer que cette offre existe avant que le participant n'exprime une demande. Cette caractéristique du scénario « Déménagement » réduit l'incertitude sur l'offre. Pour les scénarios « Médicament » ou « Réglementation », l'offre elle-même, apparaît comme hypothétique. L'incertitude qui concerne la fourniture du bien peut paraître importante dans le cas du scénario « Réglementation » qui nécessite que de nouvelles lois et réglementations soient votées, mises en place et respectées (**effet incertitude**). De plus, ce scénario repose sur un mécanisme institutionnel ayant une forte dimension publique ce qui est susceptible de générer des CAP déclarés plus faibles que lorsqu'un bien privé échangé sur un marché est proposé. Ces deux dimensions de l'offre peuvent accentuer le caractère hypothétique de ce scénario par rapport aux deux autres et leur impact sur le CAP déclaré devrait être négatif (**effet bien public**).

Le mécanisme institutionnel utilisé afin que se réalise la transaction hypothétique peut amener le participant à considérer des éléments pouvant s'interpréter comme des effets externes liés à l'offre ou de la demande du bien. Du côté de la demande et pour le scénario « Médicament », par exemple, la prise régulière (une fois par mois) d'un médicament peut être perçue comme une contrainte supplémentaire dans son mode de vie ou comme susceptible de faire apparaître des effets secondaires (bien que le scénario précise que cela n'est pas le cas). De plus, en France, le fait que le médicament ne soit pas remboursé comme le précise le scénario (et cette précision est indispensable à l'expression des préférences à travers le mécanisme institutionnel retenu et qui est strictement privé) peut faire émerger des doutes sur l'efficacité du médicament. Là encore, il est possible d'anticiper un effet négatif sur les CAP déclaré (**effet externe négatif**)⁷. Du côté de l'offre, bien que les scénarios « Réglementation » et « Déménagement » demandent explicitement au participant de se limiter à l'évaluation des effets sanitaires, l'offre du bien telle qu'elle est décrite dans chacun de ces scénarios passe par

une réduction de la pollution atmosphérique, ce qui n'est pas le cas du scénario « Médicament » qui se limite aux effets sanitaires. Cette réduction de la pollution de l'air peut s'accompagner d'effets olfactifs ou visuels positifs dont l'impact sera positif sur le CAP déclaré (**effet externe positif**).

La compréhension et la perception de la transaction proposée est aussi importante car les participants peuvent être plus ou moins familiers avec les mécanismes institutionnels mobilisés. Le lien entre la transaction proposée et le bien évalué peut apparaître plus ou moins clairement. Ainsi, de nombreux participants sont susceptibles d'avoir déménagé ou acheté un médicament même si ce n'est pas pour des raisons liées à la qualité de l'air. Dans ce domaine, le scénario « Réglementation » pourrait paraître le plus familier. Cependant, même si des lois sont votées quasi quotidiennement, le choix du véhicule de paiement peut être déroutant pour le participant. Au final, le lien entre une augmentation générale du coût de la vie apparaît moins direct que celui entre le prix d'un médicament et le bénéfice sanitaire qu'il est censé permettre d'obtenir (**effet familiarité**).

De même, un déménagement est généralement associé à des dépenses importantes et ponctuelles, ce qui est moins le cas lors de la prise régulière d'un médicament ou d'une augmentation des prix liée au respect d'une loi en faveur de l'environnement. Il est donc envisageable que cette dimension conduite à un CAP plus élevé pour « Déménagement » que pour les scénarios « Médicament » ou « Réglementation », même si le bénéfice sanitaire est le même dans les trois scénarios. Une autre dimension porte sur la flexibilité temporelle dans la mise en œuvre du mécanisme : très faible pour « Réglementation » une fois qu'elle est mise en place, faible pour « Déménagement » qui implique un délai, mais très forte pour « Médicament » dont la consommation peut être suspendue (ou commencée) à tout moment. Ces dimensions peuvent elles aussi avoir un impact, positif ou négatif sur les montants déclarés (**effet temporel**).

En dernier lieu, les différents mécanismes institutionnels proposés peuvent éventuellement permettre au participant d'exprimer des comportements altruistes. Cette opportunité est présente dans les scénarios « Réglementation » et « Déménagement » et absente dans le scénario « Médicament » (**effet altruisme**).

⁷ Voir Desaignes et al. (2007b) pour la pertinence de ces arguments à l'encontre du scénario « Médicament ».

L'analyse précédente souligne que le contexte dans lequel va être proposée la transaction, pour un même bien, est déterminant dans l'expression du CAP. La section suivante présente les résultats économétriques qui confirment l'existence de cet effet de contexte. Nous nous attachons plus particulièrement à dériver une VED individuelle et une VAV dans les trois contextes décrits, dont deux permettent d'exprimer des comportements altruistes, familiaux dans scénario « Déménagement », plus généraux dans le scénario « Réglementation ».

Un cadre théorique permettant de dériver une VED individuelle et une VAV lorsqu'un ménage est concerné dans son intégralité par la

diminution du risque de mortalité est nécessaire pour pouvoir traiter les résultats des scénarios « Déménagement » et « Réglementation » avec ceux de « Médicament ».

Modélisation économétrique

Le modèle individuel d'allocation optimale des ressources sur la durée de vie espérée a été étendu aux membres d'un ménage et à l'introduction d'une VAV dans Chanel et Luchini (2013). Il est brièvement présenté dans l'encadré, accompagné des développements spécifiques à l'étude du contexte.

Encadré

CADRE THÉORIQUE ADAPTÉ AUX MEMBRES D'UN MÉNAGE

Soit un individu i , membre d'un ménage composé de \bar{n} individus indicés par $n = 1, \dots, \bar{n}$ et d'âges j^n . Son CAP pour une variation du risque de mortalité de l'ensemble des membres du ménage $d\mu$, pendant la durée D , conduit à l'expression suivante :

$$(Dd\mu)^{-1}CAP_i = VAV \sum_{n=1}^{\bar{n}} \int_{j^n}^{\bar{j}^n} e^{-\delta(t^n - j^n)} S_{t^n, j^n} dt^n \quad (1)$$

où \bar{j}^n représente l'âge auquel le membre n du ménage est supposé quitter le ménage, δ est le taux marginal de préférence pour le présent permettant d'exprimer en valeur courante les années de vie futures, et S_{t^n, j^n} la probabilité pour l'individu n d'être vivant à l'âge t^n conditionnellement au fait d'avoir survécu jusqu'à l'âge j^n .

Il convient d'exprimer le membre de droite de l'équation (1) afin d'estimer le taux d'actualisation δ et la valeur d'une année de vie gagnée VAV . L'intégrale intervenant dans cette équation ne possédant pas de solution analytique puisque la probabilité de survie conditionnelle d'un individu d'âge j^n (S_{t^n, j^n}) est elle-même une intégrale, nous approximations cette expression par :

$$(Dd\mu)^{-1}CAP_i = VAV \sum_{n=1}^{\bar{n}} \int_0^{LL_{j^n}} e^{-\delta t^n} dt^n \quad (2)$$

où LL_{j^n} est l'espérance de vie à l'âge j^n (i.e. $\int_{j^n}^{\bar{j}^n} S_{t^n, j^n} dt^n$).

La résolution de l'intégrale dans (2) donne :

$$(Dd\mu)^{-1}CAP_i = VAV \sum_{n=1}^{\bar{n}} \delta^{-1} (1 - e^{-\delta LL_{j^n}}) \quad (3)$$

Remarquons que, dans la spécification précédente, la VAV est homogène dans l'échantillon. Les participants ayant vraisemblablement des préférences différentes sur les arbitrages entre revenu et survie, il convient de permettre à la VAV de dépendre de caractéristiques individuelles susceptibles de capturer l'hétérogénéité des préférences :

$$VAV_i = X_i \beta$$

où X_i est un vecteur de caractéristiques individuelles.

Ensuite, le modèle doit autoriser des disparités dans les évaluations des participants en fonction du scénario hypothétique auquel ils ont été confrontés. Nous rendons donc le taux d'actualisation dépendant du scénario, et le notons δ_s .

Finalement, l'équation (3) suppose que les années de vie gagnées ont le même poids quel que soit le membre du ménage considéré. Nous atténuons cette hypothèse en introduisant deux fonctions de pondération $\alpha_a(\cdot)$ et $\alpha_k(\cdot)$, dépendant respectivement du nombre d'enfants n_k et du nombre d'adultes n_a qui composent le ménage, participant exclu.

L'équation que nous cherchons à estimer s'écrit donc finalement :

$$(Dd\mu)^{-1}CAP_i = VAV_i \delta_s^{-1} \left[(1 - e^{-\delta_s LL_{j^j}}) + \alpha_a(n_a) \sum_{a \in Adultes} (1 - e^{-\delta_s LL_{j^a}}) + \alpha_k(n_k) \sum_{k \in Enfants} (1 - e^{-\delta_s LL_{j^k}}) \right] \quad (4)$$

où s indice le scénario, a les adultes, k les enfants.

La déclinaison de l'équation (4) en un modèle économétrique permettant de traiter les données de l'enquête nécessite un certain nombre de choix.

Tout d'abord, il convient de spécifier la variation du risque de mortalité induite par les différents scénarios hypothétiques ($d\mu$) ainsi que sa durée (D). Le changement de risque proposé dans les trois scénarios est exprimé sur une période de 10 ans pour éviter de présenter de trop faibles probabilités aux participants, et représente une diminution du risque de mortalité de 50 %. En s'appuyant sur les niveaux de pollution observés dans les Bouches-du-Rhône et sur les données épidémiologiques adéquates (Künzli *et al.*, 2000), la variation du risque annuel de mortalité $d\mu$ correspondante est estimée à 0,0004328⁸. Quel que soit le scénario (« Médicament », « Déménagement » ou encore de « Réglementation »), chaque participant déclare un paiement mensuel CAP_i . En négligeant l'actualisation infra-annuelle, le CAP mensuel est alors multiplié par douze pour obtenir le CAP annuel de chaque participant ($D = 1$).

Ensuite, des disparités affectent les scénarios. La première est structurelle puisqu'induite de façon explicite par le scénario « Médicament ». Dans ce scénario, les participants déclarent un CAP uniquement pour eux-mêmes. Il ne faut donc pas tenir compte, dans le modèle, des autres membres du ménage pour ces participants : la somme de l'équation (3) disparaît alors pour les participants ayant répondu à ce scénario, et ne subsiste que la VAV pour le participant lui-même.

Cette contrainte structurelle ne permet toutefois pas au modèle de distinguer les scénarios « Déménagement » et « Réglementation ». Cette restriction est alors résolue par l'introduction de taux d'actualisation différents. Les coefficients de l'équation de la VAV sont alors susceptibles de varier en fonction des scénarios puisqu'ils sont multipliés par l'inverse du taux d'actualisation comme l'indique l'équation (3). Cette dépendance du taux d'actualisation au scénario considéré est modélisée de la façon suivante :

$$\delta_s = 1 / (1 + \exp(\gamma + I_m \gamma_m + I_r \gamma_r))$$

Les paramètres γ_m et γ_r capturent les variations des taux d'actualisation dans les scénarios « Médicament » et « Réglementation »

et l'indice s représente un des trois scénarios. L'utilisation d'une fonction logistique assure que le taux d'actualisation est compris entre 0 et 1.

Puis, les formes fonctionnelles retenues pour les poids $\alpha_a(n_a)$ et $\alpha_k(n_k)$ doivent être choisies. Ce sont des polynômes d'ordre 2 qui dépendent du nombre d'adultes (n_a) et du nombre d'enfants (n_k) dans le ménage :

$$\begin{cases} \alpha_a(n_a) = \alpha_{a1}n_a + \alpha_{a2}n_a^2 \\ \alpha_k(n_k) = \alpha_{k1}n_k + \alpha_{k2}n_k^2 \end{cases} \quad (5)$$

L'utilisation de poids dépendant du nombre d'enfants ou d'adultes du ménage, permet de distinguer statistiquement deux ménages pour lesquels le nombre d'années de vie gagnée est identique mais dont l'un est composé de jeunes individus et l'autre d'un nombre supérieur d'individus plus âgés.

Le poids du participant est implicitement normalisé à 1 dans l'évaluation, ce qui conduit aux hypothèses suivantes :

(a) lorsque $\alpha_{a1} = \alpha_{k1} = 1$ et $\alpha_{a2} = \alpha_{k2} = 0$, le participant évalue de façon égale les années de vie gagnées pour lui-même et pour les autres membres du ménage

(b) lorsque $\alpha_{a1} = \alpha_{k1} = \alpha_{a2} = \alpha_{k2} = 0$, le participant ne considère que son propre bien-être quand il déclare son consentement à payer.

Enfin, l'ajout d'un terme d'erreur indépendamment et identiquement distribué (i.i.d.) ε_i à l'équation (4) conduit à l'estimation d'un modèle de régression non-linéaire en ses paramètres, dont nous présentons les résultats dans la section suivante.

Estimation des VED contextuelles

Statistiques descriptives

Dans l'ensemble, l'échantillon n'est pas représentatif de la population du département des Bouches-du-Rhône (pris comme référence en

8. Les détails de cette estimation sont donnés dans Chanel *et al.* (2004).

raison de l'origine des participants à l'enquête) puisqu'il est notamment plus féminin (64 % contre 52 %), plus jeune en moyenne (38 ans contre 42 ans), plus diplômé (78 % possèdent au moins un diplôme de niveau baccalauréat), moins actif et plus urbain. En revanche, le revenu médian individuel (1 291 contre 1 283 €) n'est pas significativement différent de celui de la population de référence. Il y a en moyenne 2,64 personnes par ménage ce qui est un peu plus élevé que pour l'ensemble des Bouches du Rhône (2,3). Les participants viennent essentiellement de Marseille ou des Bouches-du-Rhône (95 %) pour des raisons évidentes de proximité géographique avec l'hémicycle du Conseil régional, et vivent dans la région PACA en moyenne depuis 25 ans. Les statistiques descriptives et les définitions des variables utilisées dans le modèle économétrique figurent dans le tableau 1.

Il faut noter de plus que, l'inscription n'étant pas obligatoire et les participants pouvant choisir le jour et l'heure qui leur convenaient le mieux, il n'était pas possible de contrôler la sélection des participants pour chacune des conditions expérimentales (par exemple en

définissant des quotas sur la base du revenu, de l'âge ou du sexe). Toutefois, les statistiques descriptives par scénario ne montrent pas de différences sensibles entre les sous-échantillons. En conséquence, nous pouvons considérer que les différences, par scénario, obtenues dans les résultats économétriques sont exemptes d'un biais d'échantillonnage.

Estimation du modèle économétrique

Le tableau 2 présente les résultats de l'estimation économétrique, qui repose sur les CAP obtenus pour les seuls effets mortels dans l'ensemble des 9 sessions⁹. Sa première partie est consacrée aux estimations des paramètres

9. Le modèle économétrique est estimé sur un sous-échantillon de l'échantillon initial. 51 individus (soit 8,3 % de l'échantillon initial) ont donné des réponses de protestation (i.e. déclaré un CAP nul et donné une ou plusieurs motivations indiquant un zéro de protestation). Ce taux est comparable à celui obtenu dans Chanel, Cleary et Luchini (2006), qui évalue les CAP pour une amélioration de la qualité de l'air pour la même population de référence et dans les mêmes modalités expérimentales. Par ailleurs, 51 participants ont un revenu mensuel manquant et 39 participants ont déclaré un CAP supérieur à 15 % de leur revenu mensuel, et ils sont retirés de l'échantillon.

Tableau 1
Statistiques descriptives des observations utilisées dans l'estimation (N = 479)

Variable	Description	Moyenne	Écart-type
n_a	Nombre d'adultes dans le ménage, participant exclu	1,93	0,84
n_k	Nombre d'enfants dans le ménage	0,57	0,88
CAP	CAP mensuel en euros	21,50	31,37
Log (revenu)	Logarithme du revenu individuel mensuel en euros	7,06	0,72
Homme	Le participant est de sexe masculin (=1)	0,35	0,47
Proprio	Le participant est propriétaire de sa résidence (=1)	0,46	0,49
EnvAssoc	Le participant appartient à une association de protection de l'environnement (=1)	0,48	0,50
Marsgood	Le participant déclare que la qualité de l'air est bonne à Marseille (=1)	0,05	0,23
Airmaraix	Le participant déclare connaître l'organisme local Airmaraix qui mesure de la pollution de l'air (=1)	0,25	0,43
Atmo	Le participant déclare connaître l'indice Atmo qui mesure le niveau de pollution de l'air (=1)	0,20	0,40
Fumeur	Le participant est un fumeur (=1)	0,13	0,34
Conpol	Le participant déclare avoir une bonne connaissance de la pollution atmosphérique (=1)	0,24	0,42
Respol	Le participant déclare ressentir les effets de la pollution (=1)	0,05	0,22
Nbpers	Nombre de personnes dans le ménage	2,51	1,26
HabChange	Le participant déclare changer ses habitudes les jours de forte pollution de l'air (=1)	0,57	0,49
Cheap talk	Le participant est dans une session qui utilise la condition expérimentale «Cheap talk» (=1)	0,28	0,45
Pétition	Le participant a signé la pétition (=1)	0,38	0,48

capturant l'hétérogénéité des préférences dans l'évaluation d'une année de vie gagnée VAV_i , y compris les effets potentiels du cheap talk et de la pétition qui sont contrôlés par l'introduction de variables indicatrices.

La VAV calculée en la moyenne des variables explicatives, s'élève à 82 680 €, la situant dans la fourchette haute des valeurs utilisées dans la littérature. Plusieurs des paramètres sont significatifs, rejetant de fait l'hypothèse d'homogénéité de la valeur d'une année de vie gagnée dans l'échantillon. En premier lieu, la variable revenu (le logarithme du revenu dans le modèle permettant d'introduire une non linéarité) est très significative : la VAV augmente avec le (log du) revenu comme le prédit la théorie économique. En second lieu, plusieurs variables ont un effet positif significatif : être de sexe

masculin (Homme), appartenir à une association environnementale (EnvAssoc), connaître l'indice Atmo (Atmo), et avoir signé la pétition (Pétition). Enfin, deux variables ont un effet négatif significatif : connaître le réseau de mesure Airmaraix (Airmaraix) et le nombre de personnes dans le ménage (NbPers).

Considérons les effets de contexte sur le taux d'actualisation : la référence étant le scénario « Déménagement », les taux d'actualisation des scénarios « Médicament » et « Réglementation » apparaissent très significativement différents du référent. Du fait de la contrainte de paramétrisation logistique, les taux d'actualisation doivent être calculés : ils sont de 7,7 % dans le scénario « Déménagement », de 24 % dans le scénario « Médicament » et de 26 % dans le scénario « Réglementation ».

Tableau 2
Estimation par moindres carrés non linéaires ($N = 479$)

Variable	Paramètres estimés	p-value
Paramètres de la VAV		
Constante	- 2,391e + 05	0,014**
Log(revenu)	4,267e + 04	0,010**
Homme	1,650e + 04	0,072*
Proprio	9,966e + 03	0,205
EnvAssoc	2,277e + 04	0,049**
Marsgood	4,921e + 03	0,707
Airmaraix	- 3,205e + 04	0,048**
Atmo	3,473e + 04	0,031**
Fumeur	2,169e + 04	0,117
Conpol	7,753e + 03	0,371
Respol	3,124e + 04	0,118
Nbpers	- 1,290e + 04	0,027**
HabChange	2,630e + 03	0,704
Cheap talk	2,802e + 03	0,756
Pétition	2,374e + 04	0,034**
Taux d'actualisation et contexte		
Constante γ	2,484	< 0,001***
Médicament γ_d	-1,333	< 0,001***
Réglementation γ_r	-1,435	< 0,001**
Poids pour les autres adultes		
α_{a1}	0,319	0,016**
α_{a2}	- 0,071	0,017**
Poids pour les enfants		
α_{k1}	0,343	0,040**
α_{k2}	- 0,109	0,035**
Note : *** si p-value < 0,01 ; ** si p-value < 0,05 ; * si p-value < 0,1		

Le taux d'actualisation dans le scénario « Déménagement » est en accord avec des résultats antérieurs utilisant un scénario, une population de référence et une technique économétrique identiques. Chanel et Luchini (2013) estiment en effet un taux d'actualisation de 6,8 %. Il est également comparable aux résultats présentés dans la revue de littérature de Frederick, Loewenstein et O'Donoghue (2002), qui évoque en particulier six études empiriques dans lesquelles le taux annuel d'actualisation pour des années de vie gagnées varie entre 0 % et 3 % (Johannesson et Johansson, 1997) et 11 % et 17 % (Dreyfus et Viscusi, 1995). Sur la base d'une analyse conjointe destinée à évaluer les préférences des Italiens pour des réductions de risques de mortalité futures obtenues par le nettoyage de sites contaminés, Alberini *et al.* (2007) estiment pour leur part un taux d'actualisation implicite de 7 %.

En comparaison, les taux d'actualisation obtenus dans les scénarios « Médicament » et « Réglementation » peuvent paraître anormalement élevés. Cependant, des taux d'escompte implicites annuels du même ordre (28 %) ont été trouvés par Harrison *et al.* (2002) lors d'une expérience réalisée auprès d'un échantillon représentatif de la population danoise. De même, Eckel *et al.* (2005) observent au Canada que plus de la moitié de leur échantillon affiche un taux d'actualisation implicite supérieur à 34,3 %.

Considérons maintenant l'altruisme familial. Les paramètres des formes fonctionnelles non-linéaires qui tiennent compte des autres adultes et des enfants mineurs du ménage sont tous significatifs. Les deux formes sont croissantes puis décroissantes. Le poids associé aux autres adultes augmente jusqu'à un maximum 0,354 pour un ménage comptant deux adultes en plus du participant, *i.e.* chacun des deux autres adultes se voit attribuer un poids de 0,354 (alors qu'il serait, par exemple, de 0,248 s'il n'y avait qu'un seul adulte supplémentaire, le conjoint par exemple). Le poids associé aux enfants montre un maximum pour le deuxième enfant (0,250) et décroît ensuite. Que ce soit pour les autres adultes ou enfants mineurs du foyer, ceux-ci n'ont qu'un poids relativement faible dans les évaluations individuelles. C'est un résultat intéressant, car contrairement à d'autres études de préférences révélées qui montrent que l'altruisme est élevé et très significatif (voir par exemple Dickie et Messman, 2004), nous n'avons pas demandé aux participants d'évaluer explicitement

les bénéfiques des autres membres du ménage (voir Chanel, Luchini et Shogren, 2006 sur ce point). Les préférences pour les autres membres du ménage sont ici implicitement calculées sur la base du modèle structurel décrit par l'équation (5).

Remarquons enfin que figure parmi les variables capturant l'hétérogénéité de la VAV, le nombre de personnes du ménage (*i.e.* enfants et adultes, Nbpers). Le coefficient associé à cette variable, significatif et négatif, indique que la VAV diminue quand le nombre de personnes du ménage augmente, traduisant par exemple un effet de changement de préférence en fonction de la taille du ménage.

Calcul des VED et contexte hypothétique

Nous nous attachons maintenant au calcul de la VED individuelle pour chaque participant d'âge j sur la base de l'équation suivante :

$$VED_j = \int_j^T e^{-\delta_s(t-j)} S_{t,j} VAV dt \quad (6)$$

Nous utilisons la VAV estimée sur la base des caractéristiques individuelles du participant (VAV_j) et le taux d'actualisation estimé du scénario correspondant.

Outre les conséquences sur le calcul des VED, les différents taux d'actualisation affectent la relation entre l'âge et les CAP. Le taux d'actualisation intègre en effet de façon structurelle la relation entre l'âge du participant (ainsi que l'âge des autres membres du ménage pour les scénarios « Déménagement » et « Réglementation ») et le CAP déclaré. Les effets attendus de la variation de risque étant une perte de dix ans d'espérance de vie, les individus devraient escompter les années de vie gagnées. En d'autres termes, le CAP devrait dépendre de l'âge et cet effet s'exprime ici de façon structurelle au moyen du taux d'actualisation. Les différences dans les taux d'actualisation estimés impliquent donc des relations différentes entre CAP (et donc VED) et âge suivant les scénarios.

Nous estimons donc des régressions splines non paramétriques qui mettent en évidence la relation entre la VED et l'âge et ce, pour chaque scénario, dont les résultats sont présentés dans la Figure.

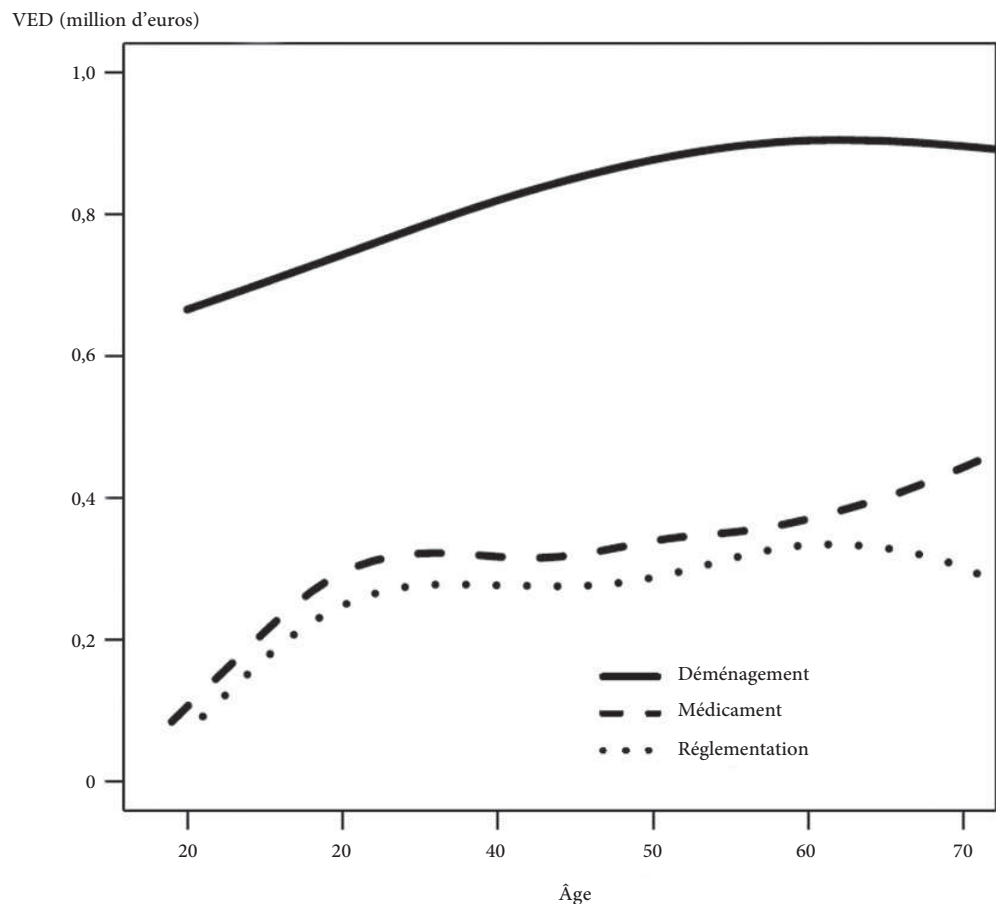
Ils indiquent que les niveaux moyens de VED diffèrent en fonction des scénarios considérés. Ils sont du même ordre dans les scénarios « Médicament » et « Réglementation » puisque la VED moyenne s'élève à 298 989 € dans le premier et 252 308 € dans le second. Dans les deux cas, la relation entre l'âge et la VED n'est pas très marquée : plate à légèrement croissante. La VED estimée dans le scénario « Déménagement » est, par contre, très nettement supérieure : environ 801 262 € en moyenne. Pour ce scénario, la VED en fonction de l'âge croît avec un maximum à l'âge de 61 ans (904 447 €) pour décroître légèrement ensuite. Ce résultat est conforme aux modèles empiriques de maximisation de l'utilité sur le cycle de vie (voir Shepard et Zeckhauser, 1984) et les estimations empiriques de la VED (Regens, 1991 ; Chilton *et al.*, 1998 ; Johannesson et Johannesson, 1996, 1997 ; Krupnick *et al.*, 2002 ;

Vassanadumrongdee et Matsuoka, 2005 ; ou Krupnick, 2007).

* *
*

Cet article analyse les CAP pour une diminution du risque de mortalité associée à une exposition à la pollution de l'air lorsqu'ils sont déclarés dans des contextes hypothétiques différents. Le terme contexte prend ici une acception spécifique, définie à partir des caractéristiques particulières de la transaction hypothétique proposée aux participants dans un scénario donné mais pour une variation identique du risque de mortalité. Nos résultats indiquent que les CAP exprimés induisent des VED qui diffèrent sensiblement selon le contexte : notamment plus

Figure
Valeur d'évitement d'un décès selon l'âge par scénario (n = 479)



élevées dans le scénario « Déménagement » (environ 800 000 €) que dans les scénarios « Médicament » (environ 300 000 €) et « Réglementation » (environ 250 000 €). Ces dernières valeurs se situent en dessous des VED généralement obtenues dans la littérature, ce qui soulève plusieurs questions.

Une première question consiste à déterminer quelles caractéristiques respectives des scénarios peuvent expliquer ces différences. Chaque scénario décrit une transaction particulière entre une variation donnée de la probabilité de décès dans le cadre de la pollution de l'air et le revenu. Les caractéristiques de cette transaction fixent le contexte dans lequel le participant est invité à exprimer son CAP. S'il semble impossible de s'affranchir de cet effet de contexte, un grand nombre d'expériences indique que certaines caractéristiques pourraient avoir un rôle déterminant lors de la révélation des préférences individuelles. Nous pensons en particulier à la dimension publique du mécanisme institutionnel hypothétique utilisé dans le scénario (effet bien public), à la possibilité d'exprimer des comportements altruistes (effet altruisme) ou à la perception par le participant de l'incertitude touchant aux conséquences de la transaction (effet incertitude). Sur ce dernier aspect, Eckel *et al.* (2005) étudient les liens entre risque et taux d'actualisation (implicites), au moyen d'expériences dont les participants sont, comme dans notre cas, issus de la population générale (et non étudiante). Ils montrent l'existence d'une relation croissante entre le taux d'actualisation et le risque défini sur les conséquences des choix proposés aux participants. Anderhub *et al.* (2001) trouvent un résultat similaire : plus la préférence pour le présent est forte, donc le taux d'actualisation élevé, plus l'aversion estimée vis-à-vis du risque est importante.

Il est alors possible d'avancer une explication (certes partielle et qui mérite d'être confortée) de la différence que nous trouvons entre le taux d'actualisation implicite associé au scénario « Déménagement » et ceux, beaucoup plus élevés, associés aux scénarios « Médicament » et « Réglementation ». Le contexte qui est décrit respectivement dans ces deux derniers scénarios, peut faire apparaître l'offre de bien – la réduction des impacts sanitaire de la pollution de l'air de 50 % – comme sujette à une incertitude plus grande que celle du scénario « Déménagement ». En effet, dans le scénario « Médicament », rien n'est dit sur l'existence effective de la molécule proposée et le

scénario « Réglementation » exige que des nouvelles lois soient votées, appliquées, puis respectées afin de garantir l'apparition des effets sanitaires proposés.

Une deuxième question émerge alors. Est-il possible de déterminer quel scénario est le plus pertinent et, en conséquence, quelle valeur utiliser dans une décision publique affectant le risque de mortalité dû à la pollution de l'air ? Un point de vue consiste à étendre l'argument selon lequel il est nécessaire d'évaluer une VED spécifique aux conditions dans lesquelles la diminution de risque considéré est obtenue. Dans cette perspective, le contexte hypothétique devrait concorder le plus fidèlement possible avec l'ensemble des dimensions de la politique publique envisagée, comme le défendent les tenants de la méthode d'évaluation contingente (voir Mitchell et Carson, 1986). Par exemple, s'il s'agit effectivement de mettre en place de nouvelles normes et réglementations pour lutter contre la pollution de l'air, et que ces nouvelles contraintes se reflèteront dans les prix de marché, alors il faudrait utiliser, lors du calcul économique sous-jacent, la VED du scénario « Réglementation ». Une motivation supplémentaire réside dans le fait que ce scénario est le seul à proposer une internalisation centralisée *ex ante* de l'externalité environnementale que constitue la pollution atmosphérique. Les deux autres scénarios ne mobilisent en effet aucune internalisation, et proposent à la place un évitement, individuel pour le « Médicament », ou familial pour le « Déménagement ».

Naît alors la question du lien potentiel entre le biais hypothétique (l'écart entre ce que les participants déclarent et ce qu'ils paieraient effectivement) et le contexte utilisé pour révéler les valeurs monétaires. En particulier, une des limites de l'utilisation de valeurs contextualisées dans la décision publique porte sur leur dimension hypothétique. En effet, la perception subjective du degré d'incertitude de chacun des scénarios et la façon dont les participants vont l'intégrer dans leurs réponses, vont directement influencer les valeurs monétaires. Certains scénarios pourraient-ils permettre, de par leur contexte, d'obtenir des valeurs monétaires qui reflèteraient de manière plus fiable que d'autres les préférences des participants ? L'étude de l'influence du contexte, tel que nous l'avons appréhendé, sur le biais hypothétique reste un champ encore vierge dont l'exploration pourrait être prometteuse pour les praticiens de l'évaluation contingente. □

BIBLIOGRAPHIE

- Abt B. (2000)**, « The Particulate-Related Health Benefits of Reducing Power Plant Emissions », *Prepared for EPA by Abt Associates Inc.*, 4800 Montgomery Lane, Bethesda, MD 20814-5341.
- Acton J. P. (1973)**, « Evaluating public programs to save lives : The case of heart attacks », *Rand report R-73-02*, Santa Monica, Californie.
- Alberini A. et Chiabai A. (2007)**, « Urban Environmental Health and Sensitive Populations : How Much are the Italians Willing to Pay to Reduce their Risks ? », *Regional Science and Urban Economics*, vol. 37(2), pp. 239-258.
- Alberini A., Cropper M., Krupnick A. et Simon N. (2004)**, « Does the value of a statistical life vary with age and health status ? Evidence from the US and Canada », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 48, pp. 769-792.
- Alberini A., Hunt A. et Markandya A. (2006)**, « Willingness to pay to reduce mortality risks : evidence from a three-country contingent valuation study », *Environmental and Resource Economics*, vol. 33, pp. 251-264.
- Alberini A. et Scasny M. (2011)**, « Context and the VSL : Evidence from a Stated Preference Study in Italy and the Czech Republic », *Environmental and Resource Economics*, vol. 49(4), pp. 511-538.
- Alberini A., Tonin S., Turvani M. et Chiabai A. (2007)**, « Paying for permanence : public preferences for contaminated site cleanup », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 34, pp. 155-178.
- Ami D., Aprahamian F., Chanel O., Joulé R. V. et Luchini S. (2008a)**, « Willingness To Pay of Committed Citizens : A Field Experiment », *DT Greqam 2008-07*.
- Ami D., Aprahamian F., Chanel O. et Luchini S. (2008b)**, *Évaluation économique de la mortalité dans le cas de la pollution de l'air : Préférences, Perceptions et effet de contexte*, Rapport final convention 045666 de l'ACI Santé et Environnement, septembre.
- Ami D., Aprahamian F., Chanel O. et Luchini S. (2011)**, « A Test of Cheap Talk in Different Hypothetical Contexts : The Case of Air Pollution », *Environmental and Resource Economics*, vol. 50(1), pp. 111-130.
- Anderhub V., Gneezy U., Guth W. et Sonsino D. (2001)**, « On the Interaction of Risk and Time Preferences : An experimental study », *German Economic Review*, vol. 2(3), pp. 239-252.
- Aprahamian F., O. Chanel et Luchini S. (2007)**, « Modeling Starting Point Bias and Unobserved Heterogeneity in Contingent Valuation Surveys : An Application to Air Pollution », *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 89(2), pp. 533-547.
- ASCC - Australian Safety and Compensation Council (2008)**, *The Health of Nations : The Value of a Statistical Life*, Juillet.
- Bickel P., Hunt A., De Jon G. et al. (2006)**, « HEATCO D5 : Proposal for Harmonized Guidelines », *Deliverable 5 of HEATCO (Developing Harmonized European Approaches for Transport Costing and Project Assessment)*.
- Chanel O., Cleary S. et Luchini S. (2006)**, « Does public opinion influence WTP ? Evidence from the field », *Applied Economics Letters*, vol. 13, pp. 821-824.
- Chanel O., Faugère E., Geniaux G. et al. (2004)**, « Valorisation économique des effets de la pollution atmosphérique : Résultats d'une enquête contextuelle », *Revue économique*, vol. 55(1), pp. 65-92.
- Chanel O. et Luchini S. (2013)**, « Monetary values for risk of death from air pollution exposure: A context-dependent scenario with a control for intra-familial altruism », *Journal of Environmental Economics and Policy*, forthcoming.
- Chanel O., Luchini S. et J. Shogren (2006)**, « Does charity begin at home for pollution reductions ? », *DT Greqam 2005-57*.
- Chestnut, L. et P. De Civita (2009)**, « Economic Valuation of Mortality Risk Reduction », disponible en ligne à : <http://www.policyresearch.gc.ca/doclib/2009-0012-eng.pdf>.
- Chilton S., Covey J., Hopkins L. et al. (1998)**, « New research results on the valuation of preventing fatal road accident casualties », dans *Road Accidents Great Britain 1997, The Casualty report*, The Stationnery Office, London.
- Chilton S., Covey J., Jones-Lee M. et al. (2004)**, « Valuation of health benefits associated with

reductions in air pollution », *Defra publication* PB 9413.

Cropper M., Aydede S. et Portney P. (1994), « Preferences for saving life-saving programs : How the public discount time and age », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 8, pp. 243-265.

Desaigues B., Ami D., Bartczak A. et al. (2011), « Economic Valuation of Air Pollution Mortality : A 9-Country Contingent Valuation Survey of Value of a Life Year (VOLY) », *Ecological Indicators*, vol. 11(3), pp. 902-910.

Desaigues B., Ami D., Hutchison M. et al. (2007a), « Final Report on the monetary valuation of mortality and morbidity risks from air pollution », *Deliverable D6.7, NEEDS RS1b*, Février, Union européenne.

Desaigues B., Rabl A., Ami D. et al. (2007b), « Monetary Value of a Life Expectancy Gain due to Reduced Air Pollution : Lessons from a Contingent Valuation », dans *the Memorial issue of REP for Brigitte Desaigues, Revue d'Économie politique*, vol. 5, pp. 675-698.

Dickie M. et Messman V. (2004), « Parental altruism and the value of avoiding acute illness : Are kids worth more than parents ? », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 48, pp. 1146-1174.

Dreyfus M. et Viscusi K. (1995), « Rates of time preference and consumer valuations of automobile safety and fuel efficiency », *Journal of Law and Economics*, vol. 38, pp. 79-105.

Dupin C. (2010) [1745], *Oeconomiques, 1745 avec introduction et table analytique*, vol. 1-2, Nabu Press.

Eckel C., Johnson C. et Montmarquette C. (2005), « Saving decisions of the working poor : short and long-term horizons », *Field Experiments in Economics*, J. Carpenter, G.W. Harrison et J.A. List (éds.), Greenwich, CT : JAI Press, Research in Experimental Economics, Vol. 10.

EPA, Environmental Protection Agency (1999), « The Benefits and Costs of the Clean Air Act 1990 to 2010 », *Environmental Protection Agency, report to Congress*, EPA-410-R-99-001, Novembre.

Holland M.R. et Forster D. (1999), « Externalities of Energy », *ExternE Project, Report Number 7* (Methodology, 1^{er} éd. 1998), DGXII (JOULE Programme), Bruxelles.

Frederick S., Loewenstein G. et O'Donoghue T. (2002), « Time discounting and time preference : A critical review », *Journal of Economic Literature*, vol. 40, pp. 351-401.

Guria J., Jones W., Jones-Lee M. et al. (1999), « The values of statistical life and prevention of injuries in New Zealand », *Report to the New Zealand Transport Safety Authority*. Wellington.

Hammitt J. (2007), « Valuing changes in mortality risk : lives saved versus life years saved », *Review of Environmental Economics and Policy*, vol. 1, pp. 228-240.

Hammitt J. et Graham J. (1999), « Willingness to pay for health protection : inadequate sensitivity to probability ? », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 8, pp 33-62.

Hammitt J. et Liu J.-T. (2004), « Effects of disease type and latency on the value of mortality risk », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 28(1), pp. 73-95.

Harrison G., Morten W. et Williams M. (2002), « Estimating Individual Discount Rates in Denmark : A Field Experiment », *American Economic Review*, vol. 92(5), pp. 1606-1617.

Hartley N. (1999), *Economic appraisal of the health effects of air pollution*, Ad-hoc group on the economic appraisal of the health effects of air pollution, United Kingdom Department of Health, The Stationary Office, London.

Holland M.R. et Forster D. (1999), « Externalities of Energy », *ExternE Project, Report Number 7* (Methodology, 1^{er} éd. 1998), DGXII (JOULE Programme), Bruxelles.

Hurley F., Cowie H., Hunt A. et al. (2005), *Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE, Volume 2 : Health Impact Assessment*. AEA Technology Environment, Oxon, United-Kingdom.

IER, Institute for Energy Economics and the Rational Use of Energy (2004), « New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies, NewExt », *Final report to the European Commission DG Research, Technological Development and Demonstration* (Contract No : ENG1-CT2000-00129), Stuttgart.

Infras, CE Delft, Maibach M. et al. (2008), *Handbook on estimation of external costs in the transport sector*, Internalisation Measures

and Policies for All external Cost of Transport (IMPACT), Publication number 07.4288.52.

Johannesson M. et Johannesson P.-O. (1996), « To be or not to be, that is the question : An empirical study of the WTP for an increased life expectancy at an advanced age », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 13, pp. 163-174.

Johannesson M. et Johannesson P.-O. (1997), « Quality of life and the WTP for an increased life expectancy at an advanced age », *Journal of Public Economics*, vol. 65, pp. 219-228.

Joule R.-V. et J.-L. Beauvois (1998), *La soumission librement consentie*, Presses Universitaires de France, Paris.

Kiesler C.A. (1971), *The psychology of commitment. Experiments linking behavior to belief*, Academic Press, New York.

Kochi I., Hubbell B. et Kramer R. (2006), « An Empirical Bayes Approach to Combining and Comparing Estimates of the Value of Statistical Life for Environmental Policy Analysis », *Environmental and Resource Economics*, vol. 34, n° 3, pp. 385-406.

Krupnick A. (2007), « Mortality-risk valuation and age : stated preference evidence », *Review of Environmental Economics and Policy*, vol. 1, pp. 261-282.

Krupnick A., Alberini A., Belli R. et al. (1998), « New Directions in Mortality Risk Valuation and Stated Preference Methods : Preliminary Results », *Proceedings of PSAM 4 : The International Conference of Probabilistic Safety Assessment and Management*, New York.

Krupnick A., Alberini A., Cropper M. et al. (1999), « Mortality Risk Valuation for Environmental Policy », *Discussion Paper 99-47*, Août.

Krupnick A., Alberini A., Cropper M. et al. (2002), « Age, health and the willingness to pay for mortality risk reductions : a contingent valuation survey of Ontario residents », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 24, pp. 161-186.

Künzli N., Kaiser R., Medina S. et al. (2000), « Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution : a European assessment », *Lancet*, vol. 356, pp. 795-801, September 2nd.

Lindhjem H., Navrud S., Braathen N.-A. et Biaisque V. (2011), « Valuing Mortality Risk

Reductions from Environmental, Transport, and Health Policies : A Global Meta-Analysis of Stated Preference Studies », *Risk Analysis*, 31(9), pp. 1381-1407.

Mitchell R. et R. Carson (1986), « Some comments on the state of the arts assessment of the contingent valuation method draft report », dans Cummings R., D. Brookshire and W. Schulze (éds.), *Valuing Environmental goods : An assessment of the Contingent Valuation Method*, Totowa, New-Jersey, Rowman and Allanheld.

Nellthorp J., Samson T., Bickel P. et al. (2001), « Valuation Conventions for UNITE », *UNITE (UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency)*, Contract : 1999-AM.11157, Funded by the 5th Framework RTD Programme, Leeds.

Ortiz R., Markandya A. et Hunt A. (2009), « Willingness to Pay for Mortality Risk Reduction Associated with Air Pollution in São Paulo », *Revista Brasila Economia*, vol. 63 n° 1, pp. 3-22.

Ostro B. et Chestnut, L. (1998), « Assessing the health benefits of reducing particulate matter air pollution in the USA », *Environmental Research Section A*, vol. 76, pp. 94-106.

Pearce D. et Crowards T. (1996), « Particulate matter and human health in the United Kingdom », *Energy Policy*, vol. 24, pp. 609-619.

Pidgeon N. et Beattie J. (1997), « The psychology of risk and uncertainty », dans P. Calow (éd.), *Handbook of environmental risk assessment and management*, Oxford, Blackwell Science, pp. 289-318.

Regens J. (1991), « Measuring environmental benefits with contingent markets », *Public Administration Review*, vol. 51, pp. 345-352.

Rowe R., Lang C., Chestnut L. et al. (1995), *The New-York Electricity Externality Study*, Oceana Publications, New York.

Shepard S. et Zeckhauser R. (1984), « Survival versus consumption », *Management Science*, vol. 30, pp. 93-142.

Slovic P. (1987), « Perception of risk », *Science*, vol. 236, pp. 280-285.

Smith R. (1974), « The Feasibility of an "Injury Tax" Approach to Occupational Safety », *Law and Contemporary Problems*, vol. 38, n° Automne, pp. 730-44.

Soguel N. et van Griethuysen P. (2000), « Évaluation contingente, qualité de l'air et santé : une étude en milieu urbain », *Report IDHEAP 185/2000*, Institut des hautes études en administration publique, université de Lausanne, Lausanne.

Sommer H., Seethaler R., Chanel O. et al. (1999), « Health costs due to road traffic-related air pollution, an impact assessment project of Austria, France and Switzerland, Economic valuation », *WHO Technical Report TEH07*, Bern.

Vassanadumrongdee S. et Matsuoka S. (2005), « Risk perceptions and value of a statistical life for air pollution and traffic accidents : evidence from Bangkok, Thailand », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 30, pp. 261-287.

Viscusi K., Hakes J. et Carlin A. (1997), « Measure of mortality risks », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 14, pp. 213-233.

Viscusi K., Magat W. et Forrest A. (1988), « Altruistic and private valuations of risk reduction », *Journal of Policy Analysis and Management*, vol. 7, pp. 227-245.

Wang H. et Mullahy J. (2006), « Willingness to pay for reducing fatal risk by improving air quality : A contingent valuation study in Chongqing, China », *Science of the Total Environment*, vol. 367, pp. 50-57.

Woods E. et C. Metzger (1927), *America's human wealth : the money value of a human life*, Kelly, New-York.

I- Les trois scénarios

Scénario « Médicament »

« Nous allons vous proposer un scénario dans lequel vous êtes l'acteur principal. Vous allez devoir prendre la décision qui vous semble la meilleure pour vous.

Supposons que le ministère de la Santé vienne d'autoriser un nouveau médicament différent de ceux qui existent déjà. Il permet de réduire de moitié les maladies et les décès associés à une exposition de long terme à la pollution atmosphérique. Il s'agit simplement de prendre tous les mois un cachet, qui par l'action combinée de plusieurs vitamines, stimule les défenses immunitaires. Il n'entraîne aucun effet secondaire, n'a aucune contre-indication et peut être pris par toute personne âgée de plus de 5 ans.

Ce médicament n'est remboursé ni par la Sécurité sociale, ni par la CMU, ni par les mutuelles de santé. Cela implique donc que si vous choisissez de l'acheter, il sera complètement à votre charge. Ce que l'on désire connaître, c'est la somme mensuelle que vous accepteriez de payer au maximum pour que vous puissiez utiliser ce médicament qui va réduire de moitié les maladies et les décès associés à une exposition de long terme à la pollution atmosphérique. N'oubliez pas que cette somme supplémentaire va réduire mensuellement le budget que vous pourrez consacrer à vos autres achats ou à votre épargne ».

Scénario « Déménagement »

« Nous allons vous proposer un scénario dans lequel vous êtes l'acteur principal. Vous allez devoir prendre la décision qui vous semble la meilleure pour vous et les membres de votre famille habitant avec vous.

Supposons que vous et les membres de votre famille qui habitent avec vous soyez obligés de déménager. Vous avez le choix entre deux lieux de résidence. Ces deux lieux sont équivalents à tous les points de vue : nombre d'habitants, conditions de travail, écoles, climat, équipements publics, vie culturelle, transports, logement, ambiance, etc. Une chose seulement est différente entre ces deux lieux : le niveau de pollution atmosphérique. Le premier lieu (que l'on appelle MAXIPOLLU) subit le même nombre de jours de pollution que la ville de Marseille et le second lieu (que l'on appelle MINIPOLLU) subit moitié moins de jours de pollution.

Le problème est que la vie est plus chère à MINIPOLLU (la ville la moins polluée) : le logement, les taxes locales, les transports publics, etc. vous coûteront plus chers. Cela implique que si vous choisissez de déménager vers MINIPOLLU, vous devrez payer une somme supplémentaire pour avoir le même niveau de vie qu'à MAXIPOLLU. Ce que l'on désire connaître, c'est la somme mensuelle que vous accepteriez de payer au maximum pour que vous et les membres de votre famille qui vivent actuellement avec vous, déménagiez vers MINIPOLLU (la ville la moins polluée) plutôt que vers MAXIPOLLU (la ville polluée comme Marseille). N'oubliez pas que cette somme supplémentaire va réduire mensuellement le budget que votre

ménage pourra consacrer à ses autres achats ou à son épargne ».

Scénario « Réglementation »

« Nous allons vous proposer un scénario dans lequel vous êtes l'acteur principal. Vous allez devoir prendre la décision qui vous semble la meilleure pour vous et les membres de votre famille habitant avec vous.

Supposons que de nouvelles réglementations soient adoptées pour limiter la pollution atmosphérique. Ainsi, les industries, les fabricants de produits de consommation, les transports publics ou privés seront obligés d'utiliser des technologies moins polluantes. Des études ont montré que ces technologies permettront de réduire de moitié le nombre de jours de pollution dans la région Provence Alpes Côte d'Azur et en particulier à Marseille.

La mise en œuvre de ces nouvelles technologies se traduira par un coût supplémentaire dans la vie de tous les jours : l'énergie, les biens alimentaires ou non, le transport, bref, vous devrez payer une somme supplémentaire pour avoir le même niveau de vie qu'avant ces nouvelles réglementations. Ce que l'on désire connaître, c'est la somme mensuelle que vous accepteriez de payer au maximum, pour que ces réglementations soient mises en place et qu'il y ait deux fois moins de jours de pollution. N'oubliez pas que cette somme supplémentaire va réduire mensuellement le budget que votre ménage pourra consacrer à ses autres achats ou à son épargne ».

II- Révélation des CAP pour les seuls effets mortels

Pour tous les scénarios :

« Sur 100 personnes prises au hasard, statistiquement 41 personnes décéderont avant l'âge de 80 ans, à cause :

- des cancers (18 décès) ;
- des accidents cardiaques et respiratoires (14 décès) ;
- des accidents divers (4 décès).

À cela, s'ajoutent les décès dus à la pollution de l'air ».

Scénario « Médicament »

« Si ces personnes ne prennent pas le médicament, DEUX personnes de plus seraient décédées avant d'avoir 80 ans. Si ces personnes prennent le médicament, UNE personne de plus serait décédée avant d'avoir 80 ans. Sans cette exposition à la pollution, ces personnes auraient pu vivre environ 10 ans de plus.

Supposons qu'avec ce médicament, seuls les décès supplémentaires dus à la pollution atmosphérique seront évités. Cela signifie que les autres effets ne seront pas supprimés. Souvenez vous de la dernière somme que vous avez déclarée être prêt(e) à payer et entourez le pourcentage de cette somme que vous seriez prêt(e) à consacrer pour que vous puissiez utiliser ce médicament ».

Scénario « Déménagement »

« Dans MAXIPOLLU, DEUX personnes de plus seraient décédées avant d'avoir 80 ans. Dans MINIPOLU, UNE personne de plus serait décédée avant d'avoir 80 ans. Sans cette exposition à la pollution, ces personnes auraient pu vivre environ 10 ans de plus.

Supposons qu'à MINIPOLU, seuls les décès supplémentaires dus à la pollution atmosphérique seront évités. Cela signifie que les autres effets ne seront pas supprimés. Souvenez vous de la dernière somme que vous avez déclarée être prêt(e) à payer et entourez le pourcentage de cette somme que vous seriez prêt(e) à consacrer pour que vous et les membres de votre famille qui vivent actuellement avec vous, déménagiez vers MINIPOLLU ».

Scénario « Réglementation »

« Sans cette réglementation, DEUX personnes de plus seraient décédées avant d'avoir 80 ans. Si la réglementation est adoptée, UNE personne de plus serait décédée avant d'avoir 80 ans. Sans cette exposition à la pollution, ces personnes auraient pu vivre environ 10 ans de plus.

Supposons qu'avec ces nouvelles réglementations, seuls les décès supplémentaires dus à la pollution atmosphérique seront évités. Cela signifie que les autres effets ne seront pas supprimés. Souvenez vous de la dernière somme que vous avez déclarée être prêt(e) à payer et entourez le pourcentage de cette somme que vous seriez prêt(e) à consacrer pour que ces nouvelles réglementations soient mises en place ».