

# Impact sur la pollution de l'air des restrictions d'activité liées à la Covid-19 : apports méthodologiques dans l'évaluation économique des effets de long terme sur la mortalité

## *Impact of COVID-19 Activity Restrictions on Air Pollution: Methodological Considerations in the Economic Valuation of the Long-Term Effects on Mortality*

Olivier Chanel\*

---

**Résumé** – Cet article propose une approche intégrant le temps de latence dans le processus d'évaluation de la mortalité de long terme et dans sa valorisation économique, suite à un choc transitoire. Il l'applique aux conséquences des restrictions d'activité en lien avec la Covid-19 au printemps 2020 sur la pollution de l'air ambiant en France. Ces conséquences sont évaluées en termes d'années de vie gagnées (AVG) ainsi qu'en termes monétaires pour deux indicateurs de pollution de l'air. Cette approche est comparée à une estimation standard par différence. Elle conduit à des résultats inférieurs d'un facteur 3.7 à 5.5 pour les AVG et, du fait de l'influence additionnelle de l'actualisation, à une valorisation économique inférieure d'un facteur 4.7 à 6.9. Ces résultats indiquent qu'une évaluation adaptée des bénéfices sanitaires de long terme, puis leur traduction en termes monétaires, est essentielle pour comparer les conséquences à long terme de politiques ou de chocs exogènes transitoires.

**Abstract** – This article offers an approach incorporating latency into the process for evaluating long-term mortality and into its economic valuation, following a temporary impact. It is applied to the effects of COVID-19 activity restrictions, in the spring of 2020, on ambient air pollution in France. These effects are evaluated in terms of Life Years Gained (LYG) and in monetary terms for two air pollution indicators. This approach is compared to a standard estimate on the basis of difference. It gives results that are lower by a factor of 3.7 to 5.5 for LYG and, on account of the additional effect of discounting, gives an economic valuation that is lower by a factor of 4.7 to 6.9. These results show that an adapted valuation of the long-term health benefits, then their translation into monetary terms, is essential in order to compare the long-term consequences of temporary exogenous impacts or policies.

---

Codes JEL / JEL Classification : C18, I1, Q51, Q53

Mots-clefs : Covid-19, mortalité de long terme, restrictions d'activité, pollution de l'air, évaluation économique

Keywords: COVID-19, long-term mortality, activity restrictions, air pollution, economic valuation

\*Aix-Marseille Univ, CNRS, AMSE, Marseille, France. Correspondance : [olivier.chanel@univ-amu.fr](mailto:olivier.chanel@univ-amu.fr)

L'auteur remercie Lucie Adélaïde, Guillaume Boulanger, Augustin Colette, Sylvia Medina, Mathilde Pascal et Véréne Wagner pour des échanges fructueux, ainsi que deux rapporteurs anonymes pour leurs suggestions pertinentes. Ce travail a bénéficié d'une aide de l'État gérée par l'Agence nationale de la recherche au titre du Programme d'investissements d'avenir portant la référence ANR-17-EURE-0020 et de l'Initiative d'excellence d'Aix-Marseille Université – A\*MIDEX.

Reçu en octobre 2021, accepté en mars 2022.

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.

Citation: Chanel, O. (online 19 May 2022). Impact of COVID-19 Activity Restrictions on Air Pollution: Methodological Considerations in the Economic Valuation of the Long-Term Effects on Mortality. *Economie et Statistique / Economics and Statistics*, 534-35, 103–118 (First published online: May 2022). doi: 10.24187/ecostat.2022.534.2081

Au-delà de ses impacts directs sur la morbidité et la mortalité, la Covid-19 a occasionné des changements radicaux dans les modes de vie des populations depuis mars 2020. Comme la plupart des pays (Liu *et al.*, 2021), la France a connu des restrictions d'activité au printemps 2020. Leurs nombreuses conséquences négatives – sociales, éducatives, professionnelles et sanitaires – sont susceptibles d'accroître les inégalités socioéconomiques au sein de la population, et ne peuvent encore s'évaluer pleinement (Bambra *et al.*, 2020 ; Tisdell, 2020 ; Brodeur *et al.*, 2021b). D'un point de vue sanitaire, il s'agit de la dégradation de la santé mentale, de la baisse de l'activité physique, des pertes de chance en termes de santé liées au déficit de suivi des malades chroniques et aux déprogrammations d'opérations chirurgicales, de la modification des habitudes alimentaires, de l'exposition accrue à l'air intérieur ou de pertes de bien-être liées au confinement (Brodeur *et al.*, 2021a ; Hrynick *et al.*, 2021 ; Le & Nguyen, 2021 ; Molina-Montes *et al.*, 2021). Certaines conséquences du confinement furent en revanche positives, puisque les restrictions d'activités se sont accompagnées d'une baisse des accidents de la route (environ 720 décès et 14 900 blessés de moins entre 2020 et 2019 en France, cf. ONISR, 2021) et d'une diminution des concentrations ambiantes de certains polluants atmosphériques et des effets sanitaires associés.

Cet article traite des conséquences de cette diminution sur la mortalité à long terme. Si la mortalité de court terme a été largement étudiée (Bherwani *et al.*, 2020 ; Chen *et al.*, 2020 ; Wang *et al.*, 2020 ; Liu *et al.*, 2021 ; Sannigrahi *et al.*, 2021 ; Venter *et al.*, 2021), celle de long terme le fut moins (voir toutefois Giani *et al.*, 2020 ; Adélaïde *et al.*, 2021b ; Hao *et al.*, 2021). Lorsqu'elle le fut, les résultats obtenus n'étaient toutefois pas adaptés à l'évaluation économique. En effet, ces études ont évalué les effets sur la mortalité à partir de deux situations – avec et sans confinement – et les ont calculés par différence entre ces deux situations sur une période donnée, *ceteris paribus*. Cette approche standard par différence, claire, simple et instructive, est parfaitement adaptée aux effets de court terme. Elle trouve toutefois ses limites pour les effets de long terme, parce qu'elle ne prend pas en compte le caractère cumulatif de l'exposition, qui dicte la répartition temporelle des bénéfices sanitaires. Dès lors, négliger ce temps de latence lors de l'évaluation de l'impact sanitaire entraîne des répercussions sur la valorisation économique des bénéfices futurs, qui s'amplifient par le jeu de l'actualisation.

Nous proposons donc une approche qui intègre le temps de latence lors de l'évaluation des impacts d'un choc transitoire sur la mortalité à long terme, et sa valorisation économique. Nous l'appliquons aux baisses des concentrations de deux polluants atmosphériques observées en France métropolitaine en 2020 : les particules fines  $PM_{2.5}$  (de diamètre aérodynamique inférieur à  $2.5 \mu m$ ) et le dioxyde d'azote ( $NO_2$ ). Nous trouvons que l'approche standard par différence conduit à des résultats en termes d'années de vie gagnées (AVG) bien supérieurs à ceux obtenus avec l'approche que nous proposons, d'un facteur 3.7 pour les  $PM_{2.5}$  et 5.5 pour le  $NO_2$ . Du fait de l'influence de l'actualisation lors de la valorisation économique, ces facteurs s'élèvent respectivement à 4.7 et 6.9. De façon générale, une évaluation adaptée des bénéfices sanitaires de long terme, puis sa traduction en termes monétaires, est essentielle à l'économiste pour comparer les conséquences à long terme de politiques publiques transitoires ou de chocs exogènes telle la Covid.

Nous présentons la méthodologie retenue pour l'évaluation des impacts sanitaires et économiques, en particulier la prise en compte de l'incertitude (section 1). Nous l'appliquons à l'impact sur la mortalité de long terme des baisses de pollution consécutives aux restrictions d'activité liées à la Covid au printemps 2020 (section 2). Les résultats sont présentés en section 3.

## 1. Méthodologie pour l'évaluation économique des impacts sanitaires

### 1.1. Approche standard par différence

L'association entre des indicateurs de pollution et des indicateurs sanitaires repose sur des modèles statistiques qui estiment des fonctions exposition-réponse. Pour la plupart des polluants et la mortalité de long terme, ces fonctions sont considérées comme linéaires et sans seuil (OMS, 2021). Dès lors, les risques relatifs (RR) qui sont utilisés quantifient les variations de la mortalité dans une population lorsque son exposition varie, indépendamment du niveau initial d'exposition. Ils servent de base au calcul de trois indicateurs : le nombre de décès prématurés, le nombre total d'années de vie et l'espérance de vie à un âge donné. Les deux derniers requièrent l'utilisation de tables de mortalité dynamiques sur la population concernée : le RR de mortalité associé à l'exposition au polluant vient affecter la probabilité de décès toutes causes et la cohorte synthétique est suivie jusqu'à son extinction.

Les études épidémiologiques appliquent généralement une approche par différence pour

déterminer les effets sanitaires d'une variation d'exposition. Le RR est alors appliqué au différentiel d'exposition et au nombre moyen annuel de décès, ou utilisé pour évaluer un nombre d'AVG par différence entre l'évolution de cohortes exposées ou non à cette variation d'exposition (pour la méthodologie, voir par exemple Corso *et al.*, 2019, pp. 46–50). Lorsque la variation est pérenne, ces RR servent à déterminer l'impact annuel à long terme, alors que lorsqu'elle est transitoire, comme ce fut le cas lors du confinement, ils déterminent l'impact total à long terme. Dans les deux cas, les effets en termes sanitaires sont considérés comme survenant de façon immédiate.

## 1.2. Impacts du temps de latence sur la répartition temporelle des gains sanitaires suite à un choc transitoire

L'approche standard par différence n'est toutefois pas adaptée à un RR de mortalité de long terme, traduisant l'impact d'un processus cumulatif sur l'état de santé qui n'est immédiat ni dans sa dégradation ni dans son amélioration (Leksell & Rabl, 2001 ; Miller & Hurley, 2003 ; Rössli *et al.*, 2005 ; Burnett *et al.*, 2018). Nous cherchons donc un cadre adapté à une baisse de l'exposition qui serait transitoire, et dont les effets sanitaires à long terme ne seraient pas immédiats.

### 1.2.1. Revue de littérature

La littérature épidémiologique sur les effets de la pollution de l'air étudie rarement ce processus par manque de données sur l'évolution temporelle du RR de long terme suite à une modification de l'exposition. Walton (2010) en effectue pourtant une analyse très complète en s'appuyant sur trois sources : les tendances temporelles issues d'études épidémiologiques, les processus biologiques sous-jacents aux différents types de mortalité associés (cardio-pulmonaire, cardiovasculaire, respiratoire et cancer du poumon) et certains facteurs de risque similaires mieux quantifiés, comme le sevrage tabagique. Même si des incertitudes existent, les deux premières sources valident un effet non immédiat, qui s'étalerait sur plusieurs années du fait de la mécanique de dégradation et de récupération associée aux effets sanitaires, sans pouvoir déterminer précisément la répartition temporelle.

Cette dernière peut par contre être inférée à partir des enseignements du sevrage tabagique, pour lequel Walton (2010) rassemble 22 études publiées entre 1976 et 2008, qui indiquent que la mortalité des anciens fumeurs se rapproche de celle des individus n'ayant jamais fumé après une période d'arrêt de 10 à 20 ans. De façon

robuste, la mortalité de cause cardiovasculaire diminue rapidement au cours des cinq premières années, tout en conservant une composante disparaissant plus progressivement, jusqu'à 20 ou 30 ans après l'arrêt, alors que la mortalité par cancer du poumon décroît plus graduellement pendant 30 ans.

Sur ces bases, et puisque la voie d'exposition (aérienne) et les organes cibles (appareil pulmonaire) sont communs au tabac et à l'exposition à la pollution, plusieurs structures de répartition du temps de latence ont été proposées. Certaines sur un laps de temps plutôt court : 85 % la première année et les 15 % restant sur les six années suivantes (Laden *et al.*, 2006), ou 25 % par an sur les quatre premières années (Puett *et al.*, 2009). D'autres sur un laps plus long : répartition uniforme sur les 15 premières années (Krewski *et al.*, 2009), 40 % les cinq premières années, et les 60 % restant sur les 30 années suivantes (Walton, 2010), ou une structure de type exponentielle décroissante, avec 50 % les six premières années, et le reste sur les 40 années suivantes (Rössli *et al.*, 2005).

De façon empirique, les analyses des bénéfices de l'Environmental Protection Agency (US EPA, 2021) appliquent, depuis 2006, une structure de décalage de 20 ans : 30 % des décès prématurés survenant au cours de l'année suivant la réduction (la contribution des expositions à court terme), 50 % répartis manière égale sur les années 2 à 5 après la réduction (les décès d'origine cardio-pulmonaire), et 20 % répartis de manière égale sur les années 6 à 20 après la réduction (les décès par maladie pulmonaire et cancer du poumon).

Au final, nous concluons, avec Rabl (2006), que les données disponibles rendent plausible un impact de la pollution atmosphérique sur la mortalité proportionnel à l'intégration temporelle des concentrations passées, pondérée par un profil décroissant de type exponentiel.

### 1.2.2. Prise en compte du temps de latence pour une suppression définitive de l'exposition

Lightwood & Glantz (1997) estiment ainsi une fonction de risque de mortalité de type exponentielle négative (comme Rössli *et al.*, 2005), fondée sur la méta-analyse de sept études sur les impacts du sevrage tabagique, qui représente une suppression immédiate et complète du risque :

$$RR(t) = RR_{NE} + (RR_E - RR_{NE})e^{\left(-\frac{t}{\tau}\right)} \quad (1)$$

où  $RR_E$  est le RR lié à l'exposition à un facteur de risque (le tabagisme actif chez les fumeurs),  $RR_{NE}$

le RR associé à la non exposition à ce facteur (absence de tabagisme chez les non-fumeurs),  $e(\cdot)$  la fonction exponentielle,  $t$  le temps écoulé depuis la suppression de l'exposition (l'arrêt du tabac), et  $\tau$  un paramètre  $> 0$ . Si  $\tau \rightarrow 0$ , l'impact sur le RR est obtenu immédiatement, et l'on rejoint l'approche standard par différence. Quand  $\tau$  croît, le délai nécessaire pour que  $RR(t)$  atteigne  $RR_{NE}$  croît. La figure I représente l'évolution de  $RR(t)$  pour différentes valeurs de  $\tau$  : décroissance immédiate quand  $\tau$  est proche de 0 (trait plein) ; décroissance en six ans environ pour  $\tau=1$  ; en 20 ans pour  $\tau=3$  ; en 30 ans pour  $\tau=5$  ; et en 40 ans pour  $\tau=7$ .

Quelques études sur les effets à long terme de l'exposition à la pollution atmosphérique ont adopté et appliqué cette formule (Leksell & Rabl, 2001 ; Chanel *et al.*, 2006 ; Rabl, 2006) ou sa contrepartie pour la pollution de l'air (Röösli *et al.*, 2005 ; Tainio *et al.*, 2007), privilégiant les données épidémiologiques spécifiques aux maladies conduisant au décès. Elles ont réalisé une analyse de sensibilité sur la valeur de  $\tau$ , susceptible de traduire la décroissance progressive de la mortalité de plus long terme, pour tenir compte des incertitudes associées.

### 1.2.3. Prise en compte d'une suppression transitoire de l'exposition

Toutefois, la diminution de l'exposition est supposée définitive dans le cas du sevrage tabagique, alors que nous recherchons, pour reprendre l'expression de Johannesson *et al.* (1997), l'impact d'un « blip » sur la mortalité, c'est-à-dire d'une réduction faible, immédiate et transitoire, suivi

d'un retour au niveau d'exposition antérieur. Nous adaptons donc la fonction de risque de mortalité de l'équation (1) pour modéliser ce retour au niveau  $RR_E$  lorsque l'exposition au facteur est rétablie à son niveau initial (en  $t=t_0$ ). Dès lors, nous avons, avec les notations précédentes :

$$RR(t) = RR_E + (RR(t_0) - RR_E) e^{\left[-\frac{(t-t_0)}{\tau}\right]} \quad (2)$$

pour  $t \geq t_0$

La figure II illustre l'évolution de  $RR(t)$  pour une suppression de l'exposition transitoire pendant cinq ans ( $t_0=5$ ) et pour différentes valeurs de  $\tau$ . Elle indique que plus  $\tau$  est élevé, plus  $RR(t)$  baisse rapidement, pour atteindre une valeur au terme de la période de suppression de l'exposition d'autant plus proche de  $RR_{NE}$ , mais plus le temps nécessaire pour revenir au niveau  $RR_E$  est long (cinq ans pour  $\tau=1$  mais 35 ans pour  $\tau=7$ ).

### 1.2.4. Choix de la valeur du paramètre $\tau$

Les estimations de  $\tau$  diffèrent dans la littérature selon la maladie sous-jacente au décès. Concernant le sevrage tabagique, Lightwood & Glantz (1997) suggèrent 1.4 pour un accident vasculaire cérébral et 1.6 pour un infarctus aigu du myocarde, Leksell (2000) entre 4.3 et 6.5 pour un cancer du poumon, et Doll *et al.* (1994) entre 10 et 15 pour un excès de risque total de mortalité. Leksell & Rabl (2001) trouvent qu'une bonne approximation pour la mortalité toutes causes est une moyenne pondérée avec  $\tau=1.5$  (poids de 0.3) et  $\tau=13$  (poids de 0.7).

Concernant l'exposition à la pollution de l'air, Röösli *et al.* (2005) estiment  $\tau$  pour deux études

Figure I – Évolution du RR de mortalité pour une suppression définitive de l'exposition, fonction de  $\tau$

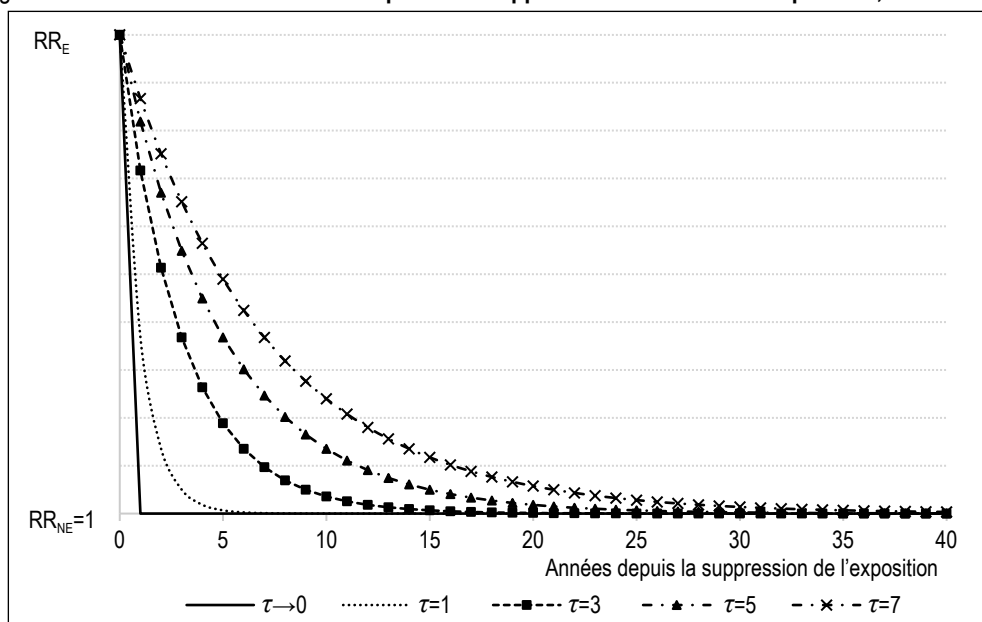
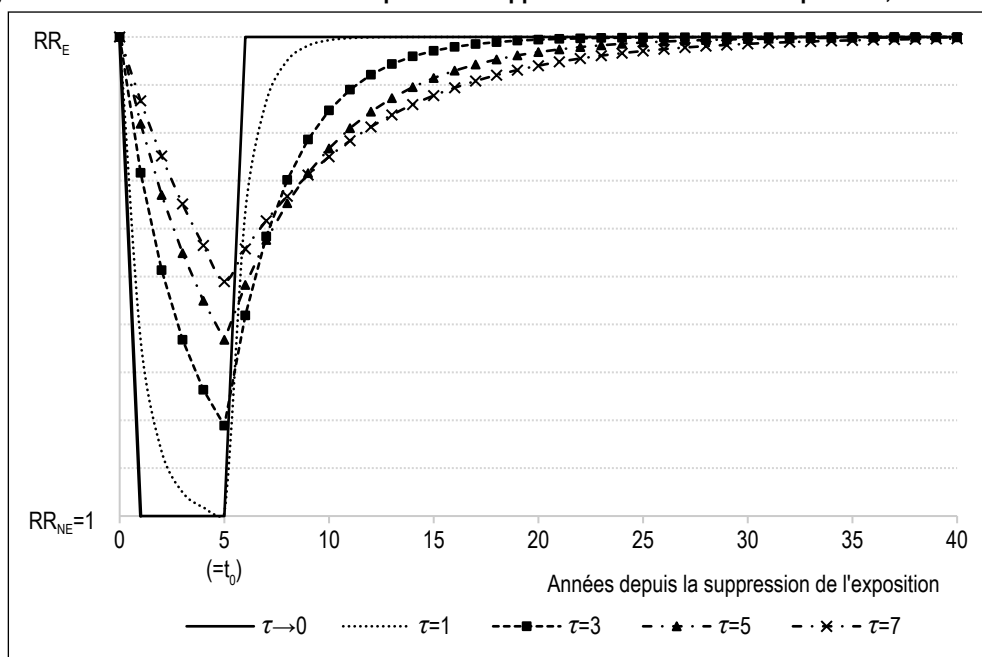


Figure II – Évolution du RR de mortalité pour une suppression transitoire de l'exposition, fonction de  $\tau$ 

interventionnelles, et obtiennent 1.1 (pour une suppression de l'exposition aux émissions d'une aciérie pendant 13 mois) et 9 (pour une suppression permanente de l'exposition au charbon, mais un suivi de seulement six ans). Ils choisissent pour leur propre étude, une valeur centrale  $\tau=5$  avec une analyse de sensibilité allant de  $\tau > 0$  à  $\tau=10$ .

Au final, nous choisissons une valeur centrale de  $\tau=3$ , qui correspond approximativement à la répartition empirique utilisée par l'US EPA (2021). La figure I indique en effet que 30 % de la variation de risque ( $RR_E - RR_{NE}$ ) est obtenue la première année, 50 % pour la période de deux à cinq ans, et 20 % pour la période de 6 à 20 ans. Nous choisissons les valeurs  $\tau=1$  et  $\tau=5$  comme intervalle d'incertitude.

### 1.3. Impacts du temps de latence sur l'évaluation économique de la mortalité

D'un point de vue économique, la prise en compte du temps de latence et de la distribution dans le temps des AVG implique le recours à l'actualisation pour exprimer en valeur courante les flux monétaires futurs, que ce soit par le jeu des années de vies (Hammit, 2007 ; Jones-Lee *et al.*, 2015) ou de l'évaluation des gains monétaires futurs (US EPA, 2021). Nous obtenons dès lors, à partir de la distribution temporelle des AVG, l'évaluation économique totale suivante :

$$\text{Évaluation économique totale} = \sum_{t=1}^{120} AVG_t VAV (1 + \delta)^{-t} \quad (3)$$

où  $AVG_t$  représente le nombre d'AVG à la date  $t$ , VAV la valeur d'une année de vie, et  $\delta$  le taux d'actualisation, ces deux derniers devant être choisis. La borne supérieure de la somme est fixée à 120 ans, âge maximum qui garantit l'extinction de la cohorte.

### 1.4. Prise en compte des incertitudes

L'évaluation économique des effets de l'exposition de la population à l'air ambiant doit tenir compte des incertitudes cumulées qui proviennent principalement de trois sources.

Tout d'abord, les incertitudes dans la caractérisation de l'exposition des populations, principalement dues à la mesure des concentrations et de l'exposition observée, et à la modélisation de l'exposition contre-factuelle non observée. La qualité de la modélisation dépend de la qualité des données d'entrée (inventaires d'émissions, données d'occupation des sols, répartition géographique de la population, données météorologiques, etc.), de la topographie de la zone étudiée, de la disponibilité des données de mesure, etc., rendant l'incertitude spatialement hétérogène.

Ensuite, les incertitudes épidémiologiques concernent la qualité des données sanitaires, le choix d'une fonction exposition-risque (forme fonctionnelle, seuils) ou d'un RR, et leur transposabilité à la population étudiée, qui dépend du mode de vie, du climat ou de la nature des sources d'émission. Une partie de cette incertitude est fournie par l'intervalle de confiance généralement à 95 % (IC 95 %) autour de la

valeur centrale du RR. Ce dernier est issu de régressions économétriques sur des couples de données représentant les niveaux d'exposition et les effets sanitaires observés, si bien que l'incertitude associée reflète la variabilité statistique propre à la relation entre exposition et effet sanitaire. Notons que les RR étant plus fréquemment calculés sur des populations urbaines que rurales, l'incertitude est susceptible d'être plus élevée pour ces dernières. Si la valeur de  $\tau$  que nous choisissons dans les équations (1) et (2) repose sur notre analyse des connaissances épidémiologiques et des pratiques et non sur une estimation statistique objective, ce choix véhicule pourtant bien une incertitude sous-jacente de nature épidémiologique.

Enfin, la quantification des incertitudes économiques diffère, car les connaissances sous-jacentes sont plus subjectives que scientifiques, ce qui conduit à une approche plus normative que positive. Elle repose sur les valeurs monétaires unitaires utilisées et des paramètres techniques comme le taux d'actualisation. La prise en compte de ces incertitudes se fait généralement à travers une distribution de probabilité de type triangulaire (Chanel *et al.*, 2014 ; Rabl *et al.*, 2014), et/ou la construction d'une fourchette à partir d'un écart-type empirique sous l'hypothèse de normalité. CAFE (2005) propose par exemple  $\pm 33\%$ , qui correspond à une variation d'environ un écart-type autour de la moyenne pour une distribution normale.

Ces trois types d'incertitudes sont généralement considérés soit indépendamment, soit conjointement en intégrant leurs sources respectives dans une approche de simulation de Monte-Carlo, préférable d'un point de vue méthodologique. Une analyse plus complexe peut également être effectuée en décomposant chaque source et en lui attribuant une distribution spécifique (voir Rabl *et al.*, 2014).

## 2. Application aux restrictions d'activité liées à la Covid-19

Une évaluation quantitative d'impact sanitaire (EQIS) réalisée par Santé publique France a estimé l'impact sur la mortalité à long terme des réductions des niveaux de  $PM_{2.5}$  et de  $NO_2$  observés en France métropolitaine durant le confinement (Adélaïde *et al.*, 2021b ; Medina *et al.*, 2021). Nous présentons succinctement cette méthodologie ainsi que notre approche (2.1), avant d'aborder les éléments nécessaires à l'évaluation économique (2.2), puis à la prise en compte des incertitudes (2.3).

## 2.1. Évaluation des effets sanitaires

### 2.1.1. Modélisation de l'exposition de la population

La première étape estime la différence entre l'exposition effective de la population aux indicateurs de pollution  $PM_{2.5}$  et  $NO_2$  pendant les périodes de confinement strict (du 16 mars au 11 mai 2020) et de déconfinement progressif (du 11 mai au 22 juin 2020), et celle qui aurait été observée en l'absence de ces mesures de confinement. Cette dernière repose sur une modélisation de la qualité de l'air avec le modèle de chimie-transport CHIMERE (co-développé par l'Ineris et le CNRS) sur la base de scénarios européens adaptés pour la France par le Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique. Les données des stations de mesure sont issues des associations agréées de surveillance de qualité de l'air. La méthodologie utilisée est similaire à celle mobilisée pour la cartothèque de qualité de l'air de l'Ineris<sup>1</sup>. À partir des données de population sur les 35 228 communes de France métropolitaine (selon le référentiel des communes de 2018), les expositions sont calculées par maille d'environ 4 km par 4 km. Les valeurs de concentration des différentes mailles du modèle présentes sur le territoire d'une commune ont ainsi un poids qui varie en fonction de l'effectif de population définie pour chaque maille. Au final, cela permet de calculer l'exposition moyenne observée lors du confinement, pondérée au niveau communal, et de modéliser celle qui aurait été observée en l'absence de confinement. Calculée en moyenne annuelle sur la période du 1<sup>er</sup> juillet 2019 au 30 juin 2020, cela représente une baisse de 2.9 % pour les  $PM_{2.5}$  et de 4.7 % pour le  $NO_2$ .

### 2.1.2. Estimation des effets sanitaires pour une augmentation de $10 \mu g.m^{-3}$

Medina *et al.* (2021) proposent deux RR de long terme pour la mortalité toutes causes s'appliquant à la population âgée de 30 ans et plus. Pour les  $PM_{2.5}$ , le RR s'élève à 1.15 (IC 95 % : 1.05-1.25) sur la base de 22 cohortes européennes du projet ESCAPE et d'une cohorte française (Pascal *et al.*, 2016). Il est légèrement supérieur aux valeurs trouvées par Pope *et al.* (2020) : 1.09 (1.07-1.11) fondé sur 75 études internationales, et 1.12 (1.06-1.19) obtenu sur dix études européennes. La différence peut venir

1. <https://www.ineris.fr/fr/recherche-appui/risques-chroniques/mesure-prevision-qualite-air/20-ans-evolution-qualite-air>

du mode d'exposition et/ou de la composition particulière, et nous privilégions le RR de Medina *et al.* (2021). Pour le  $\text{NO}_2$ , le RR de mortalité de long terme choisi est de 1.023 (1.008-1.037), sur la base de onze études occidentales (PHE, 2018), qui est également la valeur retenue par l'organisation mondiale de la santé (OMS) dans ses dernières lignes directrices (OMS, 2021). Elle est comparable aux méta analyses de Huangfu & Atkinson (2020), avec 1.02 (1.01-1.04) sur 24 études, ou de Stieb *et al.* (2021), avec 1.025 (1.012-1.038) sur 53 études internationales.

### 2.1.3. Approche standard par différence et approche prenant en compte le temps de latence

Les deux approches étudient l'impact sur la mortalité de la propagation d'une réduction de l'exposition moyenne de la population aux  $\text{PM}_{2.5}$  et au  $\text{NO}_2$  sur la période du 1<sup>er</sup> juillet 2019 au 30 juin 2020, suite aux mesures de confinement.

L'approche standard par différence, mobilisée dans Medina *et al.* (2021), applique le RR au différentiel d'exposition calculé pendant cette période. Elle calcule alors le nombre d'AVG, par différence entre l'évolution de deux cohortes fictives, l'une exposée à cette variation d'exposition à partir de l'âge de 30 ans et l'autre non exposée.

L'approche que nous proposons applique à la cohorte exposée la diminution de risque de mortalité obtenu dans l'équation (1) pour cette période, suivie d'un retour au niveau d'exposition antérieur suivant l'équation (2). Nous modifions donc la probabilité conditionnelle de décès dans la population âgée de 30 ans et plus, et faisons évoluer ces cohortes jusqu'à extinction, en comptabilisant les AVG à chaque date. En pratique, nous utilisons les tables de mortalité les plus récentes par sexe (Insee, 2018), exprimées pour deux cohortes fictives de 100 000 naissances. Nous approximons ensuite  $AVG_t$ , le nombre d'AVG dans la population française à chaque date  $t$ , en remplaçant dans ces cohortes fictives les 100 000 naissances initiales par les nombres réels de naissances par sexe en France (349 105 pour les femmes et 364 924 pour les hommes en 2019, dernière année connue).

## 2.2. Évaluation des effets économiques

L'évaluation monétaire de la mortalité, toujours délicate, s'appuie sur un cadre standard adopté dans New-Ext (2004), CAFE (2005), Aphekom (2011) ou par l'Agence européenne de l'environnement (Schucht *et al.*, 2021). Il est fondé sur le choix d'une Valeur d'évitement d'un

décès ( $\text{VED}^2$ ) et d'une  $\text{VAV}^3$ , en ayant recours à trois méthodes principales (encadré). Notre analyse reposant sur des variations de nombre d'AVG, elle requiert donc le choix d'une VAV. Cette dernière peut être obtenue par dérivation à partir d'une VED considérée comme un flux de VAV actualisées sur la durée de vie restante (Viscusi *et al.*, 1997 ; Leksell & Rabl, 2001) ou par estimation directe dans une étude contextuelle de préférences déclarées. Le choix d'un taux d'actualisation  $\delta$  est également requis pour valoriser les flux (futurs) d'AVG.

### 2.2.1. Méthodologie

En France, le choix de valeurs pour l'évaluation socioéconomique des investissements publics s'appuie sur des documents officiels. La version la plus récente (Quinet, 2013) retient, pour la mortalité, les résultats d'un ensemble de travaux internationaux réalisés sous l'égide de l'OCDE (Lindhjem *et al.*, 2011 ; OCDE, 2012). Ils sont fondés sur une méta analyse de 856 évaluations de la VED à travers le monde reposant sur 76 études de préférences déclarées, et les VED qui furent proposées (tenant compte du niveau de richesse de chaque pays) ont été largement reprises par les instances nationales et supranationales en charge de la valorisation en santé-environnement. À l'étranger, la Banque mondiale (World Bank, 2020), l'Union européenne (European Commission, 2020), l'OMS ou l'OCDE (OMS-OCDE, 2015) les ont utilisés pour l'évaluation des effets sanitaires de la pollution atmosphérique.

Quinet (2013) propose donc une VED unique de 3 millions  $\text{€}_{2010}$  pour la France, considérée comme tutélaire, reprise dans le cadre législatif et réglementaire français chargé de l'encadrement normatif de l'évaluation économique des grands projets d'infrastructure de transport. Il en dérive également une VAV unique de 115 000  $\text{€}_{2010}$ , sur la base de 40 ans d'âge moyen de la population française et d'un taux d'actualisation annuel de 2.5 %. Cette valeur, comme

2. La terminologie la plus courante est Valeur d'une vie statistique (VVS). Toutefois, nous lui préférons VED, en accord avec Desaignes *et al.* (2011) qui expliquent dans leur note de bas de page 1, que « la terminologie traditionnelle VVS est malheureuse, car elle tend à provoquer des réactions hostiles de la part des non-économistes. Toutefois, le concept est mieux accepté par le public s'il est présenté comme un consentement à payer pour éviter un décès prématuré anonyme, c'est à dire une VED » (notre traduction). Récemment, « valeur de la réduction du risque de mortalité » a été également suggéré (Simon *et al.*, 2019).

3. L'utilisation d'un indicateur prenant en compte la qualité des années de vie (QALY, quality adjusted life years) n'est pas considérée ici pour deux raisons. D'une part, la connaissance de la qualité de vie au décès n'est pas connue et demanderait des hypothèses fortes pour être établie. D'autre part, ces indicateurs nous semblent encore peu utilisés en évaluation environnementale et ne font pas l'objet d'un consensus scientifique international (Cerema, 2016).

## ENCADRÉ – Rappels méthodologiques sur les méthodes d'évaluation économique de la mortalité

L'évaluation économique de la mortalité repose sur trois méthodes principales :

- La méthode fondée sur les prix de marché, souvent appelée improprement méthode du capital humain, suppose que la valeur associée à la vie d'un individu est égale aux pertes de production futures qu'entraîne ce décès, mesurées par la valeur des revenus futurs actualisés sur l'espérance de vie à l'âge du décès. Bien que facile à mettre en œuvre, elle n'est pratiquement plus utilisée car elle ignore les préférences individuelles, la valeur d'un individu est représentée uniquement par sa production mesurée par les revenus du travail et elle est très sensible au choix du taux d'actualisation.
- La méthode fondée sur les préférences révélées repose sur des situations dans lesquelles les individus révèlent leurs préférences lors de choix de consommation impliquant un arbitrage entre un bien marchand et une variation de risque de décès. Elle s'appuie sur des marchés sur lesquels le niveau du risque de décès représente une des caractéristiques qui motive la décision : les marchés du travail, du logement ou des dépenses de protection. L'avantage de cette méthode est de reposer sur des choix réels observés résultant de décisions individuelles. Les inconvénients sont la difficulté d'isoler la réduction d'un risque particulier lorsque différents risques sont simultanément réduits (blessure, perte de biens, inconvénients liés à un emploi spécifique) ainsi que l'hypothèse d'une connaissance parfaite et complète des biens, des risques associés, de l'influence des attributs du risque sur la probabilité de décès, etc. De plus, l'échantillon peut être non représentatif de la population générale, en sous- ou surreprésentant certains groupes (travailleurs, propriétaires). Cette méthode est toujours utilisée pour évaluer la VED, en particulier par les diverses agences fédérales américaines.
- La méthode fondée sur les préférences déclarées utilise des enquêtes auprès d'un échantillon de la population, qui élicitent le consentement à payer (CAP) pour diminuer la probabilité de décès sur la base de scénarios hypothétiques. On calcule alors directement une VED ou une VAV. Cette méthode est facile à mettre en œuvre, permet une description très précise de l'arbitrage entre CAP et risque sanitaire en jeu et nécessite un cadre théorique moins complexe que celui nécessaire aux préférences révélées. Les principaux inconvénients sont les diverses sources de biais / d'erreurs qui peuvent ne pas toujours être contrôlés (voir Mitchell & Carson (1989) pour une présentation exhaustive et McFadden & Train (2017) pour une approche plus critique). Cette méthode est utilisée de façon croissante dans l'évaluation de la mortalité, en particulier par les agences européennes.

la VED, ne dépend ni du domaine d'application ni du motif de décès.

Toutefois, un constat important des études fondées sur les préférences déclarées ou révélées est que la VED dépend du contexte dans lequel survient le décès – la nature et le niveau du risque sous-jacent, l'âge, la qualité de vie et l'état de santé au décès (Chestnut & De Civita, 2009 ; OCDE, 2012 ; Rabl *et al.*, 2014 ; Narain & Sall, 2016) – voire du scénario utilisé (Ami *et al.*, 2013). Le contexte du risque de mortalité sous-jacent est donc un facteur pertinent expliquant l'ampleur de la VED et « l'évaluation précise nécessite l'utilisation de valeurs spécifiques à un scénario » (Hammitt, 2007 ; notre traduction). Idéalement, les évaluations de la VED et de la VAV devraient donc être spécifiques au contexte de la pollution atmosphérique.

### 2.2.2. Choix des paramètres de valorisation économique

- Estimation directe d'une VAV contextuelle :

Une revue de la littérature conduit à six études européennes de préférences déclarées dont le scénario mentionne explicitement l'exposition à la pollution atmosphérique comme étant à l'origine du risque de décès. Chronologiquement, Soguel & van Griethuysen (2000) utilisent un échantillon de répondants suisses pour estimer une VAV implicite fondée sur un scénario élicitant le CAP

pour un gain d'une heure de vie par an. Leur estimation de 53 000 francs suisses (soit 29 000 €<sub>2008</sub>) est calculée comme 24×365 fois la valeur d'une heure de vie. Dans un scénario reposant sur des risques sanitaires associés à la pollution atmosphérique, Chilton *et al.* (2004) estiment la VAV moyenne pour un état de santé normal à 45 000 € (27 600 £) pour un échantillon de résidents du Royaume-Uni. Jeanrenaud & Marti (2007) obtiennent, sur un échantillon de citoyens suisses, une VAV (moyenne) comprise entre 31 000 € et 58 000 € selon les scénarios. Desaignes *et al.* (2011) utilisent une approche similaire à celle de Chilton *et al.* (2004), fondée directement sur un gain d'espérance de vie, pour neuf pays européens dans le cadre du programme NEEDS. Sur la base des valeurs moyennes pour un gain de trois mois, ils recommandent une VAV de 41 000 €<sub>2006</sub> pour l'Europe des 15 plus la Suisse. En Grèce, Vlachokostas *et al.* (2011) estiment une VAV de 41 000 € suite à une évaluation contingente sur le CAP pour un gain en espérance de vie de 1 an grâce à la mise en place de mesures d'amélioration de la qualité de l'air. Enfin, Chanel & Luchini (2014), sur un échantillon de Français, expriment la réduction de la mortalité comme un gain en années de vie. En considérant la VED comme un flux de VAV actualisées au taux annuel de 6.8 % (taux estimé dans la modélisation sur la base des réponses), ils dérivent une VAV moyenne de 165 000 €. Cette valeur, plutôt élevée, s'explique par le taux d'actualisation élevé utilisé.



- Choix d'une VAV :

Selon la façon d'obtenir une VAV (par estimation directe dans une étude de préférences déclarées contextuelle ou par dérivation à partir d'une VED unique) les valeurs varient du simple au double environ. Aucun consensus scientifique ne favorisant l'une ou l'autre de ces approches, et ne voulant en privilégier aucune, nous choisissons la moyenne arithmétique (arrondie) de la VAV de Desaignes *et al.* (2011) et de celle préconisée dans Quinet (2013), soit 85 000 €<sub>2020</sub>. Notons que cette valeur est cohérente avec celle recommandée par le gouvernement britannique (60 000 £<sub>2010</sub> soit 79 999 €<sub>2020</sub>, cf. HM Treasury, 2020) ou l'Union européenne (70 000 €, cf. European Commission, 2020).

- Choix du taux d'actualisation :

Nous retenons comme valeur centrale le taux d'actualisation sans risque annuel de  $\delta = 2.5\%$  actuellement privilégié en France (Quinet, 2013). Il est comparable au taux de 3 % retenu par l'US EPA (2021) pour prendre en compte des flux de décès survenant dans le futur<sup>4</sup>.

### 2.3. Prise en compte des incertitudes

Nous adoptons deux approches. D'une part, une évaluation indépendante des incertitudes dans les tableaux de résultats. Nous y tenons compte des incertitudes de nature épidémiologique à partir des estimations centrales, grâce aux IC 95 % proposés dans Medina *et al.* (2021). Les incertitudes concernant  $\tau$ ,  $\delta$  et la VAV seront représentées par un intervalle ajusté sur leurs valeurs centrales, soit respectivement 1 et 5 pour  $\tau$ , 1.5 % et 3.5 % pour  $\delta$ , et 85 000 €<sub>2020</sub>  $\pm$  33 % (soit 56 666 et 113 333 €) pour la VAV.

D'autre part, nous représentons une évaluation jointe des incertitudes sur une figure. Elle tient compte de l'ensemble des sources dans une approche intégrée, par le jeu de simulations Monte-Carlo (Burmester & Anderson, 1994; CAFE, 2005; ou Ostro *et al.*, 2006). L'incertitude de nature épidémiologique sur la relation exposition-réponse est prise en compte par tirage dans une distribution normale dont la valeur centrale est l'estimation centrale des AVG et l'écart-type est dérivé de l'IC 95 %. Pour les autres incertitudes, nous utilisons une distribution triangulaire définie à partir des valeurs centrales et des valeurs inférieures et supérieures évoquées ci-dessus pour chaque paramètre ( $\tau$ ,  $\delta$  et VAV). Nous générons alors 10 000 répliquions de Monte-Carlo indépendantes à partir de ces distributions de probabilité, chacune constituant une évaluation monétaire.

Une distribution probabilisée de l'évaluation économique de l'impact sur la mortalité des restrictions d'activités est alors obtenue pour chacun des deux indicateurs de pollution (PM<sub>2.5</sub> et NO<sub>2</sub>).

## 3. Résultats

Les résultats sont donnés ci-après pour les deux indicateurs et ne doivent pas être sommés pour éviter un double comptage, certains effets sanitaires sous-jacents étant communs.

### 3.1. Évaluation des effets sanitaires

Le tableau 1 présente les résultats en termes d'AVG pour diverses valeurs de  $\tau$ , par sexe et par indicateur de pollution retenu. La valeur « proche de 0 » permet de comparer ces résultats à ceux fondés sur l'EQIS (Medina *et al.*, 2021), qui traduisent la différence entre les impacts sanitaires (supposés immédiats) dus à la pollution de l'air ambiant avec et sans confinement.

Pour un  $\tau$  proche de 0 et pour les PM<sub>2.5</sub>, les nombres totaux d'AVG sont comparables entre l'approche prenant en compte le temps de latence (26 313) et l'approche standard de l'EQIS (27 815). Par contre, l'écart est plus conséquent pour le NO<sub>2</sub> : 7 205 vs. 11 263 pour l'EQIS. Cela tient au fait que la répartition de la population par niveau d'exposition est beaucoup plus finement mesurée dans l'EQIS (elle se fait au niveau de la commune) que dans notre approche (elle repose sur une moyenne nationale pondérée). Elle permet dès lors de mieux prendre en compte les expositions de type urbain, majoritairement liées au trafic automobile (principale source de NO<sub>2</sub>), et qui concernent une part importante de la population (60 % de la population vit dans une unité urbaine de plus de 20 000 habitants, Medina *et al.*, 2021, tableau 3).

Lorsque  $\tau$  croît, le nombre total d'AVG diminue pour les deux indicateurs de pollution, pour deux raisons. La principale vient de la décroissance des impacts obtenus la première année, liée au RR plus faible atteint suite au confinement (cf. figure II), phénomène qui se propage lors du vieillissement de la cohorte. Ceci est illustré dans la figure III, qui représente la distribution dans le temps des AVG suite au confinement, pour les trois valeurs de  $\tau$  retenues dans notre

4. Nous estimons également la sensibilité des impacts économiques au choix d'un taux annuel de 7 %. Ce choix s'appuie sur US EPA (2021, p. F-8) qui recommande, en l'absence d'arbitrage au niveau fédéral, d'effectuer l'évaluation économique des bénéfices sanitaires sur la base de 3 % (qu'elle préconise) et de 7 % (que préconise l'Office of Management and Budget, OMB).

Tableau 1 – Nombre total d'années de vie gagnées à long terme suite au confinement

Valeurs de $\tau$	PM <sub>2.5</sub>			NO <sub>2</sub>		
	Hommes	Femmes	Total	Hommes	Femmes	Total
Proche de 0	14 425 (5 266–22 118)	11 888 (4 340–18 228)	26 313 (9 606–40 346)	3 950 (1 394–6 269)	3 255 (1 149–5 166)	7 205 (2 543–11 435)
1	9 118 (3 329–13 982)	7 515 (2 743–11 523)	16 633 (6 072–25 505)	2 497 (881–3 963)	2 058 (726–3 266)	4 555 (1 607–7 229)
3	4 089 (1 493–6 270)	3 370 (1 230–5 167)	7 459 (2 723–11 437)	1 120 (395–1 777)	923 (326–1 464)	2 043 (721–3 241)
5	2 615 (955–4 009)	2 155 (787–3 304)	4 770 (1 742–7 313)	716 (253–1 136)	590 (208–936)	1 306 (461–2 072)
7	1 920 (701–2 944)	1 583 (578–2 427)	3 503 (1 279–5 371)	526 (186–835)	433 (153–688)	959 (339–1 523)
EQIS (2021)			27 815 (9 709–44 414)			11 263 (3 946–17 995)

Note : les chiffres entre parenthèses sont établis à partir des IC 95 % des données sanitaires.  
Source : calcul de l'auteur et Medina *et al.* (2021).

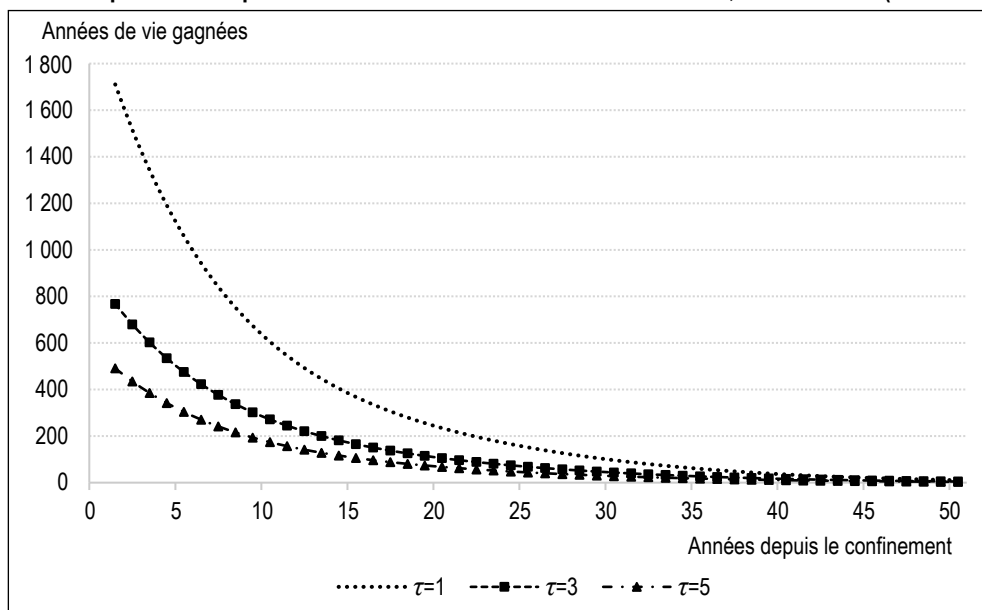
analyse (cas des PM<sub>2.5</sub>). La seconde raison, plus accessoire, tient aux autres sources de décès (indépendantes de l'exposition à la pollution de l'air) qui affectent le vieillissement de la cohorte. Leur contribution à son extinction est d'autant plus importante que l'évolution du RR vers  $RR_{NE}$ , suite au confinement, est lente ( $\tau$  élevé), diminuant le nombre total d'AVG attribué à la baisse d'exposition. Cette contribution n'est que faiblement compensée par un retour plus lent du RR au niveau de  $RR_E$  lorsque  $\tau$  croît (cf. figure II). Ces deux raisons expliquent donc que les écarts entre nos résultats et ceux de l'EQIS se creusent lorsque  $\tau$  augmente, quel que soit l'indicateur de pollution (cf. tableau 1). Pour la valeur centrale  $\tau = 3$ , ils sont ainsi inférieurs d'un facteur 3.7 (pour les PM<sub>2.5</sub>) et 5.5 (pour le NO<sub>2</sub>).

### 3.2. Résultats économiques

#### 3.2.1. Traitement indépendant des incertitudes

Le tableau 2 présente l'évaluation monétaire actualisée du flux d'AVG, pour les trois valeurs de  $\tau$ , de  $\delta$  et de VAV retenues pour rendre compte de l'incertitude. Pour les valeurs centrales de ces paramètres, elle s'élève à 504 millions € (184-773) pour les PM<sub>2.5</sub>, et 138 millions € (49-219) pour le NO<sub>2</sub>. Quand nous les comparons aux évaluations monétaires calculées sur la base des résultats de Medina *et al.* (2021) et présentées dans la dernière ligne, elles sont 4.7 (pour les PM<sub>2.5</sub>) et 6.9 (pour le NO<sub>2</sub>) fois plus faibles, traduisant l'influence combinée du temps de latence et de l'actualisation. Pour une valeur de  $\tau$  ou une VAV données, les résultats s'avèrent peu sensibles à la valeur du taux d'actualisation, ce qui s'explique car le flux

Figure III – Répartition temporelle du nombre d'AVG suite au confinement, fonction de  $\tau$  (cas des PM<sub>2.5</sub>)



d'AVG, en décroissant dans le temps, limite l'impact de l'actualisation<sup>5</sup>. Les résultats sont proportionnels à la VAV, *ceteris paribus*. Par contre, le choix de  $\tau$  s'avère plus déterminant : le passage d'une valeur de 1 à 5 divise par 4 environ l'évaluation monétaire, et ce pour les deux indicateurs de pollution.

### 3.2.2. Traitement joint des incertitudes

La figure IV représente la distribution des évaluations monétaires prenant en compte conjointement

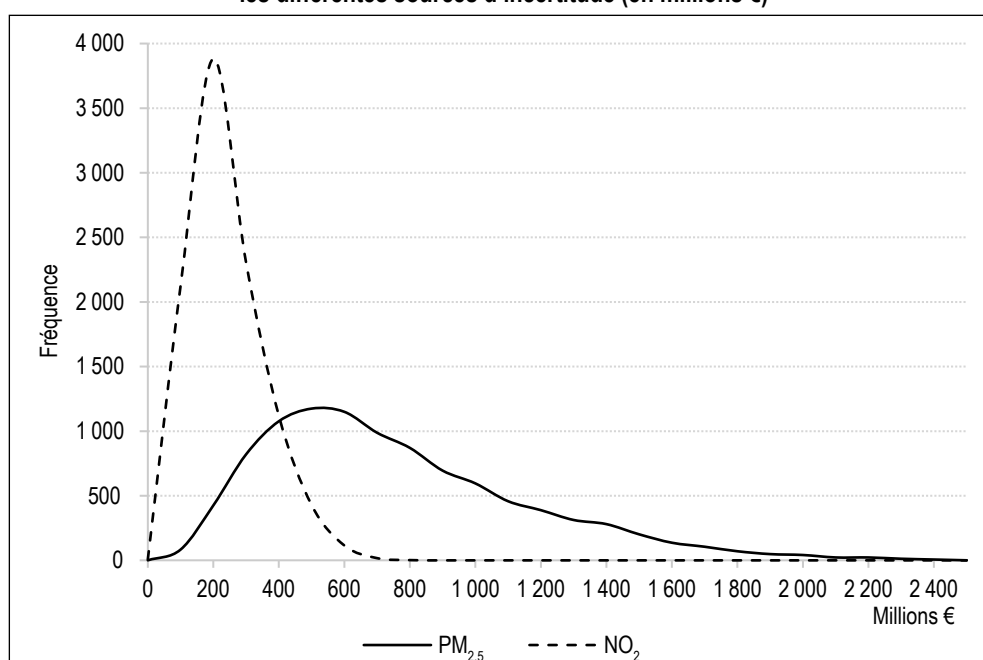
5. Ainsi, les évaluations effectuées avec le taux d'actualisation annuel de 7 % (recommandé par l'OMB américain) représentent environ 73 % des valeurs obtenues avec le taux de 2.5 %, *ceteris paribus*.

Tableau 2 – Évaluation monétaire actualisée du nombre total d'années de vie gagnées à long terme suite au confinement (en millions €)

		PM <sub>2,5</sub>			NO <sub>2</sub>		
		VAV			VAV		
$\tau$	$\delta$	56 667 €	85 000 €	113 333 €	56 667 €	85 000 €	113 333 €
1	1.5 %	816 (298–1 251)	1 224 (447–1 877)	1 632 (596–2 503)	223 (79–355)	335 (118–532)	447 (157–709)
	2.5 %	749 (273–1 149)	1 124 (410–1 723)	1 499 (547–2 297)	205 (73–325)	308 (109–488)	411 (145–651)
	3.5 %	693 (253–1 062)	1 039 (379–1 593)	1 385 (505–2 124)	189 (67–301)	284 (100–451)	379 (133–601)
3	1.5 %	366 (133–561)	549 (200–842)	732 (267–1 123)	100 (35–159)	150 (53–239)	200 (71–319)
	2.5 %	336 (123–515)	504 (184–773)	672 (245–1 031)	92 (33–146)	138 (49–219)	184 (65–292)
	3.5 %	311 (113–476)	466 (170–714)	621 (227–952)	85 (30–135)	128 (45–202)	171 (60–269)
5	1.5 %	234 (85–359)	351 (128–538)	468 (171–717)	64 (32–102)	96 (34–153)	128 (45–204)
	2.5 %	215 (79–329)	322 (118–494)	429 (157–659)	59 (21–93)	88 (31–140)	117 (41–187)
	3.5 %	199 (73–305)	298 (109–457)	397 (145–609)	55 (19–86)	82 (29–129)	109 (39–172)
EQIS (2021)		1 576 (550–2 517)	2 364 (825–3 775)	3 152 (1 100–5 033)	638 (223–1 020)	957 (335–1 530)	1 276 (447–2 040)

Note : les chiffres entre parenthèses sont établis à partir des IC 95 % des données sanitaires.  
Source : calculs de l'auteur.

Figure IV – Distribution de l'évaluation monétaire actualisée totale prenant conjointement en compte les différentes sources d'incertitude (en millions €)



les différentes sources d'incertitude, à partir de 10 000 répliquions de Monte-Carlo. Elle conduit à une valeur moyenne et des IC 95 % empiriques de 708 millions € (151-1 678) pour les  $PM_{2,5}$  et 193 millions (38-462) pour le  $NO_2$ , soit environ 40 % de plus que les valeurs centrales du tableau 2. Cet écart s'explique principalement par l'impact non linéaire de  $\tau$  sur la valorisation, favorisant les valeurs plus élevées du fait de tirages dans une distribution triangulaire. L'écart tombe en effet à moins de 8 % lorsque calculé à partir des moyennes des 27 valeurs centrales ( $3\delta \times 3\tau \times 3VAV$ ) du tableau 2, soit 653 millions € ( $PM_{2,5}$ ) et 179 millions € ( $NO_2$ ). Il se rapproche alors de ceux obtenus dans d'autres études comparant traitement indépendant vs. joint des incertitudes (Adélaïde *et al.*, 2021a ; Chanel *et al.*, 2014).

\* \*  
\*

En termes de santé publique, nos résultats confirment l'importance de réduire, même faiblement et de façon transitoire, l'exposition de la population à la pollution atmosphérique. L'approche standard par différence évalue les effets associés à la mortalité à long terme à 2.4 milliards € pour les  $PM_{2,5}$  et 957 millions € pour le  $NO_2$ . L'approche que nous préconisons, tenant compte du temps de latence (et actualisant les flux d'AVG futures) conduit à diviser ces valeurs par environ 5 pour les  $PM_{2,5}$  (soit 500 millions €) et 7 pour le  $NO_2$  (soit 140 millions €). Il est donc crucial d'être conscient des choix épidémiologiques implicites associés à ces approches lorsqu'il s'agit de les inclure dans l'analyse économique.

Il est difficile de comparer directement les évaluations monétaires que nous avons obtenues avec celles de la littérature pour deux raisons. D'une part, les travaux sur les restrictions d'activité induites par la Covid-19 commencent à peine à être diffusés et publiés. D'autre part, elles dépendent de la méthodologie retenue (modélisation et comparaison des niveaux, approches par régression ou application de RR, période de restriction étudiée), des expositions mesurées (choix des indicateurs de pollution, calcul des valeurs d'exposition), de choix épidémiologiques (RR, scénario de référence), de la mesure des gains de mortalité (décès prématurés évités ou AVG) et du choix des valeurs monétaires.

Toutefois, quelques études ont évalué l'impact de la baisse de la pollution atmosphérique

liée aux restrictions d'activité sur la mortalité de long terme, et apportent des éléments de comparaison.

Sous l'hypothèse d'une reprise immédiate de l'activité pour toute l'année 2020 suite au confinement, Giani *et al.* (2020) estiment que 76 400 (62 600-86 900) décès prématurés auraient été évités en Chine et 13 600 (11 900-15 300) en Europe, dont environ 1 250 pour la France (voir la figure S5 de leur annexe). Sous l'hypothèse d'un confinement sur toute l'année 2020, Hao *et al.* (2021) estiment à 32.2 % la baisse de concentration moyenne en  $PM_{2,5}$  pour la Chine (par rapport à 2015-2019), et le nombre de décès évités à 140 200 (122 200-156 000). En guise de mise en perspective, notons que Medina *et al.* (2021) évaluent, pour la France, la baisse de la mortalité à long terme liée à la suppression totale de la part anthropique de la pollution atmosphérique à respectivement 491 800 AVG (171 900-784 800) par an pour les  $PM_{2,5}$  et 106 400 (37 300-169 900) pour le  $NO_2$ . En termes économiques, cela représente annuellement respectivement 42 milliards € et 9 milliards €.

Certaines limites méritent d'être évoquées. D'abord, la transposition d'une fonction exponentielle négative obtenue à partir du sevrage tabagique à une réduction de l'exposition à la pollution atmosphérique dépend vraisemblablement, au-delà de voies d'exposition et d'organes cibles similaires, de la nature des substances chimiques en jeu, de la biocinétique, de la bioaccumulation, ou de l'ampleur et la temporalité de la réduction. Notons toutefois que la fonction exponentielle négative de l'équation (1) s'avère également adaptée pour rendre compte de phénomènes de dégradation dans d'autres disciplines que la santé (comme la physique, la biologie, etc.), qu'elle est compatible avec l'analyse de la littérature de Walton (2010), et que le large intervalle retenu pour  $\tau$  permet de refléter l'incertitude liée à cette transposabilité.

Ensuite, l'analyse pourrait être affinée. D'une part, nous utilisons une cohorte dynamique à partir d'une variation moyenne dans le temps de l'exposition de la population. L'utilisation de variations d'exposition modélisée au niveau local (maille de 4 km par 4 km) et leur superposition avec les données de population communales, permettrait de mieux tenir compte des spécificités locales, voire de recourir à des tables de mortalité à un niveau plus désagrégé que national. D'autre part, une partie de la population a quitté les zones urbaines pour des zones plus

rurales (environ 1.4 million, dont 450 000 pour Paris, selon Galiana *et al.*, 2020). Les niveaux d'exposition dans les zones les plus urbanisées étant supérieurs à ceux des zones rurales, en particulier pour le NO<sub>2</sub> (Medina *et al.*, 2021), l'effet du confinement sur la mortalité est sans doute sous-estimé dans la population. Le recours au télétravail a également contribué à réduire l'exposition de la population concernée.

Enfin, la mortalité est évaluée monétairement sur la base des préférences déclarées par la population et non sur l'observation de prix de marché. Ces préférences représentent l'expression d'un consentement à payer pour diminuer la probabilité de décès, et incluent des composantes non marchandes. La valorisation de la

mortalité représente ainsi des pertes de bien-être collectif, donc essentiellement une composante non marchande, dont la comparaison directe avec des composantes uniquement marchandes (tel le produit intérieur brut) est déconseillée.

Notons finalement qu'au-delà de la baisse de la mortalité consécutive à l'impact des restrictions d'activité sur les concentrations de PM<sub>2.5</sub> et NO<sub>2</sub>, existent des gains de morbidité liés aux impacts respiratoires ou cardio-vasculaires (voir Venter *et al.*, 2021, pour l'asthme pédiatrique par exemple). Toutefois, de potentiels effets sanitaires négatifs sont également associés, puisque certaines études font état d'une augmentation des niveaux d'ozone et de la mortalité associée (Liu *et al.*, 2021 ; Venter *et al.*, 2021). □

## BIBLIOGRAPHIE

**Adélaïde, L., Chanel, O. & Pascal, M. (2021a).** Health effects from heat waves in France: An economic evaluation. *European Journal of Health Economics*, 23, 119–131. <https://doi.org/10.1007/s10198-021-01357-2>

**Adélaïde, L., Medina, S., ... & Pascal, M. (2021b).** Impact de la pollution de l'air ambiant sur la mortalité en France métropolitaine : réduction en lien avec le confinement du printemps 2020 et impact à long terme pour la période 2016-2019. *Bulletin épidémiologique hebdomadaire*, 13, 232–242. [http://beh.santepubliquefrance.fr/beh/2021/13/2021\\_13\\_2.html](http://beh.santepubliquefrance.fr/beh/2021/13/2021_13_2.html)

**Ami, D., Aprahamian, F., Chanel, O. & Luchini, S. (2013).** Comment les individus valorisent-ils les décès associés à la pollution atmosphérique ? Une comparaison de trois scénarios hypothétiques. *Économie et Statistique*, 460-461, 107–128. <https://doi.org/10.3406/estat.2013.10201>

**Aphekom (2011).** *Guidelines on monetary cost calculations related to air pollution health impacts*. Deliverable D6 par Chanel, O. [http://aphekom.org/c/document\\_library/get\\_file?uuid=9432004a-0d17-4be9-8f86-5b33a77a12c4&groupId=10347](http://aphekom.org/c/document_library/get_file?uuid=9432004a-0d17-4be9-8f86-5b33a77a12c4&groupId=10347)

**Bambra, C., Riordan, R., Ford, J. & Matthews, F. (2020).** The COVID-19 pandemic and health inequalities. *Journal of Epidemiology & Community Health*, 74(11), 964–968. <http://dx.doi.org/10.1136/jech-2020-214401>

**Bherwani, H., Nair, M., ... & Kumar, R. (2020).** Valuation of air pollution externalities: comparative assessment of economic damage and emission reduction under COVID-19 lockdown. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 13(6), 683–694. <https://doi.org/10.1007/s11869-020-00845-3>

**Brodeur, A., Clark, A. E., Fleche, S. & Powdthavee, N. (2021a).** COVID-19, lockdowns and well-being: Evidence from Google Trends. *Journal of Public Economics*, 193, 104346. <https://doi.org/10.1016/j.jpubeco.2020.104346>

**Brodeur, A., Gray, D., Islam, A. & Bhuiyan, S. (2021b).** A literature review of the economics of COVID-19. *Journal of Economic Surveys*, 35, 1007–1044. <https://doi.org/10.1111/joes.12423>

**Burmester, D. & Anderson, P. (1994).** Principles of good practice for the use of Monte-Carlo techniques in human health and ecological risk assessment. *Risk Analysis*, 14, 477–481. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.1994.tb00265.x>

**Burnett, R., Chen, H., ... & Spadaro, J. V. (2018).** Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(38), 9592–9597. <https://doi.org/10.1073/pnas.1803222115>

**CAFE (2005).** *Methodology for the Cost-Benefit Analysis for CAFE. Volume 3: Uncertainty in the CAFE CBA*. Report ED51014. AEA Technology Environment Report, Oxon, par Holland, M., Hurley, F., Hunt, A., *et al.* [https://ec.europa.eu/environment/archives/cape/activities/pdf/cba\\_method\\_vol3.pdf](https://ec.europa.eu/environment/archives/cape/activities/pdf/cba_method_vol3.pdf)

- CEREMA (2016).** *Indicateur QALY et évaluation des projets de transport. Revue de la littérature.* Direction territoriale Sud-Ouest.
- Chanel, O., Henschel, S., ... & Medina, S. (2014).** Economic valuation of the mortality benefits of a regulation on SO<sub>2</sub> in 20 European cities. *European Journal of Public Health*, 24(4), 631–637. <https://doi.org/10.1093/eurpub/cku018>
- Chanel, O. & Luchini, S. (2014).** Monetary values for risk of death from air pollution exposure: A context-dependent scenario with a control for intra-familial altruism. *Journal of Environment Economics and Policy*, 3(1), 67–91. <https://doi.org/10.1080/21606544.2013.863743>
- Chanel, O., Scapecchi, P. & Vergnaud, J.-C. (2006).** How to correctly assess mortality benefits in public policies. *Journal of Environmental Planning and Management*, 49(5), 759–776. <https://doi.org/10.1080/09640560600850150>
- Chen, K., Wang, M., Huang, C., Kinney, P. L. & Anastas, P. T. (2020).** Air pollution reduction and mortality benefit during the COVID-19 outbreak in China. *The Lancet Planetary Health*, 4(6), e210–e212. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(20\)30107-8](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(20)30107-8)
- Chestnut, L. & De Civita, P. (2009).** Economic Valuation of Mortality Risk Reduction: Review and Recommendations for Policy and Regulatory Analysis. [https://publications.gc.ca/collection\\_2009/policyresearch/PH4-51-2009E.pdf](https://publications.gc.ca/collection_2009/policyresearch/PH4-51-2009E.pdf)
- Chilton, S., Covey, J., Jones-Lee, M., Loomes, G. & Metcalf, H. (2004).** *Valuation of Health Benefits Associated with Reductions in Air Pollution.* London: Defra Publications, PB 9413.
- Corso, M., Lagarrigue, R. & Medina, S. (2019).** *Pollution atmosphérique. Guide pour la réalisation d'une évaluation quantitative des impacts sur la santé (EQIS). EQIS avec une exposition mesurée.* Santé publique France, 2019. <https://www.santepubliquefrance.fr/content/download/233580/2517739>
- Desaigues, B., Ami, D., Bartczak, A., ... & Urban, J. (2011).** Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY). *Ecological Indicators*, 11, 902–910. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.12.006>
- Doll, R., Peton, R., Wheatley, K., Gray, R. & Sutherland, I. (1994).** Mortality in relation to smoking: 40 years' observations on male British doctors. *British Medical Journal*, 309, 901–911. <https://doi.org/10.1136/bmj.309.6959.901>
- European Commission (2020).** *Handbook on the external costs of transport Version 2019 – 1.1.* <https://data.europa.eu/doi/10.2832/51388>
- Galiana, L., Castillo, M. S., Sémécurbe, F., Coudin, É. & de Bellefon, M.-P. (2020).** Retour partiel des mouvements de population avec le déconfinement. *Insee Analyses* N° 54. <https://www.insee.fr/fr/statistiques/4635407>
- Giani, P., Castruccio, S., ... & Crippa, P. (2020).** Short-term and long-term health impacts of air pollution reductions from COVID-19 lockdowns in China and Europe: A modelling study. *The Lancet Planetary Health*, 4(10), e474–e482. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(20\)30224-2](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(20)30224-2)
- Hammitt, J. (2007).** Valuing changes in mortality risk: Lives saved versus life years saved. *Review of Environmental Economics and Policy*, 1, 228–240. <https://doi.org/10.1093/reep/rem015>
- Hao, X., Li, J., Wang, H., ... & Dang, R. (2021).** Long-term health impact of PM<sub>2.5</sub> under whole-year COVID-19 lockdown in China. *Environmental Pollution*, 118118. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118118>
- HM Treasury (2020).** *The Green Book: appraisal and evaluation in central government.* Annex A1. London: HM Treasury. <https://www.gov.uk/government/publications/the-green-book-appraisal-and-evaluation-in-central-government/the-green-book-2020#list-of-green-book-supplementary-guidance>
- Hrynick, T. A., Lorenzo, S. R. & Carter, S. E. (2021).** COVID-19 response: mitigating negative impacts on other areas of health. *BMJ Global Health*, 6(4), e004110. <http://dx.doi.org/10.1136/bmjgh-2020-004110>
- Huangfu, P. & Atkinson, R. (2020).** Long-term exposure to NO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> and all-cause and respiratory mortality: A systematic review and meta-analysis. *Environment International*, 144, 105998. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105998>
- Insee (2018).** Tables de mortalité des années 2016-2018. [https://www.insee.fr/fr/statistiques/fichier/4503155/fm\\_t68.xlsx](https://www.insee.fr/fr/statistiques/fichier/4503155/fm_t68.xlsx)
- Jeanrenaud, C. & Marti, J. (2007).** The cost of reduced life expectancy due to air pollution: Assessing the value of a life year (VOLY) using contingent valuation. *iHEA 2007 6th World Congress: Explorations in Health Economics Paper.* Philadelphia: iHEA. <https://ssrn.com/abstract=994770>
- Johannesson, M., Johansson, P. O. & Lofgren, K. G. (1997).** On the value of changes in life expectancy: blips versus parametric changes. *Journal of Risk and Uncertainty*, 15(3), 221–239. <https://doi.org/10.1023/A:1007705309543>

- Jones-Lee, M., Chilton, S., Metcalf, H. & Seested Nielsen, J. (2015).** Valuing gains in life expectancy: Clarifying some ambiguities. *Journal of Risk and Uncertainty*, 51, 1–21. <https://doi.org/10.1007/s11166-015-9221-8>
- Krewski, D., Jerrett, M., ... & Thun, M. J. (2009).** *Extended follow-up and spatial analysis of the American Cancer Society study linking particulate air pollution and mortality*. Vol. 140. Boston, MA: Health Effects Institute. [http://westrk.org/CARBdocs/Krewski\\_052108.pdf](http://westrk.org/CARBdocs/Krewski_052108.pdf)
- Laden, F., Schwartz, J., Speizer, F. E. & Dockery, D. W. (2006).** Reduction in fine particulate air pollution and mortality: extended follow-up of the Harvard Six Cities study. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 173(6), 667–672. <https://doi.org/10.1164/rccm.200503-443OC>
- Le, K. & Nguyen, M. (2021).** The psychological consequences of COVID-19 lockdowns. *International Review of Applied Economics*, 35(2), 147–163. <https://doi.org/10.1080/02692171.2020.1853077>
- Leksell, I. (2000).** *Health costs of particle emissions - Economic valuation of increased mortality due to exhaust of fine particles*. Göteborg: Chalmers University of Technology, Dissertation.
- Leksell, I. & Rabl, A. (2001).** Air Pollution and Mortality: Quantification and Valuation of Years of Life Lost. *Risk Analysis*, 21, 843. <https://doi.org/10.1111/0272-4332.215156>
- Lightwood, J. M. & Glantz, S. A. (1997).** Short-term Economic and Health Benefits of Smoking Cessation. *Circulation*, 96, 1089–1096. <https://doi.org/10.1161/01.CIR.96.4.1089>
- Lindhjem, H., Navrud, S., Braathen, N. A. & 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), 1381–1407. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2011.01694.x>
- Liu, F., Wang, M. & Zheng, M. (2021).** Effects of COVID-19 lockdown on global air quality and health. *Science of the Total Environment*, 755, 142533. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142533>
- McFadden, D. & Train, K. (eds) (2017).** *Contingent Valuation of Environmental Goods: A Comprehensive Critique*. Cheltenham: Edward Elgar Publishing.
- Medina, M., Adélaïde, L., ... & Pascal, M. (2021).** *Impact de la pollution de l'air ambiant sur la mortalité en France métropolitaine. Réduction en lien avec le confinement du printemps 2020 et nouvelles données sur le poids total pour la période 2016-2019*. Saint-Maurice : Santé publique France. <https://www.santepubliquefrance.fr>
- Miller, B. & Hurley, F. (2003).** Life table methods for quantitative impact assessments in chronic mortality. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 57, 200–206. <http://dx.doi.org/10.1136/jech.57.3.200>
- Mitchell, R. C. & Carson, R. T. (1989).** *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*. Washington, D.C.: Resources for the Future, John Hopkins University Press.
- Molina-Montes, E., Uzhova, I., ... & Rodríguez-Pérez, C. (2021).** Impact of COVID-19 confinement on eating behaviours across 16 European countries: The COVIDiet cross-national study. *Food Quality and Preference*, 93, 104231. <https://doi.org/10.1016/j.foodqual.2021.104231>
- Narain, U. & Sall, C. (2016).** *Methodology for Valuing the Health Impacts of Air Pollution: Discussion of Challenges and Proposed Solutions*. Washington, D.C.: World Bank Group. <https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/24440/K8849.pdf?sequence=3&isAllowed=y>
- New-Ext (2004).** *New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies*. Final report to the European Commission DG Research, Technological Development and Demonstration (Contract No: ENG1-CT2000-00129). Produced by IER *et al.*
- OCDE (2012).** *La valorisation du risque de mortalité dans les politiques de l'environnement, de la santé et des transports*. Paris : Éditions OCDE. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264169623-fr>
- OMS - OCDE (2015).** *Economic cost of the health impact of air pollution in Europe: Clean air, health and wealth*. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/350716>
- OMS (2021).** *WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. Geneva: WHO. <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/345329/9789240034228-eng.pdf>
- ONISR (2021).** Accidentalité routière 2020 Données définitives. Paris, 31 mai. [https://www.onisr.securite-routiere.gouv.fr/sites/default/files/2021-05/20210531\\_Bilan\\_Définitif\\_ONISR\\_2020\\_vMS.pdf](https://www.onisr.securite-routiere.gouv.fr/sites/default/files/2021-05/20210531_Bilan_Définitif_ONISR_2020_vMS.pdf)
- Ostro, B. D., Tran, H., & Levy, J. I. (2006).** The health benefits of reduced tropospheric ozone in California. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 56(7), 1007–1021. <https://doi.org/10.1080/10473289.2006.10464511>
- Pascal, M., de Crouy-Chanel, P., ... & Host, S. (2016).** *Impacts de l'exposition chronique aux particules fines sur la mortalité en France continentale et analyse des gains en santé de plusieurs scénarios de réduction de la pollution atmosphérique*. Saint-Maurice : Santé publique France. <http://invs.santepubliquefrance.fr/Dossiers-thematiques/Environnement-et-sante/Air-et-sante/Publications>

- PHE, Public Health England (2018).** Associations of long-term average concentrations of nitrogen dioxide with mortality: A report by the Committee on the Medical Effects of Air Pollutants. [https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/734799/COMEAP\\_NO2\\_Report.pdf](https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/734799/COMEAP_NO2_Report.pdf)
- Pope, C. A., Coleman, N., Pond, Z. A. & Burnett, R. T. (2020).** Fine particulate air pollution and human mortality: 25+ years of cohort studies. *Environmental Research*, 183, 108924. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108924>
- Puett, R. C., Hart, J. E., Yanosky, J. D., ... & Laden, F. (2009).** Chronic fine and coarse particulate exposure, mortality, and coronary heart disease in the Nurses' Health Study. *Environmental Health Perspectives*, 117(11), 1697–1701. <https://doi.org/10.1289/ehp.0900572>
- Quinet, E. (2013).** L'évaluation socioéconomique des investissements publics. Rapport de la mission présidée par Émile Quinet. Commissariat général à la stratégie et à la prospective, septembre 2013. [https://www.strategie.gouv.fr/sites/strategie.gouv.fr/files/atoms/files/cgsp\\_evaluation\\_socioeconomique\\_29072014.pdf](https://www.strategie.gouv.fr/sites/strategie.gouv.fr/files/atoms/files/cgsp_evaluation_socioeconomique_29072014.pdf)
- Rabl, A. (2006).** Analysis of air pollution mortality in terms of life expectancy changes: relation between time series, intervention, and cohort studies. *Environmental Health*, 5(1), 1–11. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-5-1>
- Rabl, A., Spadaro, J. & Holland, M. (2014).** *How Much Is Clean Air Worth?: Calculating the Benefits of Pollution Control*. Cambridge University Press.
- Röösli, M., Künzli, N., Braun-Fahrlander, C. & Egger, M. (2005).** Years of life lost attributable to air pollution in Switzerland: Dynamic exposure–response model. *International Journal of Epidemiology*, 34, 1029–1035. <https://doi.org/10.1093/ije/dyi106>
- Sannigrahi, S., Kumar, P., ... & Pilla, F. (2021).** Examining the status of improved air quality in world cities due to COVID-19 led temporary reduction in anthropogenic emissions. *Environmental Research*, 110927. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110927>
- Schucht, S., Real, E., ... & Colette, A. (2021).** *Development of a refined methodology for the EEA externalities assessment*. Eionet Report - ETC/ATNI 2019/18. Kjeller: Norwegian Institute for Air Research.
- Simon, N. B., Dockins, C., ... & Taylor, L. O. (2019).** Policy brief – What's in a name? A search for alternatives to “VSL”. *Review of Environmental Economics and Policy*, 13(1), 155–161. <https://doi.org/10.1093/reep/rey022>
- Soguel, N. & 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, Switzerland. [https://serval.unil.ch/resource/serval:BIB\\_16662.P001/REF.pdf](https://serval.unil.ch/resource/serval:BIB_16662.P001/REF.pdf)
- Stieb, D. M., Berjawi, R., ... & Shin, H. H. (2021).** Systematic review and meta-analysis of cohort studies of long term outdoor nitrogen dioxide exposure and mortality. *PLoS ONE*, 16(2), e0246451. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246451>
- Tainio, M., Tuomisto, J. T., ... & Pekkanen, J. (2007).** Parameter and model uncertainty in a life-table model for fine particles (PM<sub>2.5</sub>): a statistical modeling study. *Environmental Health*, 6(1), 1–13. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-6-24>
- Tisdell, C. A. (2020).** Economic, social and political issues raised by the COVID-19 pandemic. *Economic Analysis and Policy*, 68, 17–28. <https://doi.org/10.1016/j.eap.2020.08.002>
- US EPA (2021).** User's Manual for the Co-Benefits Risk Assessment Health Impacts Screening and Mapping Tool (COBRA). [https://www.epa.gov/system/files/documents/2021-11/cobra-user-manual-nov-2021\\_4.1\\_0.pdf](https://www.epa.gov/system/files/documents/2021-11/cobra-user-manual-nov-2021_4.1_0.pdf)
- Venter, Z. S., Aunan, K., Chowdhury, S. & Lelieveld, J. (2021).** Air pollution declines during COVID-19 lockdowns mitigate the global health burden. *Environmental Research*, 192, 110403. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110403>
- Viscusi, K., Hakes, J. & Carlin, A. (1997).** Measure of mortality risks. *Journal of Risk and Uncertainty*, 14(3), 213–233. <https://doi.org/10.1023/A:1007799508646>
- Vlachokostas, C., Achillas, C., ... & G. & Dimitrakis, I. (2011).** Willingness to pay for reducing the risk of premature mortality attributed to air pollution: A contingent valuation study for Greece. *Atmospheric Pollution Research*, 2(3), 275–282. <https://doi.org/10.5094/APR.2011.034>
- Walton, H. (2010).** Development of proposals for cessation lag(s) for use in total impact calculations. In: *The mortality effects of long-term exposure to particulate matter in the United Kingdom*. COMEAP report. [http://allcatsrgrey.org.uk/wp/download/public\\_health/pollution/COMEAP\\_development\\_of\\_proposals\\_for\\_cessation\\_lags.pdf](http://allcatsrgrey.org.uk/wp/download/public_health/pollution/COMEAP_development_of_proposals_for_cessation_lags.pdf)
- Wang, M., Liu, F. & Zheng, M. (2020).** Air quality improvement from COVID-19 lockdown: Evidence from China. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 14(4), 591–604. <https://doi.org/10.1007/s11869-020-00963-y>
- World Bank (2020).** *The Global Health Cost of Ambient PM2.5 Air Pollution*. Washington, D.C.: World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/35721>