

LA CONTRIBUTION DES ÉMISSIONS IMPORTÉES À L'EMPREINTE CARBONE DE LA FRANCE

LA CONTRIBUTION DES ÉMISSIONS IMPORTÉES À L'EMPREINTE CARBONE DE LA FRANCE

Paul Malliet, *Sciences Po-OFCE*

La France s'est dotée en 2015 d'une stratégie nationale bas-carbone qui vise à atteindre la neutralité carbone à l'horizon 2050. Cette neutralité sera effective dès lors que les émissions de GES d'origine anthropique subsistantes sur le territoire national seront intégralement compensées par des puits naturels et/ou artificiels de carbone.

Alors que la version révisée de ce document vient d'être officiellement publiée le 24 avril 2020, il nous semble important de mettre en exergue un autre point de vue dans la comptabilisation des émissions de GES qui considère non plus les activités de production mais celles associées à une consommation finale comme celles faisant référence dans l'imputation des émissions. Si cette différence peut sembler conceptuelle et sans implication directe dans la démarche de transition écologique d'une société, le degré avancé de fragmentation de la chaîne de valeur globale scindée en plusieurs unités de production, disséminées sur l'ensemble du globe, la rend essentielle à son évaluation. Des objectifs complémentaires à celui de la neutralité carbone inscrits dans la SNBC intègrent déjà des indicateurs relatifs à ces émissions hors du territoire national ; cependant Il n'existe pas de système d'information standardisé comme celui officiel des Inventaires Nationaux d'Émissions défini par la Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changement Climatiques (United Nations Framework Convention on Climate Change).

Ce document vise à explorer le rapport entre la consommation finale privée des ménages français et les émissions de gaz à effet de serre qu'elle occasionne, généralement traduite par le terme d'empreinte carbone. Dans une première partie, nous définissons les différents concepts qui seront mobilisés tout au long de ce rapport. Nous précisons ainsi comment dans le cadre de la construction d'une comptabilité carbone, la dissociation entre une imputation des émissions aux activités de production et celles de consommation s'est affirmée, notamment par le développement de bases de données intégrant l'ensemble des flux de produits et d'émissions entre les différentes activités économiques. Bien que les résultats de ces bases de données ne convergent pas parfaitement entre eux du fait des choix méthodologiques et de sources de données retenus dans leur construction, ces différences restent relatives et chacune dispose de forces et de faiblesses dont l'appréciation dépend largement de l'angle d'analyse considéré.

À l'aide de la base EXIOBASE, nous procédons à une évaluation de l'empreinte carbone en France en fonction de son origine géographique et pour différents types de produits. L'empreinte carbone totale de la France s'élevait en 2011 à 732 Mt de CO₂e dont 17,5 % proviennent des émissions directes issues de la combustion de produits fossiles, 35,3 % des émissions domestiques et les 47,2 % restants proviennent des émissions importées. Le CO₂ est le principal gaz concerné puisqu'il contribue pour plus de 75 % à cette empreinte carbone. Des différences notables existent selon les zones géographiques en termes de structure des émissions importées avec d'un côté les pays de l'UE et la Chine pour lesquels les biens manufacturés expliquent majoritairement le volume d'émissions importées, tandis que pour d'autres comme la Russie et les pays du Moyen-Orient, ce sont les activités en amont de producteurs de produits énergétiques d'origine fossile qui y contribuent le plus.

Dans une seconde partie, nous explorons l'hétérogénéité de profils de ménages selon plusieurs dimensions et de leur lien avec les émissions induites par leur consommation. On observe ainsi une empreinte carbone moyenne de 24,5 tonnes de CO₂e par ménage induite par la consommation privée et publique finale avec un rapport interdécile de 2,1 (les ménages du premier décile ont une empreinte carbone de 15,2 tonnes de CO₂e et ceux du neuvième décile 32 tonnes de CO₂e). Par ailleurs, la structure des émissions selon les ménages dépend également de leur choix du type et du lieu d'habitation. Si l'on n'observe pas une relation monotone clairement établie entre la distance à un centre urbain et l'empreinte carbone totale, les ménages habitant en périphérie des agglomérations ou en milieu rural ont généralement un niveau d'émissions directes plus élevé que celui de ceux résidant dans des centres urbains, mais moins important en ce qui concerne leurs émissions indirectes.

Enfin, à l'aide d'une estimation économétrique, nous estimons la valeur des élasticités entre les émissions et le niveau de consommation (respectivement le niveau de revenu) selon leur source. Nous trouvons ainsi, concernant les émissions induites par la consommation de biens et services (les émissions indirectes), un coefficient égal à 0,76* (resp. 0.45) contre 0,67 (resp. 0.53) pour les émissions associées à la consommation de produits énergétiques (les émissions directes).

* Quand le niveau de consommation augmente de 1 %, le niveau des émissions indirectes augmente de 0,76 %.

Table des matières

Introduction	6
Comparaison méthodologique du calcul de l'empreinte carbone en France . . .	10
Méthodologie de calcul de l'empreinte carbone par le SDES	10
Méthodologie de l'estimation de l'empreinte carbone par les MRIO	13
Analyse comparée des méthodologies	21
Mieux comprendre l'empreinte carbone de la consommation finale des ménages français	24
Empreinte carbone et chaîne de valeur	27
Distribution des empreintes carbone au sein des ménages français	30
Résultats par classe de revenus	33
Résultats par variable socio-économique	37
Résultats de régression linéaire	40
Conclusion	42
Références	43
ANNEXE I : décomposition de l'empreinte carbone par type de gaz à effet de serre	47
ANNEXE II : Intensités carbone par produit	55

Introduction

La longue marche dans un projet de décarbonation profonde de nos économies est sans aucun doute l’un des plus grands défis de ce siècle. La communauté scientifique par la voix du Groupement International d’Étude sur le Climat (International Panel on Climate Change- IPCC) nous indique que pour espérer atteindre une hausse des températures moyenne à la surface du globe par rapport à l’ère préindustrielle de +1,5°C, il faudrait pouvoir atteindre la neutralité carbone mondiale entre 2040 et 2055 selon les scénarios associées (IPCC, 2018). À l’espoir qu’a pu laisser entrevoir la signature des Accords de Paris quant à la capacité de la communauté internationale à s’entendre sur la mise en œuvre d’une stratégie internationale et coordonnée, le retrait des États-Unis de ces mêmes accords en 2017 laisse entrevoir un affaiblissement du cadre international basé sur le multilatéralisme et de la possibilité d’agir de concert. Or, notre monde actuel est plus que jamais interdépendant et l’appareil productif global s’appuie sur des chaînes de valeur fragmentées entre plusieurs pays, 22 % des émissions mondiales proviennent ainsi de la production de biens et services à destination (Peters G. P. *et al.*, 2012). La crise sanitaire du Coronavirus qu’est en train de vivre à un stade plus ou moins avancé l’ensemble des pays du monde ne fait que rendre compte de manière plus saisissante cette réalité.

L’émergence de la comptabilité carbone est un phénomène relativement récent dont les prémices datent du Sommet de la terre qui s’est tenu en 1992 à Rio de Janeiro, mais ce n’est qu’avec la signature du Protocole de Kyoto en 1997 qu’elle s’est véritablement développée. En effet, les pays signataires acceptèrent la mise en œuvre d’un cadre comptable international harmonisé associé à l’obligation pour les pays dits de l’Annexe-A de soumettre des inventaires nationaux d’émissions (*National Emissions Inventories* -NEI) au secrétariat des Nations Unis pour la Convention sur le Changement Climatique (UNFCCC). Ces inventaires s’appuient sur une approche « producteur » qui considère que les émissions sont associées à l’activité de production dans le pays où elle se situe et s’appuie sur une méthodologie de référence publiée par l’IPCC (IPCC, 2006). Les sources d’émissions sont décomposées par secteur (Énergies ; Processus industriels et usage de produits ; Agriculture, forêt et sols ; Déchets) et pour chacune d’entre elle, des facteurs d’émissions sont donnés. Ce guide méthodologique est évolutif en fonction de la connaissance scientifique disponible et sa dernière version publiée en mai 2019 précise certaines estimations et donne des indications supplémentaires sur la méthodologie employée¹.

L’existence d’un référentiel commun, partagé et reconnu, est une étape nécessaire dans la mise en œuvre de politiques d’atténuation des émissions de GES, dans la mesure où celui-ci permet un suivi dans le temps des politiques publiques mais également les comparaisons internationales. Aussi détaillé et précis soit-il, la méthode des inventaires nationaux ne permet toutefois pas de répondre à plusieurs problématiques qui risquent de devenir de plus en plus incontournables dans les années à venir. La fragmentation de la chaîne de valeur à l’échelle mondiale et les risques de fuites carbone résultantes de l’implémentation unilatérale de tarification du carbone nécessite de développer d’autres comptabilités carbone.

1. <https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>

L’approche alternative de celle du producteur est celle dite du consommateur (généralement désignée par « *empreinte carbone*² »), la consommation finale étant l’activité économique ici de référence dans l’allocation des émissions de GES. L’antagonisme que l’approche consommateur révèle face à celle usuelle des inventaires nationaux soulève évidemment des questions d’ordre éthique et morale dans le choix d’allocation des émissions (Steininger *et al.*, 2014). En effet à qui revient finalement la responsabilité des émissions ? Le producteur qui s’engage dans une démarche productive et qui est responsable du choix de sa technologie de production ou le consommateur qui est le bénéficiaire ultime de l’activité productive ? Ces deux approches peuvent être interprétées comme des cas extrêmes et il existe un continuum d’allocation possible entre les deux (Feng, 2003 ; Gallego and Lenzen, 2005 ; Rodrigues *et al.*, 2006). À noter qu’il existe également d’autres formes alternatives d’allocation des émissions entre les différents acteurs économiques. Une possibilité serait d’allouer les émissions au pays extracteur de ressources fossiles indépendamment de la chaîne de valeur à laquelle il est associé (Davis *et al.*, 2011). Une autre serait de privilégier le critère de formation des revenus des autres facteurs de production (travail et capital) associée à l’activité de production émettrice et en rapport avec leur valeur ajoutée (Marques *et al.*, 2012). *In fine*, les possibilités d’allocation sont multiples et la question de la préférence de l’une par rapport à une autre obéit davantage à des motivations politiques et opérationnelles que purement méthodologiques.

D’un point de vue méthodologique, l’approche consommateur s’appuie en premier lieu sur les inventaires d’émissions nationaux (National Emissions Inventories – NEI) qui sont corrigés pour prendre en compte les flux d’émissions de commerce international, en y retranchant les émissions associées aux exportations, et en y additionnant les données d’importations. (Peters, Glen P. et Hertwich, 2008).

En ce sens, ces deux approches s’inscrivent dans un cadre comptable partagé mais différent sur les allocations d’émissions entre les différents acteurs économiques en fonction notamment de leur localisation.

De nombreuses études se sont intéressées au lien entre le niveau de revenu et celui des émissions à la fois d’un point de vue théorique et empirique. Le concept de Courbe Environnementale de Kuznets (Environmental Kuznets Curve- EKC) qui contrairement à ce qu’indique son nom a été proposé par Grossman & Krueger³ (1991) décrit ainsi la possibilité d’un découplage à partir d’un certain niveau de revenu par habitant entre la pression environnementale qu’exerce l’activité économique et le niveau des revenus qui en découle⁴. On distingue généralement deux versions de ce concept : une version forte, où la pression environnementale par habitant est décroissante en valeur absolue, et une version faible, où ce découplage est seulement en valeur relative. Cette conjecture a été testée dans le cadre de plusieurs travaux économétriques sur micro-données mais n’a pu être confirmée dans sa version

2. Selon le 4^e rapport de l’IPCC, « Il n’existe pas une méthodologie unique de calcul d’empreinte carbone (...) ni une définition unanimement acceptée d’empreinte carbone (IPCC, 2007, p. 306). Pour une discussion plus complète à ce sujet, voir Wiedmann et Minx (2007).

3. Son appellation découle des travaux de S. Kuznets sur le niveau de développement d’une économie et des inégalités de revenus (Kuznets, 1955).

4. Pour ce qui concerne les émissions de GES, l’EKC propose ainsi une relation entre émissions et niveau de revenu qui suit une courbe en U inversée, augmentant avec le niveau de revenu jusqu’à un point maximal, après lequel, une décroissance s’observe. Pour une revue de littérature sur le sujet, voir les travaux de Stern (2004).

faible que pour un niveau de revenu élevé à l’échelle mondiale (Boyce, 1994 ; Ravallion, 2000) et reste donc encore à l’état de conjecture, du moins dans sa version forte. Si plusieurs travaux font état d’une version faible de l’Environmental Kuznets Curve (EKC) à l’échelle d’un pays (Churchill *et al.*, 2018) d’un pays, qu’en est-il à l’échelle individuelle sur la base d’observations micro-économétriques ? Plusieurs études qui apportent des éclairages sur cette question ont été conduites dans différents pays, et avec également plusieurs méthodologies. Concernant la distribution des revenus dans la population, Weber et Matthews (2008) ont estimé l’empreinte carbone (*i.e.* l’ensemble des émissions indirectes, et directes) des ménages américains en fonction de leur revenu et trouvent une valeur moyenne de 50 tCO_{2e}, ainsi qu’une élasticité entre empreinte carbone et revenu entre 0,35 et 0,52. Ces résultats diffèrent de ceux de (Girod et de Haan, 2010) dans le cadre d’une étude conduite en Suisse sur la relation entre le niveau de l’empreinte carbone et celui des dépenses de consommation. Les auteurs trouvent une élasticité quasi-unitaire avec une estimation centrale de l’élasticité à 0,94. Toutefois, en prenant en compte comme indicateur les métriques physiques (consommation électrique, distance parcourue, surface habitable, ...) en lieu et place des dépenses de consommation, l’estimation de cette élasticité tombe à 0,54⁵. Des travaux similaires ont également été conduits au Royaume-Uni sur la distribution des émissions directes de CO₂ par les ménages (Hargreaves *et al.*, 2013) mais également en Norvège où deux études divergent sur les résultats constatés d’une élasticité proche de 0,5. Concernant la première (Steen-Olsen *et al.*, 2016), les auteurs trouvent une empreinte carbone moyenne de 22,3 tCO_{2e} par ménage en 2012 (de 8,5 tCO_{2e} pour ceux appartenant au premier décile et 43,5 tCO_{2e} pour le dernier) et une élasticité de l’empreinte carbone aux dépenses de consommation égale à 1,14. Ils s’appuient sur des données multi-régionales *input-output* pour le calcul des facteurs d’émissions et d’une enquête sur les dépenses de consommation⁶. Isaksen et Narbel (2017), en utilisant les mêmes micro-données pour la Norvège, trouvent une élasticité entre l’empreinte carbone et les dépenses de consommation unitaire⁷. Ces études rendent compte d’une absence de découplage entre émissions et consommation. Des caractéristiques propres à la Norvège comme son mix énergétique quasi-décarboné grâce à ses ressources hydrologiques expliquent, selon les auteurs, en partie les résultats obtenus. Markaki *et al.* (2017) ont effectué pour les ménages grecs le même type d’analyse en y ajoutant une dimension temporelle et constatent par exemple une baisse de 27,4 % entre 1995 et 2012, passant de 18,4 tCO₂ à 14,4 tCO₂⁸.

Sommer et Kratena (2017) ont calculé l’empreinte carbone par ménage à l’échelle européenne et trouvent une moyenne de 15,2 tCO₂ (de 6tCO₂ pour le premier quintile à 28 pour le dernier). Les auteurs ont également estimé des élasticités entre les émissions à la fois directes et indirectes avec revenu et par quintile de revenu. Ils trouvent pour les émissions directes une élasticité comprise entre 1,32 et 0,69, et pour celles indirectes, une élasticité entre 0,89 et 0,62.

5. Cette différence provient de ce que les auteurs identifient comme un « effet qualité ». La hausse des dépenses de consommation sur certains postes reflète essentiellement une différence de qualité sans qu’elle s’accompagne d’une hausse proportionnelle des émissions.

6. *Norwegian Consumer Expenditure Survey 2007* (CES).

7. Les auteurs avancent comme argument pour expliquer ce résultat la singularité de la Norvège qui bénéficie d’un mix électrique quasiment décarboné grâce à ses ressources hydroélectriques.

8. Selon les auteurs, la crise européenne des dettes a joué un rôle majeur dans cette dynamique, l’empreinte carbone étant encore de 19,3 tCO₂ en 2009.

Un aspect qui semble également expliquer la distribution des profils d’émissions de GES au sein de population est leur distribution spatiale. En Allemagne, Gill et Moeller (2018) ne trouvent pas une forte différence entre l’empreinte carbone des ménages urbains et ruraux, cette dernière étant en moyenne supérieure de 11 %. Cet écart relativement faible s’explique principalement par un revenu et un niveau de consommation en moyenne plus faibles, et ce bien que l’intensité carbone de leur consommation par un effet de composition reste plus élevée (principalement *via* la contribution des émissions directes dans leur empreinte carbone). Ce résultat est précisé par les travaux de Jones et Kammen (2014) qui en comparant les profils d’empreintes carbone des ménages pour trois zones géographiques (urbaine, semi-urbaine et rurale) trouvent une relation en cloche⁹. Les ménages habitant des zones périurbaines combinant à la fois un niveau de consommation élevé (à l’instar des ménages urbains) avec des niveaux d’émissions directes comparables à ceux des ménages ruraux et se retrouvent dès lors avec des niveaux d’émissions supérieures à la moyenne. Cette relation a été également observée dans d’autres pays¹⁰, notamment le Japon (Holian et Kahn, 2015).

L’identification des dimensions qui expliquent la différence de niveau et de composition des émissions de GES est importante et même nécessaire dans la mise en place d’une taxe carbone, quels que soient finalement sa forme, son périmètre ou encore son niveau.

Plusieurs études parues récemment montrent ainsi clairement cette régressivité de la taxe carbone en France, que ce soit celle associée aux émissions des services de chauffage dans du logement (Berry et Laurent, 2019) ou à la mobilité privée (Douenne, 2018). Dans un rapport de l’ADEME, Malliet (2020) explore cette question des effets redistributifs d’une fiscalité carbone étendue aux émissions indirectes, et notamment celles importées hors UE.

La problématique que pose ici l’exposition d’une partie de la population à une fiscalité carbone se retrouve ici être complexifiée par la dimension indirecte de nos émissions. En effet, il ne s’agit pas seulement d’une conséquence directe d’un choix du lieu de vie (et donc des besoins de mobilité que cela implique) ou du type d’habitat qui par essence induirait nécessairement un niveau d’émissions plus élevé, ce qui en soi serait cohérent avec cet objectif de réduction des émissions, mais elle dépend également d’un ensemble de facteurs sur lesquels les individus n’ont que peu de prises directes ou d’information. La structure de la chaîne de valeur déterminée par des arbitrages relatifs à un système de production en est un des exemples¹¹, mais nous pouvons également citer la politique d’aménagement du territoire ou la pression immobilière qui conduit à un processus d’étalement urbain. Cela est également la conséquence de la discrimination dans la source des émissions qui font l’objet d’une fiscalité carbone et l’adoption d’un périmètre restreint à une source d’émissions ne peut ainsi que conduire à polariser ses effets au sein de la population. Les questions de redistribution et de

9. Une étude des mêmes auteurs concluait d’une empreinte carbone moindre pour les ménages urbains par rapport à celle des ruraux.

10. Heinoenon *et al.* (2020) fournissent une revue de littérature des différents travaux d’analyse spatiale d’estimation d’empreinte carbone et de ses plus récents développements.

11. La segmentation retenue des produits de consommation ne permet pas de prendre en compte des substitutions intra-produits (par exemple entre une tomate issue d’un circuit de distribution court et de l’agriculture raisonnable et une tomate issue de l’agriculture intensive importée d’un autre pays). La question de l’arbitrage de consommation entre différentes variétés d’un même produit n’est pas représentée dans cette étude alors que c’est sans doute à cette échelle que les substitutions sont les plus significatives en termes d’impact environnemental de la consommation.

justice sociale que pose la mise en œuvre de la transition énergétique à travers une internalisation du coût social du carbone doivent autant être pensées dans l’intégration d’émissions dans son périmètre que dans la construction de mesures d’accompagnement pour ces populations exposées.

Comparaison méthodologique du calcul de l’empreinte carbone en France

Dans le cadre de la construction de sa Stratégie Nationale Bas Carbone (2015), la France s’est assignée comme objectif complémentaire à la neutralité carbone en 2050 une diminution de son empreinte carbone qui inclut également les émissions importées. La loi Sas¹² sur la construction de nouveaux indicateurs de richesse dans l’évaluation de politiques publiques inclut ainsi celui d’empreinte carbone et son suivi est assuré par le Commissariat Général au Développement Durable (Pasquier, 2016). Nous proposons dans cette partie de faire une recension des méthodologies de mesure des émissions importées.

Méthodologie de calcul de l’empreinte carbone par le SDES

La méthodologie de calcul actuellement utilisée par l’administration publique est présentée dans le document de travail ?« *Méthodologie de calcul de l’empreinte carbone de la demande finale intérieure française* » (Pasquier, 2016). Celle-ci résulte d’un travail initial mené sur le circuit des émissions de CO₂ de la comptabilité carbone (Lenglart *et al.*, 2010).

Elle s’appuie sur l’analyse développée par W. Leontief du calcul *input-output* de la production par branche d’activités (1941). Cette analyse, abondamment utilisée depuis, s’est également étendue à partir des années 1970 à la dimension environnementale (Leontief, 1970 ; Lipnowski, 1976) en incluant des comptes d’inventaire d’émissions ou d’indicateurs physiques. L’INSEE (et comme l’ensemble des instituts statistiques) utilise le TES symétrique au prix de base pour effectuer ce type d’analyse qui diffère du TES habituel qui est au prix d’acquisition¹³.

L’équilibre offre-demande s’écrit en comptabilité nationale sous la forme suivante :

$$X + M = CI + Y$$

La production intérieure X et les importations M sont soit consommées pour des usages intermédiaires CI soit pour des usages finaux Y . En décomposant cette équation en deux éléments selon l’origine de la production, nous pouvons la réécrire :

$$X = CI^d + Y^d$$

$$M = CI^m + Y^m$$

où l’indice d fait référence à la production domestique et l’indice m à la production importée.

12. Loi 2015-411 du 13 Avril 2015.

13. Par rapport au prix de base, le prix d’acquisition inclut les marges commerciales et de transport, ainsi que les taxes sur les produits nets de subvention.

En exprimant les consommations intermédiaires $CI_{i,j}$ du produit i en fonction de leur intensité d’utilisation par la branche d’activités j , nous obtenons un indice de coefficient technique $a_{i,j} = CI_{i,j}/X_j$. En exprimant A la matrice de ces coefficients techniques et en réécrivant l’équation de la demande finale, nous obtenons pour la production domestique et les importations les relations suivantes :

$$X = (1 - A^d)^{-1} \cdot Y^d$$

$$M = A^m \cdot X + Y^m = A^m(1 - A^d)^{-1} \cdot Y^d + Y^m$$

Enfin, en considérant un vecteur d’intensité d’émissions par branche $e_j^d = E_j^d/X_j^d$

où E_j sont les émissions de la branche i , l’ensemble des émissions induites par la production domestique, E^d s’écrit :

$$E^d = e_j^d \cdot (1 - A^d)^{-1} \cdot X$$

De manière parallèle, celles issues des importations s’écrivent sous la même forme,

$$E^m = e_j^m \cdot A^m(1 - A^d)^{-1} \cdot Y^d + Y^m$$

Dans la mesure où les émissions importées peuvent provenir de différents pays disposant d’une structure productive propre, il convient de différencier leur origine géographique en distinguant les matrices de coefficient technique A^p par pays p ainsi que leur intensité carbone $e_j^p = E_j^p/X_j^p$. Les émissions importées provenant du pays p s’écrivent dès lors :

$$E^{m,p} = e_j^p \cdot (1 - A^p)^{-1} (A^m \cdot (1 - A^d) \cdot Y^d) + e_j^p \cdot (1 - A^p)^{-1} \cdot Y^m$$

Le premier terme, la partie droite de l’équation, représente les émissions importées pour des usages intermédiaires, tandis que celle de gauche représente celles pour usage final.

Si formellement cette équation représente la décomposition du calcul des émissions importées d’un pays p , le SDES dans sa méthodologie en fonction d’une typologie de cas retient plusieurs hypothèses de calcul en fonction de la disponibilité des sources statistiques, à la fois sur les coefficients techniques A^p et sur l’intensité carbone de la production de la branche j , e_j^p . Sont ainsi distingués trois cas de figures :

Hypothèses des importations produites comme dans le pays importateur

Dans ce cas minimaliste, où la seule information statistique mobilisée est celle du pays importateur, il est supposé que la matrice des coefficients techniques A^p et le vecteur d’intensité carbone e_j^p des branches d’activités j du pays p sont identiques à ceux de la France, soit $A^p = A^d$ et $e_j^p = e_j^d$. L’hypothèse ici formulée est que la structure productive comme le niveau de technologie (*i.e.* l’intensité carbone de la production) du reste du monde est identique à celle de la France. On suppose donc ici implicitement que le montant de l’empreinte carbone est ici complètement neutre au choix de localisation de la production dans la chaîne de valeur globale et qu’il n’y aurait pas de gains ou de pertes associés en termes d’émissions de GES à la relocalisation ou la délocalisation d’activités de production au territoire national.

Hypothèses des mobilisation de statistiques issues de principaux exportateurs

Dans le cas où l’information statistique le permet (et ce sans même qu’elle soit disponible dans l’ensemble des pays qui exportent des produits vers la France), il est possible de spécifier les coefficients techniques et les intensités carbonées pour un ensemble P de pays. Le total des émissions importées sera ensuite une somme pondérée par le poids en valeur monétaire de la part des exportations du pays partenaire p dans ce total. Formellement cela s’écrit :

$$E^m = \sum_{p=1}^P E^{m,p} \cdot \frac{M^p}{M}$$

Il est également possible de spécifier ce calcul pour un sous-ensemble n de pays p pour lesquels cette information statistique est disponible et considérer que ceux (notés p^-) pour lesquels cela n’est pas le cas, leur matrice de coefficient technique et l’intensité carbone de leur branche sont identiques soit au pays importateur soit à un pays partenaire dont la structure économique semble être plus proche. Formellement, cela reviendrait à décomposer l’équation ci-dessus en deux termes :

$$E^m = \sum_{p=1}^n E^{m,p} \cdot \frac{M^p}{M} + \sum_{p^-=n+1}^P E^{m,p^-} \cdot \frac{M^{p^-}}{M}$$

Si cela constitue une avancée indéniable dans la construction des indicateurs d’émissions importées par rapport à l’approche précédente, en intégrant les spécificités des pays dans le calcul des émissions importées, elle s’appuie toujours sur des hypothèses discutables, notamment relatives à la structure de ses propres importations (en termes de coefficients techniques et d’intensité carbone de la production) qui est ici supposée identique à celle de sa production. Cette approche ne prend donc pas en compte de manière suffisamment fine la décomposition internationale de la production et la position, souvent spécifique, de chaque pays dans son articulation à la chaîne de valeur globale.

Afin de disposer de ces informations, il est donc nécessaire de s’appuyer sur modèle bouclé, qui puisse prendre à la fois en compte les spécificités de production de chaque pays (A^p et e_j^p) mais également la structure du commerce international. C’est ce que tentent de faire les bases de données multirégionales *inputs-outputs* (MRIO) qui intègrent, dans un cadre statistique

Tableau 1. Calendrier de diffusion des principales sources statistiques mobilisées

Sources	Commentaires	A + 12 mois	A + 21 mois	A + 24 mois	A + 33 mois	A + 42 mois
Inventaires Nationaux de GES	transmis à la CCNUCC	31/12/A +1				
Comptes d’émissions atmosphériques (NAMEA) de la France	transmission à Eurostat		30/09/A +2			
Comptes d’émissions atmosphériques (NAMEA) des pays de l’UE et de l’UE27	diffusion par Eurostat			30/09/A +2		
TES symétriques de la France	transmission à Eurostat				30/09/A +2	
TES symétriques des pays de l’UE et consolidation à l’échelle de l’UE	diffusion par Eurostat					été A+4

Source : Méthodologie de calcul de l’empreinte carbone de la demande finale intérieure française (2016), SDES.

harmonisé et économiquement bouclé, les TES symétriques nationaux reliés entre eux par les flux de commerce international. Les données sur lesquelles s’appuie cette méthodologie sont publiées suivant le calendrier exposé ci-dessous par les institutions statistiques.

Méthodologie de l’estimation de l’empreinte carbone par les MRIO

De vastes programmes de recherche ont émergé dans les années 1990 et 2000 pour identifier les flux de commerce international entre différentes régions du monde et par produit. Ces bases de données, dites MRIO, visent à coupler les données *Input-Output* nationales avec la matrice de commerce international et ceci afin de caractériser les flux monétaires, à la fois par type de produit, mais également par origine et destination géographique. À ces modèles de flux de biens et services, ont été également ajoutés des modules environnementaux permettant de coupler des flux de substances physiques (CO2, méthane, matières premières, énergie, eau, etc.). La partie présente vise à fournir un panorama des différents modèles existant en s’attachant à rendre explicite les différences qui existent entre eux.

Figure 1. Représentation schématique d’un MRIO

		Demande Intermédiaire						Demande finale						Total
		Region 1		Region 2		Region 3		Region 1		Region 2		Region 3		
		Secteur 1	Secteur 2	Secteur 1	Secteur 2	Secteur 1	Secteur 2	Secteur 1	Secteur 2	Secteur 1	Secteur 2	Secteur 1	Secteur 2	
Region 1	Secteur 1	Demande intermédiaire de produits domestiques dans Region 1		Demande intermédiaire dans Region 2 de produits importés de Region 1		Demande intermédiaire dans Region 3 de produits importés de Region 1		Demande finale pour production domestique		Demande finale de Region 2 de produits importés de la Region 1		Demande finale de region 3 de produits importés de la region 1		Demande totale Region 1
	Secteur 2													
Region 2	Secteur 1	Demande intermédiaire dans Region 1 de produits importés de Region 2		Demande intermédiaire de produits domestiques dans Region 2		Demande intermédiaire dans Region 3 de produits importés de Region 2		Demande finale de Region 1 de produits importés de la region 2		Demande finale pour production domestique		Demande finale de Region 3 de produits importés de la region 2		Demande totale Region 2
	Secteur 2													
Region 3	Secteur 1	Demande intermédiaire dans Region 1 de produits importés de Region 3		Demande intermédiaire dans Region 2 de produits importés de Region 3		Demande intermédiaire de produits domestiques dans Region 3		Demande finale de Region 1 de produits importés de la region 3		Demande finale de Region 2 de produits importés de la region 3		Demande finale pour production domestique		Demande totale Region 3
	Secteur 2													
Total		Valeur ajoutée		Valeur ajoutée		Valeur ajoutée		Production totale Region 1		Production totale Region 2		Production totale Region 3		

Formellement les bases de données MRIO s’inscrivent dans l’analyse *input-output* et de fait, diffèrent plus par l’étendue des données mobilisées que par la méthodologie de calcul qui reste ici la même que dans la partie précédente. La méthodologie de calcul est équivalente à la différence qu’au lieu d’avoir une matrice de taille [secteurs * produits], la matrice sera de taille [(régions_{supply} x produits) x (régions_{use} x secteurs)]. Ainsi nous retrouvons l’expression usuelle :

$$X = (1 - A^d)^{-1} \tag{1}$$

Où l’élément X_{rj} du vecteur de la production X représente la production de la région r et de la branche j . $(1 - A_{oij})^{-1}$ est l’inverse de la matrice de Leontief, où l’élément A_{pirj} de la matrice des coefficients A représente la part de l’input de la région d’origine p et du produit i dans le total de la production de la branche j du pays r . L’élément Y_{oid} de la matrice Y représente la consommation finale dans la région de destination du produit i (importé) de la région d’origine p . Afin d’obtenir les émissions induites par la consommation finale (l’empreinte carbone) nous multiplions l’inverse de Leontief et demande final diagonalisée¹⁴ par la matrice d’intensité carbone e diagonalisée :

$$E^{FR} = \text{diag}(e) \cdot (1 - A)^{-1} \cdot \text{diag}(Y^{FR})$$

EXIOBASE

Le projet EXIOPOL (Tukker *et al.*, 2013) s’inscrit dans une volonté de fournir de manière détaillée, et ce pour l’ensemble de pays européens, des matrices de flux de matières premières et d’indicateurs environnementaux. Ce projet, financé par la Commission européenne sous le programme FP7¹⁵ et incluant un réseau large d’universités et de centres de recherche européens a conduit à la construction d’une base MRIO¹⁶. Particulièrement détaillée dans sa décomposition sectorielle par rapport aux autres modèles, relativement moins quant à sa couverture régionale, EXIOBASE est un outil d’analyse pertinent pour identifier les externalités environnementales du processus de production globalisé et *in fine* pour évaluer les politiques de l’Union européenne visant à les corriger. Cet outil, désormais en libre accès, se différencie par rapport aux autres MRIO par sa précision sectorielle, uniforme selon les pays considérés puisqu’il se base sur les Tables d’offre-demande (*Supply-Use Tables* ou SUT) des pays européens. En s’appuyant notamment sur le travail d’Eurostat dans ce domaine, respectant des standards communs¹⁷, notamment ceux du système de comptabilité nationale *System of National Accounts (SNA)*, EXIOBASE est un ensemble homogène, détaillé et transparent de données. Le choix d’une segmentation en 163 secteurs¹⁸ nécessite un travail supplémentaire de désagrégation pour certains secteurs, notamment ceux ayant un impact environnemental fort¹⁹ (Agriculture et agroalimentaire, Extraction de ressources naturelles, Production énergétique, Electricité et transport, ...). La mobilisation de bases de données supplémentaires, spécifiques à certaines activités économiques, permet de contrôler le processus de désagrégation sectorielle. Parmi celles-ci, nous pouvons citer AgroSAM (Mueller et Pérez Domínguez, 2008) concernant les activités agricoles ou les Bilans Énergétiques de L’Agence Internationale de L’Énergie (AIE) pour la production d’énergie.

Cette décomposition sectorielle fine, fruit d’un travail complémentaire d’appariement avec des données sectorielles annexes²⁰, est également le résultat d’un arbitrage dans le choix de

14. Le terme *diag* fait ici référence à une diagonalisation de la matrice.

15. *Seventh Framework Programme* ou Programme-cadre pour la recherche et le développement technologique de l’Union européenne.

16. Les auteurs définissent EXIOBASE comme étant *Environmentally Extended Supply and Use / Input Output database (MR EE SUT/IOT)*.

17. Les SUT sont utilisés selon le format ESA95 d’Eurostat.

18. Suit la classification NACE 1.1 des industries.

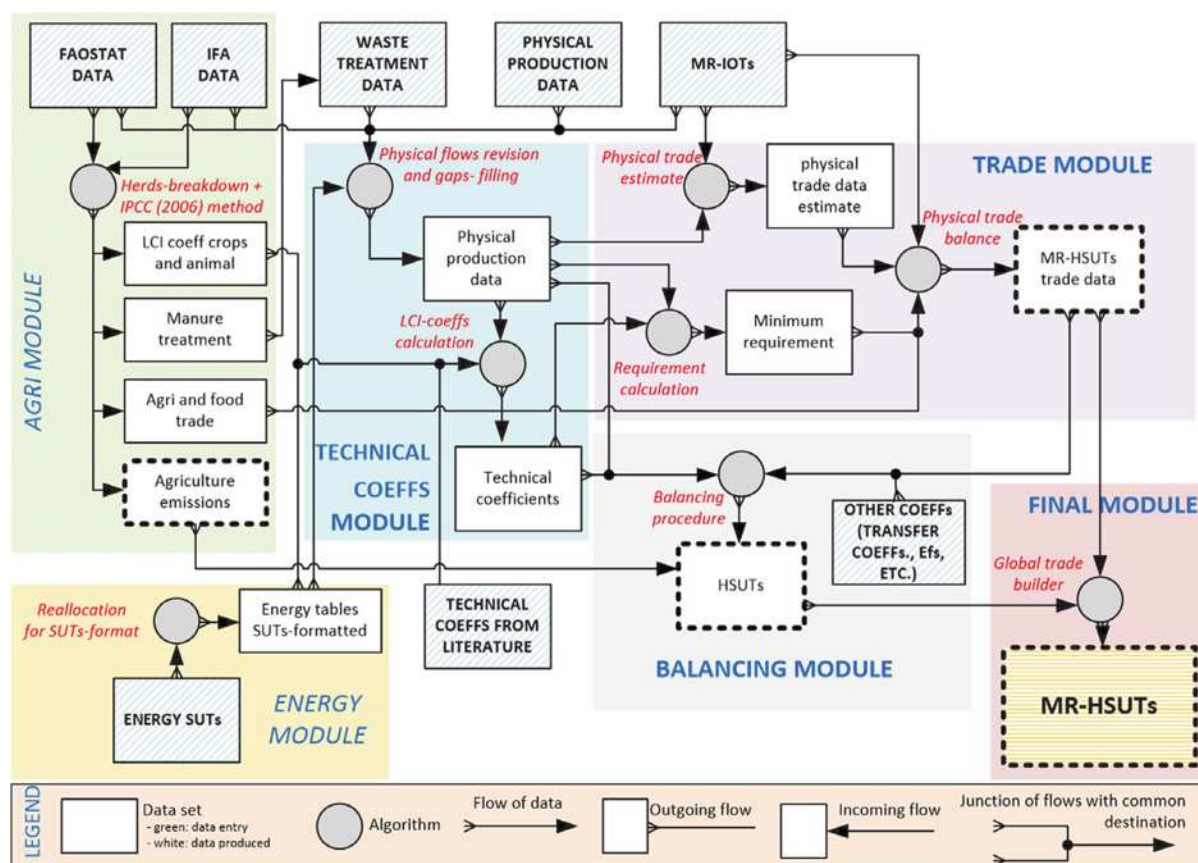
19. Les indicateurs d’impact environnementaux plus larges que ceux associés au climat et de fait, le choix de désagrégation sectoriel dépend également de ces autres dimensions.

20. Les sources complètes sont détaillées dans ce document (Merciai and Schmidt, 2018).

segmentation géographique. En effet, EXIOBASE considère « seulement » 49 pays et le reste du monde. Si cela peut paraître insuffisant par rapport à certains autres MRIO, ces 49 pays représentent 95 % de l’économie mondiale, et plus de 80 % du commerce international extra-communautaire avec les pays européens, relativisant dès lors cette « faiblesse ». Par ailleurs en couvrant, à l’aide de comptes satellites, 40 substances chimiques de types émissions et 80 catégories de ressources, EXIOBASE peut fournir une batterie large d’indicateurs environnementaux.

La dernière version de la base – EXIOBASE 3 – (Tukker *et al.*, 2018), intègre une dimension temporelle en étendant la construction des bases de données pour les années de 1995 à 2011. Dans la mesure où les données mobilisées pour construire ces tables sont multiples et parfois incomplètes ou alors nécessitant une harmonisation comptable, des algorithmes sont mobilisés pour aboutir au résultat final (voir Figure ci-dessous)

Figure 2. Schéma de la structure de l’algorithme pour construire les tables MR-HSUT dans EXIOBASE 3



Note : l’algorithme est subdivisé en modules indiqués par les zones colorées. Les boîtes avec des lignes obliques indiquent les données collectées, les boîtes blanches sont celles calculées (et celles avec des tirets sont laissées telles qu’elles). Coeffs = coefficients; LCI = life cycle inventory; MR-HSUTs = multiregional hybrid supply and use tables; MR-IOTs = multiregional input-output tables; SUTs = supply and use tables

Source : Methodology for the construction of Global Multi-Regional Hybrid Supply and Use Tables for the EXIOBASE v3 Database (Merciai and Schmidt, 2018).

À noter que dans sa dernière version²¹, l’année renseignée la plus récente est 2016, extrapolée à partir des données du MRIO pour l’année 2011 en fonction de l’évolution de la demande sectorielle et de la structure des échanges commerciaux.

EORA

Le projet EORA (Lenzen *et al.*, 2013) a été initié par le Conseil National de la Recherche Australien et constitue un des principaux modèles MRIO existant actuellement. Il combine une représentation du monde en 187 pays, le reste du monde étant assigné à recevoir les résidus qui serviraient à équilibrer la table mondiale. La segmentation sectorielle repose sur la capacité des services statistiques nationaux à désagréger leurs économies nationales en plusieurs activités. Or, celle-ci n’est pas homogène selon les pays et cette segmentation est au minimum de 26 secteurs et va jusqu’à 511 secteurs (dans le cas du Royaume-Uni). La France, à l’instar des autres pays de la zone euro, est segmentée en 61 secteurs.

Plusieurs sources de données ont été utilisées et sont exposées ci-dessous dans l’ordre décroissant de qualité statistique :

- Tables entrées-sorties des différents pays fournis par les services statistiques nationaux (pour certaines régions, des services supranationaux comme Eurostat pour l’Europe, IDE-JETRO pour l’Asie ou l’OCDE pour la plupart des pays développées) ;
- Les bases des nations unies (*National Accounts Main Aggregates Database & National Accounts Official Data*) ;
- La base NU de commerce international de biens (COMTRADE) ;
- La base NU de commerce international de services (SERVICETRADE).

À cette base de données de comptabilité nationale, ont été ajoutés en tant que comptes satellites 35 types d’indicateurs environnementaux. Le modèle distingue 4 niveaux de prix entre les prix basiques et ceux à la consommation (marges de transport, commercial et autres, taxes nettes des subventions). Un autre aspect important de la base EORA est également qu’elle propose les séries temporelles entre 1990 et 2009. EORA se distingue par rapport aux autres MRIO par sa capacité à fournir de l’information sur l’incertitude et la fiabilité des bases de données. En effet la forte hétérogénéité observée dans la qualité des sources statistiques peut conduire à des différences importantes dans les valeurs renseignées entre les pays, par rapport à celles relatives au commerce international²². Il est ainsi nécessaire de corriger ces erreurs afin de garantir l’équilibre emploi-ressource global de la base de données par des ajustements de rééquilibrage. En permettant une estimation simultanée de la qualité (*reliability*) des données. L’écart-type associé à chaque donnée est estimé sur la base d’une hiérarchisation de la fiabilité des données-sources en fonction de leur origine et de leur fréquence de publication (les tables offre-demande nationales étant considérées comme les plus fiables) (qui sont ensuite croisées à d’autres pour construire la base MRIO). En appliquant un poids différencié pour les sources de données brutes dans le critère de convergence choisi, il est possible de déterminer plusieurs jeux de données finales en fonction du choix de ces paramètres.

21. Exiobase 3.7 publiée le 18 décembre 2019 (<https://zenodo.org/record/3583071#.XhGqcPx4wpY>).

22. Le montant des exportations d’un pays *a* vers un pays *b* peut ainsi se retrouver différent de celui des importations du pays *b* en provenance du pays.

Global Trade Analysis Project

Le projet GTAP trouve son origine au début des années 1990 et s’est construit autour de l’ambition initiale de regrouper les différentes initiatives de construction de modèles d’équilibre général calculable (EGC) au sein d’un même consortium, et ceci afin de corriger l’incohérence des données de commerce bilatéral qui existait dans les tables I-O. Par ailleurs, les années 1990 étaient marquées par les questions relatives au commerce international et à sa libéralisation, notamment lors de différents rounds de négociation qui ont conduit à la création de l’Organisation Mondiale du Commerce en 1995.

Contrairement aux autres tables MRIO, les auteurs de GTAP (Peters *et al.*, 2011) ont adopté une stratégie inverse dans l’harmonisation des données. Alors que la construction des autres tables se fonde en priorité sur les statistiques nationales (SUT notamment), auxquelles s’ajustent les données de commerce international, GTAP privilégie cette dernière source statistique par rapport aux autres.

En effet cette base de données est par essence consacrée au commerce international et n’intègre pas directement l’information donnée par les tables *Input-Output* nationales.

GTAP adopte une nomenclature des prix différente des autres modèles en ne considérant que deux niveaux de prix. Le premier est celui des prix d’acquisition (Agent-Price) et le second le prix de marché (Prix des biens et services nettes de taxes). Les estimations des marges de transport et commerciales sont basées sur des hypothèses que les auteurs jugent eux-mêmes héroïques²³ (Dimaranan, 2006). La version 9 du modèle (GTAP9) considère 57 secteurs d’activité et 140 régions différentes du monde. La dernière version²⁴ (Aguiar *et al.*, 2019) conserve la même segmentation régionale mais affine la segmentation sectorielle avec 140 régions. Un des avantages de GTAP est sa relative flexibilité dans le développement de bases modulaires qui peuvent s’apparier à la base multirégionale principale. Dans le cadre d’une analyse des flux carbone, le développement de GTAP-Power Data Base (Peters, 2016) qui propose une désagrégation fine du secteur électrique par technologie de production permet ainsi d’affiner la couverture sectorielle, et donc la fiabilité des résultats obtenus. Par ailleurs, des travaux sont actuellement en cours pour étendre la couverture en termes d’indicateurs d’émissions de GES aux autres sources non-énergétiques à la base GTAP en mobilisant les données du projet EDGAR²⁵.

World Input-Output Database : WIOD

La base de données *World Input-Output Database* (WIOD) (2013) a été initialement créée en 2009 afin de pouvoir répondre aux questions relatives à la place que prenait le commerce international dans un processus de production globalisée et où les chaînes de valeur sont de plus en plus fragmentées géographiquement. Selon les auteurs, trois dimensions peuvent être déclinées quant à la forme de cette base, à savoir :

- Qu’elle soit globale ;

23. En extrapolant les statistiques US sur les marges de transport international à l’ensemble des pays.

24. GTAP 10 a été publiée en 2019 (source : [webpage](#)).

25. <https://edgar.jrc.ec.europa.eu/>

- Qu’elle puisse couvrir les changements dans le temps et dans l’espace ;
- Qu’elle puisse inclure des indicateurs environnementaux et socio-économiques.

Comme les autres MRIO, la méthodologie de la construction détermine grandement les valeurs finales dans la mesure où un processus d’harmonisation et de convergence des données s’effectue. Nous en exposerons brièvement les principes généraux.

Afin de dépasser l’incohérence statistique qui peut exister entre les différentes sources (voir partie supra), plusieurs stratégies d’harmonisation des données existent.

Tout d’abord les auteurs se basent sur les Tables Offre-Demande (*Supply-Use Tables* ou SUT) nationales qui intègrent l’information la plus fiable et complète possible. L’inconvénient est que ces bases sont produites à une fréquence d’environ 5 ans, et de ce fait ne peuvent à elles seules permettre la construction de séries temporelles. A contrario, les Tables Entrées-Sorties (IOT) sont généralement produites tous les ans mais font l’hypothèse, moins réaliste, que chaque branche produit un seul produit et de ce fait elles apparaissent comme étant moins fiables. En utilisant une méthode d’interpolation appelée SUT-RAS (Temurshoev and Timmer, 2010) sous contrainte partielle, les auteurs peuvent générer des SUT intermédiaires.

Ensuite les tables SUT sont appareillées avec une base de commerce international (COMTRADE et SERVICES TRADE) ainsi que les comptes satellites environnementaux et socio-économiques. La base WIOD couvre 40 pays dans le monde (dont 27 de l’Union européenne) plus le reste du monde, et se base sur une segmentation en 35 branches d’activités/59 produits.

Trade in Value Added : TiVA (OCDE)

L’OCDE dispose d’une longue expérience dans la construction de tables MRIO puisqu’elle produit depuis 1995 des tableaux entrée-sorties internationaux. Le développement de la base TiVA est en association avec l’Organisation Mondiale du Commerce (OMC). À l’origine, les analyses tirées de ces données portaient principalement sur les questions de fragmentation de la chaîne de valeur globale (OECD, 2013) mais s’est rapidement étendue aux problématiques environnementales. Dans sa dernière version (OECD, 2019), la base Tiva inclue les émissions de CO₂ de source fossile²⁶ (Wiebe et Yamano, 2016) via l’appariement de facteurs d’émissions associés aux produits énergétiques fossiles déterminés par l’Agence Internationale de l’Énergie (AIE).

26. Les émissions issues des procédés industriels, de l’usage des sols et des feux de forêts ne sont pas incluses.

Tableau 2. Principales caractéristiques des MRIO cités

	WIOD 2013	WIOD 2016	EORA	GTAP	EXIOBASE v2	EXIOBASE v3	TIVA
Nombre de secteurs	35	56	26 à 511	65	163	163	36
Nombre de pays	40 pays + un Reste du Monde	40 pays + un Reste du Monde	187 pays + un Reste du Monde	121 pays + 20 régions agrégées	44 pays + 5 régions agrégées	45 pays + 5 régions agrégées	63 pays + un Reste du Monde
Couverture temporelle	1997-2012	2000-2014	1990-2015	2004, 2007, 2011, 2014	2007	1995-2011 et 2016 pour la version 3.7	2005-2015
Classification statistique	ISIC rev. 3, SNA 1993	ISIC rev.4, SNA 2008	classification propre	classification propre	NACE rev. 1.1	NACE rev. 2.1	Classification propre (basée sur ISIC rev. 3)
Unité de mesure	Millions d'USD	Millions d'USD	Millions d'USD	Millions d'USD	Millions d'EUR	Millions d'EUR	Millions d'USD
Dernière version et date de publication	WIOD 2013 (Nov 2013)	WIOD 2016 - comptes env. (Août 2019)	v199.82 (2019)	GTAP 10 (2019)	Exiobase 2.2.2 (Fev 2015)	EXIOBASE v3.7 (Jan 2020)	TIVA 2018 (Dec. 2019)
Indicateurs environnementaux	principaux GES, polluants atmosphériques (comptes NAMEA-Eurostat)	principaux GES, polluants atmosphériques (comptes NAMEA-Eurostat)	35 types d'indicateurs environnementaux	CO2 de la combustion énergétique	60 types d'indicateurs environnementaux.	60 types d'indicateurs environnementaux.	CO2 issu des produits énergétiques

Incertitudes autour de la comptabilisation des émissions importées

L'identification des flux d'émission de GES est un exercice particulièrement délicat à mener dans la mesure où il s'agit d'évaluer, sans en faire la mesure directe, leur volume total à l'échelle mondiale par le biais d'un indicateur que sont les transferts monétaires. Compte tenu de l'hétérogénéité des données sources mobilisées pour construire une base de données intégrée, du nombre d'hypothèses sur lesquelles sa construction repose, ou encore le choix des critères de résolution sont autant d'éléments qui impactent au final les résultats. Ils ne sont finalement jamais neutres.

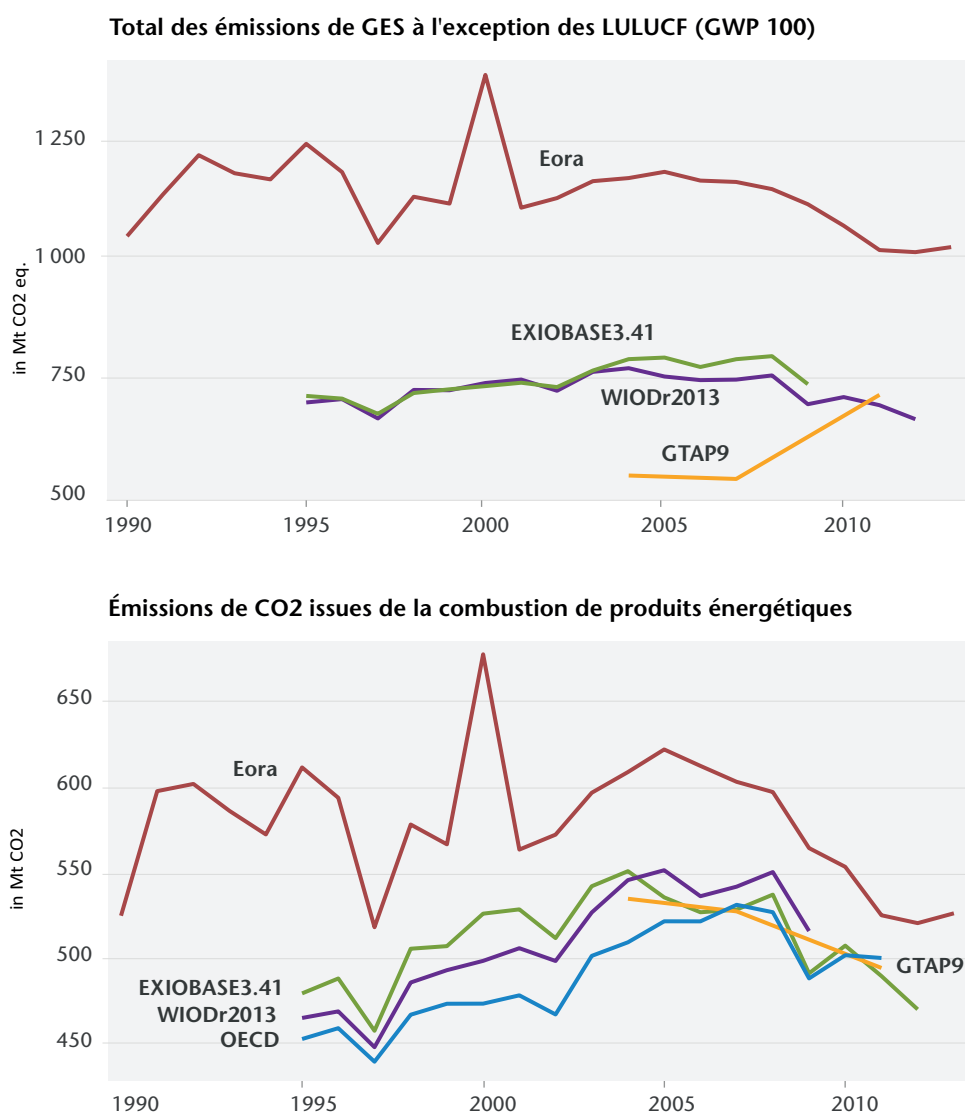
Une comparaison des résultats de l'évaluation des émissions carbone par habitant en France, selon différents modèles MRIO permet d'en attester.

Le développement d'une comptabilité carbone basée sur la consommation induit de nombreux obstacles méthodologiques et s'avère être par nature une source d'incertitudes statistiques plus grande qu'une approche « producteur ». En effet, comme évoqué ci-dessus, assurer la construction d'une base par l'agrégation de données de sources diverses oblige généralement à des ajustements qui peuvent amplifier les erreurs déjà présentes. Or l'approche consommateur vise justement à corriger l'approche producteur, en réallouant les émissions importées nettes au consommateur, ce qui, par nature, crée une source d'incertitude supplémentaire.

Steen-Olsen *et al.* (2014) comparent les différents modèles MRIO en les agrégeant sur une segmentation sectorielle commune en 17 secteurs afin d'isoler les effets de structure sur les résultats. Les auteurs trouvent ainsi que plus la base de données est détaillée, plus cela réduit la variance des résultats donnés par les différentes bases. En effet l'intensité carbone associée à

certains secteurs est beaucoup plus dépendante des *process* de production que du choix de couverture sectorielle. Dès lors adopter une base détaillée qui puisse explicitement dissocier ces différentes activités permettrait d’accroître la fiabilité des résultats. Dans une autre étude Owen *et al.* (2014) proposent une décomposition structurelle des émissions de CO2 pour déterminer si les variations observées dépendent de la source de données elle-même, ou résultent de processus d’agrégation sectorielle différenciés. Ils trouvent que ces variations sont principalement dues à des différences dans le volume total d’émissions considérées, dans les coefficients techniques associés à la matrice de Leontief ou encore provenant de la demande finale.

Figure 3. Émissions nationales de GES par an selon différents modèles MRIO



Source : Environmentalfootprints.org

En conclusion, il apparaît qu’il n’est pas possible à l’heure actuelle de préjuger de manière objective de la qualité supérieure d’une base par rapport à une autre dans la mesure où chacune d’entre elles est la combinaison 1/ de données sources, 2/ de méthodes de résolution différenciées, 3/ d’un choix de segmentation sectorielle et géographique. Ces trois aspects sont évidemment sujets à discussion. La recherche et l’identification des sources d’incertitude dans les résultats semblent être un chemin privilégié par la communauté plutôt que celui de vouloir développer une base encore plus développée dans sa segmentation (Moran et Wood, 2014).

Sur une analyse comparée entre la méthodologie retenue par le SDES et celle proposée par les MRIO, plusieurs dimensions doivent être prises en compte et le choix de la mobilisation d’une de ces approches en dépend. Nous proposons de développer ci-dessous les forces et les faiblesses de ces deux approches pour chacune de ces dimensions.

Analyse comparée des méthodologies

Pour la France, et en prenant des hypothèses de valeur de facteur de potentiel de réchauffement global (PRG) semblables entre les deux approches²⁷, les résultats obtenus pour les émissions agrégées en 2011 indiquent que la différence finale (égale à 3,34 %) est relativement minime. Des différences plus substantielles apparaissent néanmoins pour les estimations des émissions domestiques et importées entre EXIOBASE et l’approche du SDES (hWD), avec respectivement un écart de 18,37 % et de -5,7 %. Hors émissions directes des ménages, les émissions importées représentent 62,41 % dans l’estimation du SDES (contre 56,92 % dans celle d’EXIOBASE), soit une différence de 5,5 points de pourcentages.

D’un point de vue général, il apparaît que le choix d’utiliser des mesures de corrections moyennes par pays de l’intensité carbone de leur production ne conduit pas à l’introduction de biais d’estimation significatif sur l’estimation globale. Toutefois ces résultats agrégés peuvent cacher des disparités selon les méthodes d’estimation qui peuvent être bien plus larges que celles exposées ci-dessus quand réalisée à une granularité plus fine (autant en termes de segmentation régionale que de produits).

Source et traçabilité des données

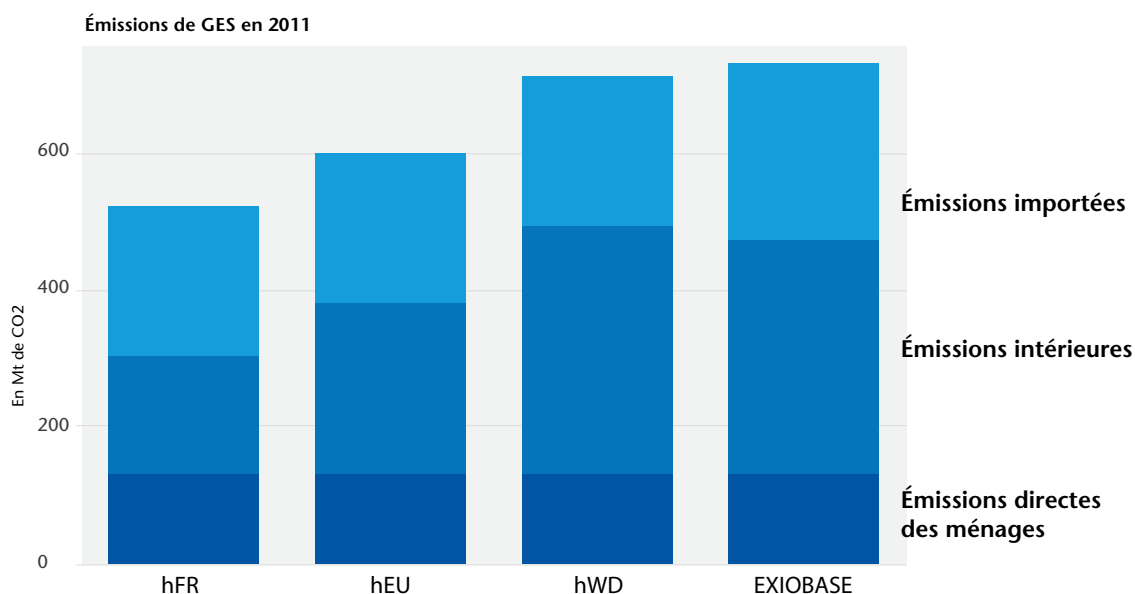
Les bases de données MRIO, par leur processus de construction, nécessitent de concilier différentes données de source parfois discordantes quand il revient de comparer les emplois et les ressources à l’échelle mondiale et pour lesquelles l’équilibre comptable n’est généralement pas respecté. La mobilisation de plusieurs algorithmes pour rééquilibrer les TES nationaux avec les flux commerciaux conduit à une modification des données pour lesquelles la traçabilité n’est pas à ce stade nécessairement possible.

A contrario, plus frugale en données initiales pour ses estimations, l’approche du SDES privilégie des sources de données directes et validées par des institutions nationales (INSEE, SDES), européennes (Eurostat) et supranationales (l’AIE pour les données énergétiques). En ce

27. Les valeurs de PRG pour le SDES étaient pour l’année considérée celles du 4^e rapport du GIEC, tandis que celles d’EXIOBASE sont celles du 5^e rapport. Pour plus de détails, voir la page suivante : <https://www.bilans-ges.ademe.fr/fr/accueil/contenu/index/page/giec/siGras/0>

sens, la traçabilité des données est complète puisque les résultats peuvent être recalculés à partir des données initiales renseignées et du choix des équations. Les étapes de transformation des données sont ici minimisées et la fiabilité²⁸ des résultats ainsi mieux assurée.

Figure 4. Comparaison de l’empreinte carbone de la France entre les estimations fournies par le SDES et EXIOBASE



Note :

Hypothèse théorique où il est considéré que les biens importés seraient produit dans les mêmes conditions économiques et techniques françaises (hFR).

Hypothèse théorique où il est considéré que les biens importés seraient produit dans les mêmes conditions économiques et techniques de l'UE (hUE).

Les intensités en émissions de GES des pays exportateurs sont ajustées en fonction de leurs caractéristiques économiques et techniques (hWD) /n.

Source : SDES, EXIOBASE 3 (les valeurs renseignées pour le SDES pour 2011 sont la moyenne 2010-2012).

Méthodologie de calcul

La méthodologie retenue par le SDES comme celle des MRIO s’appuie sur l’approche *input-output* développée par Leontief et, en ce sens, ces dernières sont similaires dans le calcul final. Les différences observées (outre celles imputables à la question de la transformation des données, voir supra) résultent du choix d’hypothèses retenues sur la structure productive des pays partenaires, sur leur structure d’importation et d’intensité en GHG de leur production. Compte tenu des données mobilisées nécessaires à cet exercice et qui pour l’approche retenue par le SDES se limitent à la structure de production des pays exportateurs et de l’intensité carbone de leur production des pays européens, et en s’appuyant sur des hypothèses génériques pour les autres, il nous apparaît que l’estimation de la partie de l’empreinte carbone résultante des activités amonts de production du bien final consommé en France est fragile et mérite un examen plus attentif.

28. Par fiabilité, nous entendons la minimisation des modifications induites entre les données finales et les données sources par le processus de construction du modèle d’estimation de la variable d’intérêt.

Mise-à-jour des données

Le calendrier de diffusion des données mobilisées par le SDES pour le calcul de l'empreinte carbone étant annoncé par les instituts statistiques officiels, le rythme de mise-à-jour des estimations d'empreinte carbone peut ainsi être planifié. A contrario, les MRIO sont le fruit généralement d'un travail académique et de fait dépendent de la capacité de la communauté des chercheurs à continuer un travail sous la contrainte à la fois de financements et d'intérêt collectif pour le développement de ces outils. S'il nous semble qu'aujourd'hui cet intérêt est largement partagé au sein de la communauté scientifique, rien ne garantit que cela soit encore le cas pour les prochaines années. En ce sens, la viabilité des MRIO dans un horizon de moyen-terme ne peut être garantie, sauf si des institutions statistiques nationales ou supranationales intègrent ces outils à leur production statistique.

Il est à noter que ce type d'outil nécessite d'y consacrer des ressources permanentes pour pouvoir le mettre à jour et assurer de sa pérennité, ce qui est nécessairement coûteux. La mutualisation de ressources à une échelle supra-nationale pour assurer certaines tâches peut également être envisagée.

De manière générale, et compte tenu des avantages et des faiblesses de chacune des approches exposées ci-dessus, il nous apparaît que ces deux méthodologies, loin d'être antagonistes, peuvent au contraire être complémentaires. Si l'approche du SDES nous semble plus fiable pour l'estimation des émissions importées qui résultent de leur production intérieure des pays européens, car elle mobilise notamment les données de structure de consommation et d'importation les plus à jour, concernant les autres sources, les estimations d'un MRIO peuvent préciser les résultats jusqu'ici fournis. Il nous apparaîtrait être relativement aisé de spécifier la structure productive des importations des pays européens à partir des estimations fournies par un modèle MRIO pour ces pays, et concernant ceux pour lesquels le SDES formule des hypothèses sur la structure de production, de reprendre celles données par un modèle MRIO.

Cela aurait, selon nous, l'avantage en premier lieu de faire prévaloir la fiabilité des données statistiques mobilisées par le SDES, quand elles existent, sur celles produites par les algorithmes de construction des MRIO. D'utiliser l'information statistique, quand celle-ci n'est pas issue des sources statistiques usuelles, à l'aide des données issues des MRIO sur la structure de production et les intensités en carbone de la production pour les pays en dehors de l'UE.

Cela permettrait dans une première phase de garder la méthodologie actuelle du SDES tout en faisant reposer l'estimation des matrices de coefficients techniques pour les pays en dehors des pays européens sur les données produites par un MRIO. L'intégration des effets bouclés permise par l'approche MRIO ne saurait cependant être véritablement satisfaisante avec cette approche. L'estimation de manière plus fine des émissions en amont de la chaîne de valeur et du pays producteur du bien final devra passer par un travail plus conséquent sur leur positionnement respectif des différentes régions de production au sein de la chaîne de valeur globale et, de fait, devra faire l'objet d'un travail complémentaire que seul un MRIO semble être en mesure d'accomplir.

Sur le choix d'une base de données MRIO à privilégier, comme évoqué plus haut, chacune d'entre elle dispose de ses forces et ses faiblesses. Toutefois dans une démarche d'intégration à la méthode du SDES, la base WIOD semble être la plus adaptée pour ce travail. Elle dispose

d’une désagrégation sectorielle compatible avec la nomenclature ISIC 4²⁹ et a également bénéficié de mises-à-jour de ses comptes environnementaux par le Joint Research Center (JRC) de la Commission européenne (Corsatea *et al.*, 2019). En ce sens, elle bénéficie déjà d’un lien scientifique avec des institutions européennes et il semble envisageable que ce lien se renforce à l’avenir.

Enfin, il est important de garder à l’esprit que cette approche est nécessairement imparfaite dans l’évaluation de l’empreinte carbone qu’elle nous fournit, mais reste sans doute la meilleure approche possible actuellement. La limite dans la segmentation sectorielle et de produits n’est pas suffisamment fine pour apprécier les évolutions de comportement de consommation pour lesquels des substitutions s’opéreraient à une échelle intra-produits³⁰. De même que les processus de production ne sont pas homogènes au sein d’un même pays, sur un même marché. Approfondir cette question de la quantification des émissions associées la consommation supposerait de disposer d’un système d’information suffisamment développé pour pouvoir à la fois suivre les différentes étapes de fabrication de chaque produit et de transport jusqu’à sa destination finale, de la même manière que l’implémentation de l’étiquetage nutritionnel le fait déjà sur les produits alimentaires³¹ mais en pouvant dissocier les différentes étapes sur la chaîne de valeur.

En définitive, la comptabilité carbone des émissions importées *via* cette méthodologie reste la meilleure approche actuellement existante malgré les biais qui l’entourent.

Mieux comprendre l’empreinte carbone de la consommation finale des ménages français

L’approche retenue dans la suite de ce rapport est celle proposée par les MRIO et nous nous basons sur les résultats produits dans le cadre d’une étude de l’ADEME parue récemment (Malliet *et al.*, 2020). La question de la position dans la chaîne de valeur des différentes étapes de production d’un bien final n’est généralement pas distinguée dans les calculs d’estimation d’empreinte carbone. Nous proposons ainsi d’introduire une nouvelle dimension dans le calcul de l’empreinte carbone en fonction du périmètre retenu.

Trois métriques de comptabilisation des émissions sont ainsi proposées en fonction du choix du critère d’imputation des émissions induites par la production des biens finaux consommés en France :

- Métrique 1 : Émissions globales (indirectes et grises locales, indirectes et grises importées) par pays de production ;
- Métrique 2 : Émissions indirectes du dernier fournisseur du bien importé ;

29. International Standard Industrial Classification revision 4.

30. Changer sa consommation pour un produit qui serait labellisé « équitable » et pour lequel on peut attendre une empreinte carbone moindre, ne saurait être perceptible à l’échelle de ce type de modèle.

31. Règlement n°1169/2011 dit INCO du Parlement Européen

- Métrique 3 : Émissions globales (indirectes et grises locales, indirectes et grises importées) du dernier fournisseur du bien importé.

L’empreinte carbone se définit ici comme l’ensemble des émissions induites par la consommation finale en France pendant une année, et qui peut se décomposer en trois principales composantes. **Les émissions indirectes (EI)**³² qui sont directement associées au processus de production du bien ou service qui est consommé par un ménage français. **Les émissions grises (EG)**, qui sont les émissions induites par l’ensemble des activités en amont de la chaîne de valeur de la phase de production du bien ou service consommé en France. Enfin **les émissions directes (ED)** sont celles issues de la combustion de produits fossiles et qui fournissent un service énergétique au moment de sa consommation.

Les estimations entre les métriques 1 et 3 sont en valeur agrégée strictement équivalentes, la différence provenant du choix de l’imputation des émissions induites sur l’ensemble de la chaîne de valeur. Dans le premier cas, celles-ci sont imputés à la région et à la classe de produit d’appartenance, alors que dans le troisième, l’ensemble des émissions est imputé au pays producteur du bien final consommé en France. *In fine*, cette distinction permet, selon l’orientation prise dans la considération de la responsabilité des émissions et selon que l’on privilégie une approche d’empreinte carbone par produit (auquel cas la métrique 3 est plus adaptée) ou par région (la métrique 1 étant préférable), de distinguer plusieurs cas de figures.

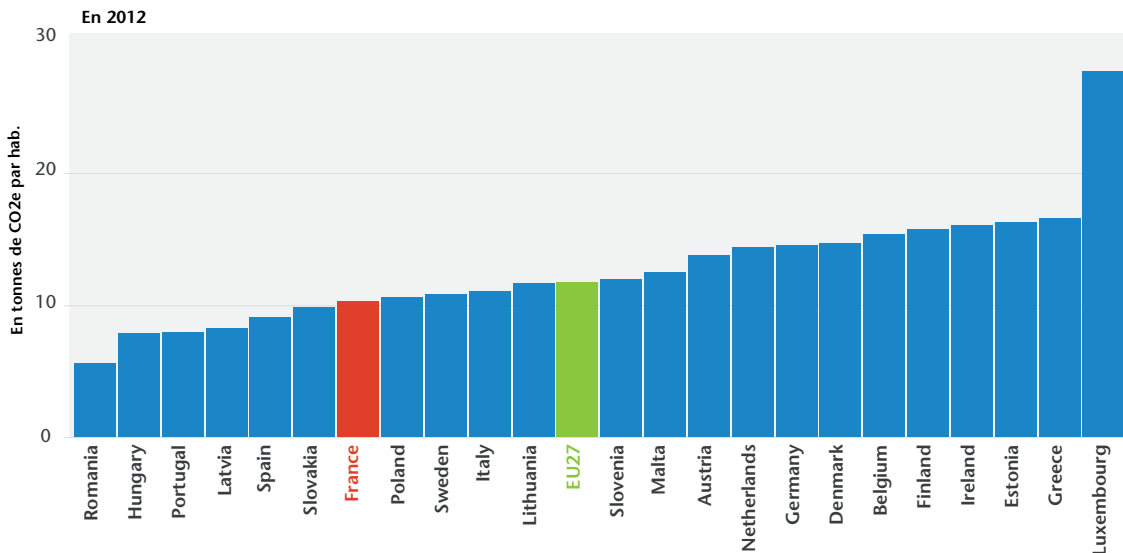
Cadrage européen

La France se caractérise par une empreinte carbone par habitant relativement faible par rapport au pays membres de l’UE. Cette dernière est inférieure à la moyenne européenne de 12,67 % et est à un niveau comparable de celle de la Suède ou de la Pologne.

De manière générale, l’empreinte carbone des pays européens a sensiblement diminué entre 2005 et 2012 puisqu’en moyenne pour l’UE à 27, on observe une baisse de 11,35 % (celle de la France a diminué de 14,45 % dans le même intervalle). À noter toutefois qu’à l’exception des pays baltiques qui pour des raisons de rattrapage économique ont vu leur empreinte carbone par habitant augmenter entre 12,03 % et 20,96 %, celle de l’Allemagne a connu une quasi-stagnation avec une hausse finale de 0,8 %. Plusieurs raisons pourraient expliquer cette trajectoire singulière (évolution du mix énergétique, impact différencié de la crise monétaire européenne, structure de la consommation finale des ménages, positionnement dans la chaîne de valeur globale, ...) mais en l’absence d’une décomposition des contributions à cette variation, il est difficile de juger des facteurs explicatifs ici à l’œuvre.

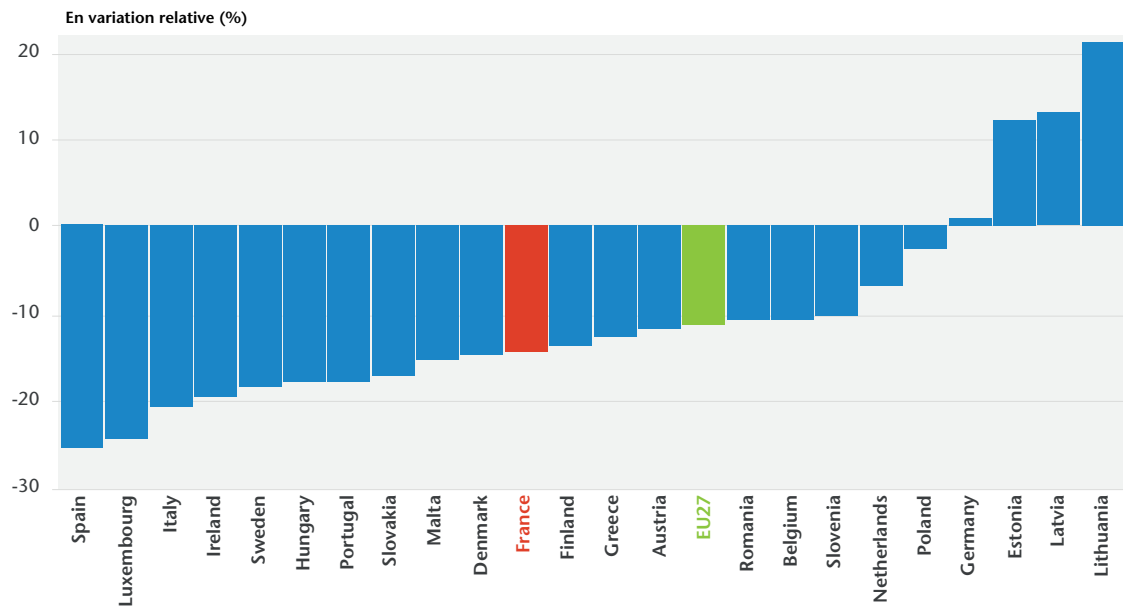
32. Celles-ci peuvent être domestiques si le bien ou le service consommé en France y est également produit, dans le cas contraire elles seront importées et nous les dénommerons Émissions indirectes.

Figure 5. Empreinte carbone par habitant en 2012 pour les pays de l'UE



Source : Environmentalfootprint.org – Données: EXIOBASE3.41, Eurostat.

Figure 6. Variation relative de l'empreinte carbone par habitant entre 2005 et 2012 pour les pays de l'UE

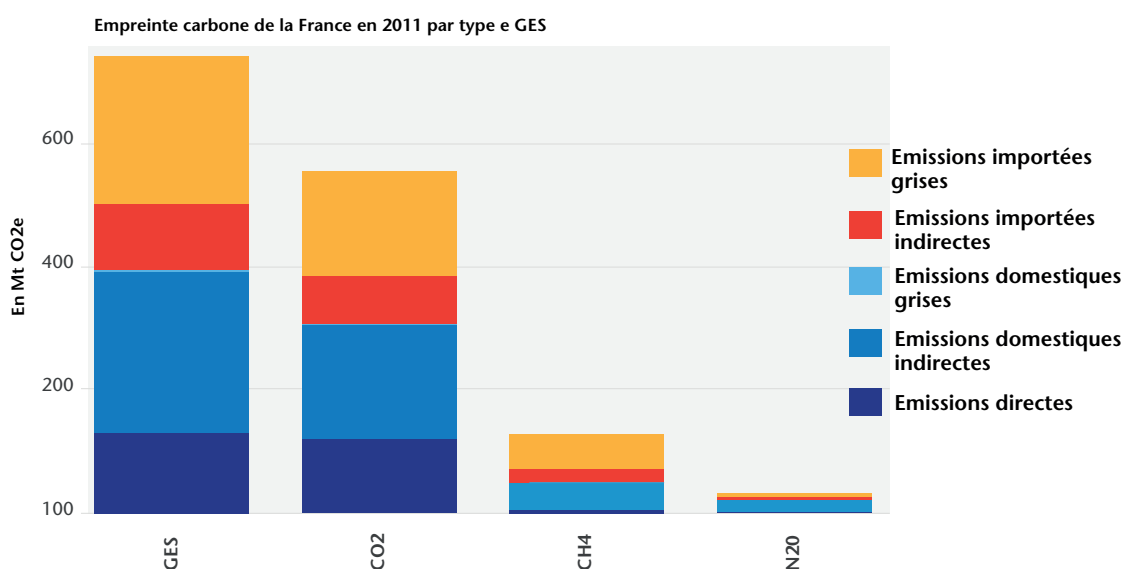


Source : Environmentalfootprint.org – Données: EXIOBASE3.41, Eurostat.

Empreinte carbone et chaîne de valeur

Les valeurs pour les émissions directes ont été reprises directement des comptes d’émission NAMEA³³. Pour l’année 2011, l’empreinte carbone totale de la France s’élève à 732 Mt de CO₂e³⁴, 17,5 % sont des émissions directes, 35,3 % sont des émissions domestiques (issues d’activités de production sur le territoire national) et 47,2 % des émissions importées. Le CO₂ est le principal gaz à effet de serre et compte pour 75 % du total des GES, suivi du CH₄ (17,1 %) et du N₂O (4,5 %). La part des émissions grises avec 68,8% du total des émissions importées signifie que ces dernières sont structurellement plus présentes dans les activités de production amont que celle du produit final consommé, représentant la nature fragmentée de la chaîne de valeur globale.

Figure 7. Empreinte carbone de la France en 2011 par type de GES



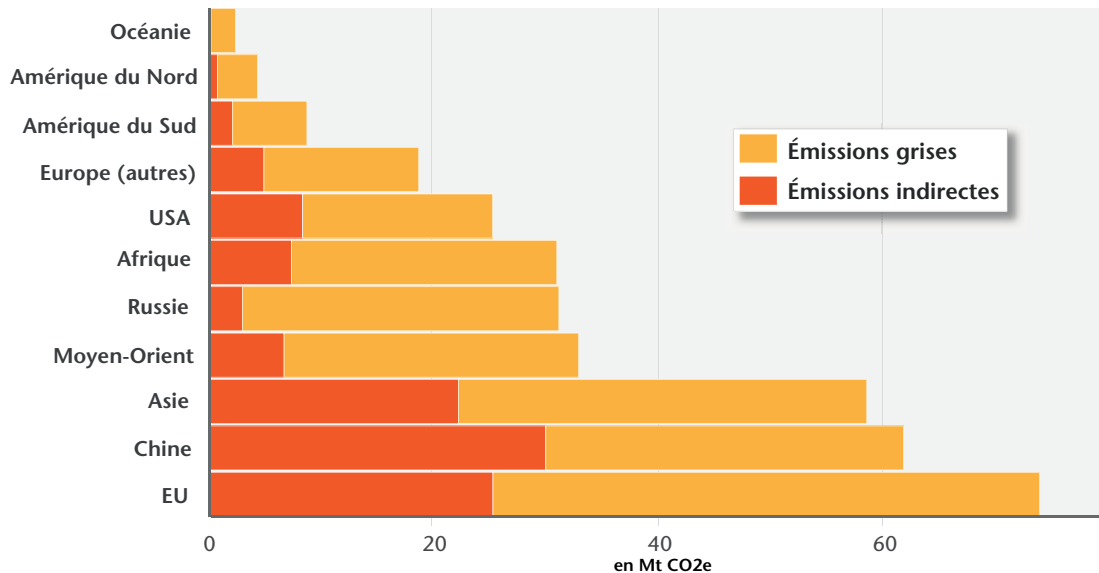
Sources : EXIOBASE3, SDES, calcul des auteurs.

La première région d’où proviennent les émissions importées est l’Union européenne avec 73,7 Mt de CO₂e, soit 21,36 % de leur total. La Chine est, quant à elle, le premier pays d’où proviennent les émissions importées avec 61,6 Mt de CO₂e, soit 17,9 % de l’ensemble des émissions importées, ce qui est quasiment équivalent à l’ensemble des autres pays d’Asie et du Pacifique, lesquels représentent 60,5 Mt de CO₂e d’émissions importées. Ensuite ce sont la Russie avec 31 Mt de CO₂e (9 % du total), les pays du Moyen-Orient avec 30,6 Mt (8,9 %), ceux d’Afrique avec 26,9 Mt (7,9 %) et les États-Unis (7,3 %) qui représentent les principales régions d’où proviennent les émissions induites par nos importations. Enfin les autres pays européens non-membres de l’UE comptent pour 5,4 %, et ceux d’Amérique (hors US) pour 3,8 %.

33. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/emissions-de-polluants-atmospheriques-et-de-gaz-effet-de-serre-namea-air>

34. Hors HFC, PFC et SF₆, nous trouvons une empreinte carbone totale de 704 Mt de CO₂e, qui est proche de l’estimation de 690 Mt de CO₂e.

Figure 8. Émissions importées par origine géographique



À l’échelle européenne, l’Allemagne est de loin la première source des émissions importées avec 23,6 Mt parmi nos partenaires européens, plus du double de celles de l’Espagne ou du Royaume-Uni qui sont quasi-équivalentes avec environ 4Mt de CO2e.

Figure 9. Émissions importées par origine géographique- focus Union Européenne

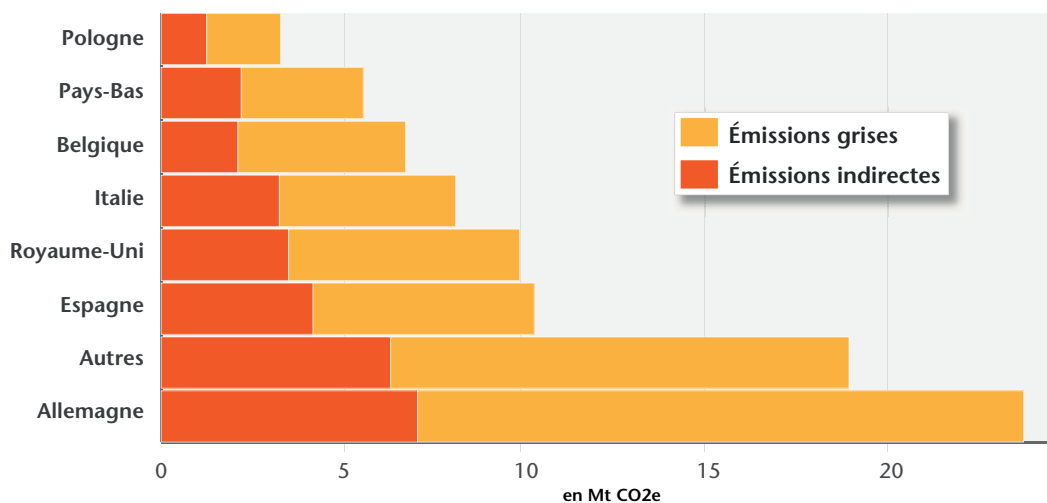
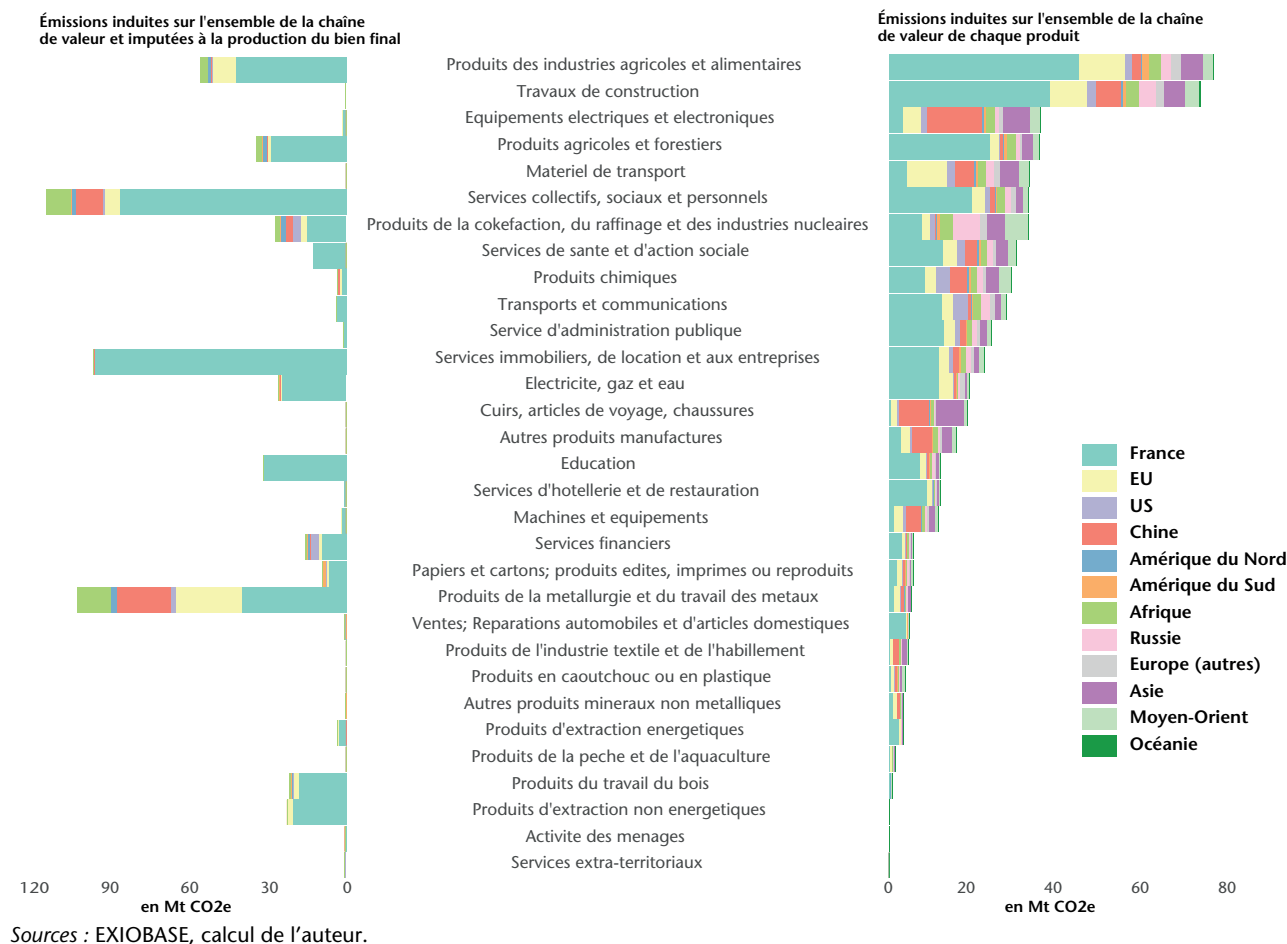


Figure 10. Décomposition de l'empreinte carbone par pays et par produit en 2011



Il est intéressant de noter la structure des émissions importées en fonction du lieu et du type de produit considéré (partie droite du graphique). Pour les équipements électriques et électroniques, la Chine en premier lieu, et l’Asie de manière générale sont les régions où la part des émissions associées à leur consommation est la plus importante, alors que pour les matériels de transport, la part des émissions issues de pays membres de l’Union européenne est plus importante, traduisant leur poids dans ces industries (industrie automobile, industrie aéronautique, transport ferroviaire).

Sur la structure de la chaîne de valeur, il est intéressant de noter les différences de résultats par produit et pays d’imputation de l’empreinte carbone selon les deux métriques retenues.

On peut noter que les types de biens et de services pour lesquels l’empreinte est la plus importante quand elle est imputée au bien de consommation finale (partie gauche du graphique ci-dessus) ne sont pas nécessairement ceux associées à des activités de production fortement émettrices. Ainsi les services à vocation collective, sociaux et personnels et ceux immobiliers et à destination des entreprises, consommés en France, sont ceux dont la consommation conduit à le plus d’émissions dans le monde.

Les produits agricoles et ceux des industries agro-alimentaires d’une part, et de la métallurgie et du travail des métaux d’autre part sont les principaux produits pour lesquels les émissions carbonees sont les plus importantes. *A contrario* des services, la décomposition régionale est ici plus diversifiée avec par exemple pour les produits de la métallurgie et du travail des métaux, une part importée de 63 %.

La différence dans la répartition géographique entre les deux parties du graphique indique que les importations directes de biens et de services sont relativement marginales, l’essentiel de la demande finale étant assurée par des entreprises françaises. Cela indique que les émissions importées sont largement la conséquence de la structure de chaîne de valeur amont des entreprises françaises et que ces dernières sont celles qui disposent du principal levier pour procéder à diminution des émissions importées. Il est toutefois difficile de statuer sur le potentiel de réduction qui résulterait d’une réallocation des chaînes d’approvisionnement, sans disposer d’une information plus complète à l’échelle de l’entreprise avec une décomposition fine des processus de production.

Distribution des empreintes carbone au sein des ménages français

Méthodologie

Pour différencier l’empreinte carbone entre les ménages, nous utilisons la base Budget des Familles 2011. Cette enquête, réalisée sur un rythme quinquennal par l’Institut National Statistique et des Études Économiques (INSEE), fournit un large éventail de données sur la structure, le mode de vie et la consommation des ménages français. En se fondant sur la table de consommation (COS), nous pouvons reproduire une nomenclature commune au périmètre des intensités carbonees calculées à partir d’EXIOBASE et du niveau de consommation des ménages français.

Toutefois, nous ne disposons pas des informations suffisantes pour discriminer de manière différenciée l’origine géographique de production des biens consommés par les ménages français. Les résultats présentés sont donc ceux de l’empreinte carbone totale et par ménage.

L’estimation de l’empreinte carbone individuelle (à l’échelle du ménage, et ou de l’individu) sera ici fonction des niveaux de consommation des différents produits de chaque ménage, selon le facteur d’intensité carbonee du produit déterminé par EXIOBASE.

Formellement, cela s’écrit :

$$f_h^{ec} = \sum_c (e_c^{directe} + e_c^{indirecte} + e_c^{grise}). C_{h,c}$$

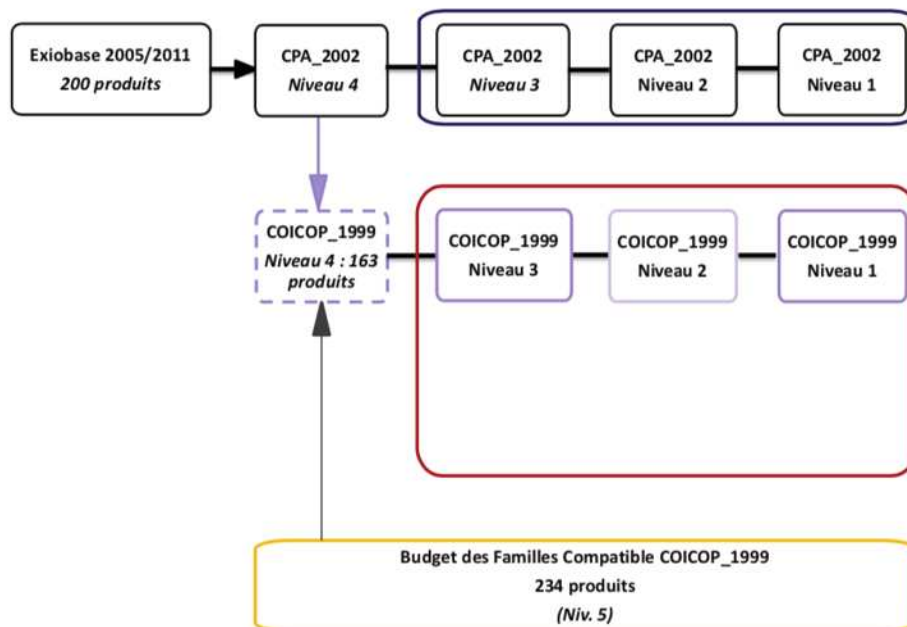
où f_h^{ec} est l’empreinte carbonee totale du ménage h , e_c^s est le facteur d’intensité carbonee de source s et du produit c , déterminé à l’aide de la base de données MRIO et $C_{h,c}$ son niveau de consommation par le ménage h .

Concernant le choix de segmentation de la consommation des ménages en produit c , celui-ci est réalisé sur une nomenclature COICOP Niveau 3. Le passage d’une nomenclature CPA à une nomenclature COICOP n’est pas renseigné par les services statistiques et seules des correspondances indicatives (en donnant les équivalences de classification des produits d’une nomenclature à une autre) sont données³⁵. Nous avons donc dû formuler des hypothèses pour

établir une correspondance fonctionnelle, c’est-à-dire qui prend en considération les poids avec lesquels sont pondérés les coefficients de correspondance d’une nomenclature à une autre (par exemple, nous savons qu’un produit de la nomenclature A est équivalent à 3 produits dans la nomenclature B, mais sans connaître les pondérations avec lesquelles il est ventilé entre ces trois produits). À partir des données Eurostat sur la consommation des ménages par fonction de produits (au niveau 4 de la nomenclature COICOP 4, soit 163 produits) nous pouvons calibrer des pondérations sur la base des correspondances notionnelles. Toutefois cette hypothèse est assez forte dans la mesure où elle suppose une stricte proportionnalité entre la part de valeur ajoutée et celle des émissions associées (que nous ne connaissons pas). Cependant, il est impossible d’identifier ce problème de traitement de façon à reproduire les correspondances réelles sans une documentation statistique adaptée et mise à jour. Néanmoins le choix d’effectuer cette correspondance à un niveau avancé de décomposition des produits permet d’en limiter les biais. En effet par agrégation à des niveaux supérieurs, l’incertitude est réduite tout en gardant l’information statistique la plus précise possible pour établir cette relation.

Il est donc important de considérer les estimations fournies comme « fragiles » dans le sens où elles sont fortement déterminées par le cadre d’hypothèse de ventilation retenu entre les différentes nomenclatures. La Figure 11 donne une représentation synthétique du passage entre les différentes nomenclatures.

Figure 11. Nomenclature de produits et correspondances utilisées



Source : auteurs.

35. https://ec.europa.eu/eurostat/ramon/relations/index.cfm?TargetUrl=LST_REL&StrLanguageCode=EN&IntCurrentPage=4

Tout d’abord, nous procédons à une correction des montants agrégés de consommation de produits renseignés dans la BdF en s’appuyant sur le rapport portant sur la fiscalité indirecte dans le modèle de micro-simulation INES (2016). Les auteurs identifient trois sources de biais entre les valeurs renseignées de dépenses de consommation à partir de l’enquête BdF et ceux de la comptabilité nationale : les différences de nomenclature (liées au mode de collecte des données), les différences de concept (liées aux différences de définition des postes de consommation) et les différences de champ (les territoires et les types de ménage concernés). Afin de corriger les niveaux de dépenses par produit, les auteurs procèdent en deux étapes : une première qui vise à corriger les montants fournis par la Comptabilité nationale et l’enquête BdF pour avoir des champs conceptuels comparables³⁶ ; la seconde consiste en un calage sur marge afin de redresser les niveaux de consommation donnés par l’enquête BdF sur ceux de la comptabilité nationale (qui sont jugés comme étant ceux faisant référence). En effet, on observe généralement une différence qui peut s’avérer importante selon les produits³⁷ du fait d’une méthode de collecte différente. En utilisant les données de l’Insee des Comptes de la Nation³⁸, nous pouvons corriger les consommations de produits au niveau 2 de la COICOP (37 produits), et ensuite appliquer ces facteurs de corrections aux autres niveaux de la nomenclature COICOP³⁹.

L’empreinte carbone totale va être la somme de trois types d’émissions. La première étude est celle issue des émissions induites par la production des biens de consommation finaux ; la seconde est celle issue de l’empreinte carbone de la consommation des administrations publiques productrices de services à destination des ménages ; la dernière correspond à celle issue de la combustion de produits fossiles directement utilisés par le ménage pour satisfaire un service énergétique (typiquement mobilité et chauffage). Pour cette dernière, nous utilisons comme données celles produites par le Service de l’observation et des statistiques (SDES) du Commissariat Général au Développement Durable en nomenclature NAMEA⁴⁰.

Par ailleurs pour le poste « Achat de véhicule » nous avons adopté une approche différente pour estimer son empreinte carbone dans la mesure où celui-ci est considéré comme un investissement. Alors que les données de l’enquête sont collectées sur une année, la durée de vie totale observée d’un véhicule est considérée comme en moyenne égale à 19 ans⁴¹. Cela pose un problème de synchronisation entre l’amplitude temporelle sur laquelle les données sont récoltées et celle de l’achat d’un bien d’équipement comme l’automobile qui est beaucoup plus grande. Il serait en effet discutable que seuls les ménages ayant acheté un véhicule lors de l’année de l’enquête aient une empreinte carbone associée à l’automobile et non pas l’ensemble des détenteurs de véhicules. Pour corriger ce biais dans les données de consommation reportées dans l’enquête nous avons utilisé la table AUTO de l’Enquête Budget des Familles qui renseigne sur la structure du parc automobile par ménage⁴².

36. Voir le tableau 1 du rapport *Comparaison de BDF 2011 et de la comptabilité nationale 2011 (CN) avant et après les corrections de champ, concepts et nomenclature (montants en milliards d’euros, p. 17)*.

37. La consommation agrégée est ainsi sous-estimée de 17 % avec des biais pouvant aller jusqu’à 88 % (concernant l’éducation) pour certaines dépenses de consommation.

38. <https://www.insee.fr/fr/statistiques/3900160?sommaire=3704685&q=consommation+effective>

39. Pour les nomenclatures COICOP supérieures au niveau 2, le calage est pour chaque bien proportionnel au bien correspondant du niveau auquel il est associé.

40. <https://www.citepa.org/fr/activites/inventaires-des-emissions/namea>

41. <https://ccfa.fr/wp-content/uploads/2018/06/fiche-parc-automobile-francais.pdf>

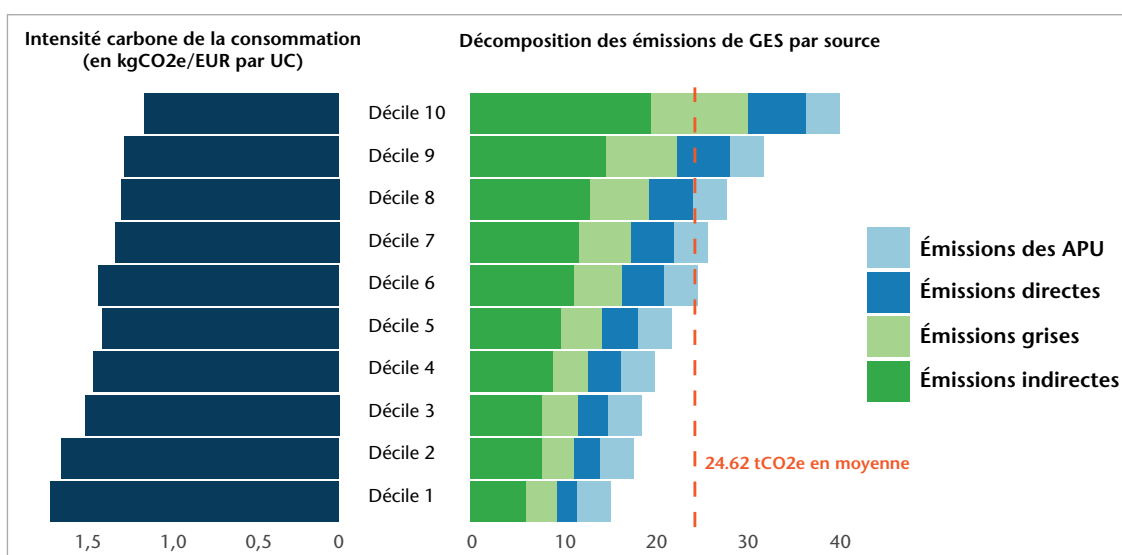
42. Pour plus de détails, voir le rapport sur les effets redistributifs d’une fiscalité carbone aux frontières (ADEME, 2020).

Résultats par classe de revenus

La décomposition des empreintes carbone par niveau de vie se fonde sur les facteurs d’intensités carbone estimées à l’aide d’EXIOBASE, et sur les données de consommation renseignées dans l’Enquête Budget des Familles. Les différences d’empreinte carbone sont donc ici fonction du niveau de consommation pour chaque produit référencé et du niveau de vie par ménage.

Alors que dans la partie précédente sur la répartition mondiale et par produit de l’empreinte carbone française nous avons retenu la première métrique (les émissions sont imputées au pays dans lequel la production est réalisée et au produit associé), pour la suite de cette partie nous allons présenter les résultats en fonction de la métrique 3 de définition des émissions (les émissions sont imputées au produit final consommé en France). Ce choix vise ici à illustrer l’impact en termes de structure de consommation finale (le point de vue du consommateur).

Figure 12. Décomposition des émissions par source de GES et par décile de niveau de vie



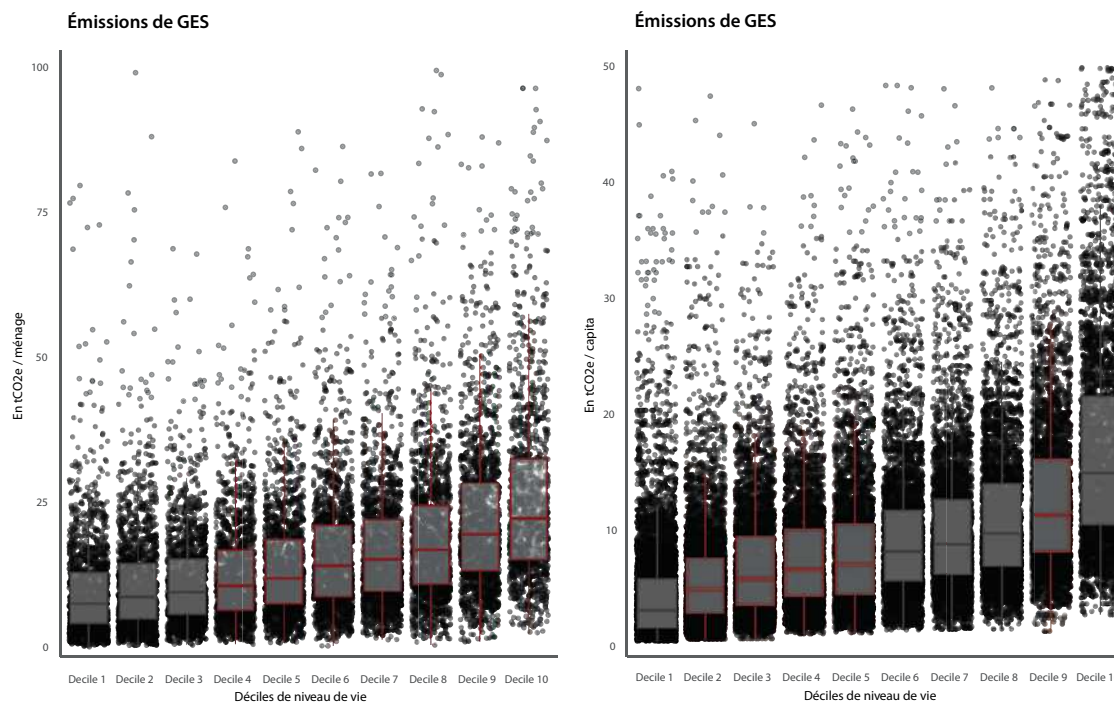
Sources : EXIOBASE 3, BdF 2011, calcul des auteurs.

On observe que l’intensité carbone moyenne de la consommation par UC (partie gauche du graphique) décroît légèrement avec le niveau de vie ; elle est de 1,68 kg de CO₂e par euro de dépense de consommation pour le premier décile et de 1,14 pour le dernier (soit une différence de 47 %). Cela peut s’expliquer par la structure de consommation des ménages qui diffère selon les niveaux de revenus. Ainsi, la part des émissions directes évolue peu en fonction du niveau de revenu contrairement au niveau de consommation de services qui sera, par exemple, plus élevé pour les ménages les plus riches.

Les estimations d’empreinte carbone que nous donnons sont exprimées par ménage, ce qui diffère de la métrique *per capita* généralement utilisée. Toutefois, compte tenu de la définition des unités de consommation, elles intègrent de manière plus satisfaisante la structure par ménage. En ce sens, il nous semble être plus pertinent pour appréhender l’hétérogénéité des

profils de consommation qu’un indicateur *per capita*. En agrégé, nous retrouvons une empreinte carbone totale de 11,27 t CO₂e par personne (pour 2011), proche de l’estimation faite par le CGDD (11,4 t CO₂e pour 2010).

Figure 13. Distribution des émissions de GES par individu (gauche) et ménage (droite) en fonction de leur décile de niveau de vie



Sources : EXIOBASE 3, INSEE BdF 2011, SDES-CGDD, calcul des auteurs.

Toutefois les estimations dissimulent en moyenne une hétérogénéité des empreintes carbone individuelle et par ménage qui est importante puisque, par classe de niveau de vie, pour la moitié des ménages dont l’empreinte carbone est concentrée autour de la moyenne, on observe un écart qui va d’un facteur 3 (pour les ménages du premier décile) à un facteur supérieur à 2 pour ceux appartenant au dernier décile. Il est toutefois intéressant de noter que la distribution des émissions par personne (en considérant que l’appartenance au décile de niveau de vie dépend des revenus du ménage auquel il est rattaché) est plus homogène que celle des émissions des ménages (voir Figure 13). Cela s’explique par une structure de composition familiale du ménage qui diffère selon le niveau de vie. En moyenne les ménages des premiers déciles sont plus jeunes, et leur taille est plus importante (le premier décile compte en moyenne 1,89 UC par ménage, contre 1,54 UC pour le dernier).

Par ailleurs les émissions indirectes de GES se décomposent de la façon suivante entre les principaux postes de consommation : le premier poste d’émissions associées à la consommation des ménages est celui des biens de consommation qui représente en moyenne 7,93 tonnes de CO₂e par ménage. Cette catégorie est assez hétérogène puisqu’elle inclut autant les biens

Tableau 3. Décomposition de l’empreinte carbone en gaz à effet de serre par décile de niveau de vie

Decile	Emissions directes (en tCO2e)	Emissions des APU (en tCO2e)	Emissions grises (en tCO2e)	Emissions indirectes (en tCO2e)	Revenu disponible (en k€)	Niveau de vie (en k€)	Total
Decile 1	2.104	3.532	3.431	6.168	7.462	3.942	15.235
Decile 2	2.957	3.532	3.403	7.947	15.915	8.978	17.839
Decile 3	3.317	3.532	3.838	7.969	19.348	11.558	18.656
Decile 4	3.657	3.532	3.756	9.164	22.731	13.706	20.109
Decile 5	4.046	3.532	4.45	9.963	26.522	15.833	21.991
Decile 6	4.673	3.532	5.237	11.388	30.465	18.075	24.83
Decile 7	4.66	3.532	5.718	11.962	34.804	20.869	25.872
Decile 8	4.902	3.532	6.476	13.119	40.338	24.571	28.029
Decile 9	5.777	3.532	7.791	14.924	49.325	30.713	32.024
Decile 10	6.437	3.532	10.596	19.835	82.325	53.44	40.4

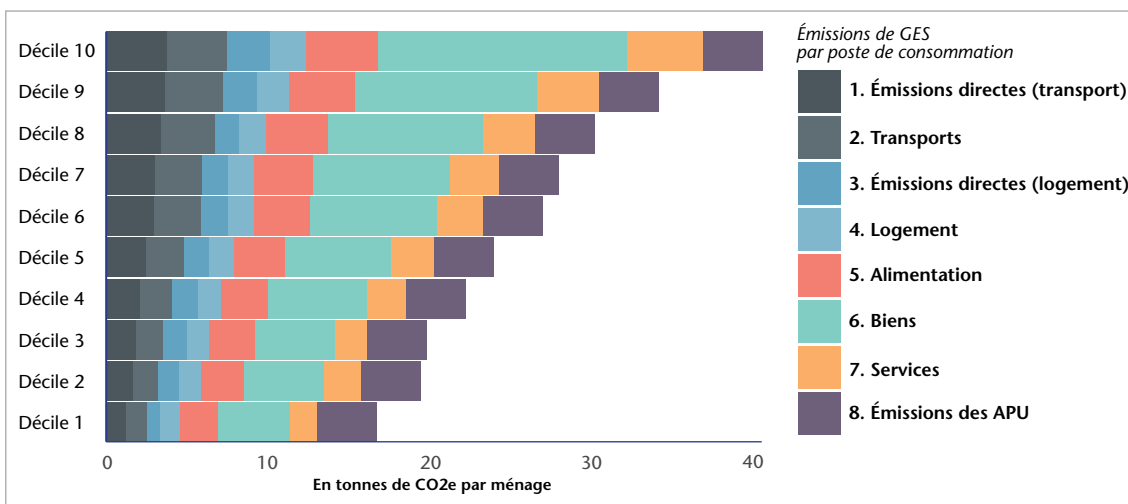
Sources : EXIOBASE 3, INSEE Bdf 2011, SDES-CGDD, calcul de l’auteur.

d’équipement, les biens de consommation courante non-alimentaire ou encore l’énergie ; les émissions associées au transport (directes, indirectes et grises) sont le deuxième poste avec 5,13 tonnes de CO2e, suivi de l’alimentation avec 3,35 t tonnes de CO2e, du logement (directes, indirectes et grises) avec 3,2 tonnes de CO2e, tCO2e, des services avec 2,88 tonnes de CO2e, (les émissions indirectes associées à leur production) ; les émissions associées à la consommation finale des APU et imputées à parts égales à tous les ménages représentent 3,6 tonnes de CO2e, soit près de 15 % de l’empreinte carbone moyenne des ménages français.

Concernant le poste 2-Transports (hors émissions directes), les émissions se décomposent de la façon suivante : le carburant en est le premier poste avec 2,16 tCO2 par ménage (l’empreinte carbone totale des carburants serait de 4,75 tCO2 par ménage) ; les émissions associées à l’utilisation d’un véhicule privé et de son entretien s’élèvent à 320 kgCO2 par ménage ; enfin les émissions associées à l’utilisation de moyens de transports collectifs sont insignifiantes dans les résultats obtenus, que ce soit pour les moyens terrestres (20 kgCO2) ou aériens (4 kgCO2). Ce résultat est à prendre avec précaution, les dépenses de consommation renseignées dans l’enquête Bdf peuvent être sous-estimées, et en considérant la période courte sur laquelle est conduite cette enquête, une sous-représentation de ces dépenses occasionnelles est un risque important. D’autres études complémentaires et adaptées à l’étude de ce sujet devraient être privilégiées dans l’estimation des émissions associées à ces modes de transport.

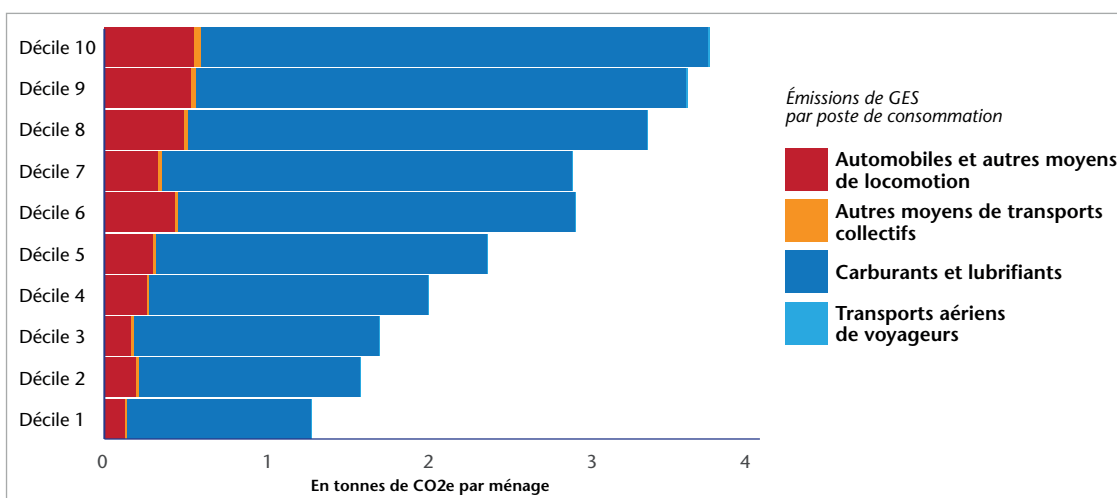
Concernant le poste 5-Alimentation, les émissions se décomposent de la façon suivante : les laitages et œufs sont le premier poste de consommation alimentaire en termes d’impact sur les émissions de GES avec près d’une tonne de CO2e qui résulte de cette consommation ; la viande est le deuxième poste avec 730 kgCO2 par ménage suivi par les autres biens alimentaires (café, thé, boissons, alcools, ...) ; les fruits et les légumes comptent pour moins de 300 kg d’émissions de GES.

Figure 14. Décomposition des émissions de GES directes, indirectes et grises par décile de niveau de vie



Sources : EXIOBASE 3, BdF 2011, calcul des auteurs.

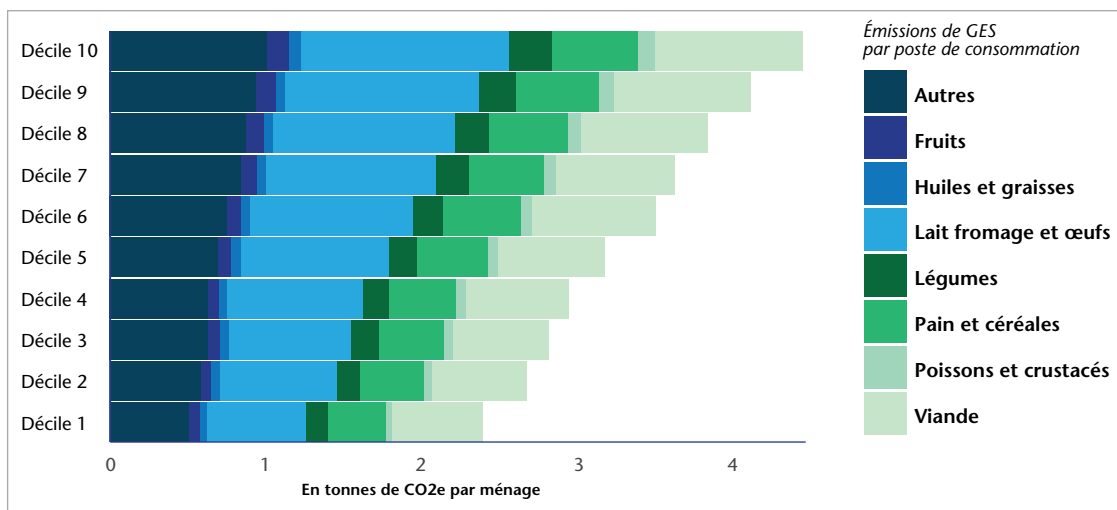
Figure 15. Décomposition des émissions associées aux activités de transport



Sources : EXIOBASE 3, BdF 2011, calcul des auteurs.

Des études d’estimation de l’empreinte carbone liée à l’alimentation ont été publiées pour la France dont celle de Barbier *et al.* (2019). Bien que ces auteurs ne fournissent pas une analyse sur des données par ménage, ils présentent un niveau de détail qu’il ne nous est pas possible d’atteindre avec les données et la méthodologie que nous utilisons.

Figure 16. Décomposition des émissions associées à l'alimentation



Source : EXIOBASE 3, BdF 2011, calcul des auteurs.

Résultats par variable socio-économique

Si le niveau de consommation (et dans une moindre mesure, le niveau de vie) est le principal facteur explicatif du niveau des émissions constaté pour les ménages français, d’autres dimensions peuvent contribuer à fournir des éléments d’analyse sur son hétérogénéité. Nous proposons dans cette partie d’explorer quelques autres dimensions, que nous séparons ici entre d’une part l’effet de la composition des ménages et le type d’habitation et d’autre part sa localisation.

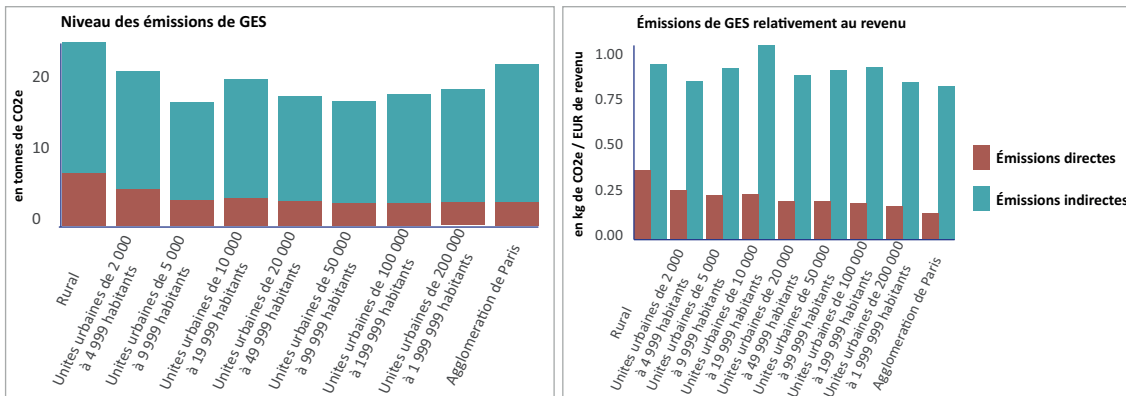
En effet cette dernière révèle des comportements de consommation différents entre les ménages suivant qu’ils habitent dans des métropoles ou à la campagne, comme cela a pu être montré dans plusieurs études (Nässén *et al.*, 2015)

En fonction du lieu d’habitation

Plusieurs travaux de recherche se sont intéressés à la relation entre l’empreinte carbone par ménage en fonction du lieu de localisation de leur habitat. Un des résultats principaux est l’observation d’une relation en U inversé en fonction de la distance entre le lieu de résidence à un centre urbain. Celle-ci a pu être ainsi démontrée en Allemagne (Gill et Moeller, 2018) ou aux États-Unis (Jones et Kammen, 2014).

En prenant comme variable explicative la taille de la zone urbaine de résidence, on observe une relation en forme de U (et non-inversé cette fois-ci). Les émissions totales sont décroissantes avec la taille urbaine de résidence, jusqu’aux villes de moins de 200 000 habitants (à l’exception des unités urbaines comprises entre 10 000 et 20 000 habitants), après quoi les émissions totales croissent avec la taille de la zone urbaine.

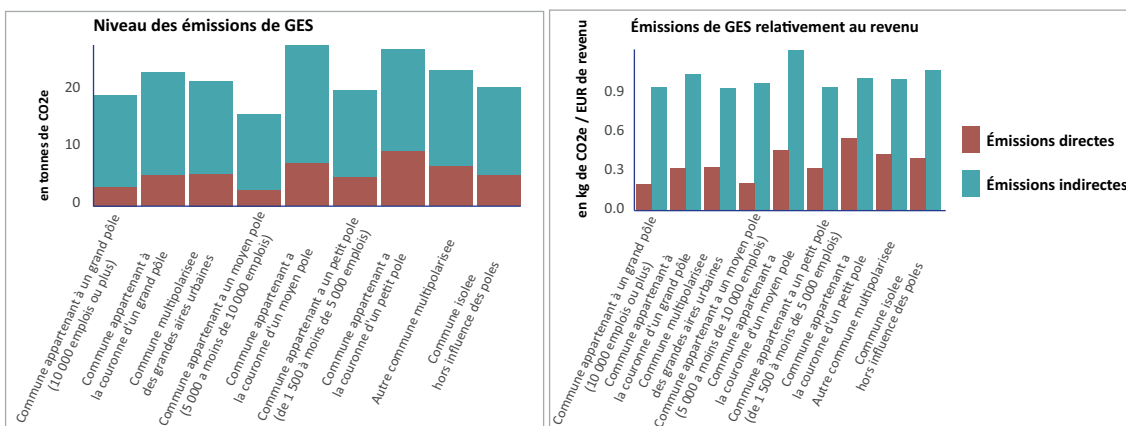
Figure 17. Décomposition des émissions de GES des ménages en fonction de la taille urbaine



Source : EXIOBASE 3, Bdf 2011, calcul des auteurs.

Le niveau des émissions directes est globalement décroissant avec la taille des unités urbaines mais ce jusqu’à une certaine taille qui ici serait de 5000 habitants. Pour les unités urbaines d’une taille supérieure, le niveau reste relativement constant par ménage avec des émissions directes comprises entre 3,2 et 3,93 tCO₂e et en moyenne de 3,45 tCO₂e. Toutefois, le niveau d’émissions directes ramené au revenu des ménages indique clairement une relation décroissante. Les différences de niveau observées concernant les émissions indirectes s’expliquent principalement par la différence de revenu, le niveau d’émissions par rapport au revenu ne montre pas de différence significative en fonction de la taille de la zone urbaine.

Figure 18. Décomposition des émissions de GES des ménages en fonction de la catégorie de zonage en aires urbaines



Source : EXIOBASE 3, Bdf 2011, calcul des auteurs.

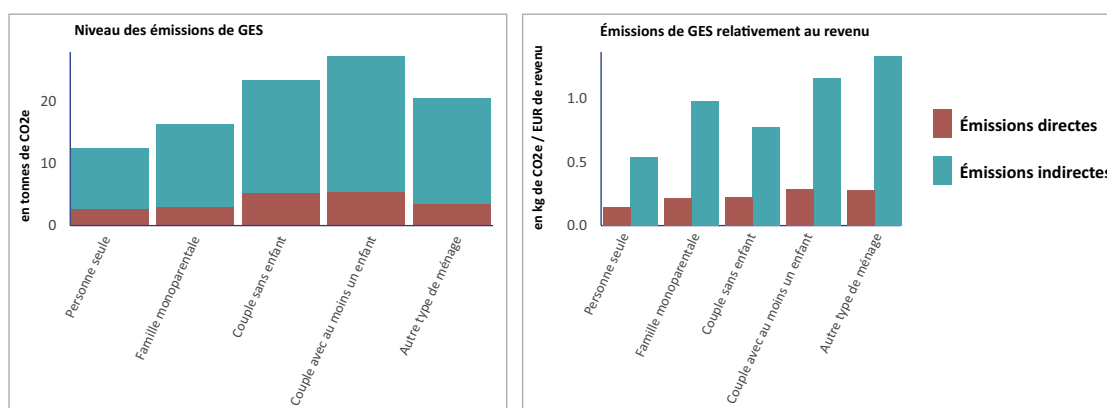
La décomposition en zones d’aires urbaines permet d’introduire une dimension supplémentaire dans l’organisation des zones de résidence en fonction de leur position relative à un pôle urbain. La Figure 18 montre ainsi que les catégories où les indicateurs d’émissions directes relatives au revenu sont les plus élevées sont celles qui appartiennent aux pôles de moyenne et petite taille, ainsi que les communes isolées. À l’inverse les zones d’aires urbaines où ces indicateurs sont les plus faibles sont celles appartenant aux grands et moyens pôles. En valeur absolue, nous retrouvons partiellement cette relation en U-inversé observée dans d’autres études. Les zones où l’empreinte carbone est la plus élevée sont celles appartenant à des pôles de moyenne et petite taille ainsi que leur couronne.

En fonction des caractéristiques du ménage

L’empreinte carbone par catégorie de ménages en fonction de leur composition montre une forte hétérogénéité qui dépend en premier lieu du nombre d’occupants. Alors que les émissions directes varient peu selon cette distinction (elles sont néanmoins plus élevées pour les couples avec et sans enfants, le taux d’équipement en véhicules et de leur usage ne semblerait être la première explication), celles indirectes varient plus fortement. Sans surprise, les ménages ayant le plus grand nombre d’unités de consommation (les couples avec enfants) sont ceux qui ont l’empreinte carbone la plus élevée.

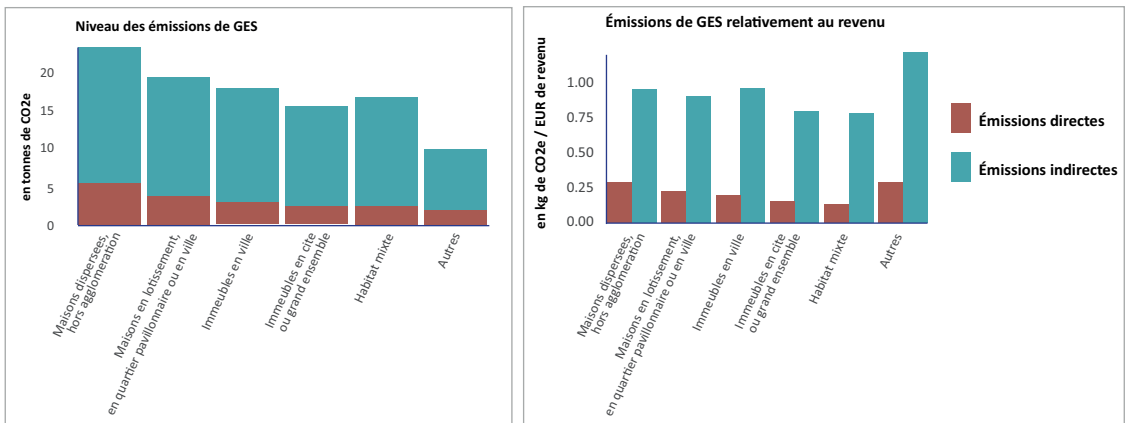
Concernant l’incidence du type de logement, nous n’observons pas de réelles différences sur la composante indirecte de l’empreinte carbone. L’hétérogénéité est plus importante concernant les émissions directes, les personnes résidant en maisons dispersées ou en quartiers pavillonnaires sont celles pour les lesquelles les émissions directes sont plus importantes que les autres.

Figure 19. Décomposition des émissions de GES des ménages en fonction de leur structure familiale



Sources : EXIOBASE 3, BdF 2011, calcul des auteurs.

Figure 20. Décomposition de l’empreinte carbone des ménages en fonction du type de logement

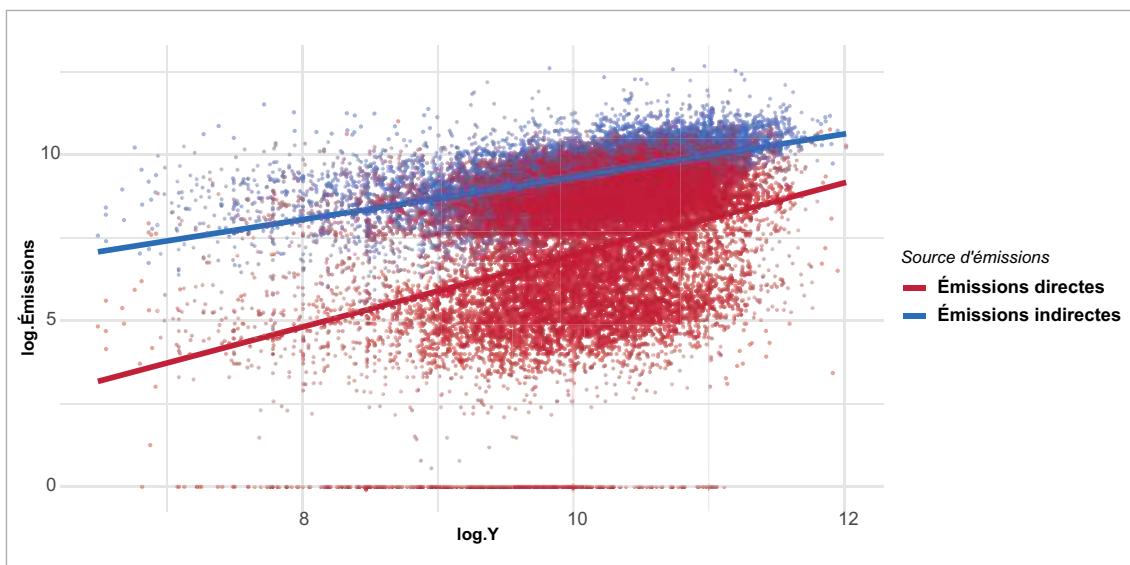


Sources : EXIOBASE 3, BdF 2011, calcul des auteurs.

Résultats de régression linéaire

S’il existe une relation croissante entre le niveau d’émissions et celui du revenu, on observe une différence dans son intensité selon la source d’émissions considérée.

Figure 21. Relation entre émissions et revenu dans un repère log-log



Sources : EXIOBASE 3, BdF 2011, calcul des auteurs.

Afin de déterminer la valeur de ces coefficients, nous procédons à une estimation économétrique. Nous conduisons une régression linéaire multivariées de l’élasticité entre émissions directes et indirectes en fonction de plusieurs variables explicatives. Nous distinguons deux spécifications ou dans l’une nous introduisons la variable « revenu » et dans l’autre la « consommation », ainsi que des variables de contrôle que sont la taille du ménage, et la possession d’une voiture.

Formellement, les deux spécifications à régresser s’écrivent de la manière suivante :

$$\log f_h^s = C + \alpha^s \log Y_h + \beta^s \log D_h + \eta^s Z_h + \varepsilon_h$$

$$\log f_h^s = C + \alpha^s \log C_h + \beta^s \log D_h + \eta^s Z_h + \varepsilon_h$$

où f_h^s sont les émissions de GES de source s (émissions directes ou indirectes) du ménage h ; Y_h est le revenu annuel du ménage h , C_h est la consommation du ménage h et D_h sa taille (mesurée par le nombre d’Unité de Consommation) ; Z est une variable qualitative qui renseigne sur la possession d’au moins une voiture au sein du ménage : elle prend la valeur de 1 quand c’est le cas et 0 sinon. Enfin ε_h est le résidu observé pour le ménage h . Le coefficient de régression α^s est l’élasticité entre les émissions de GES de source s avec le revenu du ménage et β^s l’élasticité entre les émissions de GES de source s et la taille du ménage. Le coefficient de régression de la variable qualitative Z_h s’interprète de la manière suivante : la fonction exponentielle de son coefficient ε^{η^s} est un multiplicateur de f_h^s quand Z_h est égal à 1 par rapport au cas où Z_h est nul.

Les différents paramètres estimés sont significatifs au seuil de 1 % et de ces premières observations, nous pouvons tirer deux enseignements.

Tout d’abord l’élasticité estimée entre le niveau des émissions directes et celui du revenu (0,528) est supérieure à celle entre les émissions indirectes et le revenu (0,448) et semble indiquer que la propension à posséder une voiture (et donc un niveau d’émissions directes plus élevé) augmente avec le revenu. Par ailleurs le fait de posséder pour un ménage un véhicule privé conduit à avoir près de 6 fois plus⁴³ d’émissions directes que dans le cas contraire. Ensuite, concernant les modèles (1) et (2) qui lient le niveau des émissions avec celui de la consommation, le coefficient d’élasticité estimé pour les émissions indirectes (0,761) est inférieur à 1 (traduisant donc un découplage relatif entre les émissions indirectes et le niveau de consommation) et proche d’autres estimations pour d’autres pays (entre 0,54 et 1,14 selon les études). Le coefficient estimé d’élasticité entre les émissions directes et le niveau de consommation est quant à lui égal à 0,678, inférieur à celui des émissions indirectes. Ces dernières semblent donc être relativement plus corrélées au revenu qui traduit en partie le fait de posséder un véhicule ou non.

43. L’exponentielle de 1,823 (le paramètre estimé pour la variable instrumentale Z) est égal à 6,19.

Tableau 4. Résultats des régressions

	Dependent variable:			
	log.f ED (1)	log.f EI (2)	log.f ED (3)	log.f EI (4)
log.C	0.678*** (0.021)	0.761*** (0.005)		
log.Y			0.528*** (0.024)	0.448*** (0.008)
log.D	0.218*** (0.043)	0.211??? (0.010)	0.315*** (0.044)	0.406*** (0.015)
Z	1.713*** (0.038)	0.230*** (0.009)	1.823??? (0.040)	0.466*** (0.014)
Constant	-1.062*** (0.192)	1.548*** (0.045)	0.230 (0.224)	4.342*** (0.076)
Observations	15,007	15,007	15,007	15,007
R ²	0.282	0.734	0.255	0.420
Adjusted R ²	0.282	0.734	0.255	0.420
Residual Std. Error (df = 15003)	1.789	0.421	1.822	0.622
F Statistic (df = 3; 15003)	1,961.053***	13,801.300	1,710.095	3,624.966

p<0.1; p<0.05; p<0.01

Conclusion

Aborder la question de la comptabilité des émissions à travers l’angle de la consommation finale des agents fournit non seulement l’éclairage nécessaire à la compréhension de l’interdépendance globale de l’appareil productif et de sa dimension supranationale, mais également de sa complémentarité avec les inventaires nationaux. Si ces derniers restent évidemment pertinents comme cadre de suivi de la stratégie de décarbonation de l’économie d’un pays, ils ne permettent pas nécessairement d’appréhender de manière satisfaisante la question des modes de vie et de notre consommation collective et individuelle. Si la transition vers la neutralité carbone repose sur des transformations profondes de nos modes de production, elle s’appuie aussi sur une modification des comportements et de notre rapport à la consommation et, de fait, appelle à disposer d’indicateurs suffisamment transparents pour être acceptés et suffisamment précis pour être crédibles. Le déploiement d’un cadre comptable des émissions induites par la consommation, comme cela a été le cas pour la construction des inventaires nationaux sous l’égide de l’IPCC, est une étape qui nous apparaît être nécessaire dans la poursuite de la recherche sur la réduction de nos émissions de GES, d’autant plus quand cette dernière devra être le fait de l’ensemble des pays du monde, et que se posera avec encore plus d’acuité la question de la différenciation de la responsabilité commune des États, non plus à

travers le principe de la responsabilité historique des économies développées, mais en fonction de leur positionnement respectif dans cette chaîne de valeur globalisée. Si plusieurs travaux donnent déjà le cadre théorique pour l'analyser, sa traduction en des outils opérationnels souffre d'encore de trop d'incertitudes pour pouvoir être acceptée par l'ensemble des parties. La construction d'un système d'information permettant à la fois le suivi et la traçabilité des émissions sur cette chaîne de valeur, et qui soit cohérent avec les indicateurs d'inventaires nationaux, permettrait de répondre en partie à cette question.

Références

- Aguiar A., Chepeliev M., Corong E. L., McDougall R. et van der Mensbrugghe D., 2019, « The GTAP Data Base: Version 10. », *Journal of Global Economic Analysis*, 4(1): 1–27.
- André M., Biotteau A.-L. et Duval J., 2016, « Module de taxation indirecte du modèle Ines ». *Document de Travail*, n°60, *Série sources et méthodes*, Drees.
- Barbier C., Couturier C., Pourouchottamin P., Cayla J., Silvestre M. et Pharabod I., 2019, « L'empreinte énergétique et carbone de l'alimentation en France », *Club Ingénierie Prospective Energie et Environnement*, Paris, IDDRI, .
- Berry A. et Laurent É., 2019, « Taxe carbone, le retour, à quelles conditions?? » *Sciences Po OFCE Working Paper n° 06/2019*
- Boyce J. K., 1994, « Inequality as a cause of environmental degradation », *Ecological Economics*, 11(3): 169–178.
- Churchill S. A., Inekwe J., Ivanovski K. et Smyth R., 2018, « The Environmental Kuznets Curve in the OECD: 1870–2014 », *Energy Economics*, 75: 389–399.
- Corsatea T. D., Lindner S., Arto I., Román M. V., Rueda-Cantuche J. M., Velázquez Afonso A., Amores A. F. et Neuwahl F., 2019, « World Input-Output Database Environmental Accounts ».
- Davis S. J., Peters G. P. et Caldeira K., 2011, The supply chain of CO₂ emissions. « Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America », 108(45): 18554–18559.
- Dietzenbacher E., Los B., Stehrer R., Timmer M. et Vries G. D. E., 2013, « The Construction of World Input-Output tables in the WIOD project », *Economic Systems Research*, 25(1): 71–98.
- Douenne T., 2018, « The vertical and horizontal distributive effects of energy taxes?: A micro-simulation study of a French policy », 1–48. *Policy Papers 2018.05*, FAERE - French Association of Environmental and Resource Economists.
- Eggleston H. S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K. (Eds.), 2006, « IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories ».
- Ferng J. J., 2003, « Allocating the responsibility of CO₂ over-emissions from the perspectives of benefit principle and ecological deficit », *Ecological Economics*, 46(1): 121–141.
- Gallego B. et Lenzen M., 2005, « A consistent input-output formulation of shared producer and consumer responsibility », *Economic Systems Research*, 17(4): 365–391.

- Gill B. et Moeller S., 2018, « GHG Emissions and the Rural-Urban Divide. A Carbon Footprint Analysis Based on the German Official Income and Expenditure Survey », *Ecological Economics*, 145(October 2016): 160–169.
- Girod B. et de Haan P., 2010, « More or better? A model for changes in household greenhouse gas emissions due to higher income », *Journal of Industrial Ecology*, 14(1): 31–49.
- Grossman G. et Krueger A., 1991, « Environmental Impacts of a North American Free Trade Agreement », *National Bureau of Economic Research* (3914).
- Hargreaves K., Preston I., White V. et Thumim J., 2013, « The Distribution of Household CO₂ Emissions in Great Britain ». *JSF Program Paper*.
- Heinonen J., Ottelin J., Ala-Mantila S., Wiedmann T., Clarke J. et Junnila S., 2020, « Spatial consumption-based carbon footprint assessments - A review of recent developments in the field », *Journal of Cleaner Production*, 256: 120335.
- Holian M. J. et Kahn M. E., 2015, « Household carbon emissions from driving and center city quality of life », *Ecological Economics*, 116: 362–368.
- Isaksen E. T. et Narbel P. A., 2017, « A carbon footprint proportional to expenditure - A case for Norway ? », *Ecological Economics*, 131: 152–165.
- Jones C. et Kammen D. M., 2014, « Spatial distribution of U.S. household carbon footprints reveals suburbanization undermines greenhouse gas benefits of urban population density », *Environmental Science and Technology*, 48(2): 895–902.
- Kuznets S., 1955, « Economic Growth and Income Inequality », *The American Economic Review*, 45(1): 1–28.
- Lenhart F., Lesieur C. et Pasquier J., 2010, « Les émissions de CO₂ du circuit économique en France », *L'économie française, Insee Références*, 101–125.
- Lenzen M., Moran D., Kanemoto K. et Geschke A., 2013, « Building EORA: A Global Multi-Region Input-Output Database at High Country and Sector Resolution », *Economic Systems Research*, 25(1): 20–49.
- Leontief W., 1970, « Environmental Repercussions and the Economic Structure?: An Input-Output Approach », *The Review of Economics and Statistics*, Vol . 52 , n° 3 (août), 262-271.
- Lipnowsk I. F., 1976, « An Input-Output Analysis of Environmental Preservation », *Journal of Environmental Economics and Management*, 3: 205–214.
- Malliet P., 2020, « L’empreinte carbone des ménages français et les effets redistributifs d’une fiscalité ». *OFCE Policy brief 62*, 8 janvier
- Malliet P., Haalebeos R. et Nicolas E., 2020, « La fiscalité carbone aux frontières et ses effets redistributifs. » *Publication ADEME Expertises*.
- Markaki M., Belegri-Roboli A., Sarafidis et Mirasgedis S., 2016, « The carbon footprint of Greek households (1995–2012) », *Energy Policy*, 100 (octobre), 206–215.
- Marques A., Rodrigues J., Lenzen M. et Domingos T., 2012, « Income-based environmental responsibility », *Ecological Economics*, 84: 57–65.

- Masson-Delmotte V., Zhai P., Pörtner H.-O., Roberts D., Skea J., Shukla P. R., Pirani A., Moufouma-Okia W., Péan C., Pidcock R., Connors S., Matthews J. B. R., Chen Y., Zhou X., Gomis M. I., Lonnoy E., Maycock T.,
- Tignor M. et Waterfield T. (eds), 2018, « Global warming of 1.5°C. C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate chan. A Companion to Applied Ethics. »
- Ministère de l’Écologie, du Développement Durable et de l’Énergie, 2015, « Stratégie Nationale Bas-Carbone »
- Merciai S. et Schmidt J., 2018, « Methodology for the Construction of Global Multi-Regional Hybrid Supply and Use Tables for the EXIOBASE v3 Database », *Journal of Industrial Ecology*, 22(3): 516–531.
- Moran D. et Wood R., 2014, « Convergence between the EORA, WIOD, EXIOBASE, AND OPENEU’S consumption-based carbon accounts », *Economic Systems Research*, 26(3): 245–261.
- Mueller M. et Pérez Domínguez I., 2008, « Compilation of Social Accounting Matrices with a Detailed Representation of the Agricultural Sector (AgroSAM) », *Department of Agricultural Economics, Purdue University, West Lafayette, IN: Global Trade Analysis Project (GTAP)*.
- Nässén J., Andersson D., Larsson J. et Holmberg J., 2015, « Explaining the Variation in Greenhouse Gas Emissions Between Households: Socioeconomic, Motivational, and Physical Factors », *Journal of Industrial Ecology*, 19(3): 480–489.
- OECD, 2013, « Interconnected Economies: Benefiting from Global Value Chains. », *OECD Publishing*.
- OECD, 2019 « Guide to OECD ’ s Trade in Value Added (TiVA) Indicators » , *OECD Publishing, édition 2018*.
- Owen A., Steen-Olsen K., Barrett J., Wiedmann T. et Lenzen M., 2014, « A structural decomposition approach to comparing MRIO databases », *Economic Systems Research*, 26(3): 262–283.
- Pasquier J.-L., 2016, « Méthodologie de calcul de l ’empreinte carbone de la demande finale intérieure française. », *Commissariat Général au Développement Durable, Service de la Donnée et des Etudes Statistiques*.
- Peters G. P., Davis S. J. et Andrew R., 2012, « A synthesis of carbon in international trade», *Biogeosciences*, 9(8) 3247–3276.
- Peters G P, Andrew R. et Lennox J., 2011, « Constructing an Environmentally-Extended Multi-Regional Input-Output Table Using the GTAP Database », *Economic Systems Research*, 23(2): 131–152.
- Peters G. P. et Hertwich E. G., 2008, « Post-Kyoto greenhouse gas inventories: Production versus consumption », *Climatic Change*, 86(1–2): 51–66.
- Peters J. C., 2016, « The GTAP-Power Data Base: Disaggregating the Electricity Sector in the GTAP Data Base », *Journal of Global Economic Analysis*, 1(1): 209–250.

- Ravallion M., 2000, « Carbon emissions and income inequality », *Oxford Economic Papers*, 52(4): 651–669.
- Rodrigues J., Domingos T., Giljum S. et Schneider F., 2006, « Designing an indicator of environmental responsibility », *Ecological Economics*, 59(3): 256–266.
- Sommer M. et Kratena K., 2017, « The Carbon Footprint of European Households and Income Distribution », *Ecological Economics*, 136: 62–72.
- Steen-Olsen K., Wood R. et Hertwich E. G., 2016, « The Carbon Footprint of Norwegian Household Consumption 1999-2012 », *Journal of Industrial Ecology*, 20(3): 582–592.
- Steininger K., Lininger C., Droege S., Roser D., Tomlinson L. et Meyer L., 2014, « Justice and cost effectiveness of consumption-based versus production-based approaches in the case of unilateral climate policies », *Global Environmental Change*, 24(1): 75–87.
- Stern D. I., 2004, « The Rise and Fall of the Environmental Kuznets Curve », *World Development* 32(8): 1419–1439.
- Temurshoev U. et Timmer M. P., 2010, « Joint estimation of supply and use tables », *Papers in Regional Science*, 90(4).
- Tukker A., de Koning A., Owen A., Lutter S., Bruckner M., Giljum S., Stadler K., Wood R. et Hoekstra R., 2018, « Towards Robust, Authoritative Assessments of Environmental Impacts Embodied in Trade: Current State and Recommendations », *Journal of Industrial Ecology*, 22(3): 585–598.
- Tukker A., Koning A. D. E., Wood R., Hawkins T., Lutter S., Acosta J., Rueda J. M., Bouwmeester M., Oosterhaven J. A. N., Drosdowski T. et Kuenen J., 2013, « Exiopol-Development and illustrative analyses of a detailed global MR EE SUT/IOT », *Economic Systems Research*, 25(1): 50–70.
- Weber C. L. et Matthews H. S., 2008, « Quantifying the global and distributional aspects of American household carbon footprint », *Ecological Economics*, 66(2–3): 379–391.
- Wiebe K. S. et Yamano N., 2016, « Estimating CO2 Emissions Embodied in Final Demand and Trade Using the OECD ICIO 2015 », *Methodology and Results*, n° 2016/05.
- Wiedmann T. et Minx J., 2007, « A Definition of ‘Carbon Footprint’ », *Science*, 1(01): 1–11.

Figure Al. 7. Empreinte carbone par produit pour les différents gaz à effet de serre

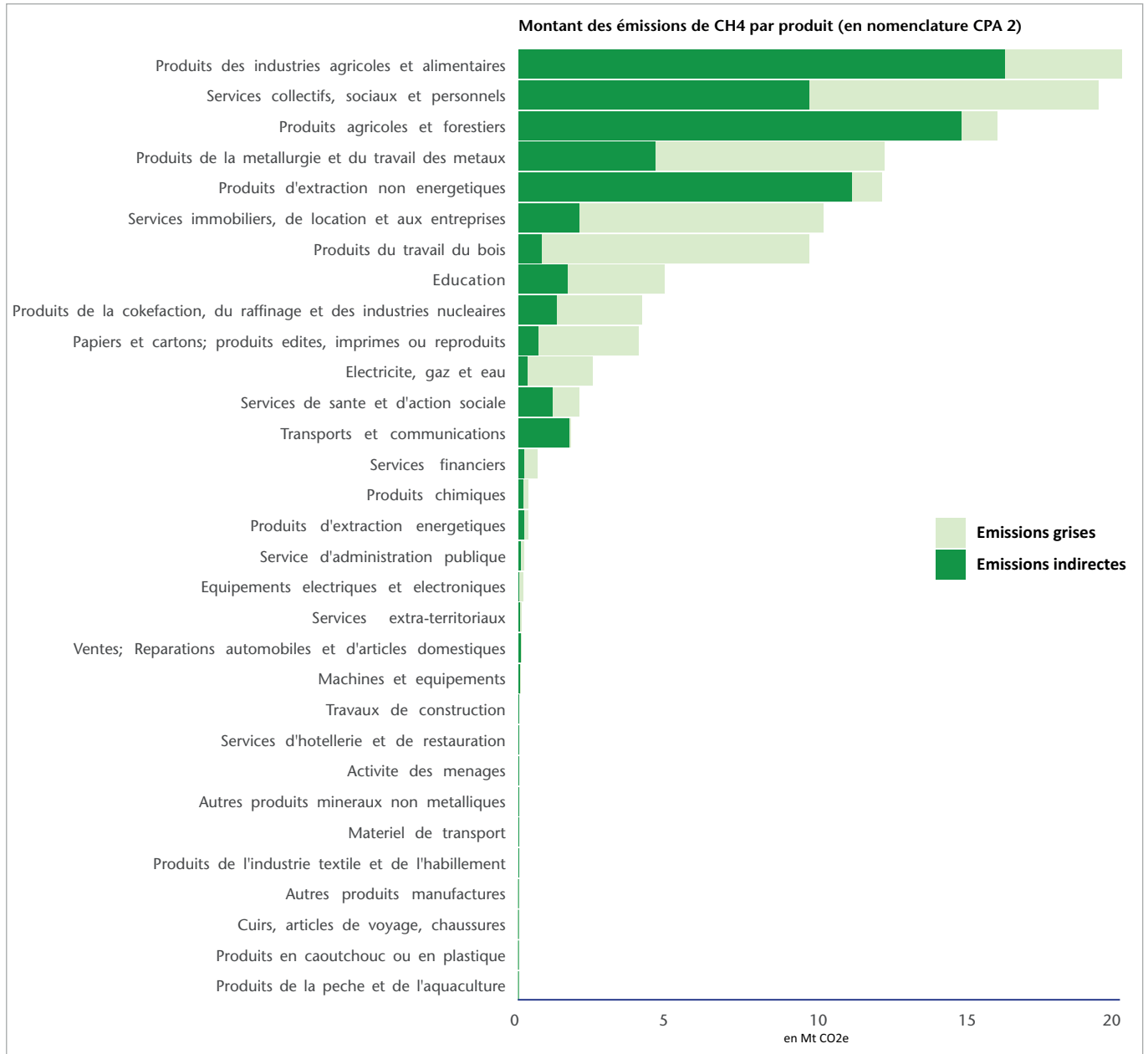


Figure Al. 8. Empreinte carbone par produit pour les différents gaz à effet de serre

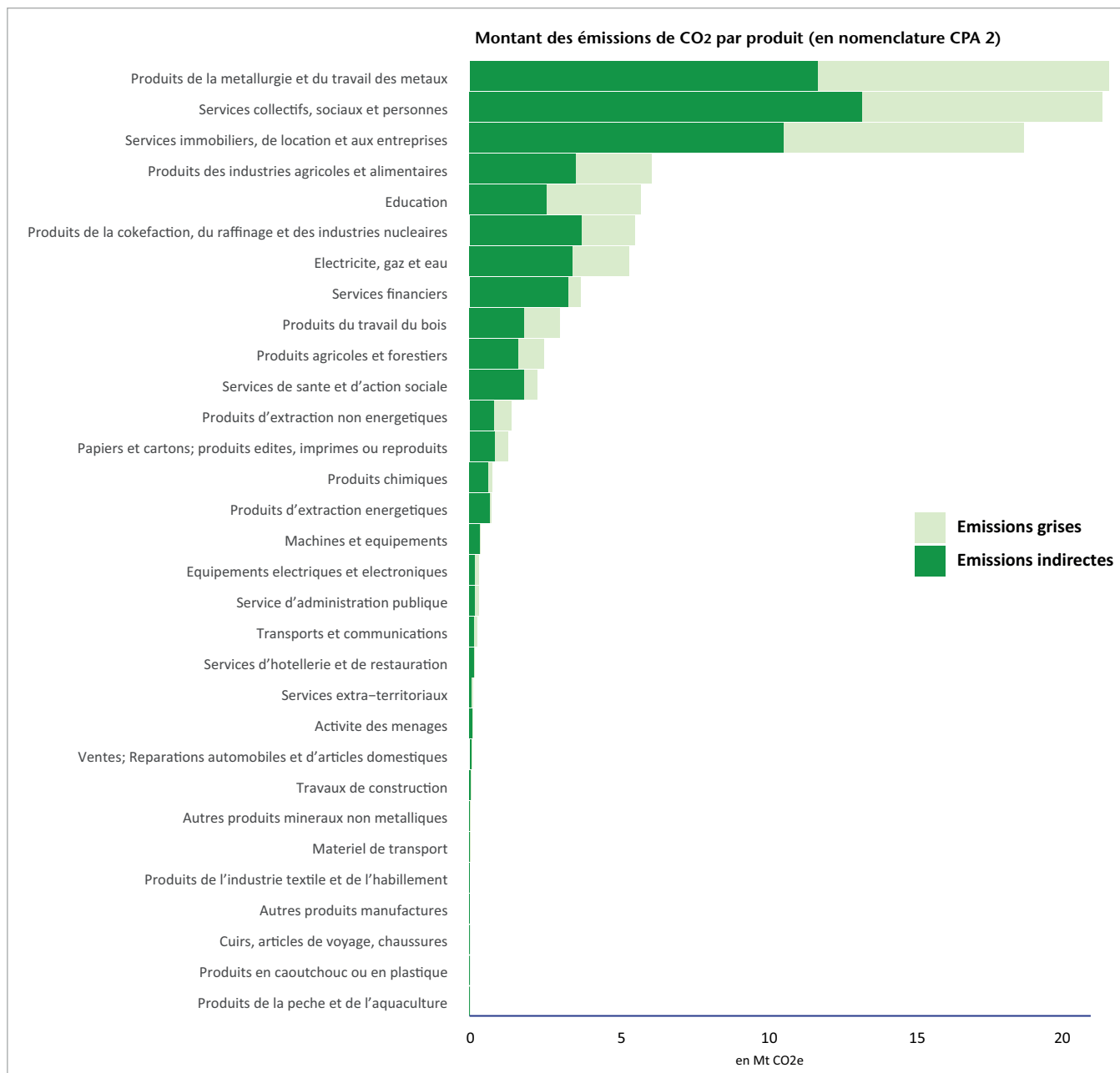


Figure A1. 9. Empreinte carbone par produit pour les différents gaz à effet de serre

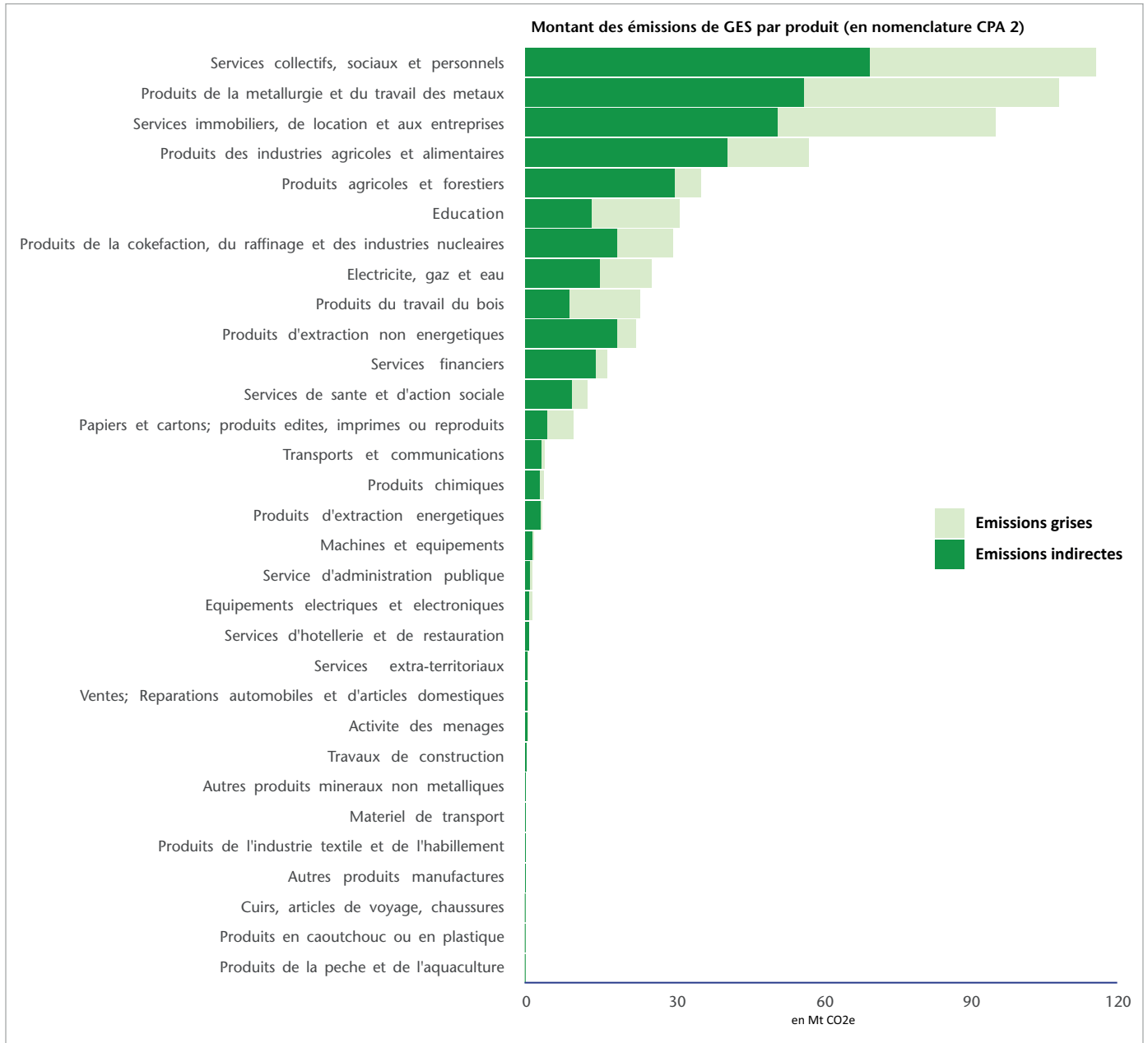


Figure Al. 10. Empreinte carbone par produit pour les différents gaz à effet de serre

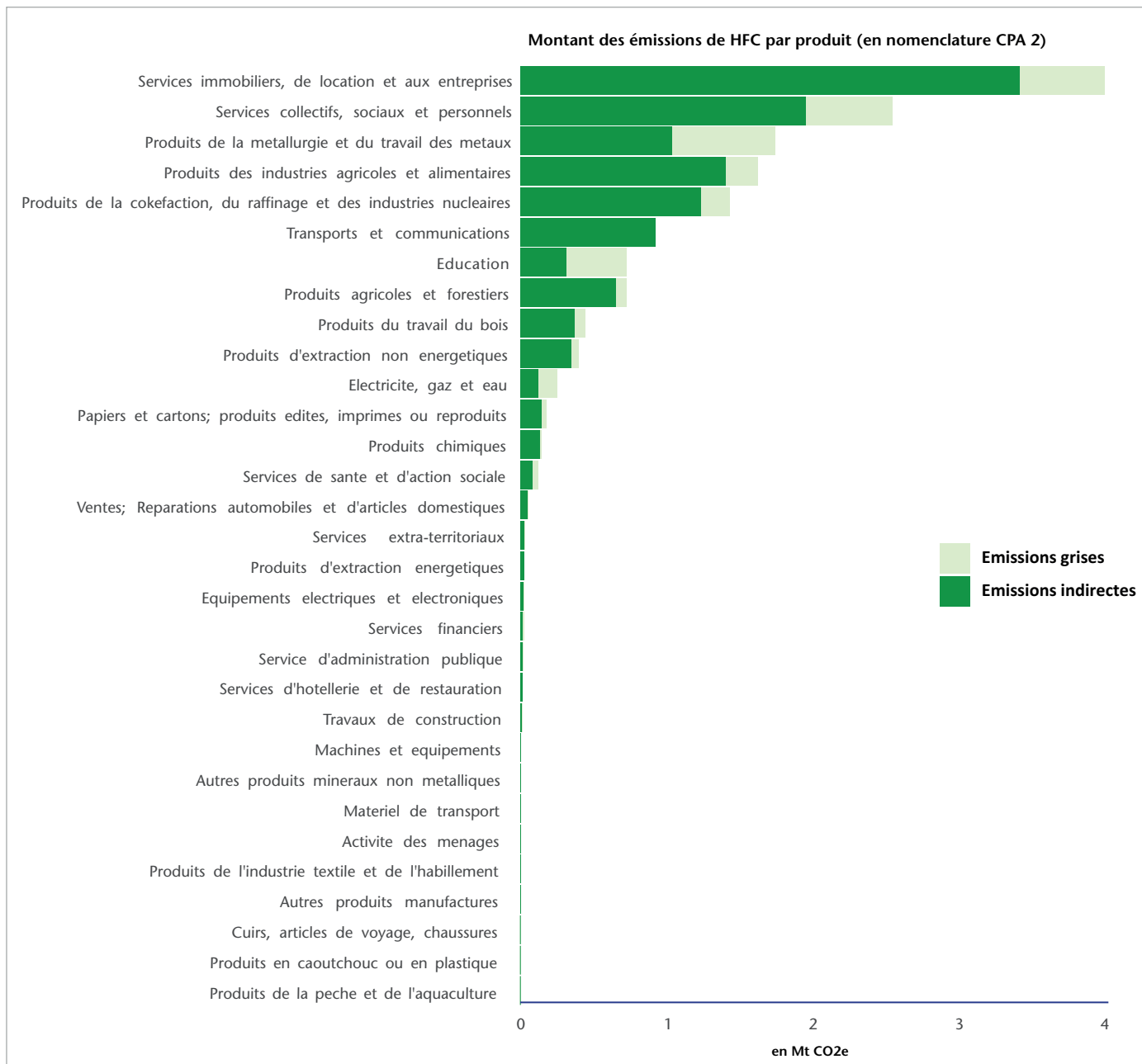
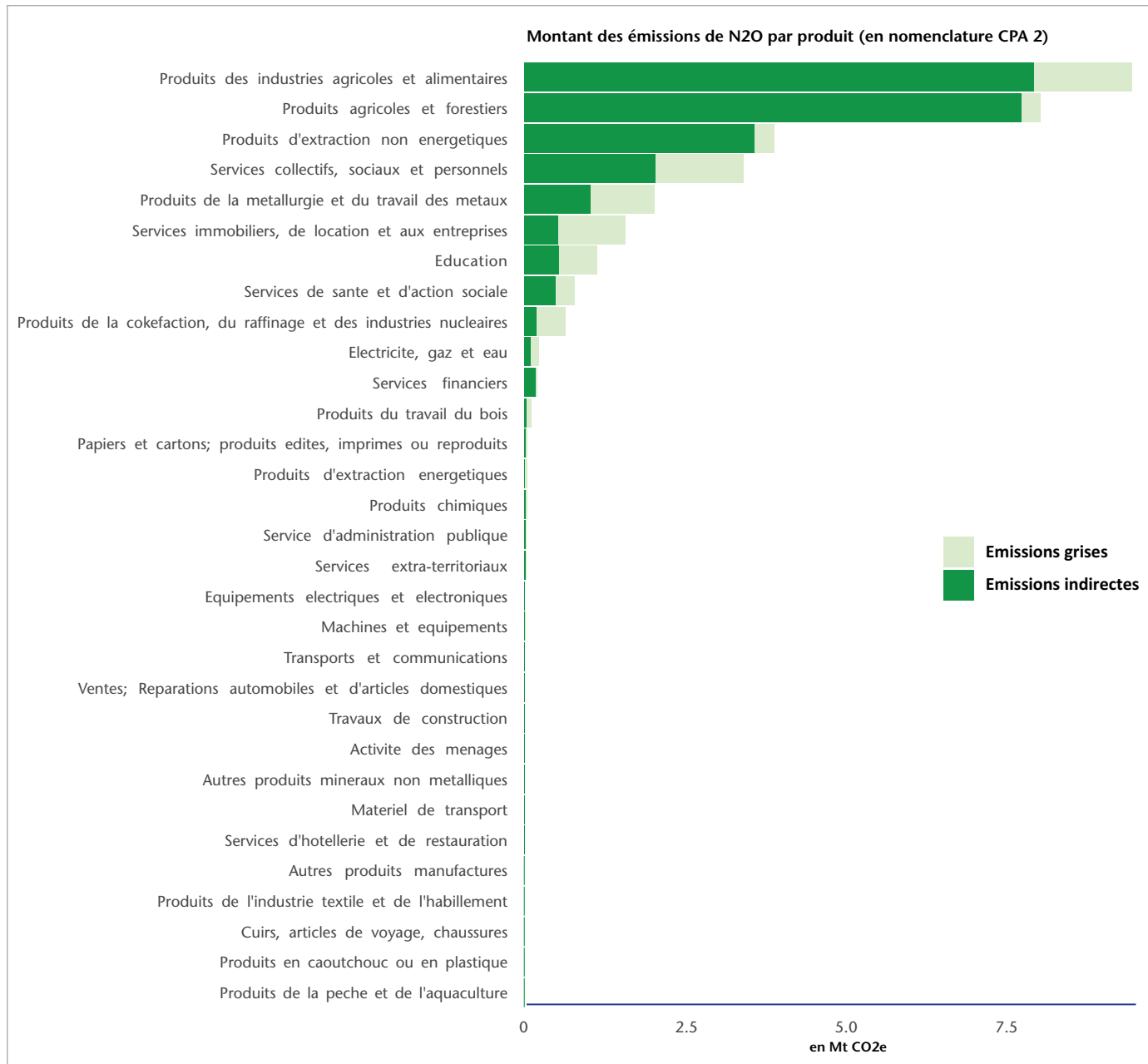


Figure Al. 11. Empreinte carbone par produit pour les différents gaz à effet de serre



ANNEXE II. Intensités carbone par produit

Cette partie regroupe les valeurs d'intensité carbone déterminées pour les différentes nomenclatures de produit retenues et pour l'ensemble des GES considérés. Les données par type de gaz à effet de serre sont fournies sur le site internet associé à ce rapport.

