

# Aspects sociaux des politiques environnementales

Contribution aux études empiriques

Rapport de la Commission  
des comptes et de l'économie  
de l'environnement

## Remerciements

La Commission des comptes et de l'économie de l'environnement a examiné, lors de sa réunion du 19 juin 2008, deux rapports :

le dossier thématique Aspects sociaux des politiques environnementales ;  
le rapport général sur l'économie de l'environnement en 2006.

Le secrétariat général de l'ensemble des travaux a été assuré par Marc-Antoine KLEINPETER, ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire (MEEDDAT), Commissariat général au développement durable (CGDD), Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable (SEEID).

La rédaction du rapport thématique Aspects sociaux des politiques environnementales a été coordonnée par Marc-Antoine KLEINPETER, et la réalisation du travail sur les Installations soumises au registre des émissions polluantes par Cédric PLANCHAT.

Avec le concours de : Ludovic ARMAND, Marc AVIAM, Aurore FLEURET, Sylvie LEFRANC, Elen LEMAITRE, Cédric PLANCHAT (MEDDAT/CGDD/SEEID), Bernard POUPAT, Alexis ROY (IFEN), Jérôme ACCARDO (INSEE), et des membres de la Commission des comptes et de l'économie de l'environnement.

Le secrétariat de rédaction a été assuré par Jean-Michel VENTURINI.

# Sommaire

<b>Synthèse</b> .....	5
Chapitre 1	
<b>La répartition de la qualité environnementale</b> .....	19
<b>Introduction</b> .....	21
<b>Expositions aux nuisances et niveau de vie</b> .....	23
<b>Travaux empiriques en France</b> .....	31
<b>Cadre de vie et cumuls d'inégalités</b> .....	45
<b>Bibliographie</b> .....	47
Chapitre 2	
<b>La dimension sociale des comportements environnementaux</b> .....	49
<b>La notion de « consommation verte »</b> .....	51
<b>Les pratiques environnementales des ménages</b> .....	52
<b>Environnement et pratiques spécifiques des ménages</b> .....	68
<b>Bibliographie</b> .....	73

Chapitre 3

<b>Les effets redistributifs des politiques environnementales</b> .....	75
<b>Introduction</b> .....	77
<b>Les impacts sectoriels redistributifs d'une politique de prix.</b>	81
<b>L'internalisation et la question des coûts supportés</b> .....	90
<b>Les impacts redistributifs d'une taxe sur les carburants automobiles</b> .....	92
<b>La gestion des déchets</b> .....	107
<b>Les impacts redistributifs des politiques d'amélioration de la qualité de biens naturels</b> .....	110
<b>Bibliographie</b> .....	114

# Synthèse

Les travaux en France rapprochant les questions sociales et environnementales sont longtemps restés confidentiels. Ce n'est plus le cas aujourd'hui. Suite au Grenelle de l'environnement, les publications se sont multipliées sur des sujets tels que les inégalités écologiques, les comportements environnementaux ou les coûts sociaux des politiques environnementales.

Mais au lancement de ce rapport, les éléments empiriques pour nourrir ces questions restaient rares et les thématiques sous-jacentes peu explicitées. En plus de la littérature étrangère, et avec les moyens dont elle disposait, la Commission s'est limitée à examiner deux champs relevant du sujet : les caractéristiques socioéconomiques des populations résidant au voisinage d'installations polluantes ; les consommations de carburants automobiles selon les niveaux de vie des ménages.

Il faut prévenir que ces travaux, s'ils permettent d'avancer des constats et de proposer des indicateurs, apportent peu de révélations. Les investigations menées aboutissent certes à des préconisations, mais celles-ci sont plus de nature méthodologique qu'opérationnelle. Cela ne les rend pas anodines pour autant. L'époque où le social et l'environnement n'étaient associés que dans des travaux précurseurs semble en effet révolue, et les enjeux de redistribution qui se dessinent aujourd'hui sont d'une autre nature que ceux analysés autrefois.

Plus la politique environnementale sera amenée à peser dans les choix publics, plus apparaîtront les dimensions sociales qu'elle devra prendre en compte, au risque sinon de mettre en cause son acceptabilité. L'objectif de ce rapport est donc avant tout de proposer quelques pistes sur la manière d'instruire un tel enjeu.

## Inégalités écologiques et justice environnementale

Parmi les thématiques qui, au sens du développement durable, se situent « à l'intersection des piliers » et participent à la fois de l'environnement et du social, se trouve une préoccupation largement à l'origine de la commande de ce rapport<sup>1</sup>. Elle est désignée en France par l'expression « inégalités écologiques ». Apparue dans les années 1970 et développée après le rapport Brudtland, elle a été reprise dans plusieurs textes traitant des déclinaisons locales du développement durable.

---

1. Puisqu'il se situe à la suite du rapport publié en 2005 par l'Inspection générale de l'environnement : *Les inégalités écologiques en milieu urbain*.

Cette préoccupation se trouvait en résonance avec un courant et une littérature américaine qui a eu son apogée dans les années 1990, et qui s'est désignée sous l'appellation de « justice environnementale ». Celle-ci a été consacrée institutionnellement aux États-Unis en 1991 par la création, à l'Environment Protection Agency, d'un département de la Justice environnementale. Elle a de ce fait suscité de nombreux travaux empiriques, non seulement outre-Atlantique, mais aussi dans des pays comme le Royaume-Uni et les Pays-Bas.

D'une façon générale, l'objet d'étude est la répartition entre ménages de la qualité environnementale associée au lieu de résidence<sup>2</sup>. Il s'agit donc de qualités locales de l'environnement, pouvant *a priori* concerner des aménités telles que la qualité du paysage ou la proximité d'espaces verts, mais aussi et surtout des nuisances liées à des pollutions locales, atmosphériques ou sonores. Comme la qualité environnementale des logements présente d'importantes disparités, elle peut *a priori* être mise en relation avec les caractéristiques des ménages qui y résident.

En France, les textes qui se réfèrent aux inégalités écologiques se situent souvent, et plus ou moins explicitement, dans le cadre d'une politique d'offre de logements. La qualité environnementale sur le lieu de résidence est tenue comme un élément à part entière de la qualité de vie. L'offre de logements sociaux, en particulier, doit donc prendre en compte cette dimension.

L'approche retenue aux États-Unis se place au contraire dans une optique de demande de logement. La qualité environnementale est considérée comme une caractéristique du logement, au même titre que son confort ou sa proximité à des aménités urbaines. La qualité de l'environnement est donc un élément parmi d'autres du choix du logement, le principal étant bien sûr la proximité à l'emploi (c'est d'ailleurs lorsque ce facteur ne joue plus, dans le cas notamment des ménages retraités ou des résidences secondaires, que la qualité environnementale apparaît de façon manifeste comme motivation des choix). Dans cette optique, et pour des ménages actifs, arbitrer une moindre qualité environnementale contre une plus grande proximité au lieu de travail est une éventualité possible résultant du jeu des préférences. De même, choisir une médiocre qualité environnementale en contrepartie d'un prix du logement moins élevé, peut refléter une contrainte de revenu dans un marché régi par la demande.

La littérature empirique a cherché à tester la régressivité de la distribution de la qualité environnementale, expression qui signifie que les groupes « pauvres » sont davantage exposés sur leur lieu de vie à des risques environnementaux que les groupes « riches<sup>3</sup> ». Les enquêtes sur les populations sont réalisées au voisinage de sources de pressions identifiées *a priori*, la qualité environnementale étant

2. Les nuisances et risques sur le lieu de travail sont un enjeu important, mais qui n'est pas couvert par cette littérature. Il en est de même d'études internationales qui traitent de l'environnement au regard des disparités de niveau de vie des pays.

3. Dans la littérature anglo-saxonne, il est courant de nommer le classement selon le critère économique des catégories sociales en utilisant l'expression « riches/pauvres », désormais préférée à celle de « bas revenus/hauts revenus » (cf. chapitre 3). Mais le terme de pauvreté, s'agissant de travaux empiriques, peut s'avérer discutable, notamment parce que les cas de grande pauvreté (personnes sans domicile fixe) sont exclus du champ d'observation. On utilisera donc des expressions relatives telles que « moins riches/plus riches » ou « plus pauvres/plus riches ».

donc entendue au sens de « mauvaise qualité ». Les cas d'études les plus courants correspondent à la pollution atmosphérique locale, impliquant éventuellement des risques sanitaires, et dans une moindre mesure au bruit des aéroports.

En France, l'attention s'est de même portée sur les situations dites de cumuls d'inégalités qui désignent les cas où un environnement dégradé aggrave la situation des ménages défavorisés.

Comme le suggèrent les termes de justice et d'inégalité, la corrélation entre pauvreté et nuisances, notamment sanitaires<sup>4</sup>, s'avère donc le point d'intérêt focal des travaux empiriques sur la répartition sociale de la qualité environnementale. Des raisons opératoires expliquent en partie cette orientation. Elle tient cependant d'abord à des principes politiques tels que l'attention préférentielle qu'une politique publique doit accorder aux plus démunis, ainsi surtout qu'aux questions potentiellement aiguës en termes d'équité que certains cas de cumuls d'inégalités peuvent révéler. Il convient donc de préciser ce type d'enjeux.

### **Cumul d'inégalités et politique publique : enjeux de gouvernance**

L'hypothèse que les logements présentant les plus grands risques environnementaux soient surtout occupés par des populations plus pauvres suppose d'être soumise à un examen empirique pour au moins deux raisons.

En premier lieu, elle heurte une conception égalitariste de l'équité. Aux États-Unis, les partisans de la justice environnementale estiment que les pouvoirs publics devraient se fixer comme objectif non seulement de réduire le plus possible l'exposition aux risques sanitaires, mais aussi d'éviter que certains groupes sociaux s'avèrent davantage exposés que d'autres. Une position proche est exprimée en France dans l'article 1<sup>er</sup> de la Charte de l'environnement : « Chacun a le droit de vivre dans un environnement équilibré et favorable à sa santé<sup>5</sup>. »

Cette conception de l'équité basée sur le droit, qui préconise d'assurer une égale exposition à tous les ménages, peut cependant entrer en conflit avec une conception basée sur les préférences. Dans le modèle de demande de logement, une nuisance peut inciter les ménages plus riches à s'en éloigner, ce qui occasionne une baisse du prix des logements. Celle-ci peut alors constituer un avantage saisi par des ménages plus pauvres, si bien que le marché peut aller à l'encontre de l'objectif d'égalité d'exposition<sup>6</sup>. À la limite, dans des marchés du logement totalement « flexibles », seule une égalité de richesse serait à même d'assurer une égalité d'exposition.

Les études empiriques locales menées dans les pays anglo-saxons aboutissent de fait rarement à des verdicts tranchés. La difficulté est surtout d'établir précisément

4. On peut noter que dans l'approche du développement durable, seul l'enjeu sanitaire est identifié par des indicateurs à l'intersection des piliers « social » et « environnemental ».

5. Les incidences sanitaires des projets sont ainsi systématiquement prises en compte dans les études d'impacts des projets d'investissement.

6. Toute politique aboutissant à réduire les émissions (ou leur nocivité) s'avère alors à l'avantage des ménages moins riches. Mais si une telle réduction a un coût, il doit être mis en regard, selon les partisans de l'équité basée sur les préférences, du coût d'autres actions susceptibles de bénéficier aux populations plus pauvres.

les processus qui ont conduit au constat de la plus grande concentration de ménages moins riches dans les zones plus exposées puisque c'est au sein de tels processus que d'évidentes questions d'équité peuvent survenir. En effet, il n'est pas indifférent de savoir si l'implantation a eu pour conséquence une relative concentration de ménages plus pauvres dans la zone exposée, consécutive à une migration des ménages plus riches, ou si au contraire une zone déjà occupée par des ménages relativement pauvres a été choisie pour réaliser l'implantation, du fait précisément de la plus grande pauvreté de la population qui y résidait.

La littérature américaine évoque à cet égard la notion de « dotation en pouvoir politique ». Des entreprises peuvent avoir intérêt à implanter des installations dans des zones où les populations sont peu dotées d'un tel pouvoir, afin de minimiser les coûts liés aux risques de contestation administrative ou juridique. De façon moins extrême, sachant que l'implantation d'un établissement se traduit aussi par des avantages (emplois locaux ou recettes fiscales), il est possible que des contrats implicites de type « emplois au prix de la pollution » aient pu être passés en l'absence des personnes les plus concernées, ou les plus aptes à les contester.

L'approche française des inégalités écologiques, exprimée récemment dans le rapport de l'IGE sur les inégalités écologiques<sup>7</sup>, adopte ainsi une vision dynamique en recommandant l'identification des processus générateurs d'inégalités. Elle répond aux besoins exprimés par les acteurs publics, soucieux de réduire des contraintes qui introduiraient de fait des inégalités dans les « libertés d'accomplissement » des individus. L'enjeu se situe donc dans le cadre général de la gouvernance, au sens des processus de prises de décisions. Les auteurs du rapport recommandaient toutefois, avant tout constat, d'établir un programme d'inventaire et d'analyse.

### Les populations résidant au voisinage d'installations polluantes

Documenter empiriquement les caractéristiques sociales des résidents des zones d'environnement dégradé a nécessité des travaux spécifiques. La France ne disposait guère de littérature empirique locale associant à un niveau suffisamment fin les impacts d'une exposition et le niveau de vie. Ce retard se résorbe toutefois, plusieurs travaux de recherche ayant été lancés sur ce thème.

Un travail réalisé pour ce rapport a opté pour un traitement statistique, en prenant pour base d'observation environ un millier de sources de pollutions locales définies réglementairement, les installations soumises au registre des émissions polluantes (IREP). *A priori*, traiter un ensemble d'installations, et non se focaliser sur l'analyse d'un cas, permet de s'abstraire des spécificités locales qui sont nombreuses s'agissant de phénomènes aussi complexes que le marché du logement et les trajectoires résidentielles. L'inconvénient est de considérer une « population statistique d'établissements » inévitablement hétérogène, et de devoir recourir à des approximations pour établir des indicateurs.

Un indicateur de concentration est défini à partir de relevés sur les ménages issus du recensement de la population de 1999 dans des couronnes concentriques autour

7. Diebolt W., Hellias A., Bidou D., Crepey G. (2005), *Les inégalités écologiques en milieu urbain*, avril.



des installations. Il fournit une mesure de raréfaction (*versus* de densification) relative, en indiquant, à une distance donnée d'une installation IREP, si une catégorie s'avère sur ou sous-représentée.

Les premiers résultats sont nuancés, ce qui est attendu s'agissant d'une étude globale. Toutefois, l'indicateur présente une évolution *a priori* robuste, au sens où :

- dès lors que l'éloignement à la source est important (au-delà de 2 km), l'écart à la valeur de référence est, aux aléas près, quasi nul. Autrement dit, l'indicateur traduit bien le fait qu'un éloignement de la source d'émissions dissipe ses effets en termes de population résidente ;

- plus la source est proche, plus l'indicateur diverge significativement de sa référence, indiquant ainsi une concentration relative (pour les ouvriers) et une raréfaction relative (pour les cadres). Autrement dit, il confirme que la nuisance est perçue, et qu'elle a un effet sur la répartition de la population. Les catégories moins riches sont significativement surreprésentées, à l'inverse des catégories plus riches.

Toutefois, au sein de la population des cadres, si on se restreint à ceux de l'industrie, l'allure de l'indicateur se rapproche de celle des ouvriers, indiquant donc une surreprésentation. L'explication la plus vraisemblable est que la plus grande part de ces actifs est employée dans l'établissement polluant. L'avantage d'une résidence à proximité du lieu de travail, malgré la nuisance, n'apparaît donc pas comme essentiellement « saisi par les populations les moins riches ».

Un travail exploratoire parallèle, mené par l'IFEN sur les zones inondables du département du Loiret, est parvenu à une conclusion similaire : la nuisance représentée par le risque d'inondation n'y est pas, au sens statistique, associée à une raréfaction relative parmi les résidents de la zone, des catégories les plus aisées. Dans ce cas, elle semble compensée non pas par la proximité au lieu de travail mais par les aménités associées aux rivages.

Ces résultats exploratoires supposent des investigations complémentaires. Ils suggèrent cependant deux enseignements.

En premier lieu, les risques environnementaux n'apparaissent pas en mesure de modifier l'agenda des politiques sociales, en révélant des cas qui, par leur nombre et leur intensité, puissent se mesurer aux priorités actuelles des politiques de solidarité et d'insertion. Différents indices semblent corroborer cette conclusion :

- si la dimension sociale des pathologies contractées sur le lieu de travail a été l'objet en France de plusieurs études, aucune à notre connaissance n'a abordé sous cet angle les pathologies associées à la résidence près d'émissions polluantes ;

- comme l'ont confirmé les élus contactés dans le cadre de la mission de l'IGE sur les inégalités écologiques, les enjeux environnementaux ne figurent quasiment jamais dans les missions sociales de la politique urbaine ;

- le développement, aux États-Unis, du courant de la justice environnementale reste probablement tributaire d'un contexte peu transposable en France. En particulier, l'importance outre-Atlantique des zones d'habitat « homogènes », sur le plan à la fois économique et ethnique, et la faiblesse du contrôle public sur les implantations d'entreprises, ont pu susciter des stratégies d'entreprises tirant parti d'un risque réduit de protestation, et ceci dans des proportions sans mesure avec ce qu'a pu connaître la France où la ségrégation sociale est moindre et où les politiques d'implantation ont pu conduire à une certaine dispersion géographique des installations.

Mais cette conclusion doit être tempérée. À l'instar du Royaume-Uni, il conviendrait d'une part d'approfondir la coordination entre politique environnementale et politique sociale<sup>8</sup>. D'autre part, la politique environnementale ne peut, en matière d'exposition à la pollution, se désintéresser des aspects sociaux :

- si l'investigation menée au niveau global ne suggère pas de constat critique, la dispersion assez importante des résultats laisse ouverte l'éventualité de situations locales préoccupantes. Un premier prolongement de ce travail pourrait être de les identifier ;
- l'analyse du risque reste sommaire, limitée à la présence d'installations polluantes, sans investigation sur la nature et l'intensité des émissions, donc sans caractérisation de l'impact potentiel ;
- l'instrument reste statique et ne permet donc pas de statuer sur le dilemme de l'antériorité qui constitue le point critique d'une analyse d'équité : l'installation polluante a-t-elle provoqué une migration des ménages riches, et ainsi l'implantation des pauvres, ou y a-t-il eu choix délibéré d'une zone pauvre pour réaliser l'implantation ?

Tout au plus peut-on espérer que l'outil, entretenu et complété, permettra d'aider à analyser ce type de cas. Ce n'est qu'à cette condition qu'il pourra servir aux récents travaux de recherche, qui mettent aussi en avant la nécessité de dépasser les corrélations statiques et d'analyser des trajectoires individuelles.

## Les dimensions sociales des pratiques environnementales

Les aspects sociaux liés à l'environnement peuvent aussi être analysés sous un angle différent, où les ménages ne sont pas seulement bénéficiaires d'aménités ou affectés par des nuisances, mais générateurs de pressions ou de services à l'environnement, que ce soit au travers de leurs pratiques ou de leur mode de vie.

Cet enjeu n'est pas mineur. Une participation plus active des consommateurs à la cause environnementale fait l'objet d'attentes de plus en plus pressantes de la part des élus ou de la société civile. Le Grenelle de l'environnement a placé cet objectif parmi ses priorités.

Un préalable serait de distinguer pratiques et modes de consommation. Si le tri des déchets relève sans conteste des pratiques, il est plus délicat de statuer sur ce qui, tout en participant des « gestes environnementaux », tient essentiellement à une modération dans l'usage de certains biens, au premier rang desquels les transports motorisés, l'énergie domestique et l'eau. On peut alors interpréter de tels gestes comme le choix d'un panier de consommation où est réduite la part budgétaire des postes correspondants. Une telle lecture soulève alors deux questions :

- comment définir une approche normative en termes de modération ?
- sur quels postes budgétaires la consommation devrait-elle se reporter, dans le cas favorable où les préférences évolueraient dans ce sens ?

---

8. En particulier, est estimé au Royaume-Uni, parmi les indicateurs de développement durable, un indicateur « *Environment Equality* ».

Les consommations d'énergie et d'eau ne sont bien sûr pas les seules sources de pressions sur l'environnement. Outre, par exemple, la consommation d'espace, nombre de biens et de services courants sont générateurs de pressions au travers de leur mode de production, d'utilisation ou d'élimination.

On ne peut donc se restreindre à certains constituants limités du panier de consommation pour apprécier globalement les pressions associées à un mode donné de consommation. Or, pour la plupart des produits, et du fait de l'intégration des systèmes modernes de production, la connaissance des pressions et services suscités par la production reste encore lacunaire, même si des progrès se font jour en la matière.

Cet enjeu gagne en effet en importance. Au moment de la rédaction de ce rapport, l'offre de biens pour lesquels une information était disponible quant aux conditions environnementales de production (produits de l'agriculture biologique, produits écolabélisés) était encore trop réduite pour justifier une démarche empirique les concernant. La multiplication de « produits verts » à laquelle on assiste modifiera probablement ce paysage.

Les principales statistiques disponibles aujourd'hui ne concernent que le tri des déchets et certaines consommations pour lesquelles les ménages peuvent avoir une connaissance directe des pressions induites. De sorte que l'analyse porte moins sur les « effets environnementaux » des modes de vie que, pourrait-on dire, sur les « efforts » réalisés par les ménages.

Dans ce domaine, l'analyse par catégorie sociale peut recourir à une batterie d'indicateurs sociaux plus détaillés que la simple opposition entre moins riches et plus riches, celle-ci révélant surtout des effets attendus (un effort supposant un coût financier est bien sûr plus fréquent chez les ménages plus aisés). En particulier, on peut constater qu'un indicateur synthétique des pratiques environnementales semble moins corrélé à la simple aisance financière qu'à un indice composite de bien-être, intégrant des dimensions comme la qualité de l'insertion sociale, un bon niveau d'éducation, des liens personnels.

On peut aussi noter les effets parfois ambigus du niveau d'instruction : l'accès à l'information est *a priori* corrélé aux diplômes, mais une instruction élevée peut dissuader des pratiques en suscitant des doutes sur leurs effets. Le succès obtenu en matière de déchets, qui est à certains égards remarquable puisque la pratique du tri occasionne un coût et peu (voire pas) d'avantages pour les ménages, conforte une observation relevée dans d'autres domaines : les efforts sont d'autant mieux consentis qu'est forte la visibilité sur leurs résultats.

De façon révélatrice, deux catégories de produits ont donné lieu à des analyses socioéconomiques : les « bons » produits bio et les « mauvais » 4x4 urbains. Mais leurs résultats restent difficilement interprétables : les effets environnementaux des produits bio ne semblent pas clairement dissociés des effets sanitaires ou gustatifs ; le choix des 4x4 urbains peut reposer sur des inattendus (plutôt préférés par les femmes, sans mention de la sécurité pour les occupants). Ils conduisent aussi à s'interroger sur des approches aussi fortement « normatives ».

Ce qui ressort de l'examen des pratiques n'est donc pas tant les corrélations sociales qu'elles mettraient en évidence que les enjeux liés à une évaluation synthétique de

la qualité environnementale des produits. Aussi utiles et nécessaires que soient les analyses de cycle de vie et les processus de labélisation, ils ne concernent encore qu'une gamme étroite de produits dans l'univers des variétés et des marques. Des avancées dans ce domaine, suite au Grenelle de l'environnement, sont en cours pour des produits de la grande distribution. Mais dans un contexte où la multiplication d'informations promotionnelles privées peut risquer de brouiller la lisibilité des informations sur la qualité environnementale, il semble souhaitable d'accélérer les travaux sur des analyses de flux de matière et de contenus, en polluants ou carbone, pour des nomenclatures les plus fines possibles de produits.

## Les incidences redistributives des politiques environnementales

Un troisième volet des enjeux sociaux liés à l'environnement concerne les incidences redistributives de la politique environnementale. Celle-ci vise des avantages, notamment en termes de dommages évités, mais est aussi susceptible, à l'instar de toute politique, d'engendrer des coûts. Dans son cas, ceux-ci sont bien sûr à mettre aussi en regard avec les coûts qu'une politique de « non-action » reporterait sur les générations futures.

Mais cette caractéristique ne la dispense pas de s'interroger sur les coûts qu'elle peut faire porter sur la génération présente, et donc sur leur répartition entre les groupes sociaux.

Les études empiriques à ce sujet, au moins jusqu'en 2000, sont assez rares, aussi bien à l'étranger qu'en France. Une fois de plus, il n'y a pas de quoi s'étonner : la politique environnementale n'a longtemps occupé dans l'économie qu'un rôle modeste<sup>9</sup>, elle a recouru principalement à des instruments réglementaires dont les incidences économiques sont particulièrement difficiles à évaluer, et elle a surtout pesé sur des entreprises capitalistiques (sidérurgie, énergie, automobile, chimie, papeterie...). Les impacts d'un accroissement de ce type de coûts sont alors difficiles à identifier, *a fortiori* s'ils sont modestes au regard des autres coûts liés à ces activités.

De façon significative, plusieurs travaux ont examiné aux États-Unis la politique environnementale sous l'angle de ses bénéficiaires. Comme en France, la protection de la nature occupait outre-Atlantique un rôle important dans ses premières missions. Ces études ont cherché alors à identifier à qui « profitait » le plus la restauration ou l'entretien de biens publics locaux comme les rivières, les parcs ou les forêts publiques. L'affectation de fonds publics à l'amélioration de la qualité de biens non « appropriables » (sans exclusion) se trouvait donc implicitement mise en cause sous cet angle. Les débats portaient alors sur le caractère « luxueux » de ce type de biens, au travers d'études sur les consentements à payer. L'hypothèse toutefois que les politiques de restauration bénéficient davantage aux plus riches,

9. Les taxes environnementales, même au sens très large (y compris TIPP) représentent 2 % du PIB ; les dépenses de protection de l'environnement s'élèvent à 2,1 % du PIB...

en consacrant des ressources publiques à des biens luxueux, n'a cependant jamais été validée.

Le contexte a fortement évolué depuis peu avec les publications sur le changement climatique. Celles-ci ont mis en balance les « coûts de l'inaction » et ceux d'une politique de la réduction des émissions de gaz à effet de serre en termes de « croissance économique perdue ». La question climatique soulève donc avec une intensité inédite la question de l'arbitrage entre équité intragénérationnelle et équité intergénérationnelle. Une recrudescence de travaux, notamment à l'OCDE, met en avant les contraintes que les questions de redistribution peuvent opposer à la politique environnementale<sup>10</sup>.

Les questions de répartition n'avaient à vrai dire jamais été absentes de la politique environnementale, mais elles conduisaient en général à réduire ses objectifs, en évitant notamment de faire supporter des coûts aux plus petites unités productives (dans l'agriculture, par exemple). Récemment, l'hypothèse que la répartition sociale contraigne la politique environnementale a aussi rebondi avec des travaux qui mettent en évidence, au niveau théorique des modèles, des conflits potentiels avec la politique de redistribution. Les hypothèses sur lesquelles ils se basent, en matière de décision publique, reposent sur des idées assez intuitives :

- les personnes plus pauvres étant moins enclines à consacrer des ressources à l'environnement, un « processus électoral » réduit alors l'ambition de la politique environnementale ;
- une certaine aversion publique pour l'inégalité conduit à soutenir la consommation des ménages les plus pauvres et donc à maintenir les pressions associées.

Le scénario d'une politique environnementale active, assurant durablement une croissance du prix du carbone supérieure à la croissance globale des revenus, et passant par une taxe susceptible de susciter des coûts importants et largement diffusés, sera donc privilégié ci-après. On peut en effet estimer qu'il soulève désormais les enjeux les plus importants.

## Les canaux de transmission des effets redistributifs d'une taxe

Une étude en Suède sur les impacts d'une taxe environnementale a donné lieu à une analyse documentée. Elle portait sur la taxation du chlore, intrant de l'industrie papetière. L'évaluation *a posteriori* des conséquences de la taxe a montré que les revenus de cette industrie s'avéraient finalement épargnés, le coût étant en partie répercuté dans le prix du papier et des autres intrants. Mais la taxe a aussi réduit les revenus des exploitations forestières qui fournissaient le bois de pulpe, intrant principal des papeteries. Ces dernières ont alors accru leur offre de bois de sciage, ce qui a également réduit son prix. De façon inattendue, cette baisse du prix du bois de sciage a alors bénéficié au revenu des scieries, dont il est le principal intrant.

10. Même si, au niveau international, les questions de répartition « entre pays » des dommages environnementaux et du « partage du fardeau » restent largement prioritaires.

La multiplicité potentielle des substitutions entre produits, et donc entre les revenus primaires des secteurs, apparaît sur cet exemple : la taxation du chlore utilisé par les papeteries a profité aux revenus et à l'activité des scieries et réduit l'activité des papeteries. Les revenus de ces dernières ont cependant été épargnés, à l'inverse de ceux des exploitations forestières.

La modification par une taxe du prix d'un input joue en effet sur le prix des inputs substituables. Potentiellement, de tels effets peuvent être importants. Il suffit par exemple de songer à la hausse actuelle du prix de biens agricoles avec l'utilisation d'agro-carburants en substitut du pétrole.

En outre, et comme l'illustre la hausse actuelle du prix des céréales ou du bois, les effets redistributifs associés à l'accroissement du prix du bien de consommation finale doivent aussi être considérés. Dans le cas précis de la taxe sur le chlore, et du prix du papier, ils n'étaient guère pertinents, mais ce ne serait pas le cas pour une taxe carbone.

Autrement dit, les impacts d'une politique pesant sur les coûts de production passent par une redistribution des revenus, sous forme de gagnants et perdants, entre les différents secteurs (industriels ou non). Un tel canal met en jeu des coûts des transitions sectorielles, en matière d'emplois notamment, et est souvent le premier à susciter des demandes de compensation. Mais il ne doit pas occulter les effets redistributifs associés aux répercussions d'une taxe sur les prix à la consommation. La hausse des prix place aussi les ménages parmi les « perdants » d'une politique environnementale. Il convient donc de savoir aussi lesquels y perdent le plus.

### Les multiples impacts des effets-prix

À plusieurs reprises s'est exprimée au sein de la Commission l'incertitude quant à la possibilité d'identifier l'ensemble des coûts associés à une politique de taxation, c'est-à-dire d'accroissement d'un prix de marché<sup>11</sup>.

Les mécanismes de répercussions et de substitutions associés aux variations de prix des biens intermédiaires et finaux ne sont pas seulement nombreux. Ils sont aussi difficiles à apprécier, le système d'information adéquat étant exigeant. Il doit en effet renseigner les volumes et prix des produits, la sensibilité des demandes aux prix, et s'élargir au système productif en rapprochant les produits des branches. Or, celles-ci sont des constructions statistiques adaptées aux études des fonctions de production, mais peu adaptées au suivi des revenus et des financements.

Sauf dans les cas les plus simples, la complexité que procure l'intégration des systèmes productifs interdit souvent de prolonger les raisonnements rapprochant les produits des branches, les branches des secteurs, les secteurs des entreprises, les entreprises des établissements, et d'en déduire enfin les emplois et transferts. Les réorganisations des sociétés, qu'elles soient externes (externalisation d'activités, organisation en groupes, délocalisation...) ou internes<sup>12</sup>, en complexifiant

11. Or, on peut soutenir que ce n'est qu'à la condition d'une telle identification que les effets redistributifs d'une politique d'internalisation pourraient être appréciés.

12. Les sociétés sont désormais moins organisées sur des lignes de produits que sur des nomenclatures fonctionnelles (entités commerciales, financières, comptables, juridiques...).

les filières, imposent des retraitements importants aux informations comptables et statistiques sur les produits, les secteurs et les sociétés. Les modèles macroéconométriques sont des instruments lourds au regard des vitesses d'ajustements des structures productives. Les compléter en vue d'intégrer des effets redistributifs nécessiterait donc un diagnostic préalable de faisabilité.

Il est donc apparu plus pragmatique de se rabattre sur une approche modeste. La portée de l'hypothèse d'un conflit entre politique environnementale et politique de redistribution peut en effet être examinée sur le cas plus simple d'une taxe ne portant que sur un bien de consommation.

## Un scénario de taxation du carburant automobile

Le choix s'est porté sur l'hypothèse d'une taxe sur les carburants automobiles consommés par les ménages, directement producteurs dans ce cas des pressions sur l'environnement. Un système d'information plus simple permet alors d'avancer des constats en première analyse.

Le problème peut être étudié sous l'aspect du bien-être. La hausse du prix, et donc la baisse de la consommation d'un produit, suscitent des effets de distribution du fait de l'inégalité des richesses. Celles-ci sont entendues au sens de l'importance des plans de consommations futures susceptibles d'être réalisés. Dans une hypothèse par exemple où la consommation globale future de chaque ménage diminuerait de 1 %, la perte de bien-être serait alors bien sûr plus importante pour les ménages plus pauvres.

Les effets dits régressifs des taxes sur les ménages sont généralement évalués en termes d'impacts « disproportionnés ». Ceux-ci désignent un effet dépassant la simple constatation que toute contraction est plus aisément vécue si l'on est plus riche, qui renvoie à nouveau à la présence des inégalités. Elle suggère que les ménages plus pauvres ont moins de latitude pour s'adapter à une hausse du prix.

Cette question rejoint aussi des préoccupations en termes d'équité. Une limitation des possibilités de choix due, pour certains biens, à la nécessité d'un minimum en deçà duquel des libertés individuelles d'accomplissement sont sévèrement restreintes est largement admise s'agissant de biens comme l'alimentation, la santé, l'éducation ou le logement. Le besoin d'un minimum de « capacités de déplacement » pourrait aussi justifier que l'État prenne en charge un niveau d'infrastructures de transports ou de services publics.

Quelques études étrangères ont abordé cette question. S'agissant du carburant automobile, elles ne sont cependant pas parvenues à désigner empiriquement des impacts disproportionnés de ce type.

L'évaluation des possibilités différenciées d'adaptation se heurte en fait à plusieurs contraintes :

- l'identification, même sommaire, d'un niveau de consommation peu substituable n'apparaît pas sur le seul niveau de consommation d'un produit. Typiquement, un logement peut assurer un confort bien au-delà de la simple « nécessité d'un toit », selon sa taille, son emplacement, son confort... Dans le cas des carburants, pour



lesquels la consommation est réalisée pour les déplacements qu'elle permet, les déplacements urgents ou professionnels, ne peuvent être mis au même rang que les déplacements de loisirs ou de vacances ;

– lorsqu'un bien s'avère peu substituable, sa mise en évidence au plan statistique peut passer *a priori* par deux effets : la consommation de ce bien est proportionnellement plus importante dans le budget pour les ménages plus pauvres (ceci a été validé pour certains produits alimentaires ou pour le chauffage) ; la consommation est peu sensible aux variations du prix de ce bien.

La sensibilité aux prix s'avère le meilleur indicateur de la perte liée à l'accroissement d'une taxe, c'est-à-dire de l'accroissement du prix du bien. En termes de revenu, la perte est maximale si la consommation ne s'ajuste pas (elle s'apprécie alors par la perte de revenu due à l'accroissement de la taxe). Un minorant de la perte serait obtenu en comparant la taxe acquittée antérieurement avec celle associée à la consommation ajustée *ex post* sur le nouveau prix. Cette borne inférieure par exemple serait nulle pour un ménage adaptant sa consommation de façon à acquitter strictement le même montant de taxe. Mais il s'agit d'un minorant puisque l'adaptation implique une réallocation des consommations impliquant *a priori* une perte de bien-être.

Les enquêtes de consommation permettent, avec une précision satisfaisante, d'évaluer les consommations de différentes catégories de ménages selon une nomenclature assez fine de produits. Les ménages sont classés selon le revenu courant par unité de consommation, appelé alors niveau de vie.

Dans la plupart des études, la variation selon le niveau de vie de la part du bien consommé dans la consommation totale (part budgétaire) est considérée comme indice (mais non comme preuve) d'une contrainte de consommation du bien (du fait de coûts d'information). On convient qu'une taxe est régressive si la part budgétaire du bien taxé décroît avec le niveau de vie. Si la part budgétaire est peu dépendante du niveau de vie, il y a présomption d'une sensibilité au prix moins forte pour les ménages plus riches.

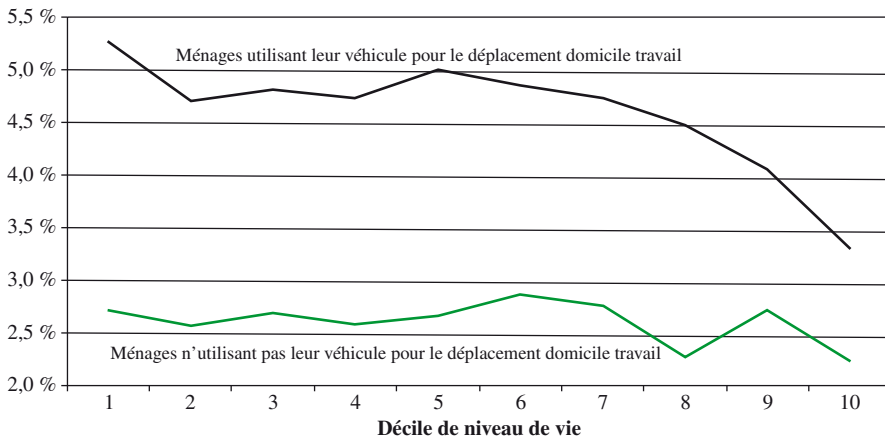
### **Les consommations de carburants en 2006 : une finalité de logement plus que de déplacements**

L'enquête récente « Budget de famille » de l'INSEE (2006) offre plusieurs enseignements. En premier lieu, la part budgétaire des carburants (essence et diesel) varie entre 3 et 4 % et apparaît plutôt croissante avec le niveau de vie jusqu'au 6<sup>e</sup> décile. Ce n'est qu'à partir du 8<sup>e</sup> décile que cette part diminue fortement. La progressivité en début de courbe est très liée à l'équipement, qui est toutefois assez répandu (le taux d'équipement dans le 1<sup>er</sup> décile est de 60 %). La première difficulté d'acceptabilité d'une taxe sur le carburant tiendrait simplement au fait qu'elle toucherait un grand nombre de ménages.

Les parts budgétaires se distinguent surtout de façon massive selon que le ménage utilise ou non son automobile pour se rendre au travail. Dans le premier cas, elle varie assez peu autour de 5 % jusqu'au 7<sup>e</sup> décile, puis se réduit très fortement. Dans le deuxième cas, elle reste stable autour de 2,5 %.



## Part budgétaire du carburant selon l'usage de véhicule



La forte diminution de la part budgétaire pour les ménages à hauts revenus utilisant leur véhicule pour aller au travail explique en fait l'intégralité de la régressivité globale de la part budgétaire observée sur les hauts revenus. Si la consommation totale croît de plus en plus fortement avec le revenu, la consommation en carburant n'est croissante que jusqu'au 7<sup>e</sup> décile. Elle se stabilise ensuite.

Ceci peut sembler étonnant si on pense que les ménages plus riches devraient être équipés de véhicules plus énergivores, quoique aussi plus récents que les ménages plus pauvres. Mais la raison principale tient au kilométrage effectué pour le transport domicile-travail. Celui-ci est limité par la vitesse moyenne du déplacement automobile. Avec un « budget temps » de transport journalier restreint, la distance entre domicile et travail trouve naturellement une limite.

En général, la baisse de la part budgétaire avec le niveau de vie tient à un report sur des biens supérieurs. Dans ce cas, elle traduit simplement le fait qu'un revenu supérieur n'incitera évidemment pas le ménage à choisir un logement encore plus éloigné de son lieu de travail.

Cette insensibilité au revenu de la consommation à partir du 7<sup>e</sup> décile suggère que, pour les très hauts revenus, l'élasticité prix est faible. Pour les déplacements non professionnels, l'ajustement à une hausse du prix du carburant se porterait sur des moyens de transports alternatifs à l'automobile et plus rapides (TGV, avion). Mais pour les déplacements professionnels, les comportements resteraient inchangés. Pour les bas revenus, ce seraient davantage les coûts de transaction associés à un changement de résidence qui constitueraient les principaux déterminants d'une faible possibilité d'adaptation.

Cette dépendance à l'habitat de la consommation de carburant montre incidemment la limite des calculs d'élasticité prix simples. Si le prix relatif de logements similaires, notamment en termes de surface, se réduit fortement entre zones proches et éloignées des centres d'emploi, il est *a priori* tout à fait possible que la consommation de carburants augmente même si le prix du carburant augmente.

Le degré de pénalisation lié à une taxe, au sens de perte de pouvoir d'achat liée à la taxe après ajustement de la consommation au nouveau prix, serait donc élevé à la fois pour les hauts revenus et pour les ménages à bas revenus qui utilisent leur véhicule pour se rendre au travail. Dans ce cas, la perte tiendrait aux coûts monétaires liés aux changements de domicile et aux coûts associés en termes de bien-être (taille du logement, temps de transport...).

Il s'agit sans ambiguïté des ménages pour lesquels les pertes de bien-être associées à une taxe seraient les plus importantes. Le manque de flexibilité du marché de l'immobilier se retrouve donc comme contrainte première des choix.

Ceci conduirait à envisager des mesures d'accompagnement, basées sur un recyclage partiel de la taxe, pour les ménages les plus pénalisés. La compensation des effets redistributifs d'une taxe ne réduirait alors que marginalement son efficacité environnementale. Autrement dit, une offre plus attractive pour des logements situés sur des réseaux de transports publics préserverait la consommation globale « logement + carburant » des ménages les plus modestes sans affaiblir l'incitation à réduire les émissions.

Une politique de recyclage ciblé semble donc opportune pour atténuer les effets redistributifs d'une taxe. Le logement et l'éloignement des centres d'emplois étant les deux principales contraintes en termes de possibilités d'adaptation pour les ménages à faible niveau de vie, une politique sectorielle fondée sur des opportunités de logements près des centres serait plus adaptée qu'une politique opérant une atténuation de la taxe par des instruments généraux de redistribution (TVA, impôts...).

Deux conclusions se dégagent *a priori* :

- les pertes absolues de bien-être se situent chez les ménages à faible revenu utilisant leur véhicule pour les déplacements domicile-travail ;
- les pertes relatives de revenu se situent plutôt chez les ménages aisés, où la part budgétaire assez faible du carburant témoigne plutôt de moindres possibilités de substitution.

L'analyse supposerait toutefois d'être approfondie. Les choix et contraintes des ménages les plus pauvres devraient en particulier être analysés plus finement au travers d'études de sensibilités aux prix du carburant et du logement.

Il conviendrait notamment de rapprocher l'enquête « Budget de famille » de la prochaine enquête « Mobilité » et progresser dans l'analyse des élasticités prix en rapprochant plusieurs enquêtes de consommation. De telles investigations permettraient de surmonter les diagnostics encore pessimistes quant aux moyens d'éclairer les possibilités d'adaptation des différentes catégories de ménages<sup>13</sup>.

Nous ne pouvons donc que préconiser de tels travaux. Ils ont l'avantage de s'appuyer sur des systèmes d'information aisément interprétables. Cet avantage ne doit pas être minimisé lorsque des politiques difficiles sont en jeu.

---

13. « Nous sommes conduits à une sorte d'impasse. Ni la théorie ni les études empiriques n'apportent de conclusions robustes quant à la variation de l'élasticité prix entre des groupes de revenu s'agissant de biens environnementaux. » Kriström B. (2006), *The Distributional Effects of Environmental Policy*, OCDE.

## Chapitre 1

# La répartition de la qualité environnementale



## Introduction

Les premiers travaux qui ont abordé la répartition des biens ou des qualités environnementales, pour la rapprocher de la répartition de la richesse économique, se situent dans le champ des comparaisons internationales. On peut citer notamment :

- les analyses, dans la littérature sur le développement économique des pays, du rôle de certaines ressources environnementales (sous-sol, terres cultivables, climat...) ou de certains fléaux (stress hydrique, catastrophes naturelles...);
- des travaux portant sur les relations entre phases de développement et pressions sur l'environnement ; selon une hypothèse environnementale dite « de Kuznets », les premières phases de développement s'accompagneraient d'un accroissement des pressions sur l'environnement jusqu'à un seuil au-delà duquel, à l'inverse, l'accroissement de la richesse par habitant se conjuguerait avec une diminution des pressions<sup>1</sup>.

Sur un plan prospectif, les études sur les dommages à venir liés au changement climatique ou à la perte de biodiversité mettent aussi au premier plan des inégalités géographiques d'exposition.

L'objet de ce chapitre, qui est la répartition au sein d'un pays de la qualité environnementale, a principalement été abordé par deux littératures. La première, développée aux États-Unis dans les années 1990 sous l'appellation de « justice environnementale », a suscité des travaux non seulement outre-Atlantique mais aussi dans des pays comme le Royaume-Uni et les Pays-Bas. La seconde, développée surtout en France, a recouru à un concept différent, celui d'« inégalités écologiques ». Celui-ci, apparu semble-t-il dans les années 1970 [16], a surtout été repris dans les analyses des déclinaisons locales du développement durable, et n'a suscité des travaux empiriques qu'assez récemment.

Ce rapport fait suite à un rapport de l'Inspection générale de l'environnement, *Les Inégalités écologiques en milieu urbain*, qui déplorait à l'époque un manque d'études empiriques en France, faute d'investigations statistiques sur la question [4].

D'une façon générale, l'objet d'étude de ces deux littératures est la répartition entre ménages de la qualité environnementale, c'est-à-dire plus précisément des aménités ou désaménités associées au lieu de résidence<sup>2</sup>.

---

1. Cette hypothèse reprend la formulation initiale de l'auteur appliquée aux inégalités de revenu au sein d'un pays. Elle a depuis été contestée à la fois sur les questions de mesure de la richesse (le PIB par habitant) et des pressions. Selon l'interprétation généralement adoptée, les études empiriques ne conforteraient l'hypothèse d'une « courbe de Kuznets » que pour un nombre limité de polluants [13].

2. Les nuisances et risques sur le lieu de travail sont un enjeu important, mais qui n'est pas couvert par cette littérature. Toutefois, les études sur les pathologies liées au poste de travail et les pathologies liées aux nuisances environnementales seront amenées à se rapprocher, lorsque seront disponibles des informations sur les suivis des cas, et non sur les seules corrélations entre exposition (état) et pathologies (impacts).

Sous réserve qu'une telle qualité environnementale puisse être mesurée, sa répartition entre ménages selon leur aisance financière, c'est-à-dire en pratique sa distribution entre des groupes sociaux classés selon un critère économique de type « plus riches/plus pauvres », serait alors un moyen d'évaluer les préférences à son égard. On peut s'attendre à ce qu'une plus grande richesse soit associée à une qualité plus grande, mais dans une proportion qui resterait à évaluer.

Cependant, la valorisation « hédonique » des qualités environnementales des logements, ou même la sensibilité au revenu de la demande de qualité environnementale, ne s'avèrent pas les principaux points d'intérêt des travaux empiriques qui rapprochent environnement et aspects sociaux. Dans l'approche américaine, il s'agit de tester une régressivité de la distribution de la qualité environnementale, expression qui signifie que les groupes pauvres sont davantage exposés sur leur lieu de vie à des risques environnementaux que les groupes riches, et qui conduit à examiner des localisations dans des zones identifiées *a priori* par l'état des nuisances. En France, l'attention s'est portée plutôt sur les situations dites de cumuls d'inégalités où la situation des ménages défavorisés est aggravée par un environnement dégradé.

Comme le suggèrent les termes de justice et d'inégalité, la corrélation entre pauvreté et nuisances s'avère le point d'intérêt focal des questions rapprochant enjeux sociaux et environnementaux. La qualité environnementale est prise au sens de « mauvaise qualité », les cas d'études les plus fréquents correspondant à la pollution atmosphérique locale (émise par des établissements industriels) et au bruit des aéroports. Cette focalisation sur les cas critiques, impliquant éventuellement des risques sanitaires<sup>3</sup>, s'explique bien sûr par l'attention préférentielle qu'une politique publique doit accorder aux cas de pauvreté, selon un principe légitimé par les approches normatives de la justice, mais aussi parce que des questions d'équité sont potentiellement en jeu dans les cas de cumuls d'inégalité.

Des raisons opératoires expliquent aussi qu'une analyse générale de la répartition de la qualité environnementale soulève plusieurs écueils. En premier lieu, réduire la qualité environnementale à une ou plusieurs variables se heurte à des questions d'identification autant que de mesure : quelles pondérations attribuer aux risques sachant que leur rareté et leur gravité peuvent faire l'objet d'appréciations subjectives diverses ? Comment agréger des risques naturels (inondations, avalanches...) associés à des aménités (rivages, vue imprenable...) ? Quelle métrique associer à des aménités aussi complexes que le paysage ? Si la proximité d'un espace vert n'est qu'un aspect de son accessibilité, à quelle distance sa contribution à la qualité environnementale d'un logement doit-elle *a priori* être considérée comme nulle ? Et de façon plus générale, les logements jouissant d'une qualité environnementale « moyenne », sans qu'une balance claire puisse être établie entre avantages et nuisances, étant majoritaires dans un pays très urbanisé comme la France, les sources d'imprécisions sont potentiellement importantes.

Ces difficultés expliquent notamment que la notion d'inégalités écologiques, notamment dans certaines déclinaisons telles que « les inégalités territoriales »,

---

3. On peut noter, par exemple, que dans la doctrine du développement durable, c'est précisément l'enjeu sanitaire qui est identifié à l'intersection des piliers « social » et « environnemental ».

reste encore de nos jours l'objet d'analyse [18]. Vis-à-vis de quelle « variable focale » par exemple des disparités apparentes ou mesurées en matière d'environnement devraient-elles être mises en cause ?

## Expositions aux nuisances et niveau de vie

Toutefois, en se restreignant aux cas où la qualité environnementale est dégradée, comme typiquement la pollution atmosphérique, l'hypothèse que les logements présentant les risques environnementaux d'ordre sanitaire les plus importants soient davantage occupés par les populations pauvres nécessite d'être soumise à une validation empirique pour au moins deux raisons.

D'une part, elle heurte une conception égalitariste de l'équité. Aux États-Unis, les partisans d'une justice environnementale estiment ainsi que les pouvoirs publics devraient se fixer comme objectif non seulement de réduire le plus possible l'exposition aux risques sanitaires, mais aussi d'éviter que certains groupes sociaux soient davantage exposés que d'autres. Une position proche est exprimée en France dans l'article 1<sup>er</sup> de la Charte de l'environnement : « Chacun a le droit de vivre dans un environnement équilibré et favorable à sa santé. »

D'autre part, s'agissant d'assurer une égale exposition à tous les ménages, cette conception de l'équité basée sur le droit peut entrer en conflit avec une conception basée sur les préférences. Si la nuisance a pour effet d'inciter les ménages plus riches à s'en éloigner, une rente foncière dégressive constitue un avantage que les ménages plus pauvres peuvent saisir pour résider à son voisinage<sup>4</sup>. Mais cet argument invoquant le libre choix individuel de la localisation pour contester la possibilité d'une égalité d'exposition repose pour partie sur une hypothèse de flexibilité du marché du logement, hypothèse qui reste largement sujette à caution. Les imperfections de ce marché justifient donc elles aussi un recours à l'observation.

Les outils statistiques permettant de valider empiriquement une telle corrélation sont exigeants : il faut en effet cartographier les zones géographiques associées à un niveau donné d'impact, puis caractériser les ménages occupant les logements situés dans ces zones. Peu de bases d'information permettent aujourd'hui un tel rapprochement :

- la seule source disponible sur l'occupation du logement est le recensement de la population de 1999, pour lequel seules les communes de plus de 10 000 habitants permettent un traitement individualisé par géoréférencement ;
- la discrimination entre richesse et pauvreté ne peut alors être appréhendée que par des variables proxy assez frustrées, comme la catégorie socioprofessionnelle

---

4. Toute politique aboutissant à réduire les émissions (ou leur nocivité) s'avère alors à l'avantage des ménages plus pauvres. Mais si, comme il est probable, une telle réduction a un coût, il doit être mis en regard avec le coût d'autres actions susceptibles de bénéficier aux populations pauvres.

de la personne de référence ; les cas de grande pauvreté (sans domicile fixe) sont en outre, du fait de contraintes de méthode, exclus de l'analyse ;

– les cartographies de risques sont encore en phase de développement et trop récentes pour être exploitables ; surtout, elles n'indiquent souvent que la présence d'un risque et non son intensité (fonction de la gravité des dommages, de la probabilité de son occurrence et de la durée d'exposition).

Les travaux empiriques ont donc surtout porté soit sur une caractérisation environnementale de zones d'habitat prédéfinies, à une échelle plus ou moins fine telle que la commune ou le niveau IRIS du recensement (environ 2 000 habitants), soit par enquête sur les caractéristiques de ménages résidant dans des zones prédéfinies.

En outre, et il s'agit sans doute de l'exigence la plus forte en matière d'information, une politique publique doit *a priori* dépasser un constat de corrélation pour élucider le sens de la causalité. Lorsque la localisation au voisinage de sources d'émissions est le fait de ménages pauvres, il n'est pas indifférent de savoir si la source polluante a suscité le départ de ménages plus riches, ou si au contraire, c'est le fait que la zone soit préalablement occupée par des familles pauvres qui a conduit à y implanter l'installation polluante.

Statuer sur ces types de cas implique *a priori* une information supérieure à celle fournie par la simple photographie statique des situations. Caractériser des processus, et non des états, est devenu une exigence de la statistique qui s'impose dans ce domaine comme dans d'autres. L'étude des trajectoires résidentielles et professionnelles fait intervenir d'autres critères que la simple différenciation riches-pauvres, et implique notamment l'âge, la taille du ménage ou les risques professionnels en plus de la survenance d'événements tels que l'implantation d'une installation polluante. Comme le suggère aussi la simple expérience d'un changement de résidence, les coûts de transaction du marché du logement invitent à tenir compte d'éléments aussi divers que la qualité de l'information, le régime de crédit, la conjoncture...

## La justice environnementale

Bien que l'appellation reste sujette à controverse, la justice environnementale constitue désormais une branche à part entière de l'économie politique aux États-Unis. Une revue de ces études, menée dans un ouvrage récent de l'OCDE [15], rappelle les deux types de travaux qui la caractérisent :

– des approches théoriques portant sur l'inégale distribution de la qualité environnementale dans la population et les sources d'inefficacité de la politique environnementale. Deux modèles font référence : celui de Tiebout (1956) et de Baumol et Oates (1988) ;

– des études locales analysant la population résidant au voisinage de sources de pressions environnementales, principalement en matière de bruit et de pollution atmosphérique ; la plupart d'entre elles reposent sur des enquêtes auprès de résidents de zones définies par un *score environnemental*, puis par étude économétrique des corrélations entre le score et le revenu (et souvent aussi l'appartenance ethnique [5]).



Le modèle de Tiebout fait dépendre la différence de qualité environnementale des logements de la différence de revenus des ménages qui y résident. Le principe transpose l'idée de rente foncière : un logement situé dans un lieu où l'environnement est de bonne qualité étant davantage demandé, son prix sera plus élevé et il sera finalement occupé par un ménage de revenu plus élevé. En un sens, l'environnement local participe donc de la qualité du logement, au même titre que sa surface ou son confort. Parmi les déterminants de la demande de logement, la proximité à l'emploi (le temps de transport entre domicile et travail) constitue bien sûr un facteur à prendre en compte, qui peut expliquer qu'une source de pollution puisse être « attractive » simplement par l'emploi qu'elle offre.

Une validation empirique de ce modèle peut alors s'appuyer sur l'observation d'un changement de qualité environnementale locale : une amélioration de l'environnement local (réduction de la pollution, amélioration du cadre de vie...) doit induire un accroissement des prix des logements, et donc, à moyen terme, un remplacement des ménages résidents par des ménages plus riches. Inversement, une réduction de la qualité locale est susceptible d'inciter des ménages aisés (et dont l'emploi n'est pas lié à la source de pollution) à changer d'habitat, réduisant ainsi le prix des logements.

Le modèle de Baumol et Oates examine d'un bien public global « pur », au sens où une notion de « quantité consommée » n'est pas pertinente. La disposition à payer pour augmenter (ou conserver) la qualité du bien environnemental global peut alors différer entre riches et pauvres, avec l'éventualité d'une allocation conduisant à un niveau de qualité finalement obtenu insuffisant pour les premiers et excessif pour les seconds (*cf.* chapitre 3).

L'essentiel de la littérature empirique examine toutefois l'hypothèse dite de « régressivité » de la distribution de la qualité environnementale, hypothèse qui exprime que les ménages à faible revenu sont davantage exposés, sur leur lieu de résidence, à des risques environnementaux que les ménages plus aisés.

La notion de justice environnementale trouve son origine dans les années 1980, dans les premières publications traitant principalement de ségrégations (notamment raciales) et de mobilisations. Elle participait d'un courant politique dont les objectifs étaient d'assurer à tous un certain niveau de protection contre des risques environnementaux et sanitaires, et d'éviter que des sources de nuisances se concentrent dans des territoires déjà défavorisés. L'Agence de protection de l'environnement américaine (EPA) a pris à son compte ces préoccupations, en instituant en 1990 un groupe de travail interne pour étudier les liens entre groupes sociaux ou minorités et nuisances environnementales, puis en établissant en 1992 un Office de l'équité environnementale (*Office of Environmental Equity*). En 1994, un guide a été adressé aux agences fédérales en vue de promouvoir des stratégies d'amélioration passant par des programmes, des aides aux recherches et aux publications, et des procédures de participation publiques et privées.

C'est surtout au Royaume-Uni qu'a été relayée la préoccupation en matière d'exposition aux risques environnementaux des ménages pauvres. Cependant, la procédure a adopté un mode différent, en s'inscrivant dans les analyses d'impact. En 2003, une directive du Trésor britannique précisait que toute option politique devait être évaluée en pondérant les impacts environnementaux de façon différente

selon qu'ils portaient sur des catégories sociales riches ou pauvres. Une pondération supérieure a été affectée aux populations pauvres, pour tenir compte du fait qu'elles peuvent être davantage pénalisées en termes de bien-être dans le cas de l'implantation d'une source de nuisance. Des capacités d'adaptation réduites des ménages pauvres, liées en particulier à des rigidités du marché du logement, devaient en particulier être prises en compte par ce biais.

La notion de « flexibilité » du marché du logement apparaît au centre des divergences en matière d'appréciation éthique des inégalités d'exposition. Selon l'approche d'une équité « fondée sur les préférences », l'hypothèse de flexibilité du marché du logement (même relâchée ultérieurement) constitue le préalable pour juger de la répartition de la qualité environnementale. La qualité environnementale du logement étant considérée comme un des constituants de son prix, et les nuisances suscitant l'éloignement des ménages riches, ces deux phénomènes conduisent mécaniquement au constat selon lequel ce sont des ménages pauvres qui résident au voisinage des nuisances. Ce constat tiendrait en fait uniquement à la présence d'inégalités de richesse. À la limite, une mauvaise qualité environnementale peut être l'objet d'un arbitrage (être « choisie ») puisque celle-ci a pour effet de réduire le prix du logement, ou de réduire le temps de transport pour les actifs employés par l'installation polluante. Selon ce type d'analyse « par le marché » une nuisance peut être « compensée » au travers du système des prix, et un logement mal loti d'un point de vue environnemental peut être « librement choisi ».

Qu'une conjonction entre mauvaise qualité environnementale et pauvreté des ménages résidents (régressivité de la distribution) puisse résulter du fonctionnement du marché dès lors que des inégalités de revenus sont présentes constitue alors l'argument des partisans d'une équité « fondée sur les préférences ».

L'approche d'une équité « fondée sur les droits » met en avant les limites de ce type de raisonnements associant les prix aux choix des agents. Diverses considérations vont dans ce sens :

- historiquement, le courant américain de la justice environnementale s'est surtout élevé contre les effets d'une « inégale dotation des agents en pouvoir politique », conduisant des entreprises à implanter des installations polluantes dans des zones habitées par des populations disposant de peu de ressources politiques (sous forme d'actions collectives ou de pouvoirs d'influence). Dès lors qu'une contestation juridique risque de susciter des coûts pour une entreprise, ce comportement relève en effet de la rationalité économique [7, 8] ;
- le marché du logement souffre d'incontestables rigidités ou coûts de transaction qu'une entreprise peut anticiper pour ajuster ses salaires ou choisir ses implantations. Le logement ne serait aussi que partiellement un bien d'échange, étant pour une part aussi un objet de transmission intergénérationnelle [3] ;
- enfin, pour que le système de marché transmette dans les prix la qualité intrinsèque des biens, il faut que la connaissance sur cette qualité soit commune, ce qui n'est pas le cas lorsque des enjeux sanitaires sont associés aux pollutions.

Les études empiriques anglo-saxonnes qui ont cherché à caractériser les populations près des sources de nuisances environnementales ont cependant rarement permis d'avancer des conclusions tranchées, faute en général d'une identification complète des facteurs ayant conduit à la situation observée [15]. Ceux-ci sont

en effet multiples, et interfèrent avec le marché du logement dont les prix sont souvent mal connus [2].

Un double consensus semble cependant se dégager dans la littérature anglo-saxonne concernant la justice environnementale :

– des questions d'équité restent en jeu dans les cas de régressivité de la distribution environnementale, du fait notamment des « défailances de marché ». L'histoire même du courant de la justice environnementale semble d'ailleurs le suggérer puisque l'investissement des pouvoirs publics américains en matière de recherche, de développement de procédures d'informations et de lignes directrices en matière de participation publique, aurait ainsi permis de contenir des dérives qui étaient courantes dans les années 1970 et 1980. Toutefois, la plupart des études empiriques (menées ultérieurement) ne tranchent pas le dilemme de l'antériorité : l'installation polluante a-t-elle suscité l'éloignement des ménages riches (et donc l'installation de ménages pauvres), ou inversement le fait d'être une zone de pauvreté a-t-il été un choix d'installation pour l'entreprise ?

– les préconisations des premiers partisans de la justice environnementale restent contestées. Ceux-ci soutenaient, sinon qu'il fallait parvenir à des niveaux d'exposition égaux pour tous, du moins que les pouvoirs publics devaient tendre vers cet objectif. Trois contraintes au moins s'opposeraient à cet objectif : il est inaccessible si le logement est choisi et si des inégalités de revenu sont présentes ; une égalisation des émissions sur toutes les aires de peuplement n'impliquerait pas forcément une égalisation des impacts sanitaires des émissions ; l'objectif ne tient pas compte du coût associé à la réduction des émissions, et une évaluation des coûts pourrait indiquer des mesures plus efficaces et moins coûteuses en faveur des ménages pauvres<sup>5</sup>.

## Les inégalités écologiques

Si des études empiriques sur les populations soumises à des nuisances environnementales ont été menées dans d'autres pays que les États-Unis et le Royaume-Uni (Pays-Bas, pays scandinaves), la France, au moins jusqu'en 2006, a adopté une démarche différente, fondée plutôt sur la caractérisation des résidences des ménages défavorisés, soulignant par là que l'environnement est un des éléments de la qualité de vie. Récemment, des publications ont remis cette thématique à l'ordre du jour [18], constatant qu'elle avait été peu explorée en France au regard d'autres pays européens [12].

Tout en reprenant la notion d'équité « basée sur les droits », rappelée par exemple dans la déclaration de Brutland ou la Charte de l'environnement, les premiers textes traitant d'inégalités des ménages en matière d'environnement ont mis en avant la nécessité, dans la déclinaison locale du développement durable, de prendre en compte des « inégalités écologiques » et surtout de considérer les cas de « cumuls d'inégalités » [17].

---

5. D'autres raisons plus complexes, fondées notamment sur les préférences en matière d'équité, sont exposées dans [14].

L'enjeu était placé en priorité au niveau des territoires, soulevant la question de l'articulation entre local et global :

- comment l'environnement peut-il, au niveau local, prendre toute sa place dans les arbitrages traditionnels entre économique et social ?
- comment des questions environnementales peuvent-elles, au niveau local, être traitées autrement que par la « délocalisation » des sources de pressions, sans gain donc au niveau global.

Pour des raisons principalement opératoires, les approches empiriques rapprochant les sources de pressions des caractéristiques des populations restaient par ailleurs menées à une échelle géographique assez large (la commune, la région) qui est inadéquate pour les questions de risques. De ce fait, elles mettaient paradoxalement en évidence que les installations polluantes s'avéraient plutôt des pôles d'attractivité : elles étaient plutôt situées dans des régions industrielles, elles-mêmes plutôt densément peuplées et composées davantage d'ouvriers [9].

La notion d'inégalités écologiques a donné lieu à des publications qui soulignent le caractère polysémique de ce concept (au même titre, selon certains, que celui de développement durable [17]). Nombre de publications récentes reviennent actuellement sur un rapprochement des notions d'inégalités sociales et écologiques, afin d'en cerner plus précisément la problématique [18]. Le rapport de l'Inspection générale de l'environnement souligne en particulier son faible écho auprès des élus locaux, et invite à des mesures quantitatives sur les populations exposées [4]. Des projets de recherche universitaires récents ont depuis été lancés, leurs résultats n'étant disponibles que récemment et appelant à des investigations plus approfondies.

L'approche par les inégalités écologiques se singularise non seulement par le souci d'une déclinaison à une échelle locale et l'accent mis prioritairement sur les populations pauvres et urbaines, mais aussi par le signalement de plusieurs types de processus par lesquels des cumuls d'inégalités peuvent se produire, sans mettre spécifiquement l'accent, comme les Anglo-Saxons, sur le marché du logement.

## Rapprochements et divergences

Au travers d'une revue des articles caractéristiques des études empiriques qui rapprochent qualité environnementale et catégorie sociale des ménages résidant dans leur voisinage<sup>6</sup>, on peut finalement relever plusieurs traits généraux.

### Elles se concentrent sur le cas des ménages défavorisés et des environnements dégradés

Ces situations relèvent, selon la terminologie anglo-saxonne, d'une régressivité de la distribution de la qualité environnementale, et selon l'approche française, d'un cumul d'inégalités.

---

6. La qualité environnementale sur le lieu de travail est un enjeu qui n'est pas couvert par cette littérature, du fait notamment qu'il met en jeu les aspects juridiques des contrats employeurs salariés.

Pour le courant de la justice environnementale, l'investigation est cependant portée sur les sources de nuisances, afin de qualifier la population résidant dans leur voisinage. Pour le courant des inégalités écologiques, l'attention est plutôt portée sur les ménages défavorisés, afin de qualifier l'environnement de leur lieu de résidence. L'accent est mis principalement sur une déclinaison à l'échelle locale ou territoriale d'une réduction des inégalités écologiques.

## **Elles supposent en général une relation croissante entre qualité environnementale du logement et richesse des ménages**

Dans la littérature américaine, l'attractivité des aménités environnementales, notamment paysagères, est un déterminant reconnu qui fait l'objet d'une littérature spécifique (*Landscape Economics, Landscape and Urban Planning...*).

En France, la qualité environnementale des logements est considérée dans un sens plus large, comprenant notamment l'environnement urbain dans une acceptation assez large de l'environnement (cadre de vie, agrément du quartier, insécurité...). L'attractivité des aménités semble surtout reconnue lorsque le premier déterminant de la localisation, l'accessibilité à l'emploi, ne joue plus (dans le cas notamment des ménages retraités, ou des résidences secondaires). Le mouvement récent d'étalement urbain rapproche toutefois la France des États-Unis quant à l'intérêt porté aux aménités paysagères comme source d'attractivité résidentielle.

En France comme aux États-Unis, la consommation d'espace par l'urbanisation constitue un enjeu plus environnemental que social. Il est en particulier beaucoup plus difficile de quantifier les aménités que les nuisances.

## **Elles visent à expliciter les facteurs dynamiques ayant conduit au choix de localisation**

L'approche américaine distingue ceux relevant du choix des individus (le prix du logement, la proximité à l'emploi) de ceux relevant du choix des entreprises (la capacité de mobilisation collective, les rigidités du marché du logement). Peu d'attention est accordée au rôle des pouvoirs publics en matière de politique urbaine.

L'approche française se singularise par l'attention portée sur le rôle des pouvoirs publics et un accent mis sur la multiplicité des facteurs déterminant les choix résidentiels sans que le marché du logement soit considéré comme déterminant principal. Des enquêtes sociologiques mettent notamment en avant des déterminants spécifiques (attaches familiales, marquage social, réseaux...) qui complexifient l'analyse des choix de localisation.

Outre une attention beaucoup plus tardive à cet enjeu, la France semble donc se distinguer par la conjonction d'un marché du logement « peu flexible » (ou considéré comme tel) et par une intervention publique plus active en matière de gestion de l'habitat et des sources de pressions sur l'environnement.

## La base informationnelle des études locales

Une analyse explicative des liens entre les nuisances environnementales et les caractéristiques des populations exposées suppose une base d'information géoréférencée, pour délimiter des zones de nuisances homogènes, et suffisamment riches pour quantifier les nuisances et caractériser les populations. Une grande limite des études tient à la difficulté d'associer à un niveau suffisamment fin (le niveau individuel du ménage étant l'idéal) un score sur l'impact des émissions et les caractéristiques socioéconomiques, sans encourir le risque de biais de sélection en cas d'enquête par sondage.

En matière de nuisance, et s'agissant par exemple de la pollution atmosphérique, il convient en effet de préciser, selon un schéma analogue au modèle usuel pression-état-impact :

- les émissions de substances polluantes, en caractérisant les substances et éventuellement l'effet de leur composition (pressions) ;
- la concentration moyenne dans les zones d'exposition considérées, en tenant compte de la dispersion des émissions, et éventuellement « l'importation » de polluants émis par d'autres installations (état) ;
- l'exposition et le dommage (impact), ce qui recouvre à la fois la mesure de la nuisance chez les individus exposés (lorsqu'ils résident près de l'établissement, par exemple, ils sont plus exposés s'ils y travaillent) et l'effet sanitaire des émissions. En général, le modèle dose-réponse implique de connaître la durée d'exposition (des seuils critiques de risque acceptable pouvant par exemple être atteints en cas d'exposition longue) et les caractéristiques de la personne exposée (les jeunes enfants et les personnes âgées étant par exemple plus fragiles).

Bien qu'en général, la connaissance des seules émissions soit insuffisante pour constituer un indicateur utilisable dans les études de distribution des nuisances, plusieurs études, faute d'informations suffisantes, les adoptent comme approximation des risques sanitaires induits.

En matière de caractéristiques des populations, il convient de connaître, outre le revenu ou un autre indicateur de richesse, la taille du ménage, sa « consommation d'habitat » (fonction du type de logement et de sa valeur), la présence ou non d'un actif travaillant dans la source de pressions, la date d'occupation du logement. D'autres types d'informations peuvent être utiles : la valeur des logements dans les zones selon le degré d'exposition, la date d'installation de la source d'émissions, les éventuelles compensations fournies aux ménages ou au territoire par l'entreprise à l'origine de la source d'émissions.

Nombre d'études opèrent cependant par enquête auprès des ménages résidents. Faute d'un système d'information géographique complet, des variables telles que la proportion de ménages pauvres par unité de surface selon l'impact ne sont jamais renseignées [15].

Une conclusion qui semble émerger des études locales récentes, qui bénéficient des progrès accomplis en matière de géoréférencement à un niveau fin des zones d'exposition soumises à la pollution atmosphérique, a trait aussi aux limites des analyses spatiales. Les corrélations apparentes entre niveau social et niveau

d'exposition seraient ainsi sujettes à des biais (stratification endogène) associés notamment aux relations entre mobilité résidentielle et densité urbaine [10].

## Travaux empiriques en France

Parmi les travaux visant à caractériser les ménages en fonction des risques environnementaux de leur lieu de résidence, deux études réalisées dans le cadre de ce rapport seront détaillées ci-après :

- la catégorisation globale des ménages au voisinage d'installations polluantes ;
- la catégorisation relative des résidents dans une zone inondable.

Une étude plus qualitative sur les résidents près des aéroports sera mentionnée, ainsi qu'une étude locale récente sur la pollution atmosphérique. Dans la lignée de la thématique sur le cumul d'inégalités, l'environnement des ménages à faible revenu a aussi été analysé dans l'enquête de l'INSEE sur les conditions de vie.

## Les installations soumises à la déclaration de leurs émissions

La démarche vise *a priori* à embrasser un ensemble d'installations polluantes partiellement homogènes, les « installations soumises à la déclaration publique et européenne de leurs émissions polluantes » (IREP).

Ce parti pris d'exhaustivité s'explique pour plusieurs raisons. Il permet :

- de dresser un état statistique global des caractéristiques des résidents dans les périmètres de certaines sources, en tirant parti des possibilités de géolocalisation fine à la fois des sources et des ménages ;
- de proposer un indicateur de densité relative de certaines catégories de population, déclinable au niveau local, sans sélectionner *a priori* un type donné d'établissement ou une ville ou région particulière. En ce sens, ce travail permet en premier lieu d'établir un instrument transposable à d'autres problématiques ;
- des classements géographiques des sources de pressions au regard des types de populations exposées. Ainsi, si on sélectionne les sources en fonction de la part d'ouvriers dans leur voisinage, la répartition géographique des sources varie assez peu.

## La localisation des installations

Les installations soumises réglementairement à la déclaration de leurs émissions polluantes et à autorisation préfectorale, inscrites dans le registre français des émissions polluantes (IREP) constituent une partie des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE). Les ICPE soumises à autorisation sont au nombre d'environ 55 000 et couvrent l'ensemble de la nomenclature d'activités : agriculture, industries agroalimentaires, industries manufacturières et pétrolières, production énergétique, entreposage, gestion et traitement des déchets, services...



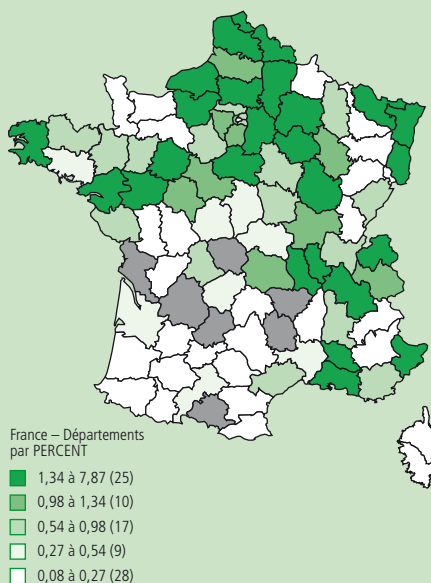
La diversité des externalités concernées *a priori* est donc importante, à la fois s'agissant des pressions (type de pollutions ou de risque technologique...) et des impacts (établissements industriels attractifs pour les personnes qui y travaillent, ou installations situées plus à l'écart des zones résidentielles, comme les élevages).

Les IREP sont composées de sources fixes de pollution atmosphérique et conviennent donc à un traitement systématique géoréférencé :

- en se restreignant (pour des raisons de limites du recensement de 1999, *cf. infra*) aux installations situées dans des communes de plus de 10 000 habitants, 1 119 installations peuvent être considérées, ce qui constitue un échantillon suffisant ;
- si les IREP sont d'abord situées dans des régions industrielles (Nord-Pas-de-Calais, vallée du Rhône...), leur répartition sur le territoire est assez homogène (*cf.* encadré 1), concernant 728 agglomérations de plus de 10 000 habitants ;
- la densité de population au voisinage des installations retenues est suffisante pour que ses caractéristiques statistiques soient satisfaisantes ;
- le rapprochement des IREP du recensement de 1999 permet de dresser des zones d'impacts différenciées, même si elles restent approximatives. L'indicateur vise en effet à cartographier des zones de nuisance définies par leur éloignement à l'installation, avec l'hypothèse que celle-ci est d'autant plus forte que la zone est proche.

### Encadré 1 : localisation des établissements retenus

Si les établissements sont situés principalement dans les régions traditionnellement industrielles du Nord et de la vallée du Rhône (les cinq premiers départements concentrent 30 % des établissements), plus des deux tiers des 1 119 établissements sont dispersés, de façon assez homogène, sur le territoire. Ainsi, 35 départements comptent au moins dix installations (1 % du total).



Proportion d'installations	Départements
7,9	Bouches-du-Rhône
6,5	Nord
4,9	Rhône
3,8	Pas-de-Calais
3,5	Bas-Rhin
3,5	Seine-Maritime
3,2	Marne
2,5	Haut-Rhin
2,3	Isère
2,3	Vaucluse
2,2	Loire
2,2	Loire-Atlantique
2,1	Moselle
2,0	Finistère



Bien que l'indicateur établi vise à apprécier une information du type « part relative de ménages pauvres dans la zone d'exposition » et se conforme ainsi aux approches en termes d'équité évoquée dans la littérature américaine, plusieurs limites à l'interprétation des résultats doivent être rappelées.

## La connaissance des risques réels

Si la variable pertinente d'exposition doit être un indicateur individualisé du risque sanitaire effectivement subi, la sélection des installations IREP peut présenter un biais. Ces établissements ont été identifiés, astreints à des normes et contrôlés sur leurs émissions. En principe, leur nocivité est strictement contrainte, mais pas nécessairement annulée. L'enseignement principal des résultats statistiques avancés *infra* concerne moins le risque réel encouru que la nuisance perçue par les populations avoisinantes, dans une optique de préférences révélées.

Rien n'interdirait toutefois de pousser plus avant la démarche, en se cantonnant (ce qui reste une limite importante) au registre des seules émissions mais en sélectionnant un sous-échantillon d'établissements au vu des connaissances en matière de toxicité des émissions. Au vu du nombre et de la variété des substances contrôlées (*cf.* encadré 2), une telle sélection devrait cependant faire l'objet d'un travail d'experts.

### Encadré 2 : le registre IREP

Par l'arrêté du 24 décembre 2002 relatif à la déclaration annuelle des émissions polluantes des installations classées soumises à autorisation (JO du 7 mars 2003), les exploitants des installations industrielles et des élevages sont tenus de déclarer leurs émissions polluantes.

Les installations concernées sont les installations classées soumises à autorisation préfectorale, et plus particulièrement les installations relevant de la directive IPPC (directive 96/61/CE relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution). Le registre vise près de 100 polluants pour les émissions dans l'eau, 50 pour les émissions dans l'air (notamment des substances toxiques et cancérigènes) et 400 catégories de déchets dangereux.

La Direction de la prévention des pollutions et des risques du ministère de l'Écologie et du Développement durable recense, à partir de ces déclarations, les principales émissions polluantes industrielles dans un registre spécifique. Ces données sont mises à disposition du public.

## Les cas d'antériorité ne sauraient être identifiés

Constater une pauvreté plus importante au voisinage des sources de pressions ne permet évidemment pas de répondre au dilemme de l'antériorité : la pauvreté de la zone a-t-elle conduit à son choix pour l'implantation, ou l'implantation a-t-elle eu pour effet d'accroître la part de la population pauvre dans la zone ?

Identifier des cas de ce type supposerait un instrument d'observation susceptible de caractériser des processus dynamiques, identifiant des trajectoires résidentielles, instrument *a priori* bien plus exigeant que la photographie statique des situations.

Cette limite de l'approche statistique est usuelle et constitue un obstacle majeur et souvent mentionné à la caractérisation des situations sur un plan de l'équité. Les

progrès informationnels en matière de géoréférencement des populations (dans les futurs recensements) et des sites (constitués en bases historiques) pourront cependant permettre des avancées sur cette question.

### **La caractérisation des ménages repose sur la catégorie socioprofessionnelle définie dans le recensement**

L'approche théorique des questions de distributions environnementales distingue les agents selon un critère ouvert de type « riches/pauvres ». Bien qu'intuitif, il est reconnu qu'il reste peu explicite quand il s'agit de lui donner une traduction quantifiable. On sait par exemple que la pauvreté monétaire ne couvre qu'un aspect partiel de la pauvreté, que les statistiques de revenus ne traduisent qu'imparfaitement certains aspects de la pauvreté (précarité...) ou de la situation financière (propriétaires/locataires, gain et perte en capital...).

Le recensement de la population de 1999 étant la seule source mobilisable pour catégoriser les populations situées auprès des installations, la catégorie socioprofessionnelle est alors la seule variable disponible offrant un certain proxy du critère de richesse. Deux catégories très génériques sont particulièrement distinguées :

- les « ouvriers », comprenant principalement les manœuvres, ouvriers spécialisés, ouvriers qualifiés et agents de service ;
- les « cadres », comprenant notamment les ingénieurs, instituteurs, infirmiers, personnels de catégorie A...

Bien que les cadres soient sans conteste plus aisés en moyenne que les ouvriers, cet indicateur de richesse est à nouveau mieux en mesure de traduire un critère de type « densité/raréfaction » autour des installations que de fournir une mesure d'inégalités en termes de distribution des risques. La population couverte se limite à la population active occupée, mais d'autres catégories socioprofessionnelles sont renseignées.

### **L'indicateur de raréfaction relative**

Le principe est d'observer l'évolution de la structure socioprofessionnelle des ménages en fonction de la distance à l'établissement. De ce fait, des couronnes concentriques autour des installations, d'une largeur de 100 mètres, sont définies, jusqu'à une distance limite fixée à 4 km, au-delà de laquelle il est raisonnable de supposer que l'impact de l'installation est nul.

Plus précisément, deux contraintes doivent pouvoir être vérifiées :

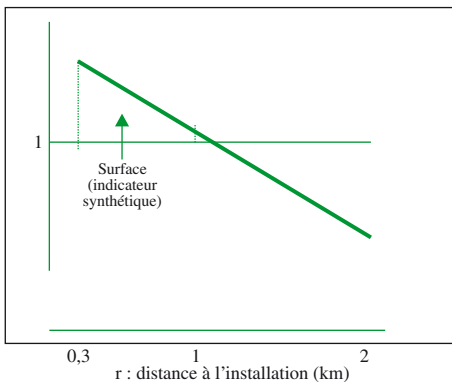
- l'indicateur doit être insensible à la densité spécifique en une catégorie sociale donnée. Par exemple, le fait qu'il y ait une concentration d'ouvriers dans l'aire définie par le cercle de 4 km autour de l'installation ne doit pas influencer sur la valeur de l'indicateur. Celui-ci doit refléter une concentration relative des ouvriers autour de l'installation, au regard de la population d'ouvriers résidant dans l'aire globale ;
- l'indicateur doit être insensible aux effets de morphologie liés à la variation de densité de population dans l'aire globale. Celle-ci peut en particulier comporter des zones non peuplées, soit parce qu'elles sont inconstructibles, soit simplement parce qu'elles sont inhabitées. Cette contrainte est particulièrement importante

du fait des lacunes du recensement de la population de 1999, qui ne permet de géoréférencer que les ménages des villes de plus de 10 000 habitants<sup>7</sup>.

Le principe de calcul de l'indicateur, appliqué aux ouvriers, est le suivant : dans la couronne dont les limites sont les cercles de rayon  $r$  et  $r + 100$  m autour de l'installation, si le nombre d'ouvriers est  $o(r)$  et la population active totale  $t(r)$ , la densité d'ouvriers dans cette couronne est  $d^o(r) = o(r) / t(r)$ . Dans l'aire globale définie par le cercle de rayon 4 km, le nombre total d'ouvriers est  $O$  et la population active totale  $T$ , si bien que la densité globale d'ouvriers est  $D^o = O/T$ . L'indicateur de densité relative des ouvriers est alors simplement  $I^o(r) = d^o(r) / D^o$ . Il vaut 1 si la densité d'ouvriers dans la couronne est la même que la densité globale, et est supérieur à 1 s'il y a « surreprésentation » des ouvriers dans la couronne.

L'évolution de l'indicateur avec le rayon  $r$  de la couronne permet de juger de la représentation au fur et à mesure que l'on s'éloigne de l'installation. Une surreprésentation dans une couronne implique une sous-représentation dans une autre (la courbe coupe nécessairement l'axe 1). Une installation qui « concentrerait » les ouvriers dans son voisinage présenterait un indicateur supérieur à 1 pour les faibles valeurs de  $r$ , puis inférieur à 1 avec l'accroissement de  $r$  (cf. graphique 1).

### Graphique 1 : indicateur d'une installation « attractive »



À faible distance, l'aire de la couronne est faible (elle croît linéairement avec  $r$ ) et la population est donc de taille réduite. 31 % des installations n'ont pas de population à moins de 100 mètres et 16 % à moins de 200 mètres. Ceci peut tenir notamment à la taille de l'installation. L'indicateur n'est donc renseigné qu'à partir de 300 mètres.

Au-delà de 2 km, l'indicateur n'est plus réellement interprétable. Il présente pour toutes les catégories socioprofessionnelles une évolution erratique autour de la valeur pivot 1. Ce résultat est *a priori* normal, puisqu'il indique que l'incidence de l'installation est nulle au-delà de cette distance, ce qui pouvait être attendu.

7. L'hypothèse retenue, s'agissant des populations vivant dans des communes de moins de 10 000 habitants voisines de la commune où se situe l'installation et qui serait « couverte » par l'aire de 4 km autour de celle-ci, est alors simplement qu'elles se comportent, en termes de densification relative, comme les populations captées par l'indicateur.

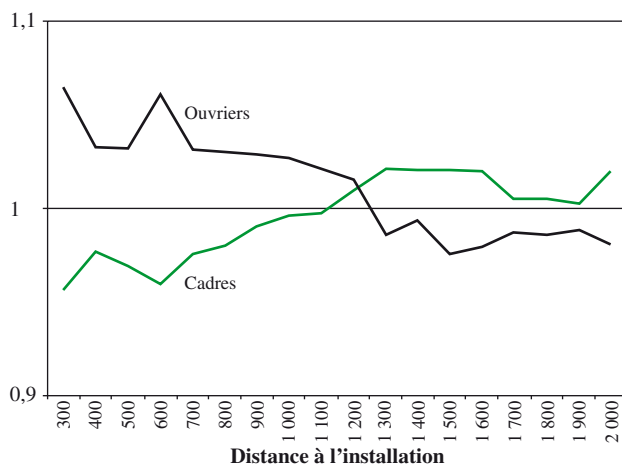
Au-delà de cette distance, la probabilité que l'aire couvre une population d'une commune voisine de moins de 10 000 habitants s'accroît (la population n'est alors pas prise en compte). Toutefois, l'indicateur n'étant pas sensible aux densités d'habitat autour de l'installation, en particulier au fait qu'une zone circonscrite puisse être inhabitée, l'erreur liée à la non-perception des communes de moins de 10 000 habitants est de second ordre. L'indicateur étant une « distance à l'absence d'effet », l'hypothèse implicite est que les caractéristiques de la population « non perçue » ne se distinguent pas trop des caractéristiques de population perçue.

Il peut enfin arriver que deux sites soient proches. Les couronnes concentriques de deux IREP se croisent, et pour éviter de compter un ménage à la fois dans deux couronnes, les effectifs ne sont comptés que dans la couronne la plus petite (c'est-à-dire près de l'installation la plus proche<sup>8</sup>).

Appliqué à l'ensemble des IREP (comme si elles étaient « superposées ») l'indicateur indique alors une « concentration relative » d'ouvriers et une « raréfaction relative » de cadres (cf. graphique 2).

La nuisance représentée par les installations semble donc bien, au niveau global, perçue par les populations. L'indicateur est en outre assez régulier, décroissant pour les ouvriers et croissant pour les cadres jusqu'à 2 km. Il reste cependant un peu heurté pour les faibles distances, du fait plus d'un effet d'hétérogénéité au sein de la population des cadres que d'une instabilité statistique liée à des effectifs plus faibles pour les petites couronnes. Les effets de densification et raréfaction restent néanmoins assez faibles, inférieurs à 10 %, même si, s'agissant d'un nombre d'installations supérieure à 1 000 mètres, ils restent significatifs.

### Graphique 2

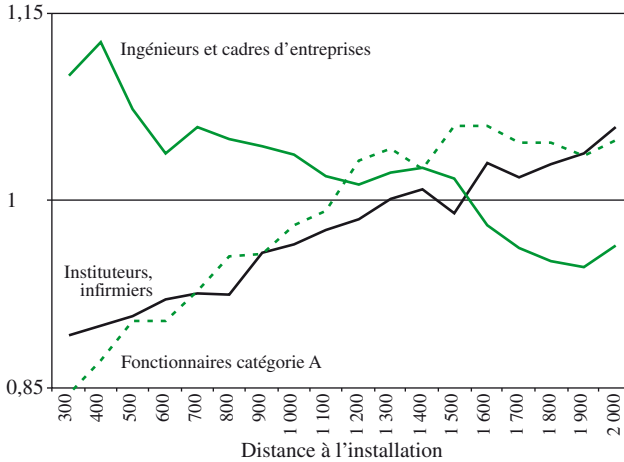


Source : INSEE, MEDAD/D4E.

8. Cette méthode présente l'inconvénient de ne pas identifier les ménages soumis à plus d'une exposition. Toutefois, en opérant des doubles comptages sur les populations considérées, les résultats sont peu modifiés au niveau global.

En distinguant, dans la catégorie des cadres, les ingénieurs et cadres d'entreprises et les fonctionnaires de catégorie A, l'indicateur présente alors une allure « anormale » pour les premiers, les seconds ayant une courbe similaire à celle de non-cadres (infirmiers et instituteurs) de niveau de revenu *a priori* inférieur (figure 3).

Graphique 3



Source : INSEE, MEDAD/D4E.

Au niveau global, semble donc se confirmer l'hypothèse que la variable dominante en matière de raréfaction/densification serait la proximité à l'emploi. Bien qu'il n'y ait pas de possibilité de vérifier que les ingénieurs et cadres d'entreprises sont effectivement employés dans l'entreprise, leur concentration au voisinage de l'installation plaide en ce sens.

D'un autre côté, le fait que des catégories socioprofessionnelles proches mais ayant des revenus différents, comme les fonctionnaires de catégorie A d'un côté, les instituteurs et les infirmiers de l'autre, présentent des indicateurs très proches, suggère que l'effet de rente foncière et de dévalorisation de l'habitat au voisinage de l'installation joue assez peu.

## Prolongements

La surface, pour chaque catégorie socioprofessionnelle de la courbe constituée par l'indicateur jusqu'au point de croisement avec la valeur 1 (cf. graphique 1), permet de qualifier chaque IREP. S'agissant de l'ensemble des IREP (cf. graphique 2), cette aire est positive pour les ouvriers (O+), traduisant une densité relative plus forte pour cette catégorie, et négative pour les cadres (C-), traduisant une densité plus faible.

Pour ne conserver que les installations dont le voisinage est assez densément peuplé dans ces catégories, ont été retenues 671 d'entre elles (sur 1 140) telles que, dans un rayon de 500 mètres, l'effectif des ménages ouvriers et des cadres soit supérieur à 250. La densité permet de réduire en effet les aléas de la courbe de l'indicateur, qui peuvent être prononcés s'agissant de zones peu peuplées.

La configuration du graphique 2, relative à l'ensemble des IREP (comme si leur population avait été « superposée ») peut être décrite par le couple (O+ , C-), caractéristique de « l'installation moyenne ». On peut cependant trier les installations selon les différentes configurations possibles de densité. On observe alors que la configuration moyenne ne concerne qu'une faible majorité des IREP retenues (51 % soit 339 sur 671 installations, cf. tableau 1).

**Tableau 1 : répartition des IREP selon la densité relative des cadres (C) et des ouvriers (O) (en %)**

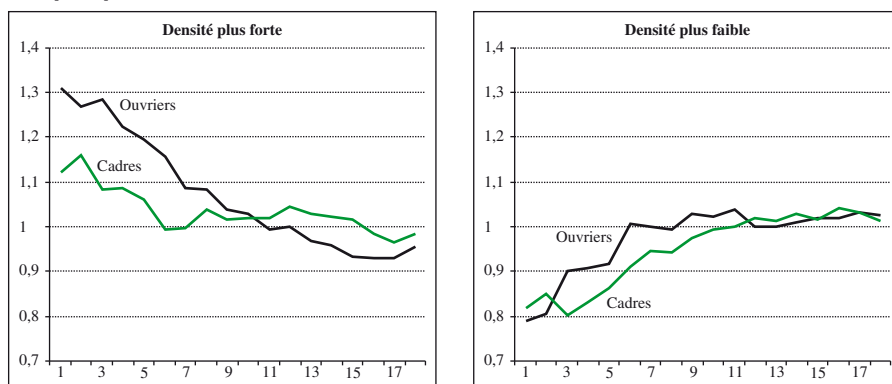
	O+	O-	Total
C-	51	11	62
C+	6	32	38
<b>Total</b>	<b>57</b>	<b>43</b>	<b>100</b>

Note : O et C désignent les ouvriers et cadres. Les symboles + et - indiquent s'il y a sur ou sous-représentation relative de la catégorie.

On vérifie toutefois qu'ils déterminent la moyenne générale de l'indicateur non seulement par leur prépondérance numérique, mais aussi par un profil plus marqué. Pour le vérifier, on peut comparer des indicateurs moyens sur la population des IREP caractérisées par une densité plus forte pour une catégorie donnée, ou plus faible pour une catégorie donnée. Avec une notation où le total de la population est représenté par un point, il s'agit en effet de comparer :

- les IREP (O+) et (C+ ) à densité plus forte ;
- les IREP (O-) et (C-) à densité plus faible ;

**Graphique 4**



On vérifie (cf. graphique 4) que les IREP à densité plus forte d'ouvriers ont un indicateur très marqué, à l'inverse de ceux à densité plus forte de cadres. Ceux-ci sont à la limite de la représentativité dans les distances faibles, et surtout leur indicateur rapidement la valeur 1. Il en est de même pour les IREP à densité plus faible, de ceux à densité plus faible d'ouvriers, pour lesquels la courbe de l'indicateur rejoint la valeur 1 à une distance d'environ 600 mètres, celle-ci étant deux fois plus élevée pour les cadres.

## IREP et ZUS

Une autre façon globale d'apprécier la localisation des IREP est de la comparer avec les zones urbaines sensibles (ZUS). Ces ZUS sont constituées de 751 quartiers définis administrativement.

Bien qu'on ne puisse au sens strict assimiler ZUS et zones de pauvreté, ces quartiers cumulent différentes formes de nuisances : près de 50 % des logements sont victimes d'actes de vandalisme fréquents (alors qu'en zone pavillonnaire de tels actes ne concernent que 15 % des logements), 48 % souffrent de nuisances sonores fréquentes et 14 % d'une forte pollution.

48 % des communes ayant une ZUS ont aussi, dans leur périmètre, une IREP. Ce pourcentage qui semble important traduit surtout le fait que les ZUS sont souvent dans des zones industrielles. Lorsqu'il y a conjonction dans une commune d'une ZUS et d'une IREP, celle-ci est en général assez éloignée de la ZUS. En effet, seules 8 % des IREP sont situées à l'intérieur d'une ZUS (cf. tableau 2)

**Tableau 2 : distance des IREP aux ZUS**

	À l'intérieur d'une ZUS	À moins de 400 m d'une ZUS	À moins d'1 km d'une ZUS
Part des établissements se situant :	8,4 %	37,9 %	93,8 %

## Les populations résidant dans des zones exposées à des risques naturels

Les expositions aux risques accidentels sont peu couvertes par la littérature anglo-saxonne, qu'il s'agisse de risques anthropiques (accidents industriels) ou naturels (inondations, risques d'avalanche...). Ceci tient à la fois aux systèmes d'information requis, puisque aucune étude n'utilise des données de recensement géolocalisées, et à la nature de l'impact. En effet, la connaissance par les intéressés eux-mêmes de la probabilité de survenance et de la gravité d'un accident est difficile *a priori* à estimer, même au travers d'enquêtes. C'est pourtant elle qui devrait conditionner le choix de localisation.

### Les zones d'avalanche

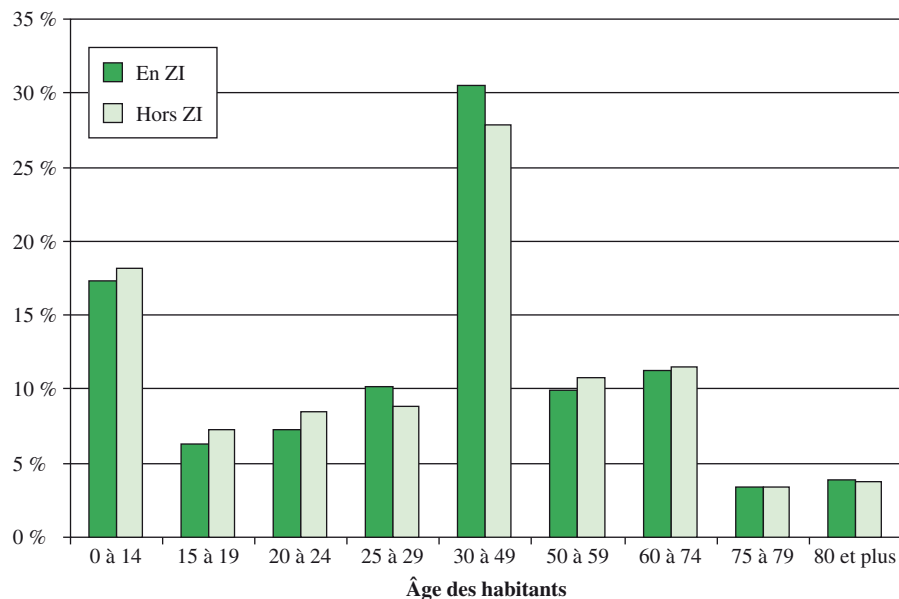
Une rapide investigation a été menée à la direction régionale de l'INSEE du Rhône s'agissant des zones soumises aux risques d'avalanches. Hors toute question de délimitation de ces zones, l'impossibilité de la géolocalisation des ménages (puisque ces zones comportent surtout des communes de moins de 10000 habitants) s'est rapidement révélée rédhibitoire. Un examen de cartes de recensement sur plusieurs communes a cependant suggéré que les habitations situées dans ces zones bénéficiaient d'aménités paysagères importantes (vue sur les cimes...). Les risques semblaient donc compensés par des aménités. Cette conclusion apparaît aussi au travers de l'examen de certaines zones inondables (cf. *infra*).

La cartographie des zones d'avalanche progresse cependant dans le sillage du développement des systèmes d'information géographique. Des « trous » en matière d'habitat sont fréquents<sup>9</sup> et indiquent que la connaissance du risque est perçue dans la commune.

### Les populations dans les zones inondables du Loiret

Dans le cadre de la mise en place d'un observatoire national des enjeux sociaux et économiques de l'exposition aux inondations, il a été demandé à l'IFEN le développement de méthodes, facilement réitérables et applicables au territoire national, d'estimation de la population et des logements des zones inondables. Un test a été réalisé dans le département du Loiret pour examiner la faisabilité d'une démarche basée sur l'exploitation des données de la statistique publique. Les travaux ont été engagés par l'IFEN avec l'INSEE-Centre.

**Graphique 5 : répartition par âge de la population totale des territoires en et hors zone inondable des grandes communes du Loiret**



La répartition par âge n'indique qu'une légère différence : elle apparaît un peu plus jeune dans la partie non inondable des communes concernées, les moins de 24 ans représentant 34 % de la population, contre 31 % dans la zone inondable. La commune d'Orléans contribue fortement à cet écart, notamment sur la population des 20-24 ans, par la présence de l'université située à La Source, hors zone inondable.

9. Cf. la base cartorisque désormais disponible sur internet.



### Encadré 3 : les communes de plus de 10 000 habitants

La DIREN-Centre a réalisé un atlas des zones inondables de la Loire moyenne en coordonnées Lambert 2, mis à jour en 2003. Chaque point a été caractérisé par un des quatre types d'aléas allant de faible à très fort.

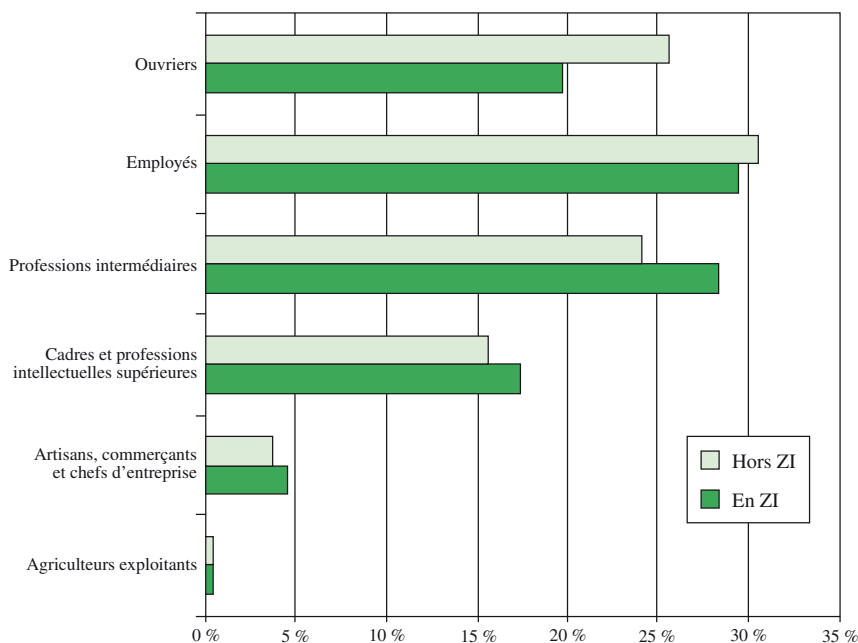
Dans les communes de 10 000 habitants et plus, la méthode développée par l'INSEE-Centre est basée sur un traitement géographique superposant le répertoire d'immeubles localisés (RIL) aux zones inondables afin de quantifier et qualifier les enjeux localisés au sein de ces zones. Cette méthode est donc uniquement applicable aux communes de plus de 10 000 habitants.

Le RIL comprend les adresses des habitations, des communautés et les adresses d'activité du répertoire SIRENE (et à moyen terme des équipements urbains), sous forme de points géocodés (20 m de précision). Le RIL a été initialisé en 2001 à partir des adresses enregistrées lors du recensement de 1999 et à partir de SIRENE. Il est mis à jour à partir des fichiers de permis de construire, du répertoire des entreprises et de leurs établissements (SIRENE), des fichiers de La Poste, des fichiers administratifs comportant une adresse (que l'INSEE est autorisé à utiliser). Il est également entretenu grâce aux échanges continus d'informations géographiques avec les communes concernées.

À partir du fichier de la DIREN sur les aléas des zones inondables, l'INSEE a attribué à chaque unité statistique du RIL un niveau d'aléa. Puis, l'appariement entre le RIL et le fichier exhaustif du RP 1999 a permis de dénombrer les immeubles, les logements et la population et de caractériser les immeubles suivant les variables de l'exploitation principale du recensement : type de logement, statut d'occupation, évacuation des eaux usées, moyen de chauffage, époque d'achèvement du logement...

L'appariement complémentaire réalisé par l'INSEE entre le RIL et le fichier issu du sondage au ¼ du RP 1999 complète la caractérisation des logements et décrit les individus recensés par catégorie socioprofessionnelle.

**Graphique 6 : répartition par catégorie socioprofessionnelle de la population active des territoires en et hors zone inondable des grandes communes du Loiret**



Source : INSEE/RIL-RP99 (sondage au ¼).

Parmi les actifs, la population des ouvriers et employés est sous-représentée en zone inondable. À l'inverse, sont surreprésentés les professions intermédiaires ainsi que les cadres et professions intellectuelles supérieures.

La domiciliation des catégories sociales les plus aisées ne semble pas avoir tenu compte du risque spécifique d'inondation qui aurait conduit celles-ci à s'éloigner de la zone inondable. À l'inverse, le caractère d'aménité de la proximité de la Loire et de ses paysages peut se révéler comme un des déterminants du lieu de vie.

L'extension de l'étude aux communes du Loir-et-Cher et de l'Indre-et-Loire montre que la présence d'ouvriers et employés n'est pas caractéristique des zones inondables. Pour l'ensemble des dix grandes communes du Centre inondable par la Loire, quatre seulement ont une proportion d'ouvriers et d'employés en zone inondable supérieure à la moyenne communale.

### Les populations résidant au voisinage d'un aéroport

De nombreuses études américaines ont cherché à mesurer la perte de valeur immobilière associée à la nuisance sonore. Une difficulté majeure de ces études consiste à isoler l'effet négatif du bruit de celui, positif, de l'accessibilité à l'aéroport. Un aéroport est en effet attractif du fait des emplois de l'aéroport et de ceux des commerces et services à proximité (hôtellerie...). Selon une « méta-analyse américaine », cet effet serait cependant difficile à isoler.

#### Le bruit des avions dans le Val-de-Marne

Les impacts du bruit dépendent de plusieurs variables : la variabilité, la durée, la direction, le spectre, et le lieu d'exposition du fait des qualités d'insonorisation des logements. Le ressenti du bruit est en partie subjectif, les seuils de tolérance et les réactions physiologiques et psychologiques différant entre les individus. La gêne n'est pas donc corrélée uniquement aux caractéristiques physiques des sons.

Une enquête en France a porté sur le bruit des avions dans le Val-de-Marne [6]. L'échantillon enquêté, soit 607 personnes, a été choisi comme représentatif d'une population exposée de 69 922 personnes réparties sur six communes situées à proximités de l'aéroport d'Orly et exposées au bruit des avions : Ablon, Boissy-Saint-Léger, Limeil-Brevannes, Orly, Valenton et Villeneuve-le-Roi. L'analyse met en avant de forts niveaux de gêne pour environ la moitié de l'échantillon

42 % des personnes se disant extrêmement gênées habitent dans la zone la plus exposée au bruit des avions. Cette population se distingue par la relation à son habitat : ambition de déménager, éloignement à quelques reprises dans l'année pour se rendre dans un endroit calme... Elle a un profil socioéconomique se caractérisant par des occupants propriétaires, se sentant proches des mouvements associatifs, vivant en couple avec un enfant et habitant une maison avec jardin.

La sous-population se déclarant « pas du tout gênée » dans la zone la plus exposée au bruit se distingue nettement de celle exprimant un niveau de gêne très élevé. Ces personnes se désintéressent des débats relatifs au bruit des avions, et la gêne, limitée ou absente, n'influe pas sur les attitudes ou pratiques. Cette population est

globalement plus jeune, masculine et sans enfant. Elle est plus mobile (faible ancienneté) et préfère la location d'appartement. Ces habitants semblent plutôt des résidents de passage pour qui l'installation sur le site est perçue comme une étape.

### **Encadré 4 : méthode d'estimation des enjeux pour les communes de moins de 10 000 habitants**

Dans les communes de moins de 10 000 habitants, l'information statistique (habitat, établissements) n'est pas géoréférencée. Une deuxième méthode a donc été développée. Elle est basée sur l'estimation de densités à partir de variables explicatives géoréférencées (surfaces de *Corine Land Cover*), l'objectif étant d'appliquer ces densités aux zones inondables des communes. Cette méthode est également applicable à l'ensemble des communes. L'IFEN a ainsi développé une méthode permettant une estimation des enjeux portant toutes les communes d'un territoire inondable décrit avec une cartographie au format SIG.

À partir du recensement 1999, les données INSEE pour les communes sont partitionnées en îlots regroupés pour l'information statistique (IRIS). Le zonage IRIS permet de préciser les caractéristiques sociodémographiques de fractions communales dans les grandes communes. Le zonage IRIS correspond à :

- l'IRIS-2000 pour toutes les communes urbaines d'au moins 10 000 habitants et la plupart des communes de 5 000 à 10 000 habitants (16 000 IRIS-2000 en France, dont 15 400 en métropole);
- la commune pour les petites communes non découpées (34 800 communes).

La base IRIS comprend les données détaillées du recensement 1999.

#### **La BDCARTO en complément de Corine Land Cover pour une description fine des surfaces urbaines**

Un traitement géographique exploitant les aléas des zones inondables, les contours communaux et une table contenant l'inventaire homogène de l'occupation du sol (table *Corine Land Cover* – CLC) permet de déterminer, pour chaque commune, les surfaces d'occupation des sols et leur niveau d'aléa. Pour identifier plus finement les surfaces urbaines, le repérage de celles-ci par la BDCARTO de l'IGN a été utilisé en complément des surfaces urbaines repérées dans CLC. L'ensemble de ce travail est intégré dans un fichier IRIS communal (France métropole), avec la répartition des surfaces CLC corrigées de la BDCarto (CLCC).

#### **L'estimation de densités sur trois types de surfaces par IRIS (ou communes)**

Il a été choisi d'estimer les densités de logement et de population à partir de régressions statistiques reliant les grandeurs observées au niveau communal et les différentes surfaces CLC. Les surfaces CLC retenues comme significatives dans la régression explicative de la fréquence de lieux d'habitation (ou de travail) sont les suivantes : tissu urbain continu; tissu urbain discontinu; autres surfaces. Les densités ont été estimées par IRIS (ou commune en présence d'un seul IRIS) avec les observations portant sur les IRIS voisins localisés sur les trois couronnes périphériques. Celles-ci ont été pondérées selon le niveau de proximité avec l'IRIS concerné.

#### **Un coefficient de correction communal par IRIS (ou communes)**

Pour chaque IRIS (ou commune), le ratio  $K_i = \text{valeur observée} / \text{valeur estimée}$  appliqué aux densités estimées dans les régressions permet de corriger pour chaque commune les coefficients de la régression. Cette correction restitue la valeur observée sur la surface totale de l'IRIS. Les densités corrigées peuvent alors être appliquées aux surfaces inondables de la commune pour déterminer la valeur recherchée (le nombre de logements par exemple).

#### **Une diffusion de résultats envisageables pour un ensemble suffisamment grand de communes**

L'application des densités aux surfaces CLCC fournit un nombre de logements estimé au niveau communal. Les aléas de la méthode ne permettent pas de diffuser des résultats à cette échelle. Le niveau départemental, avec une marge d'erreur inférieure à 20 %, semble plus adapté à la restitution des résultats.

## La dévalorisation liée au bruit dans une méta-analyse américaine

De manière générale, le principe des méta-analyses est de synthétiser les résultats d'études antérieures, en les régressant sur des caractéristiques du cas étudié ainsi que de la méthodologie employée.

Plusieurs études utilisées dans une méta-analyse des évaluations monétaires des nuisances sonores causées par la proximité d'un aéroport [14] ont eu pour objet commun de mesurer la différence moyenne entre le prix effectif des logements touchés par le bruit des avions et celui qu'il serait, non en l'absence de l'aéroport, mais plutôt en présence du même aéroport (avec les emplois qu'il offre) mais « rendu silencieux ».

Le prix du logement est modélisé comme une fonction du niveau de bruit en décibels, de caractéristiques observables du logement (taille, qualité de la construction, etc.) et du voisinage (taux de taxe locaux, taux de criminalité, etc.). La spécification retenue est le plus souvent semi-logarithmique, qui revient à une évaluation proportionnelle, l'hypothèse étant qu'un décibel de plus entraîne une perte de valeur de  $x$  % pour le logement,  $x$  étant par définition le taux de dépréciation par décibel (en anglais NDI, *noise depreciation index*). Néanmoins, certaines études optent plutôt pour une spécification linéaire, qui revient à une évaluation en niveau, en supposant qu'un décibel en plus entraîne une perte de valeur de  $y$  \$ quelle que soit la valeur du logement. Les résultats de ces dernières études ont été convertis en NDI à partir d'informations sur le prix moyen des logements.

Une difficulté de ces études consiste à isoler l'effet négatif du bruit de celui, positif, de l'accessibilité à l'aéroport, pour ceux qui y travaillent (ou dans les services liés) mais aussi pour les résidents prenant souvent l'avion. Les études les plus rigoureuses contrôlent cet effet accessibilité en exploitant le fait que les courbes de bruit constant ne sont pas des cercles autour de l'aéroport. Autrement dit, deux habitations situées à une même distance de l'aéroport peuvent être soumises à des niveaux de bruit différents.

La méta-analyse est effectuée à partir de 33 estimations provenant de 20 études couvrant 23 aéroports aux États-Unis et au Canada. Le pays exerce une influence significative : le NDI est plus élevé pour les aéroports canadiens qu'états-uniens d'en moyenne 0,3 point de pourcentage. Cette différence invite naturellement à la prudence si l'on souhaite extrapoler les résultats à la France.

De manière assez surprenante, il apparaît que les études qui ne contrôlent pas l'effet accessibilité n'obtiennent pas des résultats significativement inférieurs aux autres, ce qui laisse penser que cet effet est négligeable par rapport à l'effet bruit.

Au total, la méta-analyse situe le NDI autour de 0,5 % pour les aéroports situés aux États-Unis (respectivement 0,8 % au Canada). Ainsi, un logement soumis à un niveau de bruit de 55 dB (valeur typique pour une zone urbaine quelconque) vaudrait aux États-Unis entre 4 et 16 % (respectivement entre 10 et 22 % au Canada) de plus qu'un logement identique soumis à un niveau de bruit de 75 dB (valeur typique à proximité d'un aéroport).

## Relations entre pollution atmosphérique, crise d'asthme et niveau socioéconomique

Une étude locale réalisée en France [1] sur la communauté urbaine de Strasbourg, dans le cadre d'un programme de recherche, a permis d'avancer dans l'identification des variables pertinentes rapprochant impacts des polluants atmosphériques et niveau de vie. Elles procèdent également par une méthode statistique, et non par enquête, à partir du recensement de la population de 1999.

Plus précisément, les travaux menés dans ce cadre visent à éviter certains biais associés aux mesures des effets sanitaires des pollutions, à partir uniquement de données sur des concentrations en polluants. L'objectif est de rapprocher le niveau socioéconomique du ménage non de l'état de la zone où il résidait, mais des relations dans cette zone entre la pollution atmosphérique et la survenance de cas d'exacerbation de l'asthme. L'étude élabore pour cela un modèle reliant les cas de survenance aux données sur la pollution atmosphérique, par heures et type de polluants (SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, O<sub>3</sub>, CO).

Le niveau socioéconomique est approché par un ensemble de variables du recensement incluant, outre la CSP, des éléments d'occupation, de diplôme ou de taille des ménages. Toutefois, les estimations sont menées non au niveau de l'îlot (individuel) mais de l'IRIS (groupe d'environ 2 000 personnes).

Les premiers résultats concluent à une absence de corrélation entre le niveau de vie et la relation pollution-crise d'asthme. Des investigations plus approfondies sont en cours pour affiner la spécification et l'échelle d'observation.

## Cadre de vie et cumuls d'inégalités

L'enquête « Vie de quartier » de l'INSEE (2003) fournit plusieurs indications sur les nuisances environnementales des ménages pauvres. Seuls quelques résultats sont repris ici. Ils semblent indiquer que, si le fait d'être défavorisé expose effectivement davantage à des nuisances en matière de cadre de vie, celles-ci ne semblent pas ressenties différemment pour les ménages défavorisés et les autres. Ces statistiques renseignent cependant sur des disparités sociales et territoriales et non sur les facteurs qui en sont à l'origine.

### Le bruit

Selon l'enquête « Vie de quartier » (2003) de l'INSEE, le bruit gêne chez eux 32 % des ménages pauvres et 25 % des autres ménages.

La déclaration d'être gêné n'est pas due à une sensibilité plus importante des ménages pauvres mais bien à une concentration de ces ménages dans des quartiers plus bruyants. En effet, dans un même type de quartier, le niveau de nuisances sonores est ressenti de façon similaire par tous les ménages. Dans les quartiers pavillonnaires, le bruit gêne environ 18 % des ménages et les ménages pauvres

ne s'y distinguent pas des autres. Il en est de même dans les cités et les grands ensembles où la proportion est deux fois plus élevée (36 %).

Les quartiers les plus exposés, donc les plus accessibles financièrement, sont bien ceux où les ménages à faible revenu sont les plus nombreux. C'est le cas des ZUS où le bruit indispose plus de 39 % de l'ensemble des ménages et où les ménages du 1<sup>er</sup> décile de revenu sont plutôt moins nombreux à se plaindre (36 %). Mais les ménages pauvres des ZUS représentent 20 % de l'ensemble des ménages pauvres (la proportion est de 8 % pour les autres ménages). Si la pauvreté augmente la probabilité d'habiter un quartier plus bruyant, la gêne déclarée est similaire pour les personnes pauvres et les autres.

### L'agrément du quartier

La qualité de ce cadre de vie est évaluée, dans l'enquête, à partir de questions portant sur des problèmes (confort du logement) ou des nuisances (quartier trop bruyant). Un cadre de vie de qualité se définira comme un cadre de vie qui en serait exempt.

Près de 90 % des citoyens trouvent leur quartier agréable à vivre. Mais les réponses négatives quant au quartier varient de 20 à 40 % dans les cités, les grands ensembles, les ZUS, ou lorsque le chômage est important. Dans les ZUS de l'unité urbaine de Paris, plus de 40 % des habitants ne jugent pas positivement leur quartier.

Dans les quartiers où le taux de chômage est le plus élevé, plus de 20 % des habitants déclarent que leur quartier n'est pas agréable à vivre alors qu'ils sont moins de 6 % dans les quartiers où il est le plus faible (1<sup>er</sup> quartile).

Si on différencie l'effet d'être soi-même chômeur de celui d'habiter un quartier où le taux de chômage est fort, *ceteris paribus*, être chômeur par rapport à être employé ne fait pas varier la probabilité de répondre à la question sur le caractère agréable du quartier. Ce sont donc bien les caractéristiques du quartier qui expliquent qu'on le juge ou non agréable, et non le profil de l'habitant interrogé.

## Bibliographie

- [1] Bard D. *et alii* (2007), «Eploring the joint effet of atmospheric pollution and socioeconomic status on selected health outcomes : an overview of the PAISARC project», *Environmental Research Letters*.
- [2] Brainard *et alii*, «Modelling environmental équity : access to air quality in Birmingham UK», *Environment and Planning*, 4, p. 695-716.
- [3] Conseil national du crédit (1999), *Les enjeux financiers du vieillissement de la population*.
- [4] Diebolt W., Helias A., Bidou D., Crepey G. (2005), *Les inégalités écologiques en milieu urbain*, rapport de l'IGE.
- [5] Downey L. (1998), «Environmental Injustice : Is Race or Income a Better Predictor ?», *Social Science Quaterly*, vol. 79, n° 4, University of Texas Press.
- [6] Faburel G. (2000), «Évaluation du coût social du bruit des avions et acceptabilité sociopolitique. Application au cas d'Orly», thèse, université Paris XII.
- [7] Hamilton J. (1993), «Politics and Social Costs : Estimating the Impact of Collective Action on Hazardous Waste Facilities», RAND, *Journal of Economics*, 24 (1), p. 101-25.
- [8] Hirschman A.O. (1970), *Exit, voice, and loyalty. Responses to decline in firms, organizations, and States*, Cambridge, MA, Harvard University Press.
- [9] IFEN (2006), «Les inégalités environnementales», *L'environnement en France*.
- [10] Jerrett M *et alii* (2005), «A Review and Evaluation of Intraurban Air Pollution Exposure Models», *J Expo Anal Environ Epidemiol*, 15, p. 185-204.
- [11] Laigle L, Oehler V. (2004), *Les enjeux sociaux et environnementaux du développement urbain : la question des inégalités écologiques*, Centre scientifique et technique du bâtiment.
- [12] Laigle L., Tual M. (2007), «Conceptions des inégalités écologiques dans cinq pays européens : quelle place dans les politiques de développement urbain durable ?», *Développement durable et territoires*, dossier 9.
- [13] Lepeltier S. (2003-2004), *La mondialisation, une chance pour l'environnement*, rapport d'information du Sénat, n° 233, partie 2, II b.
- [14] Nelson J.P. (2004), «Meta-Analysis of Airport Noise and Hedonic Property Values», *Journal of Transport Economics and Policy*, vol. 38 (1), janvier, p. 1-28.
- [15] Pearce DW (2006), *Framework for assessind the distribution of environmental quality, The Distributionnal Effects of Environmental Policy*, OCDE, ed. Ysé Serret & Nick Jonhstone.
- [16] Saint-Marc P. (1975), *Socialiser la nature*, éd. Stock.

[17] Theys J. (2000), *Développement durable, ville et territoires : innover et décloisonner pour anticiper les ruptures*, note du Centre de prospective et de veille scientifique, n° 13, ministère de l'Équipement.

[18] Villalba B., Zaccà E. (2007), « Inégalités écologiques, inégalités sociales : interfaces, interactions, discontinuités ? », *Développement durable et territoires*, dossier 9.

[19] Cornut P., Bauler T., Zaccà E. (2007), *Environnement et inégalités sociales*, coll. Aménagement du territoire et environnement, éd. de l'Université de Bruxelles.



## Chapitre 2

# **La dimension sociale des comportements environnementaux**



L'importance du thème de la « consommation durable » est désormais de plus en plus affirmée, et infléchir des modes de consommation générateurs de pressions sur l'environnement est perçu comme un enjeu politique majeur.

Les pressions environnementales ont longtemps été appréhendées sous l'angle quasi exclusif des secteurs producteurs (industrie, agriculture, bâtiment, transport). Faute d'informations en matière d'attribution de flux aux produits consommés par les ménages, les politiques environnementales ont mis en premier lieu l'accent sur les producteurs par des mesures réglementaires et économiques. Les incidences environnementales des comportements des ménages restaient surtout appréhendées au travers de pratiques telles que la production et le tri des déchets, les consommations en eau et énergie, et la sélection préférentielle de certains produits.

Désormais, l'évaluation de l'impact des modes de consommation sur l'environnement devra aller au-delà du suivi de telles pratiques. Même si elles peuvent paraître emblématiques d'une attention à l'environnement, elles ne donnent qu'une vision partielle de la manière dont les modes de vie occasionnent des pressions sur l'environnement.

Aussi, la période récente est caractérisée par de nombreuses initiatives en faveur d'une écoconsommation, qu'elles émanent des pouvoirs publics (bonus-malus automobile, par exemple) ou des entreprises (multiplication d'offres de « produits verts »).

Ces effets d'offre interviennent cependant dans un contexte où les prix relatifs des biens de consommation sont affectés par des hausses de prix dans l'énergie et les matières premières. Séparer les effets d'offre et les effets de demande liés aux évolutions de prix pour analyser les comportements nécessitera le temps de collecte des informations. Ce chapitre est donc contraint d'aborder des études qui se trouvent quelque peu en décalage avec la situation actuelle, fortement marquée par les orientations issues du Grenelle de l'environnement.

## **La notion de « consommation verte »**

Plusieurs organisations des modes de vie, liées à l'habitat ou aux déplacements, ont des conséquences en matière environnementale. S'agissant des produits de consommation courants, peu d'informations sont encore disponibles quant à leur incidence. On sait par exemple qu'un kilogramme de viande rouge est équivalent, s'agissant des émissions de gaz à effet de serre, à 80 km parcourus avec une voiture de tourisme moyenne. De tels exemples étaient encore rares au moment de la rédaction de ce rapport. Selon une estimation récente, les émissions de CO<sub>2</sub> associées aux produits et services consommés seraient du même ordre que les émissions liées aux usages privés de l'énergie [1].

On peut noter, d'une façon générale, qu'une telle question a une double entrée, positive et normative.

Sur le premier point, il faudrait établir par domaine (air, eau, biodiversité...) et pour tous les produits de consommation, les pressions associées :

- à la production du produit, à la fois dans toutes ses composantes (inputs et « inputs d'inputs ») et sur toute la filière (y compris le fret), à l'instar de l'exemple de la viande rouge *supra* ;
- à l'utilisation du produit : consommation d'énergie et d'eau, émissions de substances toxiques à l'usage ;
- à l'élimination du produit : composantes recyclables ou non, produit jetable ou rechargeable...

Ce n'est qu'au prix de ce type d'information qu'une approche normative du mode de consommation pourrait alors être posée. Autrement dit, en supposant un consommateur qui réduirait sa consommation sur les postes pour lesquels il dispose d'une connaissance des pressions induites (énergie, eau principalement), comment devrait-il alors affecter le revenu ainsi dégagé de façon à ce que, au final, l'environnement soit gagnant ?

Le système d'information disponible est encore loin de permettre de répondre à une telle question, du fait notamment de l'intégration de plus en plus poussée des systèmes de production. Pourtant, associer des structures de consommation aux pressions environnementales induites serait précieux pour anticiper sur des effets redistributifs passant par les prix des politiques environnementales d'internalisation (*cf.* chapitre 3). Cela permettrait d'éviter aussi la tentation d'associer en dynamique protection de l'environnement et réduction tendancielle de la consommation globale par tête. Une contrainte environnementale devrait s'exprimer en termes de réduction tendancielle de la consommation finale de certains flux de matières, sur lesquels les travaux sont encore en cours.

## Les pratiques environnementales des ménages

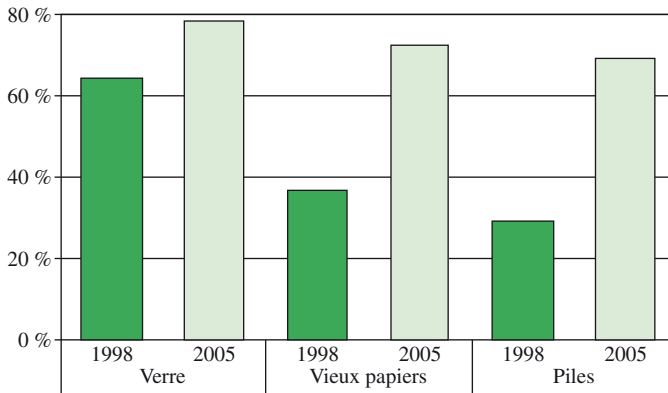
Une enquête de l'INSEE dresse un panorama de certains domaines où les ménages exercent une pression sur l'environnement : les déchets, la consommation d'énergie dans les logements, la consommation de produits biologiques et les déplacements [2]. Outre les données sur les impacts environnementaux des comportements domestiques, des résultats issus de l'enquête INSEE sur les pratiques environnementales donnent des indications sur le degré d'adoption de certains gestes [3]. Une limite de ces données est qu'elles reposent sur des déclarations de pratiques. Elles fournissent cependant une vision assez précise des attitudes des ménages, c'est-à-dire les dispositions à un comportement motivé en termes d'adoption d'un certain nombre de gestes favorables à l'environnement. Ces données déclaratives constituent donc aussi une mesure de la diffusion et de l'intériorisation des comportements comme norme.

Menée en 1998 et en 2005, l'enquête permanente sur les conditions de vie des ménages de l'INSEE permet de dresser l'état des lieux d'un certain nombre de pratiques environnementales adoptées dans la sphère domestique et de suivre leur évolution sur cette période.

## Le tri et la production de déchets

En France, entre 1998 et 2005, la proportion de ménages déclarant pratiquer le tri du papier ou le tri des piles a doublé, passant dans le premier cas de 36 à 72 % et de 29 à 70 % dans le second (cf. graphique 1). Le tri du verre, déjà répandu en 1998 (64 %), connaît une progression logiquement plus réduite, mais reste encore la pratique la plus fréquemment déclarée par les ménages en 2005 (78 %).

**Graphique 1 : proportion de ménages triant leurs déchets ménagers**



Source : [2].

Cette évolution est, pour une part importante, liée à la généralisation des facilités de collecte : entre 1998 et 2005, la part des ménages disposant d'une collecte sélective à domicile a presque triplé (de 23 à 61 %). Celle des ménages déclarant disposer d'un collecteur de vieux papiers à proximité de chez eux a, dans le même temps, crû de 20 points. Or les pratiques de tri apparaissent très liées à la présence de ces collecteurs (cf. tableau 1) ; quand il y a collecte sélective, presque neuf ménages sur dix déclarent pratiquer systématiquement le tri. Quand elle est absente, au contraire, 40 % des ménages ne trient jamais. La disponibilité d'un collecteur est désormais moins déterminante dans le cas du verre dont la récupération est, depuis plusieurs années maintenant, entrée dans les habitudes pour une majorité de ménages.

**Tableau 1 : pratiques de tri en fonction de la présence de collecteurs de déchets**

	Tri du papier			Tri du verre			
	Pas de collecte sélective à domicile	Collecte sélective à domicile	Ensemble	Pas de collecteur de verre à proximité	Collecteur de verre à proximité	Deux collecteurs de verre à proximité	Ensemble
Trié toujours	54	85	72	66	79	84	78
Trié de temps en temps	6	5	6	6	6	5	6
Ne trie jamais	40	10	22	28	15	11	16
Ensemble	100	100	100	100	100	100	100
Ménages ayant accès à un collecteur	39	61	100	10	54	36	100

Source : [2].

La propension à trier ses déchets est plus faible chez les ménages les plus jeunes (*cf.* tableau 2). Elle croît avec le niveau de vie de façon significative : faire partie du quart des ménages ayant le plus haut niveau de vie plutôt que du quart le plus modeste élève, si les autres caractéristiques du ménage restent inchangées, la probabilité de trier le verre de 15 points.

Parce qu’habitant majoritairement dans des habitats collectifs où, par manque de place, la collecte est plus difficile à mettre en place, les habitants des zones urbaines trient moins le verre que les ruraux. En effet, habiter dans une maison individuelle accroît, toutes les autres caractéristiques du ménage inchangées, la probabilité de trier le verre de 17 points et les emballages de 23 points.

Les pratiques de tri apparaissent cohérentes. On trie rarement un seul type de déchets : seuls 9 % des ménages qui déclarent trier le verre ne trient pas les emballages et les plastiques et seulement 4 % des ménages déclarant trier les emballages et les plastiques ne trient pas le verre.

S’ils sont soucieux de la gestion des déchets lorsqu’ils sont produits, les ménages semblent en revanche moins concernés par leur réduction à la source : 17 % seulement déclarent faire attention lors de leurs achats à la quantité de déchets qu’ils généreront.

**Tableau 2 : mesure des effets propres des principales caractéristiques du ménage ayant une influence sur le tri**

Modalités	Tri du verre		Tri des emballages	
	Plus ou moins	Significativité	Plus ou moins	Significativité
Constante	78,5 %		52,92 %	
<b>Niveau de vie</b>				
1 <sup>er</sup> quartile (Q1)	Réf.	Réf.	Réf.	Réf.
Médiane (Mé)	8,18	***	7,42	***
3 <sup>e</sup> quartile (Q3)	10,39	***	10,13	***
4 <sup>e</sup> quartile (Q4)	15,17	***	16,27	***
<b>Âge de la personne interrogée</b>				
15-29	- 7,59	***	- 8,97	***
30-50	Réf.	Réf.	Réf.	Réf.
51-65	ns	ns	ns	ns
+ 66 ans	3,86	*	ns	ns
<b>Nombre de personnes dans le ménage</b>				
1	4,91	***	ns	ns
2	9,05	***	7,16	***
+ de 2	Réf.	Réf.	Réf.	Réf.
<b>Zone de résidence</b>				
Pôles urbains	- 13,20	***	ns	ns
Communes périurbaines	ns	ns	ns	ns
Rural	Réf.	Réf.	Réf.	Réf.
<b>Type d'habitat</b>				
Individuel	17,41	***	22,77	***
Collectif	Réf.	Réf.	Réf.	Réf.
<b>Proximité d'un collecteur de verre/emballage</b>				
Oui	Réf.	Réf.	Réf.	Réf.
Non	- 15,28	***	- 3,59	**

Lecture : Si le ménage de référence passe, toutes les caractéristiques inchangées par ailleurs, du 1<sup>er</sup> quartile de revenu à un revenu médian, alors sa probabilité de trier le verre augmente de 8 points. Le ménage pris comme référence (réf.) est composé de plus de deux personnes et appartient au 1<sup>er</sup> quartile de revenu. L'individu de référence a entre 30 et 50 ans. Il vit en zone rurale dans un habitat collectif. Il dispose d'un collecteur de verre et/ou d'emballage à proximité.

Source : [2].

## La consommation d'énergie

La consommation d'énergie au sein de l'OCDE s'est accrue de 36 % entre 1973 et 1998.

L'évolution de la consommation d'énergie par les ménages est principalement liée aux modes de vie et aux habitudes de consommation. On connaît ainsi de mieux en mieux la quantité d'émission de gaz à effet de serre d'un certain nombre d'activités liées aux ménages : le logement, les équipements ménagers, les déplacements, la consommation alimentaire, etc.

En 2004, les logements représentaient 13 % des émissions nationales. La consommation d'énergie d'une habitation se répartit ainsi de la manière suivante : 74 % pour le chauffage, 9 % pour la production d'eau chaude, 6 % pour la cuisson et 11 % pour l'électricité spécifique [4].

Les émissions du secteur résidentiel augmentent de 1 % par an depuis 1990. L'individualisation des modes de vie est un facteur important pour comprendre l'impact des ménages sur l'environnement dans le domaine de l'habitat. L'augmentation du nombre de ménages et la diminution de leur taille contribuent à accroître le nombre des logements : il fallait 323 logements pour loger 1 000 personnes en 1968, il en faut 417 en 1999. Le report de la construction sur la maison individuelle entraîne la périurbanisation génératrice d'une forte augmentation des déplacements quotidiens des ménages (cf. chapitre 3).

La demande d'énergie des ménages n'est pas une demande en soi mais combinée à l'achat et à l'utilisation d'autres biens et services. La formalisation générale des préférences des ménages en matière d'énergie est donc délicate puisque celles-ci sont très hétérogènes. En particulier, à équipement identique, la consommation d'énergie peut varier substantiellement selon les individus.

### **La maîtrise de la consommation d'énergie hors chauffage et transport : un intérêt financier avant tout**

84 % des ménages déclarent faire attention à leur consommation en électricité dans leur utilisation habituelle de leurs appareils électroménagers. Ils sont par exemple 66 % à éteindre la veille de leur téléviseur.

Ils sont en revanche nettement moins nombreux à exprimer cette préoccupation au moment de l'achat, seuls 41 % des enquêtés indiquant que les caractéristiques de consommation énergétique de l'appareil ont constitué un élément important du choix. De même, la plupart des ménages (83 %) indiquent connaître l'existence des ampoules basse consommation, mais seule une moitié en est équipée. Et parmi les ménages en possédant, 64 % en mettent sur moins de la moitié des luminaires du logement. À l'inverse, et bien qu'elles constituent un mode d'éclairage parmi les plus consommateurs en électricité, les lampes halogènes sont largement présentes dans les foyers : 42 % en possèdent au moins une et cette part est encore de 41 % chez les ménages qui déclarent pourtant faire attention à leur consommation (49,5 % pour ceux qui ne le font pas).

Contrôler sa consommation et s'équiper en appareils économes constituent donc deux comportements inégalement répandus, Le premier favorise le second qui apparaît ainsi comme un degré supplémentaire dans le souci d'économiser l'énergie : la part des ménages vigilants à l'achat est sensiblement plus forte (43 %) chez ceux qui font attention à leur consommation d'électricité que chez les autres (27 %) (cf. tableau 3).



**Tableau 3 : un comportement d'économie cohérent**

	Ensemble	Fait attention à la consommation d'électricité		Éteint la veille		Consommation d'énergie : critère déterminant pour l'achat d'un électroménager		Utilise des lampes basse consommation	
		Oui	Non	Oui	Non	Oui	Non	Oui	Non
Fait attention à sa consommation d'électricité	84	s. o.	s. o.	88	78	90	80	87	82
Éteint la veille de son téléviseur	66	69	52	s. o.	s. o.	71	63	69	63
La consommation en énergie : critère déterminant à l'achat	41	43	27	45	36	s. o.	s. o.	51	33
Utilise des lampes basse consommation	41	42	34	43	39	52	34	s. o.	s. o.

Lecture : 87 % des ménages utilisant des ampoules basse consommation font attention à leur consommation d'électricité contre 82 % des personnes n'utilisant pas d'ampoule basse consommation ; 84 % de l'ensemble des ménages font attention à leur consommation d'électricité.

Source : [2].

L'attention aux consommations et aux veilles électriques concerne aussi bien les ménages les plus modestes (1<sup>er</sup> quartile de revenu) que les ménages aisés (dernier quartile). En revanche, lors de l'achat d'équipements, le poids des considérations de rendement énergétique est plus faible chez les ménages modestes (cf. tableau 4). Le surcoût de ces équipements plus économes en est évidemment la cause. Ainsi, chez les ménages du 1<sup>er</sup> quartile de revenu, l'absence d'ampoules basse consommation a des raisons principalement financières (35 % contre 22 % pour les ménages du dernier quartile), alors qu'elles sont principalement esthétiques chez les ménages du plus haut quartile (53 % contre 39 % pour les ménages du 1<sup>er</sup> quartile). L'obstacle financier joue aussi, au bénéfice des économies d'énergie cette fois, pour les lampes halogènes, absentes dans la grande majorité des ménages les plus modestes (70 %) alors qu'elles équiperont la moitié des ménages les plus aisés.

**Tableau 4 : la vigilance vis-à-vis de la consommation d'énergie selon le niveau de vie**

	Quartile de niveau de vie	
	Q 1	Q 4
Fait attention à la consommation d'eau	80	74
Fait attention à la consommation d'électricité	86	80
Éteint la veille du téléviseur	65	62
Consommation d'énergie : critère déterminant pour l'achat d'électroménager	33	45
N'utilise pas de lampe halogène	70	39
Utilise des lampes basse consommation	32	50
Fait attention à quantité de déchets à recycler au moment de l'achat	15	20

Lecture : parmi les ménages du 1<sup>er</sup> quartile de niveau de vie, 80 % déclarent faire attention à leur consommation en eau.

Source : [2].

Les économies d'énergie réalisées par les ménages aisés sont cependant contrebalancées par un équipement sensiblement plus important que les ménages plus modestes (cf. tableau 5). C'est en particulier le cas d'appareils parmi les plus consommateurs : 36 % des ménages aisés (4<sup>e</sup> quartile) sont par exemple équipés en sèche-linge et la même proportion dispose de plusieurs halogènes, contre respectivement 22 % et 12 % des ménages les plus modestes (1<sup>er</sup> quartile).

**Tableau 5 : l'équipement des ménages en électroménager selon le niveau de vie**

Type d'appareil d'électroménager	Consommation moyenne (kWh/an)	Pas d'équipement		Un équipement		Plus d'un équipement	
		Q1	Q4	Q1	Q4	Q1	Q4
Réfrigérateur	650	1,0	0,3	90,7	81,2	8,3	18,5
Lave-vaisselle	280	66,8	30,3	32,7	68,9	0,4	0,8
Sèche-linge	480	77,2	63,6	22,3	36,2	0,5	0,1
Téléviseur	200	4,8	4,1	61,0	48,2	34,2	47,7
Halogène	310	70,2	38,9	17,9	24,8	11,8	36,3

Lecture : la consommation électrique moyenne d'un réfrigérateur est de 650 kWh/an. Seuls 1 % des ménages du 1<sup>er</sup> quartile de niveau de vie (Q1) en sont dépourvus.  
Source : [2].

La formalisation générale des préférences des ménages en matière d'énergie est délicate dans la mesure où celles-ci sont très hétérogènes puisque à équipement identique la demande d'énergie s'avère différente selon les populations.

L'influence du revenu sur la demande des ménages met aussi en avant des effets de substitution. L'augmentation du revenu augmente l'équipement du ménage mais l'équipement acheté peut aussi s'avérer moins énergivore.

### Encadré 1 : l'expérience de la crise d'énergie en Californie et l'information en matière d'économie d'énergie

La crise de l'énergie californienne en 2001 qui s'est manifestée par des pénuries ponctuelles d'énergie et une montée du prix de kilowatt a été l'occasion d'une étude empirique sur les réactions des ménages face à un tel choc énergétique. Les principales conclusions avancées sont :

- la réponse a été importante puisque 75 % des ménages ont déclaré avoir adopté au moins une action d'économie; les économies d'énergie se sont manifestées par une plus grande vigilance plutôt que par l'adoption d'appareils plus économes; la climatisation en particulier a été moins utilisée;
- les propriétaires sont apparus plus vigilants que les locataires.

Enfin, les hausses de prix ayant été sporadiques, il semblerait que les ménages aient agi par civisme et motivation intrinsèque. Un an après cette crise, les Californiens auraient continué à être vigilants sur leur consommation par conscience des limites du système de production.

## L'usage de la voiture : entre commodité et usage contraint

Les ménages aisés se disent, au moment de l'achat, plus souvent attentifs (66 %) à la consommation de carburant que les ménages les plus modestes (56 %) et leurs véhicules sont en moyenne plus récents (7,5 ans contre 11,0 ans pour les ménages du 1<sup>er</sup> quartile). Ils possèdent cependant en moyenne 0,8 voiture par adulte contre 0,5 pour les ménages modestes, et leurs voitures disposent plus souvent de la climatisation (59 % contre 39 %) dont la surconsommation de carburant en fonctionnement est de 30 % en ville et 15 % sur route.

La voiture est de loin le moyen de transport le plus utilisé pour aller travailler ou étudier. La majorité des personnes interrogées n'utilise d'ailleurs que ce moyen, particulièrement quand elles vivent en couronne périurbaine ou à la campagne. Toutefois, quel que soit le lieu de résidence, la raison la plus fréquemment invoquée est l'absence ou l'incommodité des transports en commun ; en particulier, quand le trajet vers le lieu de travail est long (plus de 20 km), 49 % des personnes privilégiant la voiture invoquent un défaut de transports en commun, proportion très supérieure aux autres raisons. Quand le trajet est de moins de 2 km, les personnes interrogées justifient l'utilisation de leur voiture par le besoin de se déplacer pour des activités extraprofessionnelles et pour des raisons de confort.

Une estimation du kilométrage parcouru et du nombre de voitures par ménage met en avant non seulement le quartile de niveau de vie (revenu par unité de consommation, cf. chapitre 3) mais aussi la zone de résidence comme facteur explicatif de la consommation.

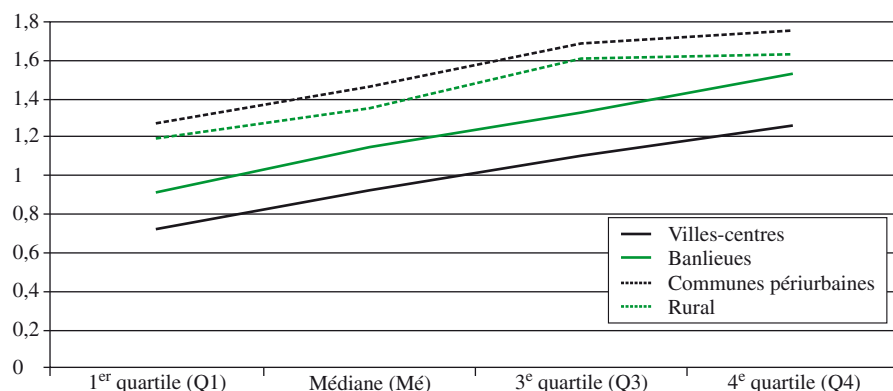
Ainsi, au sein du 1<sup>er</sup> quartile de revenu, les ménages de la zone périurbaine feraient près de deux fois plus de distance en voiture que les ménages des villes-centres. Pour les ménages du 4<sup>e</sup> quartile de revenu, la différence serait encore de 76 %. Les variations entre villes-centres et banlieues sont moindres avec des surcroûts de kilométrage par ménage variant entre 16 % et 28 % suivant le quartile de revenus.

**Tableau 6 : kilométrage moyen pour la voiture considérée, en fonction de la zone de résidence et du revenu du ménage (km)**

	Villes-centres	Banlieues	Communes périurbaines	Rural
1 <sup>er</sup> quartile (Q1)	13 513	13 010	14 947	13 380
Médiane (Mé)	13 659	12 773	15 442	13 619
3 <sup>e</sup> quartile (Q3)	14 748	15 639	16 471	18 102
4 <sup>e</sup> quartile (Q4)	15 943	15 165	20 140	17 718

Source : [2], D4E.

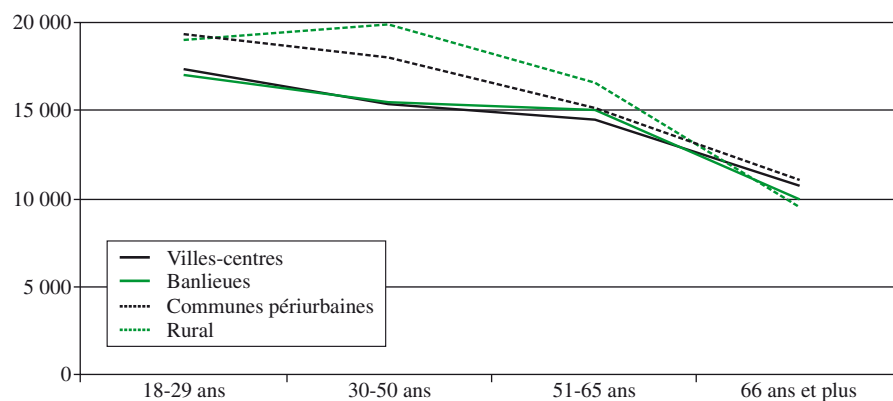
**Graphique 2 : nombre de véhicules par ménage en fonction du revenu et de la zone de résidence**



Source : [2], D4E.

Quels que soient le revenu et la localisation, la mobilité diminuerait aussi fortement après 65 ans. Toutefois ce résultat méritera aussi d'être validé par la prochaine enquête mobilité. Les réponses obtenues dans cette enquête, s'agissant du kilométrage parcouru, peuvent en effet concerner un autre membre du ménage.

**Graphique 3 : kilométrage du véhicule considéré en fonction de l'âge du déclarant et de la zone de résidence**



Source [2], D4E.

## La consommation de produits de l'agriculture biologique

En octobre 2004, 44 % des Français déclarent consommer des produits biologiques (22 % au moins une fois par semaine et 22 % au moins une fois par mois), soit une augmentation significative par rapport à la précédente vague réalisée en 2003 (baromètre de l'Agence bio, cf. encadré 2). C'est dans ces mêmes proportions qu'ils déclarent avoir acheté un ou plusieurs produits biologiques au cours des

quatre dernières semaines. De ce fait, la part des non-acheteurs diminue, pour passer d'un Français sur deux n'achetant jamais de produits bio en 2003 à deux Français sur cinq aujourd'hui.

### Encadré 2 : le Baromètre de l'Agence bio

Les résultats sont issus du Baromètre de consommation et de perception des produits de l'agriculture biologique réalisé par l'Agence bio (Agence française pour le développement et la promotion de l'agriculture biologique). Ce rapport consigne les résultats de la deuxième vague réalisée du 15 au 21 octobre 2004.

Le baromètre est issu d'une enquête ayant le dispositif méthodologique suivant : il s'agit d'une enquête quantitative en face-à-face à domicile, auprès d'un échantillon de 1 000 personnes représentatif de la population française (en termes de sexe, d'âge - 15 ans et plus -, de catégorie socioprofessionnelle, de région et de taille d'agglomération). Le questionnaire est différent selon que la personne consomme ou non des produits bio.

La population des consommateurs reste dans l'ensemble plutôt féminine, les âges quant à eux étant de plus en plus diversifiés. Les catégories socioprofessionnelles se diversifient, avec cependant une pondération toujours accrue des artisans, commerçants et cadres. La pratique reste aussi caractéristique des communes urbaines, et surtout des villes de plus de 100 000 habitants, mais se diffuse dans les petites communes de moins de 2 000 habitants. Les consommateurs sont enfin de plus en plus nombreux à l'Est (56 %) et dans le sud-ouest de la France (52 %).

**Tableau 7 : caractéristiques des individus déclarant consommer des produits bio (en %)**

<b>Sexe</b>	
Homme	41
Femme	48
<b>Âge</b>	
15-24 ans	36
25-34 ans	46
35-49 ans	44
50-64 ans	53
65 ans et +	44
<b>Profession du chef de famille</b>	
Agriculteur	55
Artisan/commerçant	53
Cadre/profession libérale	63
Profession intermédiaire	46
Employé	41
Ouvrier	35
Retraité	47
Autre inactif	39

Source : Baromètre Agence bio, octobre 2004.

La non-consommation tient aux mêmes freins qu'en 2003 : les prix des produits bio sont perçus comme élevés et supérieurs à celui des produits substituables.

Le prix reste la principale cause de non-achat, notamment chez les plus jeunes (25-49 ans) et les femmes.

### Les motivations : santé et goût d'abord

Une enquête s'est intéressée en 2002 à la perception et au niveau de connaissance des produits biologiques laitiers (cf. encadré 3).

#### Encadré 3 : l'enquête 2002 sur les produits biologiques laitiers

Les enquêtes ont été menées sur 140 interviews de 30 minutes et 7 focus groupes en réunion de trois heures. Le questionnaire est constitué de 25 questions majoritairement en assisté, pour appréhender :

- les discours sur les produits biologiques et plus particulièrement les produits laitiers bio;
- les informations et les positionnements des produits laitiers bio à partir de l'étude des messages transmis par 60 packagings de marques et de la grande distribution;
- les stratégies de merchandising dans les grandes enseignes de distribution et des marques;
- les opinions et représentations des consommateurs.

En général, la perception des produits bio est positive et repose sur des croyances envers :

- un mode de production naturel ;
- le respect d'un cahier des charges et le contrôle des produits ;
- la sécurité alimentaire assurée liée au mode de production. Ces perceptions santé et sécurité alimentaire sont plus présentes pour les produits fruits et légumes, viande, œufs et lait. Le point faible reste le prix élevé des produits.

Des consommateurs se distinguent en plusieurs types :

- consommateurs réguliers : les produits bio représentent leur engagement et leur relation de confiance envers les produits consommés ;
- consommateurs occasionnels : les produits bio représentent un retour aux sources ;
- non-consommateurs : perception du caractère sain et naturel des produits bio mais méfiance vis-à-vis des contrôles des produits et de l'authenticité de la filière.

**Tableau 8 : raisons invoquées pour la consommation de produits laitiers bio (en %)**

	Consommateurs réguliers	Consommateurs occasionnels
Traçabilité des produits	89	34
Bénéfices santé	80	36
Goût des produits	60	31
Respect bien-être animal/environnement	18	4,90
Éthique	6	7,40
Mode de production artisanal	4	4,90

Source : enquête sur les consommations de produits laitiers bio.

Pour les consommateurs occasionnels, la traçabilité des produits (sécurité de la chaîne), les bénéfices santé et goût des produits sont des facteurs d'achats de même rang. Les consommateurs réguliers accordent une importance moindre au goût dans leur acte d'achat et privilégient la traçabilité et les bénéfices santé.

Si la dimension « éthique » des produits (valeur traditionnelle) et la protection de l'environnement font partie de l'image des produits laitiers bio, ils ne justifient pas l'achat.

La motivation globale de consommation des produits laitiers bio reste donc fondée sur une stratégie globale santé/prévoyance, à l'image des messages véhiculés par les institutions et les marques, avec les comportements suivants :

- des consommateurs réguliers qui se satisfont du bénéfice *a priori* « santé » et de la perception « consommation éthique » apportés par les produits bio, aspects suffisant à justifier le coût supplémentaire ;
- des consommateurs occasionnels plus sensibles au goût pour lesquels l'absence de différence gustative peut détourner du produit ;
- des non-consommateurs de produits avec des représentations beaucoup plus floues : produits plus contrôlés mais manque de confiance, sévérité des packagings, pauvreté des gammes.

Des études suggèrent que l'effet de l'éducation n'est pas évident et serait même négatif. Ce phénomène s'expliquerait par le fait que les individus diplômés sont plus réservés sur les qualités et les effets bénéfiques sur la santé des produits issus de l'agriculture biologique.

## L'utilisation de 4x4 urbains

Bien que conçus initialement pour un usage tous terrains, il apparaît que l'utilisation des 4x4 est très proche de celle des véhicules classiques. Selon une enquête ADEME IFOP de 2006<sup>1</sup>, les deux tiers des interviewés déclarent l'utiliser chaque jour, alors que l'usage d'un tel véhicule pour passer dans des chemins escarpés, circuler sur des routes enneigées, ou bien encore franchir des obstacles reste très occasionnel. C'est avant tout parce qu'il s'agit d'un véhicule esthétique et sûr que les possesseurs de 4x4 ont fait le choix d'un tel véhicule et non pour ses spécificités tout terrain.

Bien que se disant sensibilisés à la question de la préservation de l'environnement (dans des proportions toutefois moins répandues que le grand public), les possesseurs de 4x4 ne manifestent pas le sentiment de participer plus que les autres automobilistes, au changement climatique et à la pollution atmosphérique. Seuls 40 % affirment être très inquiets, voire même très préoccupés par la protection de l'environnement contre 59 % dans le grand public. Les interviewés affirment majoritairement (55 %) que la consommation de leur 4x4 est semblable à celle des berlines, qu'ils roulent à l'essence ou au diesel.

---

1. Enquête réalisée sur internet auprès de 401 personnes.

### Une clientèle féminine

Les possesseurs de 4x4 apparaissent, au regard de l'automobiliste moyen, plus jeunes (majoritairement dans la tranche 35-49 ans) et plus aisés (cadre supérieur ou patron). Fait plus surprenant, ce sont avant tout des femmes (70 % contre 41 % des possesseurs de véhicules classiques).

Les deux tiers des propriétaires de 4x4 (66 %) utilisent leur véhicule tous les jours ou presque et dans l'ensemble utilisent rarement les caractéristiques propres au 4x4.

Le style et l'esthétisme constituent la principale motivation d'achat de ce type de véhicule. Suivent des critères tels que le souci de sécurité en cas d'accident (25 % des possesseurs), la polyvalence (21 %), la motricité (20 %), la capacité de chargement (19 %) et la fiabilité (15 %).

### Un impact limité des mesures environnementales

Si 80 % des possesseurs de 4x4 se disent favorables à la mise en vigueur, le 10 mai 2006, d'une étiquette énergie sur les véhicules neufs, la présence d'une telle étiquette ne dissuaderait que 30 % des possesseurs de 4x4 d'acheter à l'avenir le même type de véhicule.

Seuls 45 % des possesseurs de 4x4 modifieraient l'usage de leur véhicule en cas de hausse des prix du carburant. Dans ce contexte, 47 % d'entre eux réduiraient leurs déplacements avec ce type de véhicule et 33 % achèteraient une voiture supplémentaire plus économique pour les déplacements quotidiens en gardant le 4x4 pour les balades du week-end. Enfin, 20 % (28 % de ceux qui ont un véhicule de moins de 7 CV) le remplaceraient par un autre véhicule consommant moins de carburant ou un carburant moins cher, en cas d'une hausse du prix de l'énergie.

## Consommation d'écoproduits

Le Grenelle de l'environnement a été l'occasion d'importantes initiatives volontaires des producteurs en matière d'offre de produits bénéficiant d'une meilleure qualité environnementale, ou encore, de la part de réseaux de distributions, d'informations sur certaines qualités environnementales de produits de consommation courante.

Bien qu'il soit encore trop tôt pour tirer les enseignements de ces initiatives en termes de pénétration par catégorie sociale des achats de produits, un indicateur des changements de consommation pourrait être tiré des chiffres d'affaires en matière de produits bénéficiant d'un écolabel. Ceux-ci, connus jusqu'en 2005, indiquent des progressions dans certains produits (peintures) mais restaient jusqu'à cette date encore trop peu diffusés pour faire l'objet d'études approfondies.



**Tableau 9 : chiffre d'affaire des filières de production de biens écolabélisés (en millions d'euros)**

	2003	2005
Peintures	86,4	106,8
Textiles	13,6	9,0
Papier essuie tout	10,6	13,9
Autres, dont :	5,6	15,3
<i>enveloppes</i>	0,9	4,1
<i>composteurs</i>	2,3	2,2
<i>litières</i>	0	2,1
<i>filtres café</i>	1	2
<i>signalisation</i>	0	0,9
<i>cartouches</i>	0	0,3
<i>liquides vaisselle et lessives</i>	0	1,6
<b>Total</b>	<b>116,2</b>	<b>145,0</b>

Source : ADEME, 2006.

## Adoption de gestes environnementaux et insertion sociale

À partir de l'enquête INSEE PCV de janvier 2005 portant sur les pratiques environnementales des ménages, une étude des déterminants de l'adoption des gestes « verts » a été menée sur quatorze questions emblématiques des pratiques caractérisant le profil environnemental des ménages [5]. Huit questions concernent des gestes concrets et six relèvent d'attitudes de vigilance dans le domaine de la consommation de biens et d'énergie.

**Tableau 10 : part des ménages déclarant réaliser divers gestes et pratiques concrets en faveur de l'environnement (en %)**

Les gestes concrets	
Tri régulier du verre usagé pour le recyclage	78
Tri des piles usagées pour le recyclage	70
Tri régulier des vieux papiers, journaux et magazines pour le recyclage	72
Tri régulier des emballages et des plastiques pour le recyclage	72
Arrêt systématique de la veille de la télévision	66
Apport d'un cabas à roulettes, d'un panier ou de sacs pour faire les courses (magasins de proximité ou grandes surfaces)	64
Achat au cours du dernier mois dans un magasin bio ou dans le rayon bio d'un supermarché	22
Équipement d'une part importante des luminaires par des ampoules basses consommation	15
Les pratiques liées à l'attention	
Attention à la consommation en électricité	84
Attention à la consommation d'eau	77
Connaissance du montant de la facture d'électricité	70
Attention à la consommation d'énergie lors de l'achat d'un électroménager	59
Connaissance du montant de la dépense annuelle en eau	56
Attention à la quantité de déchets qu'implique l'achat de certains produits	17

**Tableau 11 : mesure des effets propres des principales caractéristiques du ménage déclarant au moins six pratiques**

	Écart à la probabilité de référence pour 6 pratiques et -	Écart à la probabilité de référence pour 10 pratiques et +
<b>Âge</b>		
15-30 ans	112 %	-63 %
31-40 ans	ns	-27 %
41-50 ans	Réf.	Réf.
51-60 ans	ns	ns
61-70 ans	ns	ns
71 ans et +	ns	ns
<b>Type de ménage</b>		
Personne seule	48 %	-24 %
Famille monoparentale	53 %	-24 %
Couple sans enfant	-23 %	31 %
<i>Couple avec au moins 1 enfant</i>	Réf.	Réf.
Autre type de ménage	84 %	ns
<b>Revenu*</b>		
Moins de 400 euros	ns	-38 %
400-800 euros	ns	-24 %
800-1 200 euros	Réf.	Réf.
1 200-1 600 euros	ns	ns
1 600-2 000 euros	ns	ns
2 000 euros et +	36 %	-27 %
<b>Diplôme</b>		
Pas de diplôme	54 %	-39 %
Brevet des collèges/Certificat	45 %	-20 %
BEP/CAP/Brevet professionnel	ns	ns
<i>Bac (général, technologique)</i>	Réf.	Réf.
Bac + 2	ns	ns
Bac + 3 ou 4	-28 %	ns
Bac + 5 et plus	ns	ns
<b>Catégorie socioprofessionnelle</b>		
Agriculteur, artisan, commerçant	135 %	-50 %
Ouvrier (y compris ouvrier agricole)	61 %	-24 %
Technicien, profession intermédiaire	ns	ns
<i>Employé</i>	Réf.	Réf.
Cadre, profession libérale et profession	ns	ns
Chômeur (inscrit(e) ou non à l'ANPE)	ns	ns
Retraité(e) ou retiré(e) des affaires	ns	ns
Étudiant(e), élève, en formation ou stage	94 %	ns
Femme ou homme au foyer	ns	ns
Autre situation (personne handicapée...)	ns	ns
<b>Logement</b>		
30 m <sup>2</sup> maximum	ns	-57 %
31 à 50 m <sup>2</sup>	ns	ns
51 à 70 m <sup>2</sup>	ns	-18 %
71 à 100 m <sup>2</sup>	Réf.	Réf.
101 à 120 m <sup>2</sup>	-29 %	ns
Plus de 120 m <sup>2</sup>	ns	ns
<b>Statut dans le logement</b>		
<i>Locataire</i>	Réf.	Réf.
Accédant à la propriété	-35 %	30 %
Propriétaire	-35 %	ns
Logé gratuitement	ns	ns
<b>Strate de tirage</b>		
Commune rurale	-23 %	ns
Unité urbaine de moins de 20000 hab.	-34 %	32 %
Unité urbaine de 20000 à 100000 hab.	-21 %	ns
<i>Unité urbaine de plus de 100000 hab.</i>	Réf.	Réf.
Unité urbaine de Paris	79 %	ns

Source : enquête « Pratiques environnementales des ménages » de l'Enquête permanente sur les conditions de vie des ménages (EPCV) de janvier 2005, INSEE.

Dans l'ensemble, l'adoption de comportements et d'attitudes favorables à l'environnement s'observe plus fréquemment chez des ménages relativement « bien installés » dans la vie. L'âge de la personne de référence et la composition du ménage influencent plus particulièrement le nombre de pratiques adoptées. Parmi les ménages effectuant un petit nombre de pratiques environnementales (entre zéro et six sur les quatorze sélectionnées), on trouve plus souvent que la moyenne des personnes seules, qui ont entre 15 et 30 ans. La probabilité pour qu'un ménage adopte six pratiques et moins est deux fois plus élevée si la personne de référence a moins de 30 ans que si elle a entre 41 et 50 ans, *ceteris paribus*.

À l'opposé, la probabilité d'adopter un grand nombre de pratiques environnementales (entre 10 et 14) est beaucoup plus faible pour un ménage dont la personne de référence a moins de 30 ans que si elle a entre 41 et 50 ans. La composition du ménage est déterminante : les personnes seules et les familles monoparentales déclarent peu de pratiques comparativement aux ménages vivant en couple. Les ménages effectuant peu de pratiques sont plus souvent locataires (53 % contre 37 % au niveau national), alors que ceux qui ont fortement intégré l'environnement dans leurs gestes quotidiens sont fréquemment propriétaires et vivent plutôt hors de Paris et de l'Île-de-France. Les habitants de petits logements adoptent moins fréquemment des comportements favorables à l'environnement. Le lieu de résidence est influent : habiter l'unité urbaine de Paris augmente nettement la probabilité de déclarer peu de pratiques alors qu'elles sont plus nombreuses chez les ménages vivant dans les petites agglomérations. Les ménages des unités urbaines de moins de 20 000 habitants ont une probabilité plus élevée de faire partie des catégories ayant le plus de pratiques (+ 32 %) par rapport à ceux des unités urbaines de plus de 100 000 habitants.

La catégorie socioprofessionnelle représente un critère discriminant. La probabilité de déclarer peu de pratiques favorables à l'environnement est 2,5 fois plus importante pour les « agriculteurs, artisans, commerçants ou chefs d'entreprise » que pour les employés. Certaines caractéristiques influent davantage selon qu'il s'agit de gestes concrets ou de pratiques relevant de l'attention. On rencontre plus d'ouvriers parmi ceux qui ont adopté peu de gestes concrets. Les cadres, professions libérales et professions intellectuelles ainsi que les ménages les plus diplômés (ceux dont la personne de référence possède trois à quatre années d'études supérieures) sont aussi ceux qui effectuent le plus de gestes concrets (sept ou huit). Un faible niveau d'études ou l'absence de diplôme est un critère défavorable à l'adoption de pratiques environnementales.

Le revenu influe également : les ménages dont le revenu (par unité de consommation) est inférieur à 800 euros sont relativement peu nombreux parmi ceux qui effectuent 10 à 14 pratiques environnementales.

L'adoption de pratiques environnementales est ainsi liée à une certaine aisance sociale. Elle émerge plus particulièrement au sein de ménages propriétaires, vivant en couple, dans lesquels la personne de référence, âgée de plus de 30 ans, est diplômée. Il s'avère ainsi que la signification collective et « citoyenne » des gestes favorables à l'environnement est d'autant mieux perçue par les individus qu'ils sont insérés socialement et économiquement.

Mais les différences observées peuvent traduire les facilités offertes par la collectivité d'adopter ou non des attitudes respectueuses de l'environnement, la caractéristiques liées à la taille des unités urbaines et la forte spécificité des agriculteurs due à leur isolement géographique. Enfin, cette enquête souligne aussi que l'adoption des pratiques environnementales est dépendante des équipements (bacs de tri à domicile/au niveau du quartier) et des infrastructures (pistes cyclables, sécurisées, horaires et fréquences de transports en communs) mis à disposition de la population.

## Environnement et pratiques spécifiques des ménages

Le tourisme entretient depuis son origine un rapport étroit avec la nature. D'une part, la nature est porteuse des principales aménités que recherchent aujourd'hui les touristes français : près de 70 % des nuitées en 2007 ont eu lieu à la mer, à la montagne, à la campagne ou près d'un lac. À cet égard, la nature pour les touristes français en métropole ne semble pas être socialement discriminante en termes de pratiques [9]. D'autre part, le tourisme est également l'une des activités qui occasionne des pressions fortes sur l'environnement. Le tourisme à l'étranger concentre alors très fortement les pollueurs en termes d'émissions de gaz à effet de serre.

## Tourisme de nature

L'usage de la nature par les touristes est généralement segmenté en deux :

- un tourisme dans la nature qui utilise les aménités naturelles de l'espace sans distinction d'activités particulières, y compris pour pratiquer celles qui peuvent avoir un impact négatif sur l'environnement ;
- un tourisme de nature, ou écotourisme au sens de l'Organisation mondiale du tourisme, qui a pour motivation essentielle l'observation, l'appréciation et l'usage durable de la nature.

La principale source d'information relative à la fréquentation touristique des milieux naturels est l'enquête « Suivi de la demande touristique » (SDT). Cette enquête mensuelle sur un panel de 20 000 personnes fournit des informations sur les voyages impliquant au moins une nuit hors du domicile, quel que soit le motif (personnel ou professionnel). Elle apporte des éléments sur les destinations et les principales caractéristiques sociales des touristes. Le SDT peut être complété par des enquêtes de terrain, réalisées notamment sur certains espaces protégés ou labélisés comme les parcs naturels régionaux, les parcs nationaux ou les grands sites.

Environ un quart des nuitées touristiques françaises sont l'occasion de pratiquer les activités les plus caractéristiques du tourisme de nature telles que des sports d'eaux douces ou d'eaux vives, la plongée sous-marine, la randonnée, l'équitation, la pêche, la chasse ou encore la simple visite de sites naturels. En termes de

préférences touristiques, ce sont les visites de sites naturels et la randonnée qui arrivent en première position. C'est dans les départements du Sud que la fréquentation est la plus dépendante des activités de nature (une partie de l'Auvergne et de Midi-Pyrénées, le Jura, la Haute-Savoie, le littoral de Poitou-Charentes et la Corse).

Les caractéristiques sociales des touristes de nature sont peu différentes de celles de l'ensemble des touristes. Quel que soit le rapport à la nature ou le lieu de séjour, sur dix touristes, quatre sont retraités, quatre sont employés, ouvriers ou ont une profession intermédiaire et deux sont des cadres. Les revenus de ceux qui pratiquent des activités de nature sont cependant un peu supérieurs à la moyenne. La randonnée, la chasse ou la pêche sont majoritairement le fait des retraités (43 % des nuitées liées à la randonnée, 45 % des nuitées liées à la chasse ou la pêche), la plaisance plutôt le fait des cadres et professions intellectuelles supérieures (38 %), la plongée ou les sports d'eaux douces plutôt des activités pratiquées par les employés, ouvriers et surtout les professions intermédiaires.

## Tourisme à l'étranger et pressions liées au transport

Trois types de pressions liées au tourisme peuvent être distingués [7].

La pression des infrastructures nécessaires à l'accueil des touristes, telles que les hôtels ou les campings, qui est concentrée sur la zone littorale (consommation d'espace, artificialisation des sols due à la forte hausse d'emplacements locatifs tels que bungalows ou mobil-homes). On assiste également à une poussée de la résidentialisation de certains espaces qui accueillent de plus en plus de résidences secondaires, souvent inoccupées, et dont le coût environnemental peut être élevé (mitage, notamment) au regard d'un avantage faible en termes de retombées économiques (et donc de dépenses touristiques).

La pression de la fréquentation et des activités entraîne, outre des conflits d'usage (sur l'eau notamment), la dégradation des paysages et d'actifs naturels par le piétinement, la perturbation des espèces ou leur destruction, ou encore la production de déchets.

Pour ces deux premiers types de pressions, les réponses sont souvent connues : le renforcement des schémas de planification (PLU, SCOT, etc.) et le développement d'outils locaux de suivi de fréquentation. Ils peuvent permettre, sur des échelles suffisamment larges et impliquant l'ensemble des acteurs concernés, de réduire l'impact négatif sur la nature tout en permettant au tourisme de contribuer positivement à l'économie locale.

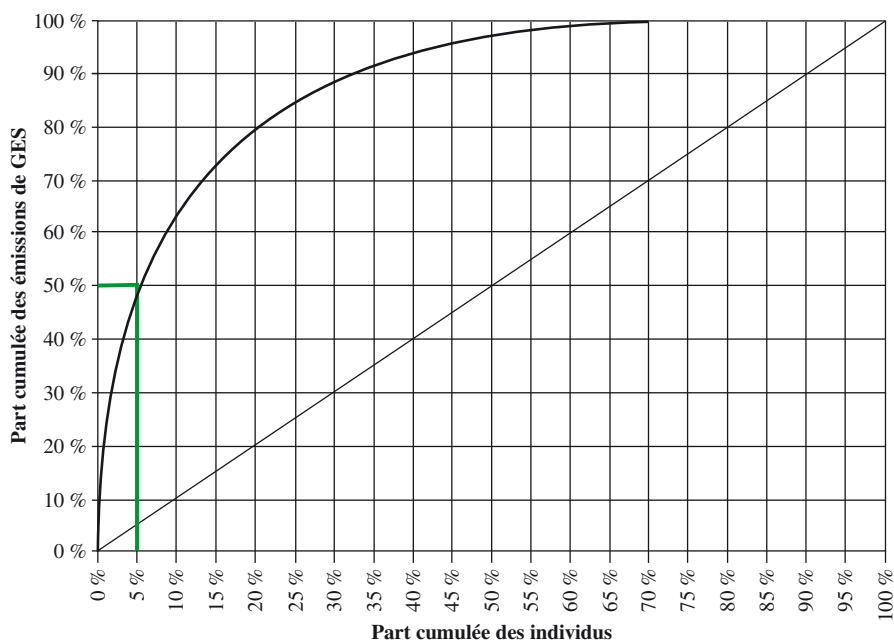
La pression liée à la mobilité se pose à deux échelles : celle du transport utilisé par les touristes pour se rendre sur leur lieu de vacances et celle, encore non évaluée, liée aux déplacements sur place.

Les déplacements effectués par les touristes français entre leur lieu de résidence et leur lieu de villégiature représentent 6 % des émissions de gaz à effet de serre (GES)

françaises, transport international inclus, et 3 % si l'on ne prend en compte que les critères actuels du protocole de Kyoto (hors tourisme des Français à l'étranger).

Les déplacements les plus producteurs de GES sont très fortement concentrés sur une minorité de touristes : 5 % de la population française contribuent à eux seuls, par leurs déplacements vers les lieux de vacances, à la moitié des émissions dues aux déplacements touristiques (cf. graphique 4). Autrement dit, 3 millions de résidents français contribuent à l'émission de 15 millions de tonnes de GES, soit autant que les 60 millions de résidents restants (non partants compris). Cette forte concentration concerne principalement les retraités, les cadres et les chefs d'entreprises qui enregistrent par séjour des taux d'émissions de GES nettement supérieurs à la moyenne nationale. Certaines activités et sports de nature, pratiqués hors des frontières métropolitaines, sont notamment liés à des profils d'émissions élevées : la plongée sous-marine, la voile, la visite de site naturel.

**Graphique 4 : répartition cumulée par individu des émissions de GES dues aux déplacements touristiques**



## Fréquentation des forêts et représentation sociale

Dans les années 70-80, la fréquentation de la forêt dépendait du niveau social, et l'usage de la forêt relevait d'un processus de « distinction sociale », où il s'agissait d'exprimer sa différence, comme cela a pu être observé en matière de pratiques culturelles. Ainsi, bien que la consommation de la nature suive un processus de

démocratisation, l'observation fine des activités associées (promenade à pied, chasse, cueillette, randonnée VTT, pique-nique, découverte de la faune et de la flore, etc.) met à jour des différences sociales (IFEN, 1999, p. 86-88). Cependant, les études plus récentes montrent que les différences sociales de pratiques des loisirs en forêt ont tendance à s'atténuer avec la plus grande accessibilité des forêts.

## Fréquentation des forêts et représentation sociale

Dans une étude sur le loisir en forêt dans les années 1980, des motivations de consommation avaient été distingués [6] selon une nomenclature du niveau social déclinée en trois modalités :

- les classes dites « supérieures » valorisaient une consommation cultivée de la forêt où sont recherchées l'authenticité, la plénitude individuelle, l'affirmation de soi à travers une certaine ascèse, la recherche d'un isolement. C'est à partir de ces valeurs que s'organisaient les pratiques comme la marche, la contemplation de la nature, l'équitation, etc. Perçue comme un lieu permettant de s'échapper de la vie urbaine, leur pratique de forêt se caractérisait par un rejet de la foule et un évitement des endroits les plus fréquentés et aménagés (aires de pique-nique et de jeux, pièces d'eau artificielles...);
- les classes dites « moyennes » adoptaient un modèle de consommation familiale de la forêt. C'est autour des valeurs de bonheur familial et de confort qu'elles organisaient leur pratique. Les espaces ouverts, facilement accessibles en voiture et aménagés étaient perçus comme conviviaux et confortables : lisières, clairières, aires de pique-nique et de jeux, bords de lacs artificiels. Ils permettaient le rassemblement de la famille et le divertissement des différentes classes d'âge. Le choix d'un lieu tranquille et confortable était un lieu de refuge et d'intimité où l'ensemble des membres de la famille peut « jouir du bonheur d'être ensemble » ;
- enfin, pour les classes dites « populaires », la forêt ne constituait pas un espace de loisir et de détente. Jamais identifiée pour elle-même, la forêt était souvent confondue avec la campagne, où étaient parfois pratiquées des activités comme la pêche, le sport ou la visite des proches. Ces catégories se caractérisaient en effet par un modèle culturel centré sur le « rester chez soi » et le « recevoir chez soi ». L'intérieur restait le lieu majeur de la vie familiale.

L'évolution des pratiques sociales du loisir en forêt est fournie par l'enquête « Forêt et société » conduite en 2004 par l'ONF en partenariat avec le Laboratoire d'analyse secondaire et de méthodes appliquées à la sociologie (LASMAS) de l'université de Caen.

Un facteur d'évolution majeur est l'accessibilité : trois Français sur quatre habitent à moins d'une demi-heure en voiture d'une forêt qui leur est ouverte et 5 % peuvent s'y rendre à pied à partir de chez eux. Cette proximité de la forêt est un puissant facteur de fréquentation : 29 % des Français déclarent n'être jamais allés en forêt au cours des douze derniers mois, mais cette part s'élève à 55 % pour ceux qui résident à plus d'une heure en voiture de la forêt la plus proche [10].

Parmi les 71 % qui se sont rendus au moins une fois en forêt durant l'année écoulée, les pratiques sont moins marquées par la position sociale. Les occupations diffèrent selon l'âge (sport pour les plus jeunes et promenade pour les 25-49 ans), le pique-nique et le repos sont adoptés par une frange de plus en plus large des classes moyennes supérieures fortement diplômées habitant les grandes villes. Les usages les plus diversifiés se situent au sein d'une classe moyenne de plus en plus importante : ceux qui marchent sur les itinéraires balisés et aménagés et ceux qui vont explorer les sous-bois hors des sentiers par exemple. Les modes de représentation de la forêt se diversifient : la forêt comme espace de sociabilité et de partage, la forêt comme espace d'évasion hors du quotidien ou la forêt comme cadre propice à l'exercice physique sont différemment valorisées selon des critères comme le sexe, le diplôme, la cadre de vie (rural/urbain), etc. La différence ne se joue donc plus à partir de l'unique critère social [6].

Si l'explication de la diversité des pratiques de la forêt reste encore socialement marquée, elle ne procède plus essentiellement d'un processus de distinction sociale. Les catégories les plus aisées sont en effet encore celles qui fréquentent le plus la forêt (comme cela est également le cas des autres espaces naturels). Symétriquement, les catégories les plus modestes sont beaucoup plus nombreuses (50 % contre 29 % en moyenne) à ne jamais y aller. Cependant, c'est au niveau des différents usages qui évoluent en permanence et de la signification qui leur est donnée par les individus qu'il faut porter l'analyse. Si les pratiques sont de moins en moins stratifiées socialement, les représentations et attentes de la forêt sont surtout à l'origine d'une différenciation entre les sous-catégories qui composent la classe moyenne.



## Bibliographie

- [1] ADEME (2008), «Le secteur de la distribution en France», *Stratégie et études*, n° 12.
- [2] INSEE (2005), «Pratiques environnementales des ménages», Enquête permanente sur les conditions de vie des ménages.
- [3] INSEE (2007), «Protéger l'environnement : un objectif pour une grande majorité de Français», *INSEE Première*, n° 1121.
- [4] IFEN (2006), «Les ménages acteurs des émissions de gaz à effet de serre», *Le 4 pages*, n° 115.
- [5] IFEN (2006), «L'environnement de plus en plus intégré dans les gestes et attitudes des Français», *Le 4 pages*, n° 109.
- [6] IFEN (1999), *Les espaces boisés en France. Bilan environnemental*, Orléans, éd. Frison-Roche.
- [7] Kalaora B. (1993), *Le musée vert. Radiographie du loisir en forêt*, Paris, éd. L'Harmattan, 304 pages.
- [8] D4E (à paraître), «Déplacements touristiques des Français, hyperconcentration des comportements les plus émetteurs de gaz à effet de serre», *Lettre d'évaluation*, hors série n° 08/2008.
- [9] D4E (à paraître), «Tourisme et nature en France, évaluation et potentialités de développement», document de travail.
- [10] Dobré M., Lewis N., Granet A.-M. (2005), «La fréquentation des forêts en France : permanence et évolutions», *RDV Techniques*, n° 9, p. 49-57.



## Chapitre 3

# Les effets redistributifs des politiques environnementales



## Introduction

Comme toute politique, la politique environnementale est susceptible de susciter des coûts ou de limiter des avantages. La perspective que l'environnement soit amené à peser de plus en plus dans les choix publics conduit donc à s'interroger, notamment pour des questions d'acceptabilité, sur les catégories sociales amenées à supporter ces types de coûts.

Cette question n'a pris de l'ampleur qu'au tournant des années 2000. Auparavant, les études sur les coûts de la politique environnementale, s'agissant de la répartition sociale de ces coûts, étaient peu nombreuses, du moins en France. Au moment où a été lancé ce rapport, cette problématique rencontrait encore peu d'échos au sein des membres de la Commission, et ceci pour plusieurs raisons.

En premier lieu, la politique environnementale n'a eu, et n'a encore, qu'une place assez modeste dans la politique publique. Les taxes environnementales, par exemple, représentent moins de 2 % du PIB, même en y incluant la TIPP. Les dépenses de protection de l'environnement, où pèsent surtout l'assainissement de l'eau et la gestion des déchets, représentent 2,1 % du PIB. Une politique concernant un secteur dont le poids économique est modeste appelle peu d'attention sur ses effets redistributifs.

En outre, la politique environnementale, lorsqu'elle pose des contraintes aux modes de production des entreprises, utilise de façon privilégiée l'instrument réglementaire. En fixant des normes ou des seuils, cet instrument occasionne pour les entreprises des coûts qui sont bien réels, mais qui s'avèrent particulièrement difficiles à apprécier. Il faudrait connaître la nature de la contrainte pesant sur le processus de production, et donc le surcoût engendré pour la respecter. De telles informations restent généralement privatives.

Des publications récentes ont cependant mis en exergue les coûts associés aux instruments réglementaires, et ont rappelé que leurs effets redistributifs sur différents groupes sociaux ne devaient *a priori* ni être négligés, ni bénéficier de moins d'attention que les mesures dont les coûts sont plus lisibles comme les taxes ou les permis [21]. Mais quand elle a pu être approchée, l'estimation des impacts des normes réglementaires montrait qu'ils restaient souvent de second ordre au regard d'autres types de coûts. Ainsi, une identification des secteurs économiques sur lesquels la politique environnementale a imposé des contraintes identifiables a pu être obtenue à partir d'études internationales utilisant des « indicateurs synthétiques de sévérité de la politique environnementale <sup>1</sup> ». Les secteurs industriels fortement capitalistiques (sidérurgie, automobile, chimie, papeterie...) s'avéraient alors, et sans surprise, les plus contraints, étant les plus gros émetteurs de substances

---

1. Les indicateurs Esty et Porter, puis Eliste et Fredrikson [25].

polluantes. Les données sur les investissements consacrés par les entreprises pour satisfaire des normes de pollutions plus exigeantes, disponibles par des sources statistiques<sup>2</sup>, montraient alors que ces coûts pesaient relativement peu au regard des autres coûts supportés par ces entreprises intensives en capital. Leur incidence spécifique restait donc à nouveau difficile à apprécier.

Enfin, la politique environnementale a pu elle-même se restreindre pour des raisons de redistribution, par exemple dans l'agriculture, en relâchant pour les petites unités de production les normes appliquées aux plus grandes. Les coûts de contrôle associés aux instruments réglementaires peuvent de surcroît amener, dans certains cas, à concentrer les contrôles sur les unités les plus grandes.

Les premiers travaux sur les impacts redistributifs de la politique environnementale, réalisés aux États-Unis, se situaient dans l'optique d'une identification non pas des coûts mais des bénéfices de la politique environnementale<sup>3</sup>. Celle-ci, perçue à l'époque surtout comme politique de protection et de restauration d'actifs naturels, avait dans ce cadre pour effet d'accroître « l'offre » de certains biens naturels publics (espaces protégés, rivières...). Il était alors supposé que ceux-ci étaient davantage appréciés par les ménages à haut revenu, principaux bénéficiaires par conséquent de ces politiques de restauration. L'examen du caractère « luxueux » de ce type de bien public supposait toutefois, de par leur nature et par analogie avec les biens marchands usuels, de recourir à des marchés contingents. Les travaux menés pour ce rapport confortent alors une conclusion avancée dans d'autres études étrangères, qui tend sinon à infirmer strictement, du moins à ne pas confirmer un tel caractère luxueux.

Mais dans la période récente, l'attention sur les impacts d'une politique environnementale s'est reportée sur la question des coûts, avec notamment la notion d'impacts dits « régressifs ». Cette expression suggère que, si les coûts d'une politique peuvent affecter *a priori* toutes les catégories sociales, ils sont proportionnellement plus importants pour les ménages plus pauvres.

En France, la part des ménages dans le financement de la dépense de protection de l'environnement s'accroît en effet progressivement<sup>4</sup>. La question a été soulevée par la Commission dans le domaine de l'eau<sup>5</sup>. Le cas des déchets a été examiné sous l'angle de la comparaison entre TEOM et REOM. En Allemagne, une analyse approfondie de nouvelles taxes sur l'énergie a ainsi conclu à des impacts régressifs, quoique faibles. Plusieurs exemples sont avancés aujourd'hui. L'éventualité d'une interdiction partielle de circulation de certains véhicules polluants est par exemple en débat en Allemagne, ces véhicules plus anciens étant supposés davantage détenus par des ménages modestes.

2. Enquêtes pollutech et comptes des dépenses de protection de l'environnement.

3. À l'opposé du courant de justice environnementale (cf. chapitre 1) qui mettait en cause une politique de « laisser-faire » en matière d'installations polluantes.

4. Entre 1990 et 2006, la part des ménages dans le financement des dépenses de protection de l'environnement s'est accrue de 6 points [14].

5. Un groupe de travail a été créé à l'IFEN pour estimer l'incidence des normes environnementales sur le prix de l'eau potable.

Cependant, avec les enjeux du climat et de la biodiversité, dont l'altération met en cause, à une échelle internationale, le bien-être des générations futures, les travaux internationaux ont surtout porté, au tournant des années 2000, sur ce que seraient les coûts d'une politique environnementale active dans le domaine du climat. Cet enjeu a aussi été jugé prioritaire par la Commission. Au regard des travaux antérieurs, plusieurs orientations importantes sont notables.

Les politiques de durabilité se caractérisent en premier lieu par des objectifs quantitatifs de réduction. Les questions de soutenabilité des régimes de croissance acquièrent en effet une ampleur inédite, avec des externalités en matière de dommages qui s'étendent sur des échelles temporelles et géographiques dépassant l'agenda et le champ des politiques économiques usuelles. En se positionnant sur des objectifs quantitatifs de réduction tels que celui « facteur 4 » (diviser par quatre les émissions de gaz à effet de serre entre 1990 et 2050), la politique pose donc des contraintes aux économies qui doivent nécessairement être aussi abordées en termes de coûts, au sens cependant de coûts d'évitement plus que d'effets externes.

D'autre part, les travaux ont emprunté la méthode des études d'impacts, c'est-à-dire en analysant dans un exercice de prévision les incidences de la politique au regard d'un scénario contrefactuel<sup>6</sup>. Une politique de « non-action » conduit à une répartition des dommages liés au changement climatique qui met au premier plan des inégalités géographiques, notamment Nord-Sud. Mais dans le cas d'une politique active de limitation, la répartition des coûts sur les catégories sociales au sein d'un pays constitue un enjeu à part entière. Son évaluation reprend la méthode « d'analyse des politiques de prix », une taxe environnementale ayant pour effet d'accroître le prix du produit taxé. Une hypothèse de méthode des études d'impacts, qu'il faut rappeler, est alors que les politiques publiques ne sauraient « bénéficier à tous » (au sens des politiques appelées parfois « gagnant-gagnant »). Et ceci, non parce que de telles évolutions sont décrétées impossibles, mais simplement parce que l'analyse est contrainte de les ignorer faute de les connaître au moment où elle est menée.

Les questions d'acceptabilité de la politique environnementale, auparavant orientées sur les comportements des entreprises en matière de délocalisation ou d'emploi, se sont donc reportées sur les répercussions de telles politiques sur les ménages. Les inégalités actuelles de niveau de vie peuvent conduire à une répartition des coûts susceptible de soulever des questions d'acceptabilité, au regard à nouveau des ménages les plus pauvres. Typiquement, une réduction similaire pour chaque ménage du trend de consommation totale serait d'autant plus pénalisante, en termes de bien-être, que le niveau de vie est plus faible. La publication récente de l'ouvrage de l'OCDE consacré aux effets redistributifs des politiques environnementales [21] examine ainsi certains critères d'équité pouvant être opposés à des politiques environnementales ayant pour objectif la réduction de l'utilisation d'un bien. La question de l'acceptabilité apparaît notamment cruciale dans le cas d'une taxe carbone « durablement incitative », assurant une croissance du prix du

6. Les effets d'une mesure, à un horizon donné, sont appréciés au regard de la situation à cet horizon si la mesure n'avait pas été mise en place. Ces analyses d'impact supposent donc un exercice de prévision, en l'occurrence dans le cadre d'un modèle d'équilibre général. Le rapport Stern sur le changement climatique, et les prévisions de l'OCDE présentées en mai 2008, adoptent notamment cette méthode.

carbone supérieure à celle de l'ensemble des revenus. Elle souligne donc le besoin de méthode d'évaluation des coûts associés.

Dans ce contexte, le risque d'un conflit entre politique environnementale et politique de redistribution est désormais avancé. Une compensation, par exemple, pour les ménages de faible niveau de vie d'une politique de taxation d'un bien énergétique serait en effet susceptible de réduire son efficacité environnementale, en limitant l'incitation pour ces ménages à réduire leur consommation d'énergie.

Les études locales d'évaluations apportent des enseignements sur la façon dont doit être instruit l'enjeu d'une telle taxe. Le cas d'une taxe sur le chlore utilisé par l'industrie papetière en Suède est éclairant à cet égard. Malgré le ciblage de la mesure sur une activité délimitée (l'industrie papetière) il s'avère que ses effets, par le jeu des prix sur les marchés, concernent au final des activités différentes (la production forestière et les scieries). Autrement dit, s'il peut sembler naturel d'examiner en premier lieu les répercussions d'une mesure sur le secteur directement concerné, au travers de la charge additionnelle qu'il supporte sur le paiement de ses inputs, l'exemple illustre l'écueil d'une telle analyse de premier ordre sur les revenus, sans prise en compte des adaptations de prix.

Si l'adaptation du système des prix doit être prise en compte dans le cas d'une politique ciblée sectoriellement, c'est *a fortiori* le cas pour une politique de prix de l'énergie impactant un nombre élevé de secteurs utilisateurs. Une analyse globale, dans le cadre d'un équilibre général visant à tenir compte de toutes les substitutions d'actifs, apparaît donc nécessaire<sup>7</sup>.

Dans ce cadre, la question des impacts redistributifs des politiques environnementales a surtout été abordée au tournant des années 2000. Les effets des politiques environnementales sur l'emploi étant le premier canal invoqué pour appréhender les incidences sociales d'une politique de taxation de l'énergie, un rapport a été réalisé en 2004 par l'OCDE sur la question [23]. Plusieurs modèles macroéconométriques ont été utilisés, et plusieurs variantes ont été testées quant au recyclage du produit des taxes (hypothèse de double dividende). Mais les conclusions du rapport suggèrent un certain scepticisme quant aux effets estimés sur l'emploi des politiques environnementales.

Si la nécessité de dépasser les effets de revenu de premier ordre sur les secteurs concernés est admise, et si l'ensemble des marchés de produits (et d'actifs) doivent être pris en considération, des obstacles en termes d'évaluation empiriques posent alors des limites aux modèles et raisonnements fondés sur les marchés. *A priori* ne peuvent être induits des impacts sur les prix des produits que des conclusions en termes de *valeur ajoutée*, et donc de revenus primaires de « branches ». Or celles-ci sont des reconstitutions comptables visant à agréger un ensemble de processus élémentaires de production. Mais elles restent des constructions statistiques, et sont peu adaptées au suivi des revenus des entreprises réelles (des sociétés). Des matrices de comptes sociaux (*social accounting matrix*) ont été proposées pour surmonter cet obstacle, mais elles n'ont pas eu de suite, pénalisées par les difficultés empiriques de rapprocher les transactions marchandes sur les produits

7. Des analyses sectorielles peuvent néanmoins servir de première approche [29].



des revenus distribués. La réactivité des modes de production (externalisation, délocalisation), les financements et les transactions entre les sociétés au sein des groupes induisent en effet une réactivité des structures à laquelle sont mal adaptés les modèles économétriques.

C'est donc surtout au sein de modèles théoriques que sont actuellement analysés les enjeux redistributifs des politiques de taxation. Ils mettent en évidence des conflits potentiels avec la politique de redistribution en se basant sur des hypothèses assez simples sur le processus de décision politique :

- les ménages moins riches étant moins enclins à consacrer des ressources à l'environnement, un « processus électoral » réduit l'ambition de la politique environnementale ;
- une certaine aversion publique pour l'inégalité conduit à soutenir la consommation des ménages les plus pauvres, et donc à maintenir les pressions associées.

Leur limite tient toutefois aux hypothèses sur lesquelles ils se fondent, certaines étant usuelles mais peu empiriques. Les répercussions des taxes sur les revenus, salaires et profits, au sein des comptes de flux d'une période, restent notamment difficiles à valider.

Depuis le début de la décennie, la plupart des études empiriques analysent donc les effets redistributifs d'une politique énergétique portant directement sur la consommation des ménages, du fait des émissions associées. La méthode reprend alors le principe des microsimulations basées sur les réactivités des demandes aux prix.

L'acceptabilité d'une politique environnementale taxant des produits énergétiques utilisés par les ménages est alors examinée en termes d'impact « disproportionné ». Ce critère désigne les possibilités d'adaptation des différents types de ménages à l'augmentation du prix d'un produit. Selon un *survey* récent, aucune étude n'est encore conclusive à cet égard, faute d'une estimation sur des données temporelles [6]. Des investigations statistiques plus approfondies permettraient toutefois de surmonter ce résultat négatif.

Une étude des dépenses de carburant automobile a été menée pour ce rapport. Elle indique le rôle dominant de la variable d'utilisation du véhicule pour le transport domicile-travail, la consommation d'habitat étant donc une motivation première de la consommation de carburant. En première analyse, le recyclage du produit d'une taxe sur les carburants dans le secteur de l'habitat (offre de logements près des transports en commun) permettrait alors d'atténuer les principaux effets redistributifs d'une taxe sans réduire son efficacité environnementale.

## Les impacts sectoriels redistributifs d'une politique de prix

Les politiques environnementales ont pour finalité un changement de comportement à l'égard de certaines ressources ou de certains biens utilisés ou consommés par les producteurs ou les consommateurs. Dans l'approche retenue généralement par les économistes, il est supposé que les usages sont « efficaces », au sens où un

changement d'utilisation induit nécessairement un « coût » pour certains agents, qu'il s'exprime en termes de revenu ou de bien-être [6].

En d'autres termes, il est supposé qu'il n'existe pas de mesure de politique économique « gagnant-gagnant ». Ou encore, si de telles mesures existent, celles-ci sont « supposées appliquées<sup>8</sup> ».

Une mesure est donc censée *a priori* occasionner des perdants, même si certains agents peuvent bien sûr se retrouver gagnants. Le premier enjeu des études économiques d'impacts est donc de localiser les secteurs où se situent les pertes et les gains.

### Les effets d'une taxe ciblée sur l'industrie papetière

Les politiques ayant pour effet de modifier le prix d'un input portent souvent sur un très grand nombre d'activités ou de secteurs utilisateurs. Un exemple plus simple, sur une taxe en Suède sur un intrant de l'industrie papetière, le chlore (*chlorine*), permet alors de saisir les enchaînements importants. Il conduit cependant à un résultat quelque peu inattendu puisque s'avère finalement accrue l'utilisation d'un bien non concerné par l'industrie papetière [3].

En effet, face à l'accroissement du prix du chlore, l'industrie papetière réduit sa demande de l'input associé pour la production de papier, le bois de pulpe (*pulpwood*). Les industries forestières, productrices de l'intrant, font donc face à une réduction de la demande et du prix du bois de pulpe, et réagissent en accroissant leur offre de substitut, le bois de sciage (*log*). L'offre a aussi pour effet de réduire son prix. Le bois de sciage étant l'input principal des scieries, celles-ci accroissent à la fois leur profit et leur demande pour cet intrant. Le tableau ci-dessous illustre les variations de prix des deux types de bois.

**Tableau 1 : effets de la taxe suédoise sur le chlore (variation en %)**

Intrant de l'industrie papetière (bois de pulpe)		Substitut de l'intrant (bois de sciage)	
Volume	Prix	Volume	Prix
-0,4	-4,8	+1,5	-2,0

Source : [3].

L'étude apporte plusieurs enseignements. D'une part, la réduction de l'usage de chlore par l'industrie papetière s'est avérée inférieure à celle qui aurait eu lieu si celle-ci n'avait pu obtenir une baisse du prix du bois de pulpe. Les raisonnements basés sur des élasticités prix simples, de type : un accroissement de  $x$  % du prix

8. Il s'agit d'une hypothèse de travail et non d'un présupposé sur la réalité. L'économie, en particulier, n'est pas considérée comme « un jeu à somme nulle ». Mais les mesures pouvant « bénéficier à tous » n'étant par définition pas identifiables *a priori*, l'exercice se situe en variante par rapport à une situation où toutes les transactions mutuellement avantageuses sont supposées épuisées.

provoque une réduction de  $y$  % de la demande, peuvent donc être partiels (l'étude sur le carburant consommé par les ménages aboutira à une conclusion similaire). Une analyse focalisée uniquement sur le coût de la politique environnementale pour l'industrie papetière aurait donc fourni une conclusion erronée. La taxe a eu pour effet un « transfert de revenu » entre industrie forestière et scieries. Ce transfert est susceptible d'impacter les emplois de ces industries, mais aussi les revenus des propriétaires de forêts et des propriétaires de scierie.

Les auteurs ont prolongé cette étude à d'autres types de politique environnementale. En particulier, une subvention sur l'utilisation des résidus de forêt (biomasse) pour le chauffage urbain a été analysée.

Selon les promoteurs de cette politique, dans un pays amplement pourvu en forêt comme la Suède, une telle subvention n'aurait pas d'impact sur les autres activités utilisatrices de la forêt. L'étude contredit cette conclusion. L'important est en effet moins la disponibilité en ressources forestières que la profitabilité relative de toutes les activités utilisatrices de la forêt. Une forte subvention de la biomasse pourrait, à la limite, conduire à utiliser pour le chauffage urbain du bois de sciage. Ou, d'une façon symétrique, un prix plus fort des énergies fossiles (du fait ou non d'une taxe) peut avoir pour simple effet d'accroître le prix du bois de chauffage, réduisant l'offre du bois de sciage.

Enfin, ce cas d'une taxe ciblée indique aussi que l'effet « global » de la taxe sur la production resterait à estimer. S'il y a baisse du volume dans le cas du chlore, du papier et du bois de pulpe, il y a accroissement du volume utilisé de bois de sciage. Un calcul comptable de variation du volume à prix constant devrait donc *in fine* être effectué pour disposer de l'estimation de l'impact sur le produit intérieur brut de la taxe sur le chlore.

## Les obstacles empiriques du passage des effets sectoriels aux effets redistributifs

Si une politique dont l'objectif est d'obtenir une réduction de l'usage d'un bien donné a pour effet *a priori, ceteris paribus*, de limiter la consommation globale de tous les biens, elle suscite donc des opportunités pour certaines activités. Dans le cas de l'énergie, on pense bien sûr aux travaux d'efficacité énergétiques ou aux énergies renouvelables.

Le cas d'une mesure de politique économique occasionnant à la fois des activités gagnantes et des activités perdantes pose classiquement des questions théoriques assez difficiles en matière d'acceptabilité. Le critère le plus souvent utilisé est celui de Kaldor-Hicks, qui consiste à accepter une mesure si les gains obtenus excèdent les pertes subies, et donc si une mesure de compensation des perdants peut être mise en œuvre. Il peut être interprété comme un moyen d'assurer une séparation entre efficacité et équité. Il est souvent aussi contesté au titre qu'il pourrait justifier des mesures sans engagement sur les compensations.

Une difficulté théorique tient au décalage entre la date où est constatée la mesure permettant d'accroître l'utilité ou le revenu « global », et celle où des compensations pourraient être opérées entre les gagnants et les perdants [6].

Une autre difficulté, plus empirique, est d'induire des effets sectoriels des impacts redistributifs. Déduire en termes de redistribution des gains et pertes exprimés en valeurs ajoutées réalisées par les activités (les branches) implique de déduire des revenus d'activité des revenus distribués, exprimés en salaires et profits. Des matrices de comptes sociaux (*social accounting matrix*) ont été envisagées à cette fin vers la fin des années 1990, devant indiquer « qui travaille où » et qui « possède quoi » [6]. Mais si les branches sont adaptées à l'étude de fonctions de production, elles ne le sont pas s'agissant des transferts de revenus, au premier rang desquels les revenus directs, salaires et profits distribués<sup>9</sup>. L'organisation productive, avec en particulier les recompositions d'activités au sein des groupes ainsi que les transferts de revenus au sein des organisations conglomerales, soulèvent des obstacles empiriques importants.

Une contrainte majeure est la réactivité des structures des prix au regard des modèles économétriques estimés sur une base annuelle. Certains modèles empiriques opèrent cependant à partir de reconstitutions partielles, en redistribuant par exemple sur les ménages des taxes supportées par les entreprises [19].

## Les travaux de l'OCDE sur environnement et emploi

Le rapport de l'OCDE de 2004 sur l'environnement et l'emploi [22] est la dernière publication de l'Organisation sur le sujet. Il synthétise l'ensemble des connaissances acquises depuis les premiers travaux (*cf.* encadré 1).

Après l'identification des emplois associés à la production de biens et de services environnementaux (gestion des pollutions, technologies et produits plus propres, gestion des ressources), le rapport examine des expériences de réponses locales à des enjeux environnementaux passant par des créations d'emplois.

Les études se sont focalisées sur l'impact des mesures de lutte contre le changement climatique. La plupart des modèles utilisés sont des modèles d'équilibre général, dans lesquels le marché du travail est considéré comme « apuré » (les agents arbitrent entre l'utilité des salaires réels et la désutilité du travail) : l'attention est portée sur le changement dans le bien-être et non l'emploi.

---

9. Une autre difficulté, au moins aussi dirimante, est celle des prix d'actifs (financiers et non financiers), et de l'incidence de la politique monétaire dans un contexte d'évolutions des institutions financières et des marchés financiers. Ces mouvements liés à la globalisation financière fragilisent la pertinence d'agrégats tels que le revenu global, ou même le revenu disponible des ménages (*cf. infra*).

## Encadré 1 : les travaux antérieurs de l'OCDE sur l'emploi et l'environnement

La question des impacts des politiques de l'environnement sur l'emploi est apparue au début des années 1970, avec l'émergence des politiques de l'environnement. Elle a conduit l'OCDE à réaliser une première revue de la littérature et des données empiriques disponibles sur le sujet (OCDE, 1978).

La question est réapparue dans les années 1990, lorsque les pays membres ont dû faire face à de forts taux de chômage. L'OCDE a réengagé des travaux qui ont donné lieu à une seconde revue (OCDE, 1997). Cette publication de 1997 a présenté un cadre d'analyse permettant de discuter des effets des politiques environnementales sur l'emploi : effets positifs et négatifs, directs et indirects, de court et long termes ou bruts et nets. Elle a également passé en revue un certain nombre de méthodologies permettant d'évaluer ces impacts et de souligner leurs forces et faiblesses.

Face à la persistance d'un haut niveau de chômage (OCDE, 2003), le sujet a bénéficié d'une nouvelle attention et un nouveau programme de travail sur l'environnement et l'emploi a été initié, en tant que composante clé de l'activité sur l'« intégration des politiques sociales et environnementales » qui est une priorité de la stratégie environnementale de l'OCDE. Les analyses réalisées en 1997 ont été considérées comme toujours valides mais un besoin d'actualisation des données empiriques s'est fait sentir. Le nouveau programme s'est élargi aux impacts des politiques de l'environnement sur l'emploi à l'échelle de l'économie considérée dans son ensemble, et en particulier aux politiques liées au changement climatique.

Le rapport de 2004 examine aussi, au sein des pays de l'UE, des initiatives locales, du « bas vers le haut » (*bottom-up*) pour associer politique environnementale et emploi. Les données sur les impacts sur l'emploi et l'environnement de ces initiatives demeurent cependant rares et, lorsqu'elles existent, indiquent des résultats mitigés. Les initiatives locales ne sont pas une panacée pour répondre aux défis du développement régional, de l'emploi, de l'inclusion sociale et de l'environnement. Elles ne sont pas davantage une alternative aux approches *top-down* traditionnelles, mais un complément. L'échange et l'évaluation *ex post* des expériences peuvent néanmoins améliorer l'efficacité de ces approches.

Une grande variété d'études est aussi citée, allant des politiques sectorielles (déchets, eau, pollution de l'air) aux phénomènes globaux tel l'effet de serre. Certaines se concentrent sur l'impact direct (nombre de personnes employées dans les services de traitement de l'eau ou des déchets), d'autres incluent les impacts indirects (emploi lié à la fabrication d'équipements nécessaires à ce traitement). Ces études négligent souvent les rétroactions macroéconomiques. Celles-ci sont étudiées dans les modèles économétriques (dans lesquels les marchés des biens et du travail sont en déséquilibres) et les modèles d'équilibre général (basés sur l'équilibre de tous les marchés). Dans les deux types de modèles, les effets de substitution et de revenu jouent un rôle majeur.

Après avoir présenté les hypothèses de « double dividende », il fournit les résultats des simulations de plusieurs grands modèles :

- Modèles économétriques :
  - HERMES (modèle régional UE) ;
  - QUEST (modèle UE plus agrégé que HERMES et orienté vers les phénomènes monétaires) ;
  - LIFT (économie US) ;
  - PANTA RHEI (économie allemande).

- Modèles d'équilibre général :
  - GEM-E3 (évaluation pour les pays européens des conséquences de leurs engagements relatifs au protocole de Kyoto);
  - modèle suédois (investigation des impacts de la réforme des taxes);
  - modèle néerlandais (comparaisons des effets d'une taxe énergie sur l'emploi et le bien-être, allant d'un faible niveau avec exemptions pour les plus forts consommateurs à une hypothétique taxe générale);
  - WARM (modèle européen dans lequel les salaires ont été négociés avec les syndicats : les effets sur l'emploi ont été estimés à partir d'un scénario dans lequel une taxe carbone est introduite et recyclée sous la forme d'une réduction de taxes sur les salaires).
- Modèles d'intégration du progrès technique endogène :
  - UE HERMES;
  - OCDE GREEN;
  - GEM-E3.

NEMESIS : modèle économétrique macrosectoriel régional pour l'Europe couvrant 16 pays, 13 secteurs de production et 27 catégories de consommation. L'étude simule les impacts macroéconomiques sur l'emploi d'une réduction de 4,4 % des émissions de CO<sub>2</sub> en 2010, comparé à l'année de base.

Les modèles suggèrent qu'un dividende « emploi » est possible quand les revenus des instruments économiques (taxes, permis d'émission) sont recyclés sous forme d'une baisse de la taxation du travail, en particulier des taxes sur la masse salariale. Il est conditionné à une réduction du coût du travail. Plus le montant recyclé est élevé, plus l'impact sur l'emploi est important. Le dividende peut cependant disparaître à long terme. L'emploi croît davantage lorsque le recyclage est ciblé sur les titulaires de bas salaires, et plus durablement quand les pressions sur les salaires restent modérées.

Quand le progrès technique dépend des politiques environnementales mises en œuvre, les impacts estimés sur l'emploi sont moins nets. Certaines études économétriques suggèrent que l'emploi s'accroît si les politiques induisent des innovations sur les produits, tandis qu'il pourrait baisser dans le cas d'innovations *process*, particulièrement s'ils sont accélérés par des subventions.

La plupart des modèles incorporant un progrès technique endogène ne se focalisent pas directement sur l'emploi. Cela conduit à limiter les impacts macroéconomiques du progrès technique induit par les politiques de l'environnement. D'autres études montrent que l'introduction des meilleures technologies disponibles dans le secteur de l'énergie pourrait renforcer la compétitivité économique, qui pourrait aussi renforcer le dividende emploi. Les études sur le progrès technique restent cependant fragiles.

Dans tous les cas, cette revue de la littérature sur les effets des politiques de l'environnement sur l'emploi à l'échelle macroéconomique suggère que ces effets sont très faibles.

Des progrès ont cependant été accomplis dans les informations statistiques sur les emplois liés au secteur de la production de biens et de services. L'emploi y est focalisé sur des métiers peu qualifiés, dans des domaines comme la gestion

des déchets, et hautement qualifiés, tel le secteur du consulting environnemental. La part des travailleurs étrangers se situe au-dessus de la moyenne nationale, en particulier dans le domaine des déchets. La part du travail féminin est sensiblement inférieure aux moyennes nationales. Des améliorations pourraient être envisagées pour comprendre la façon dont ce secteur peut informer l'analyse des politiques publiques.

Nombre d'initiatives locales visant à intégrer les objectifs d'environnement et d'emploi ont été lancées dans les pays de l'OCDE. Les unes, fondées sur des approches *top-down* (augmentation de la dépense publique d'environnement ou mise en place de réforme de la taxation environnementale) visent la création d'emplois nouveaux. Les autres, de caractère *bottom-up*, souhaitent répondre à des problèmes locaux urgents mais les données sont rares et non conclusives. Leur succès repose sur des facteurs comme la mobilisation des acteurs locaux ou l'existence d'un cadre légal approprié.

Les effets des politiques environnementales sur l'emploi à l'échelle de l'économie considérée globalement sont cependant limités. Ils sont évalués à travers des approches partielles, microéconomiques ou à travers des approches macroéconomiques (modèles économétriques ou d'équilibre général). Le rapport souligne la rareté des études utilisant l'emploi comme indicateur important de l'évaluation des politiques environnementales.

Le double dividende «emploi» demeure finalement incertain et modeste. Il est possible lorsque les revenus de la mise en œuvre des instruments économiques sont recyclés sous forme d'une réduction des coûts du travail. Mais quand ce double dividende peut être mis en évidence, il apparaît limité et conditionné à un ensemble de prérequis. Si des impacts à court terme et au niveau sectoriel peuvent être significatifs, ce qui explique l'intérêt qui s'est manifesté sur le sujet à la 9<sup>e</sup> conférence des parties de la convention sur le changement climatique (COP9) en 2003, les effets de bouclage macroéconomiques sont incertains.

Le rapport attire l'attention sur l'importance d'un «paquet» politique combinant les politiques d'environnement avec d'autres mesures de politiques publiques concernant par exemple les finances publiques, le marché du travail, la politique d'échange, la politique industrielle et d'innovation. Il souligne également l'importance d'assurer l'intégration et la coordination des instruments politiques afin de limiter les contradictions.

## Des approches théoriques sur le conflit environnement redistribution

Le cas d'un conflit entre politique environnementale et redistribution a aussi été abordé récemment à partir de modèles théoriques. Des hypothèses *ad hoc* permettent alors de simuler les effets des taxes sur les revenus des ménages.

Deux articles situent sur le plan de la «décision publique» les contraintes posées à la politique environnementale. Dans le premier cas, le choix politique est

formalisé au travers d'une fonction de bien-être social comportant une aversion à l'inégalité. Dans le second, au travers d'un modèle électoral aboutissant à suivre les préférences de l'électeur médian.

### Aversion de la société envers l'inégalité

Un papier de 2005 suppose que le gouvernement détermine les taux des taxes (qui pèseront à la fois sur les revenus et les consommations d'énergie des ménages et des firmes) de manière à maximiser une fonction de bien-être social dépendant du degré d'aversion de la société à l'inégalité [7].

L'économie française est modélisée avec trois facteurs de production, le travail, le capital et l'énergie, ces deux derniers ayant un coût considéré comme exogène. La consommation est composée d'un bien générique et d'un bien émetteur de CO<sub>2</sub>. Il y a donc deux sources d'émission de CO<sub>2</sub> dans l'économie : la consommation intermédiaire d'énergie et la consommation finale du bien émetteur. Les émissions engendrent un coût social supposé connu.

#### Encadré 2 : les caractéristiques du modèle

Quatre groupes de travailleurs sont distingués selon leur niveau de productivité et leurs préférences. Ils sont supposés immobiles (pas de mutation sectorielle).

Le processus de production se déroule en deux temps : une première technologie de production à rendements d'échelle constants produit à partir des trois facteurs un bien « générique ». Puis une technologie linéaire transforme le bien générique en deux catégories de biens (polluants et non polluants) avec des coûts marginaux constants. Les prix du capital et de l'énergie sont exogènes. En revanche, le salaire est endogène et égal à la productivité marginale du travail.

La fonction d'utilité des consommateurs est composée de deux fonctions CES imbriquées, entre consommation et loisir d'une part, entre consommation de bien polluant et consommation de bien non polluant d'autre part. Tous les consommateurs ont, quel que soit leur type, les mêmes élasticités de substitution pour chacune des deux CES. Enfin, le niveau de pollution pèse négativement, et de façon linéaire, sur l'utilité des agents.

Deux cas sont étudiés pour les taxes sur l'énergie selon qu'elles sont fixées uniformément ou de façon différenciée selon les catégories d'agents.

Le modèle est calibré sur l'économie française sur la base des données INSEE de 1989. Deux valeurs du coût de la tonne de CO<sub>2</sub> ont été considérées dans les simulations : 35 euros et 14 euros.

Sous l'hypothèse d'une taxation uniforme des usages de biens polluants, la taxe optimale sur la consommation intermédiaire d'énergie s'avère bien égale au coût marginal social de la pollution générée. En revanche, la taxe sur le bien de consommation finale polluant est toujours inférieure du fait de la fonction de préférence sociale qui conduit à soutenir la consommation des ménages à bas revenu.

Pour une valeur élevée de l'aversion à l'inégalité, et une valeur faible du poids accordé à la qualité environnementale, le taux optimal de la taxe peut même devenir négatif (la consommation de produit polluant est alors subventionnée).



## Préférences hétérogènes et politique de l'électeur médian

Cet article [11], publié en mars 2007, se place dans un modèle d'équilibre général où les ressources publiques, financées par prélèvement fiscal sur le revenu, peuvent être utilisées pour soutenir la croissance ou protéger l'environnement. La décision des autorités du taux de taxation, du montant de dépenses publiques et de la répartition de ces dernières en début de période, est opérée à la majorité simple, ce qui permet d'appliquer le principe dit de « l'électeur médian » : les taux de taxe choisis sont ceux qui maximisent son utilité.

Les agents se distinguent par leur dotation initiale en capital et leurs préférences, qui dépendent à la fois de leur consommation et de l'état de l'environnement (les deux aspects étant séparables).

Ils ont une offre de travail inélastique et tirent leur revenu de leur travail et de la location de leur capital. Ce revenu est imposé à un taux d'imposition constant décidé par les autorités en début de période. L'indicateur d'inégalité considéré est le rapport entre le capital moyen et le capital individuel. Sous l'hypothèse de croissance équilibrée, ce ratio reste constant au cours du temps.

La pollution est une conséquence directe de la production.

### Encadré 3 : les caractéristiques du modèle

La fonction de production est une fonction de croissance endogène utilisant pour facteurs le capital et le travail auxquels viennent s'ajouter des dépenses publiques à visée productive (modèle de croissance endogène). Les facteurs de production sont rémunérés à leur productivité marginale.

La qualité de l'environnement est une fonction homogène de degré 0 (décroissante) de la production et (croissante) du montant de dépenses publiques consacrées à l'environnement.

Plus la dotation de l'électeur médian est faible relativement au revenu moyen, ce qui peut être considéré comme un indicateur du degré d'inégalité de la société, plus l'accent sera mis sur la croissance économique au détriment de la préservation de l'environnement : les agents plus pauvres accordent davantage d'importance à la croissance économique (source de revenus) qu'à un environnement préservé.

Les agents plus aisés sont plus enclins à consacrer des ressources à la préservation de l'environnement même si cela implique une moindre productivité à long terme de l'économie.

## L'internalisation et la question des coûts supportés

Avec l'enjeu du climat, la notion d'internalisation change quelque peu de contenu. Dans l'économie de l'environnement usuelle, l'internalisation se réfère à un coût externe pouvant être évalué à partir de méthodes coûts-avantages basées sur les préférences et les marchés (directs ou contingents). Il s'agit en premier lieu de traiter des pressions dont les impacts prennent leur effet dans la période où les pressions sont générées, comme typiquement la pollution atmosphérique ou le bruit. Le principe « pollueur payeur » dérivé du modèle Pigouvien vise ainsi le rétablissement d'une tarification au coût marginal dans un contexte de « défaillance de marché », l'externalité n'ayant pas de traduction monétaire alors que son effet sur le bien-être est réel et peut, sous certaines conditions, être traduit en équivalent monétaire.

Or, des dommages comme celui du changement climatique sont à venir et complexes à estimer, mettant en jeu des facteurs d'actualisation et des progrès techniques futurs. Des modèles dits de durabilité avaient notamment remis en question certaines méthodes d'estimation des effets externes [24].

Les politiques climatiques, à l'instar du protocole de Kyoto ou de l'objectif en France du « facteur 4 », se fondent sur des cibles quantifiées désignées par des indicateurs physiques. L'internalisation désigne alors plutôt les méthodes permettant de « contraindre » des processus, qu'il s'agisse de modes de production ou de consommation. Avec le calcul de valeur tutélaire du carbone, la référence au principe pollueur payeur ne vise pas le rétablissement d'un équilibre (statique) de marché, mais un objectif coût efficacité. Le choix de l'instrument économique (taxe ou permis) se réfère cependant encore à des critères d'efficacité (réduire en premier lieu les émissions là où c'est le moins coûteux).

Face à une politique ayant un objectif quantitatif, la question du coût pour les ménages peut en première analyse être évaluée au regard de la consommation marchande usuelle. Si, pour un agent, on pose l'hypothèse que la consommation d'un bien donné est réduite par rapport à celle de la période précédente, le coût associé pour l'agent dépend *a priori* de ses préférences. Il ne peut donc être assimilé au surcroît monétaire impliqué par une politique de taxation. Son expression monétaire pourrait être par exemple : quel surcroît de revenu consommable devrait lui être attribué pour que son bien-être soit maintenu, sachant que sa consommation du bien générateur de pression reste contrainte ?

Selon les individus et les préférences, une limitation de la consommation d'un bien peut donc pénaliser les ménages dans des amplitudes très différentes. Une transition liée à un changement de résidence principale, ou au recours à un mode de transport moins rapide, représente classiquement des coûts qui ne sont qu'imparfaitement traduits par l'ajustement des structures budgétaires.

Cependant, dès lors qu'ils pourraient être évalués, les coûts « causés » à l'environnement, faute de politique environnementale, et les coûts « supportés » du fait de l'application d'une politique environnementale, pourraient être mis en regard pour apprécier les effets redistributifs de cette politique (cf. encadré 4).

## Encadré 4 : aspects redistributifs de la politique environnementale : « coûts causés » et « coûts supportés » *via* l'internalisation<sup>10</sup>

Considérons la politique environnementale sous l'angle de l'internalisation des coûts environnementaux non marchands.

Intéressons-nous à la détérioration des actifs naturels non marchands, laissant de côté les prélèvements sur les actifs naturels marchands et les dommages environnementaux aux personnes et à leurs biens.

Les services des actifs naturels non marchands renouvelables sont gratuits. Tant que la pression des usages humains sur ces actifs ne dépasse pas leurs capacités de renouvellement et de résilience, utiliser ces services (côté anthropique) et les rendre (côté nature) se fait sans coûts pour la nature. Ils sont à la fois gratuits et non coûteux.

Dès lors que la pression des usages humains dépasse les capacités de renouvellement en quantité et/ou en qualité de ces actifs, même si les services en question restent gratuits, ils deviennent coûteux pour la nature. Ce coût correspond à la détérioration quantitative et/ou qualitative des actifs naturels non marchands. Il représente la valeur de la fraction de ces actifs qui est consommée par l'homme au cours de la période.

Supposons qu'au cours d'une période donnée, l'objectif de la politique environnementale soit d'équilibrer les pressions sur la nature de sorte que les actifs naturels non marchands renouvelables ne subissent pas de détérioration additionnelle (je laisse de côté pour le moment la question des atteintes aux actifs naturels dues aux activités humaines des périodes antérieures). Supposons qu'il existe un ensemble de moyens et de techniques pour réaliser cet objectif : modifications des processus de production et de consommation, abstention de certaines actions, activités réparatrices concomitantes aux activités détérioratrices. La mise en œuvre de ces moyens et techniques est coûteuse pour l'économie. Le coût pour la nature est remplacé par un coût pour l'économie, un coût internalisé.

Supposons que l'on sache calculer ces coûts. Supposons que l'on sache relier de façon précise les coûts ainsi internalisés aux pressions résultant de activités des divers agents économiques ou catégories d'agents économiques, c'est-à-dire que l'on sache estimer le montant des coûts causés (à la limite par chacun) directement ou indirectement. On peut dire que la politique environnementale serait équitable (et n'aurait pas d'effet redistributif) si pour tout agent économique (ou catégorie d'agents économiques) le montant des coûts supportés du fait de leur internalisation correspondait strictement à celui des coûts causés ou des coûts qui auraient été causés par l'utilisation de services environnementaux en l'absence d'internalisation. Ceci évoque bien sûr le principe pollueur payeur. On peut le requalifier plus largement de principe selon lequel « celui qui cause des coûts (environnementaux) doit payer les coûts (internalisés) correspondants ».

Lorsque montants des coûts supportés et montants des coûts causés diffèrent, des transferts implicites ont lieu de certains agents économiques à d'autres (phénomènes redistributifs). Ainsi les ménages consommateurs d'eau paient-ils des coûts afférents aux traitements rendus nécessaires par des pollutions d'origine agricole (cas de figure pollué-payeur). Les producteurs agricoles bénéficient, en incidence directe, de transferts implicites dans ce cas. Une analyse plus complète, impliquant une modélisation, est nécessaire pour estimer qui en bénéficie finalement.

Les modalités de l'internalisation des coûts sont diverses et doivent faire l'objet d'analyses spécifiques.

Si la politique environnementale vise non seulement à éviter de nouvelles détériorations des actifs naturels, mais aussi à restaurer, au moins en partie, un état antérieur de la nature (éteindre tout ou partie de la dette environnementale), il devient plus difficile de chercher à comparer « coûts causés » (hier) et « coûts supportés » (aujourd'hui), du fait de discontinuités possibles entre les agents économiques considérés. À la limite, une génération nouvelle peut avoir à payer pour des coûts qu'elle n'a pas causés. Elle hérite de la dette environnementale de générations antérieures. Des transferts implicites intergénérationnels peuvent avoir lieu (redistribution intergénérationnelle).

Les coûts internalisés peuvent aussi viser à éviter des dommages environnementaux aux personnes et aux biens. Le principe de l'analyse reste de comparer coûts causés et coûts internalisés supportés par les « causeurs de coûts ».

10. Contribution d'André Vanoli, membre de la CCEE.

## Les impacts redistributifs d'une taxe sur les carburants automobiles

Le cas d'une taxe sur un bien de consommation des ménages permet en première analyse de s'affranchir d'effets sectoriels sur les revenus des entreprises. Le cadre d'analyse est celui des microsimulations, les budgets des ménages étant ventilés selon une nomenclature de biens de consommation.

Pour illustrer le cas d'une politique énergétique, le choix s'est porté sur les carburants automobiles consommés par les ménages<sup>11</sup>. Le système d'information permet d'avancer des constats en première analyse, en reprenant des sources utilisées dans d'autres études [28]. Les effets redistributifs des politiques des transports ont notamment été l'objet d'études approfondies [18]. En Allemagne, a été menée une analyse détaillée de l'impact de l'accroissement de plusieurs taxes énergétiques survenues entre 1998 et 2002 (*cf.* encadré 5).

La hausse du prix, et donc la baisse de la consommation du produit taxé, suscitent en premier lieu des effets de distribution du fait de l'inégalité des richesses. Celles-ci peuvent être entendues alors au sens de l'importance des plans de consommations futures susceptibles d'être réalisés par les agents. Dans une hypothèse par exemple où la consommation globale future de chaque ménage diminuerait de 1 %, la perte de bien-être serait bien sûr plus importante pour les ménages plus pauvres.

Les effets dits régressifs des taxes sur les ménages peuvent être évalués en termes d'impacts « disproportionnés ». Ceux-ci désignent un effet dépassant la simple constatation que toute contraction est plus aisément vécue si l'on est plus riche, qui renvoie à nouveau à la présence des inégalités. Elle suggère que les ménages plus pauvres ont moins de latitude pour s'adapter à une hausse du prix.

Cette question rejoint aussi des préoccupations en termes d'équité. Une limitation des possibilités de choix due, pour certains biens, à la nécessité d'un minimum en deçà duquel des libertés individuelles d'accomplissement sont sévèrement restreintes est largement admise s'agissant de biens comme l'alimentation, la santé, l'éducation ou le logement. Le besoin d'un minimum de « capacités de déplacement » pourrait aussi justifier que l'État prenne en charge un niveau d'infrastructures de transports ou de services publics<sup>12</sup>.

Quelques études étrangères ont abordé cette question. S'agissant du carburant automobile, elles ne sont cependant pas parvenues à désigner empiriquement des impacts disproportionnés de ce type : « Ni la théorie ni les études empiriques n'apportent de conclusions robustes quant à la variation de l'élasticité prix entre des groupes de revenus s'agissant de biens environnementaux [6]. »

11. Le cas du chauffage individuel, outre qu'il représente une part budgétaire moindre, pose des questions d'identification. Le chauffage électrique ne peut en effet être distingué des autres usages de l'électricité (culinaires, sanitaires, éclairage...).

12. Le rapport *Ségrégation urbaine et intégration sociale* du Conseil d'analyse économique avançait par exemple la possibilité d'assurer aux chômeurs la gratuité de services publics de transports.

L'évaluation des possibilités différenciées d'adaptation se heurte à différentes contraintes :

- l'identification, même sommaire, d'un niveau de consommation peu substituable n'apparaît pas sur le seul niveau de consommation d'un produit. Typiquement, un logement peut assurer un confort bien au-delà de la simple « nécessité d'un toit », selon sa taille, son emplacement, son confort... Dans le cas des carburants, pour lesquels la consommation est réalisée pour les déplacements qu'elle permet, les déplacements urgents ou professionnels ne peuvent être mis au même rang que les déplacements de loisirs ou de vacances ;
- lorsqu'un bien s'avère peu substituable, sa mise en évidence au plan statistique peut passer *a priori* par deux effets : la consommation de ce bien est proportionnellement plus importante pour les ménages plus pauvres (ceci a été validé pour certains produits alimentaires ou pour le chauffage<sup>13</sup>) ; la consommation est peu sensible aux variations du prix de ce bien.

La sensibilité aux prix s'avère cependant le meilleur indicateur de la perte liée à l'accroissement d'une taxe, c'est-à-dire de l'accroissement du prix du bien. En termes uniquement de revenu, la perte est maximale si la consommation ne s'ajuste pas (elle s'apprécie alors par la perte de revenu due à l'accroissement de la taxe). Un minorant de la perte serait obtenu en comparant la taxe acquittée antérieurement avec la taxe associée à la consommation ajustée *ex post* sur le nouveau prix. Cette borne inférieure par exemple serait nulle pour un ménage adaptant sa consommation de façon à acquitter strictement le même montant de taxe. Mais il s'agit d'un minorant. L'adaptation implique *a priori* en effet une perte de bien-être. Mais la mesure de la sensibilité au prix ne peut en général se contenter d'observations sur les prix et les consommations du seul bien considéré.

C'est particulièrement vrai dans le cas du carburant, qui n'est pas consommé pour lui-même mais pour les usages qu'il permet. L'utilisation du véhicule pour le trajet domicile-travail, qui s'avère un facteur dominant dans la consommation, est illustrative à cet égard. Dans l'hypothèse où le prix des logements éloignés des pôles urbains se réduirait par rapport au prix des logements près de ces pôles, une plus grande consommation de carburant dans un but de logement peut être observée, même si le prix du carburant augmente. La seule estimation d'une élasticité prix du carburant ne peut donc suffire à estimer la sensibilité au prix. Il faudrait dans ce cas estimer aussi une « élasticité croisée », rapprochant prix du carburant et prix du logement. C'est notamment dans ce cadre que sont actuellement préconisées les estimations de modèle de demande.

Les enquêtes de consommation permettent, avec une précision satisfaisante, d'évaluer les consommations de différentes catégories de ménages selon une nomenclature assez fine de produits. Les ménages sont classés selon le revenu courant par unité de consommation, appelé alors niveau de vie.

Dans la plupart des études, la variation selon le niveau de vie de la part du bien consommé dans la consommation totale (part budgétaire) est considérée comme

---

13. Une raison qui a conduit à mener l'analyse sur les carburants et non sur le chauffage est que les parts budgétaires des carburants sont plus élevées et surtout plus variables selon les situations des ménages (localisation et types d'utilisation du véhicule).

indice (mais non comme preuve) d'une contrainte de consommation du bien (cette approximation tient surtout des considérations sur le coût d'information<sup>14</sup>). On convient qu'une taxe est régressive si la part budgétaire du bien taxé décroît avec le niveau de vie. Si la part budgétaire est peu dépendante du niveau de vie, il y a présomption d'une sensibilité au prix moins forte pour les ménages plus riches.

### Encadré 5 : l'accroissement des taxes sur des produits énergétiques en Allemagne

L'Allemagne a réformé certaines taxes entre 1998 et 2002. L'objectif de l'accroissement de certaines taxes environnementales (création d'une taxe sur l'électricité et augmentation des taxes sur l'essence et le gaz) n'était pas seulement d'internaliser certains coûts environnementaux, mais aussi d'utiliser la recette afin de diminuer certaines cotisations sociales (retraites notamment).

Une étude allemande [5] a procédé à une estimation des gains et des pertes en termes de revenu des ménages, selon leurs profils, de l'augmentation de la taxe et de la réduction des cotisations sociales (notamment celles des retraites). Les revenus déclarés ont été redressés à partir des variables renseignées.

L'étude a en effet utilisé un modèle comportant près de 1340 variables (données sur les taxes directes et indirectes, les structures budgétaires, les diverses cotisations, les revenus de transferts et les caractéristiques socioéconomiques des ménages.). Elle portait sur plus de 51 000 contribuables.

Le modèle se limitait à l'estimation des effets individuels de court terme. L'impact est simulé comme si les mesures avaient été prises simultanément sur l'année de référence, et sans estimation d'élasticités.

En moyenne, les effets de l'augmentation des taxes sont faiblement régressifs même si leur poids dans le revenu disponible reste en général modeste. La redistribution de la recette sous forme de réduction de cotisation sociale a plutôt amplifié globalement la régressivité. Les effets de long terme et de bouclage macroéconomique (sur l'emploi) ont été exclus.

## L'évaluation statistique d'élasticités prix

L'évaluation empirique de l'impact d'une taxe passe par l'observation des quantités consommées par différents types de ménages pour différents niveaux de prix. Celle-ci fournit une première réponse à la question : de combien diminue la consommation de carburant lorsque son prix s'accroît de 1 %, c'est-à-dire quelle est l'élasticité prix de la demande de ce produit ?

La façon la plus directe d'observer, pour différents prix, les consommations d'un produit standard comme le carburant est cependant de les observer à des dates différentes, lorsque les prix à la pompe ont varié significativement. Introduire la dimension temporelle conduit alors à tenir compte d'autres déterminants :

- la consommation dépend aussi du revenu qui varie généralement avec le temps ;
- la demande de carburant est associée à d'autres consommations. Typiquement, la zone d'habitat et l'usage de l'automobile pour les déplacements domicile-travail sont

14. Des mesures d'élasticités prix par catégorie de ménage, qui seraient *a priori* préférables, n'ont jamais été publiées pour les carburants. On détaille dans le chapitre 3 quelques pistes permettant de surmonter cet obstacle.

liés. Le prix de l'habitat (et de consommations associées) peut donc conditionner, dans une certaine mesure, la consommation de carburant. Celle-ci peut être amenée à varier sous le seul effet des prix de l'habitat et sans variation du revenu et du prix du carburant ;

– des éléments d'offre interviennent, avec en particulier la disponibilité de véhicules plus performants qui, pour un service rendu similaire, utilisent moins de carburants, ou encore avec des infrastructures permettant de couvrir plus rapidement une même distance<sup>15</sup>.

*A priori*, la mesure des incidences d'une hausse du prix pour différentes catégories de ménages nécessite donc une base d'informations importante, permettant de renseigner sur plusieurs biens et plusieurs prix, et d'autant plus complète que les déterminants de la demande peuvent prendre effet sur des périodes plus ou moins longues.

Mais pour des raisons principalement de coût d'extraction de l'information, il faut en général se limiter à tirer parti de l'observation d'une grande diversité de comportements mais avec peu de variabilité du prix, ou observer des comportements très agrégés (des comportements moyens) sur des périodes longues où le prix varie suffisamment.

Des techniques permettant de contourner certaines contraintes pourraient toutefois être explorées.

## Les séries historiques

Si on se place à un niveau très agrégé, c'est-à-dire pour l'ensemble des ménages, les séries annuelles (ou trimestrielles) de consommation par produit et l'indice des prix des biens sont disponibles à un niveau de nomenclature très détaillé. Elles permettent d'évaluer des élasticités « moyennes », estimées sur un unique ménage (le « consommateur représentatif ») dont le revenu est le revenu moyen, la dépense est la dépense moyenne et qui fait face à un indice des prix moyens.

La démarche présente deux limites<sup>16</sup> :

– la première est précisément de ne pas distinguer entre les ménages et donc d'interdire toute analyse des effets redistributifs des variations des prix de l'énergie. Les élasticités prix obtenues ne reflètent en effet que le comportement d'un consommateur fictif, affecté par une hausse du prix du carburant qu'à proportion du poids de ses déplacements automobiles dans l'ensemble de ses déplacements. Une réponse modérée en moyenne peut donc résulter de réponses individuelles très marquées : une hausse du prix pèsera par exemple fortement sur les ménages utilisant leur véhicule pour se rendre à leur travail, moins sur ceux qui peuvent utiliser les transports en commun, et pas du tout sur les ménages non équipés en automobile ;

– la seconde tient à ce que l'agrégation fait perdre une grande partie de l'information contenue dans les variations interindividuelles de comportements. En particulier, pour séparer convenablement l'effet du revenu et celui du prix, il faut augmenter fortement la période d'estimation : alors que sur un panel de consommateurs on pourrait, pour

---

15. Celles-ci peuvent en particulier modifier le prix de l'habitat éloigné relativement à celui de l'habitat des centres-villes.

16. Pour une analyse plus approfondie [18].



estimer l'effet-prix, se contenter de deux ou trois ans, sur données agrégées on est en général amené à estimer le système sur une vingtaine d'années. Mais les effets d'offre altèrent alors les estimations obtenues. On peut en effet douter que, sur une période aussi longue, la relation entre prix et consommation soit restée stable ; il est très probable, au contraire, qu'elle soit affectée, dans des proportions difficiles à préciser, par des chocs d'offre, notamment le progrès technique dont bénéficient les véhicules et qui réduit leur consommation à service rendu constant.

### L'estimation sur données en coupe

Les données individuelles relatives à la consommation des ménages, qui permettent de comparer différents types de ménages, sont beaucoup moins abondantes que les données globales. La seule source véritablement complète est l'enquête « Budget de famille », réalisée tous les cinq ans. Chaque édition de l'enquête interroge un échantillon de ménages ordinaires (environ 12 000 à 14 000 ménages répondants) sur l'ensemble de leurs dépenses.

L'enquête « Budget de famille » est essentiellement « en coupe », observant des ménages à une date donnée (en fait sur une plage de temps réduite), et elle est menée sur des échantillons indépendants d'une enquête à l'autre. Elle se distingue ainsi des enquêtes « de panel », qui consistent à suivre dans le temps les mêmes ménages.

Cette source est alors bien adaptée s'agissant d'estimer l'effet revenu de la consommation, autrement dit pour répondre à la question : quel est le supplément de consommation d'un ménage dont le revenu est supérieur de 1 % à celui d'un autre ménage ? La variabilité du revenu des ménages dans l'enquête est en effet importante. Mais estimer l'élasticité-prix est plus difficile puisque l'enquête ne porte que sur une période de temps limitée. Aussi, pour un produit assez standard comme le carburant, la variabilité des prix à la pompe est surtout d'ordre « géographique », fonction du distributeur (grandes surfaces, autoroutes...). La consommation est donc aussi liée à des pratiques d'achat spécifiques, ce qui rend délicat l'interprétation d'élasticités prix. Celle-ci serait plus robuste avec des données de panel, permettant un suivi temporel des consommations. En outre, il peut exister des saisonnalités dans la demande de carburant qui, même si l'enquête essaie de les prendre en compte, rendent peu interprétables des différences de niveau<sup>17</sup>.

Il en est bien sûr de même s'agissant des effets de substitution. Or ceux-ci peuvent être importants. Il suffit par exemple de penser à la substitution entre types de carburant, avec le lien entre le prix relatif de l'essence et du diesel et la diésélisation du parc automobile. La substitution entre carburant et les choix portant sur d'autres postes comme le logement impliquerait notamment de définir un prix synthétique du logement. Estimer ces élasticités prix « croisées » révélatrices d'effets de substitution nécessiterait *a fortiori* des données de panel.

Les outils d'évaluation sont disponibles. Mais ce sont les sources qui font défaut, du fait du coût de l'information qu'elles présentent.

17. Une analyse économétrique réalisée par l'INSEE sur des élasticités prix obtenues sur des variations géographiques (prix en supermarché, en station service d'autoroute...) semblait buter sur une difficulté de cet ordre puisqu'elle aboutissait à des élasticités prix variant différemment selon les revenus pour l'essence et le diesel [12].



## La modélisation de la demande d'énergie

Depuis une dizaine d'années, l'économétrie de la demande d'énergie par les ménages cherche à modéliser l'ensemble de la demande. Il s'agit de tenir compte non seulement des effets de substitution entre sources, mais aussi d'arbitrages éventuels avec les autres biens. Les modèles employés sont naturellement plus complexes que ceux couramment employés, qui se limitent à estimer les effets revenu et prix. La référence standard est le modèle AIDS (Deaton, Muellbauer, 1980) [9], éventuellement dans la généralisation dite « quadratique » (QAIDS) proposée par Banks [2] (1997) et qui approche mieux les relations entre les parts budgétaires des biens et le revenu du ménage (ou courbes d'Engel).

Ces modèles présentent d'incontestables avantages : ils tiennent compte des restrictions que la théorie économique du consommateur impose aux fonctions de demande, ils permettent d'agréger les demandes, et offrent une description beaucoup plus complète des biens consommés et de leurs relations mutuelles. D'un point de vue empirique, ils fournissent aussi des résultats généralement considérés comme solides. La contrepartie de ces avantages réside dans une assez grande complexité et un nombre important de paramètres à estimer qui impose d'avoir observé sur tous les biens un grand nombre de variations simultanées des quantités, des prix et du revenu.

### Encadré 6 : les contraintes des enquêtes statistiques

Le cadre naturel pour l'estimation d'élasticité prix par catégorie de ménage est évidemment celui des données de panel, qui permettrait de connaître, pour chaque ménage, une histoire suffisamment longue des réactions de sa consommation à des variations des différents prix et de son revenu de façon à estimer toutes les élasticité propres à ce ménage. Les simulations, les analyses des possibilités de substitution (et donc d'effets sur le bien-être) seraient alors réalisables à un niveau très désagrégé. L'instrument idéal serait donc une enquête de consommation de type « Budget de famille », mais en panel et auprès d'un échantillon représentatif de ménages.

Mais rassembler des données de panel est une tâche extrêmement difficile pour plusieurs raisons :

- les enquêtes de consommation sont contraignantes pour les ménages qui y participent;
- la mesure de l'ensemble de la consommation d'un ménage est une opération d'autant plus lourde que la période d'observation est longue. Généralement, on se contente de recenser les dépenses durant quelques semaines<sup>18</sup>. Dans le cas du carburant, la saisonnalité inhérente à sa consommation (on ne se déplace pas en vacances comme dans les périodes de travail) requiert un suivi sur toute l'année. La collecte devrait donc s'étaler sur toute l'année, en vagues successives, chaque vague comprenant suffisamment de ménages pour être représentative de cette période. L'enquête devrait donc mobiliser un échantillon substantiel, au minimum une dizaine de milliers de ménages;
- plus la fenêtre d'observation est longue, plus la qualité de l'information se dégrade (hausse de la non-réponse, totale ou partielle); plus elle est courte, plus devient aigu le problème dit « des faux zéros » : une dépense nulle pour un bien donné peut signifier soit que le ménage ne consomme jamais du bien, soit simplement qu'il n'en a pas consommé durant la période d'observation. Il est en général très délicat de trancher entre les deux possibilités; or l'estimation de la consommation annuelle du ménage dépend de façon cruciale de la nature de cette non-consommation sur la période. La non-consommation s'avère une difficulté importante s'agissant de l'estimation des fonctions de demande (cas du tabac).

18. Une période d'observation plus longue n'est pas envisageable. Des essais en ce sens ont été conduits en France, il y a une trentaine d'années. Ils ne se sont pas révélés satisfaisants, les ménages se lassant assez vite de devoir noter systématiquement toutes leurs dépenses.

Une enquête en panel sur la consommation serait donc lourde et coûteuse. Le coût d'une enquête de consommation (en coupe) comme l'enquête « Budget de famille » est de l'ordre de 760 k€. Son prolongement en panel annuel coûterait beaucoup plus du fait des coûts additionnels qu'engendrent les opérations de suivi des enquêtes, inévitables dans les enquêtes longitudinales.

### Cellulage et pseudo-panélisation

Une première solution technique consisterait à retenir un certain niveau d'agrégation en considérant, dans l'échantillon des ménages enquêtés, des groupes de ménages homogènes sous certains critères (composition, type de logement, statut d'activité, revenu...). L'échantillon est cellulé. On remplace ainsi les milliers de ménages de l'échantillon par quelques centaines de ménages « moyens », chacun représentant les ménages d'une même cellule. Cette agrégation partielle fait perdre une partie de l'information mais présente deux avantages décisifs :

- elle élimine une part du bruit statistique présent dans les données ; notamment elle fait disparaître l'essentiel des « faux zéros » ;
- elle rend possible la constitution de « pseudo-panels » par le rapprochement de différentes enquêtes de budget en coupe, réalisées successivement. Le principe est de considérer qu'entre deux enquêtes, le ménage fictif représentant une cellule donnée reste le même, comme dans le cas d'un vrai panel. La même logique permet aussi de rapprocher deux enquêtes ménages sur des sujets différents (une enquête de budget et une enquête sur les transports, par exemple) : le ménage représentant une cellule étant réputé rester le même dans les deux enquêtes, on peut cumuler l'information des deux enquêtes.

Le cellulage et la pseudo-panélisation ne sont cependant pas sans défauts :

- d'une part, la constitution des cellules reste assez délicate et il n'y a pas encore de consensus sur les bonnes pratiques en la matière. Or les résultats en dépendent fortement ;
- d'autre part, la population composant une cellule change au cours du temps, parfois de façon sensible ; il peut dès lors se révéler infondé de supposer que le comportement moyen de cette cellule est stable.

### Enquêtes spécifiques

Une alternative pourrait être de restreindre les objectifs d'une enquête ménages en mettant en place un panel de consommation consacré aux carburants et produits liés. Ce choix revient à supposer que les choix de consommation de carburant sont suffisamment indépendants des choix sur tout un ensemble d'autres postes de consommation, qu'il faudrait cependant définir *a priori*. En pratique, une telle enquête se concentrerait sur la collecte, auprès d'un panel de ménages des données relatives à leur consommation de carburant et d'autres postes pour lesquels la présomption d'effets de substitution est importante (logement, équipement en véhicules, autres équipements...). Tout en restant non négligeable, le coût d'un panel de ce type serait cependant inférieur à la panélisation d'une enquête de consommation complète comme « Budget de famille ».

Enfin, il reste possible d'opérer non par estimation économétrique sur des données observées d'une source dédiée, mais par rapprochement de différentes sources, avec une démarche de type « études ». Des enquêtes permettent en effet de compléter l'enquête « Budget de famille », sur la composante « consommation de carburant » :

- l'enquête « Transport », dite décennale bien qu'en réalité 14 ans se soient écoulés entre les deux dernières éditions (1993 et 2007), est centrée sur la description des comportements de mobilité des ménages. Elle collecte une information détaillée sur les modes de transports utilisés par le ménage et ses membres, les distances parcourues, le type de véhicule utilisé, la consommation de carburant, objet des déplacements (loisirs, travail...). Son échantillon est de l'ordre de 10 000 à 12 000 ménages répondants ;
- des enquêtes spécialisées peuvent éventuellement aussi apporter des informations : panel SECODIP, enquête Parc auto INRETS-SOFRES, enquête CERTU...

Toutefois, il est toujours délicat d'utiliser des sources différentes puisque chacune est calibrée en vue de cerner des déterminants qui lui sont spécifiques. Par exemple, l'enquête « Transports » permet de distinguer des motifs de mobilité très précis (de sociabilité, de loisirs...) mais en contrepartie renseigne peu sur les éléments de prix et de revenu qui conditionnent leur évolution. En outre, les découpages statistiques peuvent parfois varier selon les enquêtes.

### Les enquêtes de consommation à l'étranger

L'enquête la plus complète est le *Consumer Expenditure Survey* américain : il s'agit d'une enquête de budget, conduite chaque année depuis 1984. Deux enquêtes sont menées en parallèle auprès d'un échantillon d'environ 7 500 ménages. La première renseigne sur un carnet hebdomadaire de dépenses sur quinze jours. La seconde, réalisée en parallèle, procède sur une version allégée (sans carnet) mais porte sur 7 500 ménages interrogés sur cinq trimestres consécutifs.

L'Espagne possède un système assez comparable : une enquête structurelle (*encuesta básica de presupuestos familiares*), analogue à l'enquête française « Budget de famille », est réalisée avec une périodicité quinquennale. À cela, s'ajoute une enquête plus légère (*encuesta continua*) réalisée tous les trimestres auprès de 8 000 ménages interrogés chacun huit trimestres successifs (au plus). Elle aussi mêle carnets de dépenses hebdomadaires et entretiens.

Les autres pays ne pratiquent pas la réinterrogation, mais la fréquence d'enquête peut être plus élevée qu'en France (elle est réalisée en continu en Italie, au Royaume-Uni, en Pologne, etc.). L'Allemagne suit un système analogue au système français.

## Les enquêtes de consommation par type de ménage

Les enquêtes de consommation permettent, avec une précision satisfaisante, d'évaluer les consommations de différentes catégories de ménages selon une nomenclature assez fine de produits.

Un classement des ménages selon la richesse peut être opéré à partir des données d'enquête. Il se base généralement sur un revenu déclaré dans l'enquête, qui est ramené aux unités de consommation pour tenir compte de la taille du ménage. Le classement par décile de niveau de vie (revenu déclaré par unité de consommation) permet donc d'estimer ce qu'en moyenne les ménages d'un même décile dépensent pour un bien de consommation donné.

Cette dépense budgétaire n'est cependant pas ramenée au revenu moyen déclaré des ménages du décile, du fait de deux types d'imprécisions affectant le revenu déclaré :

- d'un point de vue technique, le revenu déclaré peut fortement surévaluer ou sous-évaluer le revenu disponible ;
- sur un plan théorique, le revenu disponible approché dans l'enquête par le revenu courant déclaré mesuré constitue un indicateur imparfait de la richesse ou de l'aisance financière.

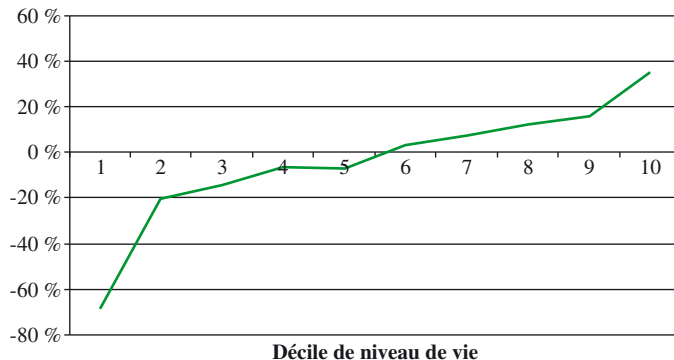
### Sous-déclaration du revenu et/ou de la consommation dans la déclaration

Le premier point peut se vérifier en rapprochant le revenu total déclaré du ménage dans l'enquête <sup>19</sup> (Rd) de sa consommation totale déclarée (Cd), de façon à calculer un taux d'épargne « déclaré »  $(Rd - Cd/Rd)$ .

19. Celui-ci intègre principalement les revenus d'activités, de transferts et de propriété de tous les membres du ménage. Il est de ce fait proche du revenu disponible de la comptabilité nationale, mais contrairement à celui-ci, il cherche aussi à prendre en compte des transferts intergénérationnels, pour les jeunes et les étudiants. Il s'agit cependant de transferts monétaires et non de transferts en nature.

Les ménages sont classés par déciles de niveau de vie, c'est-à-dire par revenu déclaré/unités de consommation. Le 1<sup>er</sup> décile regroupe les 10 % de ménages dont le niveau de vie ainsi défini est le plus bas ; le dernier décile, celui où il est le plus haut. Le taux d'épargne déclaré a alors une pente très fortement croissante.

**Graphique 1 : taux d'épargne « déclaré »**



Source : INSEE, enquête « Budget de famille » 2006. Calculs D4E.

Le taux d'épargne déclaré apparaît alors très fortement négatif pour le 1<sup>er</sup> décile, et positif uniquement à partir du 6<sup>e</sup> décile. Il laisse donc supposer qu'une sous-déclaration du revenu est d'autant plus forte que celui-ci est faible. Il faut toutefois noter qu'un taux d'épargne négatif n'est pas en soi une configuration impossible, en cas par exemple de fort recours à l'endettement (hors habitat). Mais il est peu probable que ceci suffise à expliquer les taux d'épargne négatifs des premiers déciles, les ménages à revenu faible subissant en particulier des contraintes de solvabilité.

Cette difficulté est aussi mentionnée dans les études étrangères. Certaines cherchent à la contourner en utilisant plusieurs enquêtes combinées à un modèle global, de façon à tirer parti des évolutions et non des niveaux de revenus [4]. L'enquête allemande (*cf.* encadré 5) à partir d'un modèle général de simulation [5] opère des redressements à partir des nombreuses caractéristiques des ménages renseignées dans la base.

### Qualité du revenu comme indicateur de richesse

D'autre part, un revenu disponible, même entaché d'aucune erreur de mesure, ne serait qu'un indicateur imparfait de la richesse économique, entendue au sens de « consommation potentielle future » et avec une approche élargie de la consommation (c'est-à-dire y compris services rendus par l'habitat, l'environnement...).

Les raisons principales de cette divergence tiennent à l'âge (un même revenu n'a pas la même implication selon l'âge), aux incertitudes sur le revenu futur (risque de chômage, de temps partiel contraint...) et aux effets dit « de richesse ». Autrement dit, un même revenu disponible n'a pas la même signification selon que son bénéficiaire est étudiant ou retraité, locataire ou propriétaire, disposant d'un emploi stable ou précaire, endetté ou non...

Ceci a conduit à proposer divers substituts du revenu disponibles :

- le revenu du cycle de vie (pour tenir compte notamment de l'âge) ;

- le revenu permanent (pour tenir compte des incertitudes sur le revenu futur) ;
- le revenu élargi (revenu disponible + accroissement net de la valeur des actifs) pour tenir compte d'effet de richesse.

Ce dernier concerne en particulier l'habitat. Dans une optique de trésorerie, par exemple, il est souvent proposé de déduire du revenu les emprunts pour l'habitation principale. Mais cette opération impliquerait alors d'ajouter au revenu la « plus ou moins-valeur potentielle » liée à la variation du prix de l'habitat<sup>20</sup>. En l'occurrence, une diminution de la valeur de logement liée à une hausse du prix du carburant (qui rendrait l'accessibilité au logement plus coûteuse) devrait être déduite d'un tel revenu élargi.

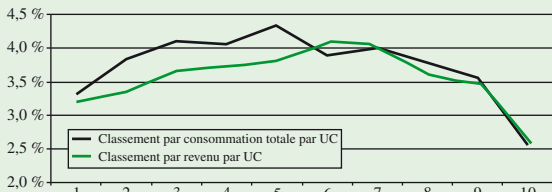
N'étant généralement pas observables en tant que tels, leur évaluation est cependant souvent tributaire de l'application d'un modèle.

Toutefois, si le revenu courant déclaré par unité de consommation n'est qu'un indicateur imparfait de la richesse, on considère en général qu'il reste assez robuste s'agissant du classement des ménages en fonction de leur richesse. Autrement dit, bien que la situation des ménages classés dans un même décile puisse présenter une grande variabilité en termes de richesse<sup>21</sup>, le passage à un décile supérieur représente bien une amélioration en moyenne de la richesse.

Ceci peut être illustré en adoptant un autre moyen de classement des ménages (cf. encadré 7). La part du carburant dans la consommation totale s'avère ainsi assez peu sensible au mode de classement des ménages.

### Encadré 7 : parts budgétaires du carburant selon deux modes de classements des ménages

En groupant les ménages selon le montant de leur consommation globale par unité de consommation, on définit alors les déciles selon un critère du type : « Est classé comme plus riche le ménage dont la consommation globale par unité de consommation est supérieure. » Ce faisant, on reclasse correctement les ménages dont l'emploi est précaire et qui, de ce fait, ont souvent un taux d'épargne très élevé. Ce critère revient à considérer la consommation annuelle totale comme une approximation d'un revenu « permanent » qui intégrerait les aléas futurs sur le revenu disponible.



Source : INSEE, enquête « Budget de famille » 2006. Calculs D4E.

Les courbes présentant les parts budgétaires s'avèrent assez proches. Dans les premiers déciles, la progressivité est un peu plus marquée sur la courbe classant les ménages selon la consommation globale. Les catégories du 2<sup>e</sup> au 5<sup>e</sup> décile se distinguent toutefois assez nettement pour justifier une investigation spécifique.

20. Aussi, les remboursements d'emprunts (hors intérêt) souscrits pour l'acquisition du logement sont comptés comme épargne, et non comme consommation.

21. Et ceci particulièrement dans les déciles extrêmes : typiquement, le 1<sup>er</sup> décile peut regrouper à la fois des ménages très pauvres et des étudiants aidés par leurs parents.

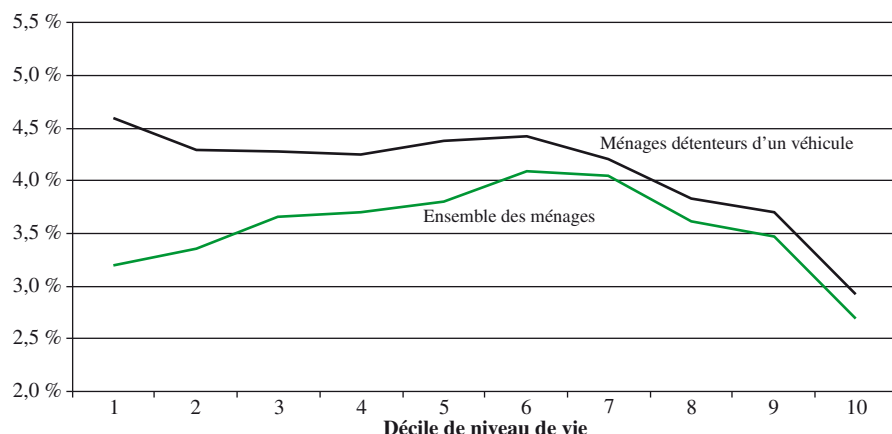
## L'analyse des parts budgétaires

La part budgétaire du carburant (essence et diesel) est par définition la part de ce bien dans la consommation totale.

L'analyse des parts budgétaires par niveau de vie est en général (faute de disposer d'élasticité prix) la première base d'évaluation de la « régressivité » d'une taxe. Lorsque la part budgétaire d'un bien décroît avec le niveau de vie, il y a présomption qu'une taxe sur ce bien affectera proportionnellement plus les ménages plus pauvres. Dans l'hypothèse simple, en effet, où la consommation serait totalement insensible au prix, la perte relative serait alors proportionnellement plus importante pour les ménages pauvres.

Globalement, la part budgétaire des carburants (essence et diesel) varie entre 3 et 4 %. Elle apparaît plutôt croissante avec le niveau de vie jusqu'au 6<sup>e</sup> décile. Ce n'est qu'à partir du 8<sup>e</sup> décile que cette part diminue fortement.

**Graphique 2 : part budgétaire du carburant par décile de niveau de vie**



Source : INSEE, enquête « Budget de famille » 2006. Calculs D4E.

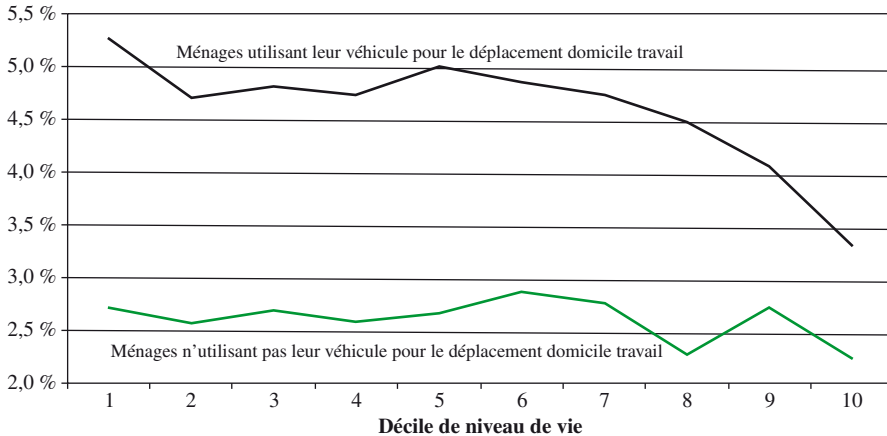
Cependant, si on se restreint aux ménages équipés en automobile, la part reste à peu près constante en début de courbe. À partir du 7<sup>e</sup> décile, lorsque le taux d'équipement avoisine 100 %, elle se confond avec la courbe globale relative à l'ensemble des ménages.

La progressivité en début de courbe est donc liée à l'équipement, ce qui est aussi un résultat mis en évidence dans une étude américaine récente [30]. Il faut noter aussi que l'équipement est assez répandu puisque, dans le 1<sup>er</sup> décile, le taux d'équipement en automobile est de 60 %. La difficulté d'acceptabilité d'une taxe sur le carburant tiendrait donc en premier lieu au fait qu'elle toucherait un très grand nombre de ménages<sup>22</sup>.

22. La consommation de carburant par les ménages non équipés en automobile est non nulle (deux-roues). Globalement, sa part budgétaire est cependant très faible (0,4 %).

Les parts budgétaires se distinguent en outre de façon très importante selon que le ménage utilise ou non son automobile pour se rendre au travail. Dans le premier cas, elle est stable à environ 5 % jusqu'au 8<sup>e</sup> décile, puis se réduit très fortement. Dans le deuxième, elle reste stable autour de 2,5 %.

**Graphique 3 : part budgétaire du carburant selon l'usage de véhicule**



Source : INSEE, enquête « Budget de famille » 2006. Calculs D4E.

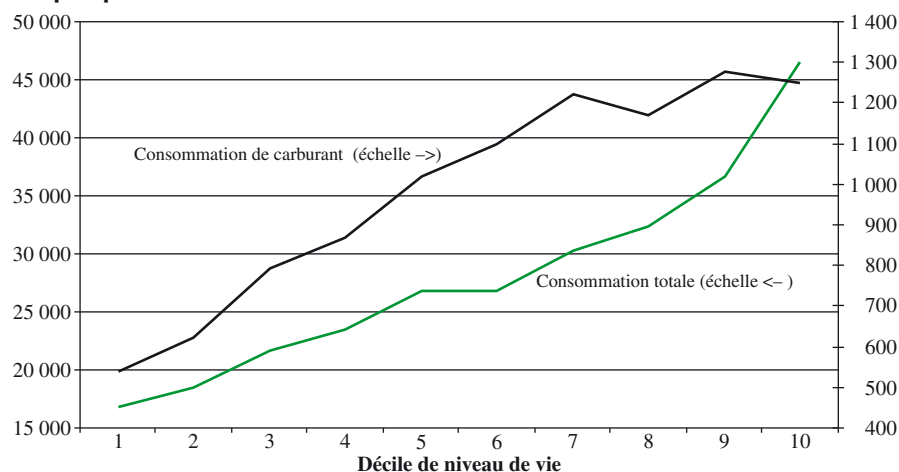
Un point particulièrement révélateur est que les deux courbes sont à peu près plates jusqu'au 7<sup>e</sup> décile, contrairement à la courbe générale des parts budgétaires qui était croissante. Ceci s'explique simplement par le fait que la proportion de ménages utilisant leur véhicule pour se rendre au travail augmente avec le niveau de vie (elle est en moyenne de 23 % dans les deux premiers déciles, et de 52 % dans les deux derniers). Ceci suggère que la consommation d'habitat est le premier déterminant de la consommation de carburant.

Pour les ménages n'ayant pas recours à l'automobile pour se rendre au travail, qu'ils soient chômeurs, inactifs, non équipés en automobile ou utilisateurs de transports en commun, la part budgétaire de l'automobile varie peu avec le niveau de vie. Dans tous ces cas, ce dernier n'apparaît donc pas comme un indicateur adéquat pour apprécier les effets régressifs d'une taxe. D'autres critères (âge, précarité...) doivent être pris en compte.

Si, dans les premiers déciles, la progressivité globale de la part budgétaire tenait au fait que la proportion de ménages utilisant leur véhicule pour se rendre au travail est croissante, pour les ménages, la diminution de la part budgétaire globale est encore attribuable à l'usage domicile-travail de l'automobile.

Ceci peut être illustré autrement. En superposant sur un même graphique la consommation de carburant et la consommation totale, on constate qu'à partir du 7<sup>e</sup> décile, la première tend à plafonner alors que la seconde s'accroît très fortement.

Graphique 4



Source : INSEE, enquête « Budget de famille » 2006. Calculs D4E.

Que la consommation en carburant ne varie plus à partir d'un certain niveau de vie pourrait sembler étonnant si on pense que les ménages plus riches devraient être équipés de véhicules plus puissants et plus énergivores. Ceci peut tenir en partie au fait qu'ils sont équipés de véhicules plus récents que les ménages plus pauvres<sup>23</sup>. La raison principale tient cependant plutôt au kilométrage effectué pour le transport domicile-travail. Celui-ci est en effet limité par la vitesse moyenne du déplacement automobile. Avec un budget temps de transport journalier contraint, la distance entre domicile et travail, et donc la quantité de carburant associée, trouve naturellement une limite.

Cette insensibilité de la consommation au niveau de revenu, à partir du 7<sup>e</sup> décile, suggère que l'élasticité prix est faible chez les ménages les plus aisés. Par ailleurs, d'autres modes de déplacements induisant éventuellement une consommation de carburant « indirecte », au sens défini plus haut (taxi, avion...) doit se substituer pour les hauts revenus à l'automobile.

Le degré de pénalisation lié à une taxe défini *supra* (la perte de revenu liée à la taxe après ajustement de la consommation au nouveau prix) serait donc élevé surtout pour les hauts revenus (même si l'avantage d'un revenu élevé amoindrit la perte de bien-être d'une amputation de celui-ci).

23. Selon l'enquête sur les conditions de vie des ménages, l'âge moyen du véhicule pour les ménages du 1<sup>er</sup> quartile de niveau de vie serait 11 ans, contre 7,5 ans pour les ménages du dernier quartile.



## Encadré 8 : simulation d'impacts en termes budgétaires

Le calcul des impacts pour différents niveaux de taxes (20 % et 60 %) du surcroît de part budgétaire du carburant peut être illustré dans deux configurations :

- une faible élasticité prix pour les ménages du 5<sup>e</sup> quintile de revenu ( $\epsilon_{Q5} = 0$ ) et une élasticité forte pour le 1<sup>er</sup> quintile ( $\epsilon_{Q1} = 0,8$ );
- des élasticité prix faibles pour les deux catégories de ménages :  $\epsilon_{Q5} = 0,1$  et  $\epsilon_{Q1} = 0,2$ .

	20 %	60 %
$\epsilon_{Q5} = 0,0$	0,7 %	2,0 %
$\epsilon_{Q1} = 0,8$	0,1 %	0,2 %
$\epsilon_{Q5} = 0,1$	0,6 %	1,7 %
$\epsilon_{Q1} = 0,2$	0,7 %	2,0 %

Dans le premier cas, la répercussion budgétaire est minime pour les ménages du 1<sup>er</sup> quintile, au prix cependant d'une forte adaptation. Dans le deuxième, la répercussion est supérieure à celle des ménages du dernier quintile, du fait de la plus grande part budgétaire.

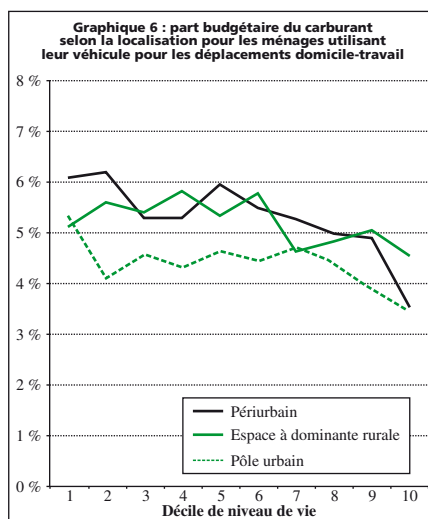
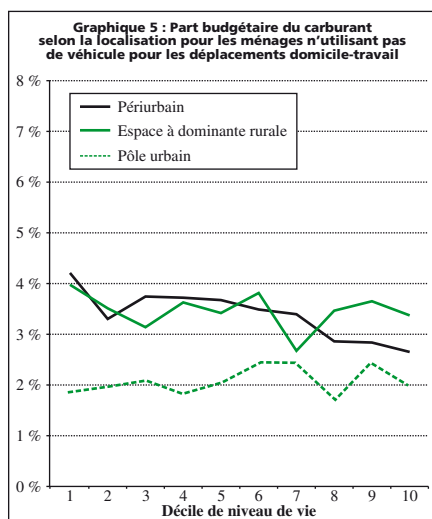
## Localisation et consommation

La zone d'habitat des ménages, qu'elle soit située en pôle urbain, dans l'espace à dominante rurale ou en périurbain, discrimine bien les ménages, ceux des pôles urbains ayant des parts budgétaires plus faibles du fait de trajets moins longs. La consommation de transport apparaît globalement dépendante du mode d'habitat, ce qui montre à nouveau la limite des calculs simples d'élasticité prix (si le prix relatif des logements similaires, notamment en termes de surface, se réduit fortement entre pôle urbain et périurbain, il est possible que la consommation de carburants augmente même si le prix du carburant augmente<sup>24</sup>).

Toutefois, l'analyse de la localisation met à nouveau en avant, et de façon assez inattendue, le rôle de l'utilisation du véhicule pour le trajet domicile-travail.

On peut en effet juxtaposer les parts budgétaires par type de localisation de l'habitat selon que l'automobile est utilisée pour le déplacement domicile-travail (il s'agit alors de ménages actifs détenteurs d'un véhicule) ou non (tous les autres ménages). La zone de résidence est toujours déterminante (le rural et le périurbain se distinguant peu l'un de l'autre, l'urbain restant associé à des parts budgétaires plus faibles). La régressivité pour les hauts niveaux de vie reste associée à l'usage domicile-travail de l'automobile, notamment pour les ménages périurbains. Mais surtout, cet usage reste dominant, en termes d'impact sur les parts budgétaires, au regard de la localisation. Globalement, les ménages utilisant leur véhicule pour se rendre au travail, même dans un pôle urbain (incluant en particulier la banlieue), ont une part budgétaire importante, et même plus importante que ceux qui résident en périurbain ou en zone rurale s'ils n'utilisent pas leur véhicule à cette fin.

24. Une distinction entre région parisienne et province serait cependant nécessaire sur cette dimension.



Lorsque l'automobile n'est pas utilisée pour le déplacement au travail, les parts budgétaires des carburants dépendent alors peu du revenu et différencient toujours les pôles urbains, où elles sont faibles, et le rural et le périurbain où elles sont élevées<sup>25</sup>.

## Premiers enseignements

L'analyse des parts budgétaires désigne bien les ménages les plus exposés, en termes de pertes bien-être, à une taxe sur les carburants : il s'agit des ménages de faible niveau de vie, résidant hors des pôles urbains, et surtout utilisant leur véhicule pour aller au travail. Pour les trois premiers déciles de niveau de vie, les ménages ayant ces caractéristiques représentent 3,9 % de l'ensemble des ménages d'après l'enquête.

L'identification du rôle principal du mode d'utilisation du véhicule permet toutefois d'aller un peu au-delà de ce constat.

D'une part, il s'avère que l'habitat s'avère le premier déterminant de l'usage de l'automobile, et ceci pour une population dépassant très largement la catégorie des ménages pauvres. Ce constat suggère que l'obstacle principal, en termes d'acceptabilité, d'une taxe sur le carburant ne réside probablement pas dans ses effets antiredistributifs.

Surtout, il indique qu'une politique ciblée serait la mieux à même d'atténuer de tels effets. Pour les ménages défavorisés, le logement et l'éloignement des centres d'emplois s'avèrent en effet les deux principales contraintes en termes de possibilités

25. Ce résultat va à l'encontre d'une hypothèse avancée dans le précédent rapport de la CCEE (mobilité, transport et environnement). Selon celle-ci, la mobilité professionnelle plus importante en périurbain serait globalement compensée par une moindre mobilité pour les autres déplacements. En effet, pour les ménages urbains, même les déplacements autres que domicile-travail (vacances, départs en week-end, excursions...) apparaissent moindres que chez les ménages ruraux et périurbains.

d'adaptation. Une politique sectorielle ciblée sur ces objectifs, à partir d'incitations aux entreprises et d'opportunités de logements pour les ménages, serait donc plus adaptée à l'atténuation des effets redistributifs d'une taxe qu'une politique opérant avec des instruments de redistribution généraux (TVA, impôts...). Bien sûr, une telle politique soulève à court terme des difficultés de mise en œuvre qui ne doivent pas être ignorées.

Cette analyse mériterait cependant d'être approfondie au travers de deux axes de recherche :

- la mise en évidence d'élasticités croisées carburant-logement en utilisant plusieurs enquêtes « Budget de famille » (par cellulage et pseudo-panélisation) ;
- la confrontation avec la future enquête « Transports ».

## La gestion des déchets

Les communes en France peuvent choisir le mode de financement permettant de couvrir le coût du service des déchets ménagers. Deux grands modes de financements sont actuellement pratiqués.

### Le financement de la gestion des déchets en France

La taxe d'enlèvement des ordures ménagères (TEOM) est assise sur le foncier bâti et collectée avec la taxe foncière auprès des propriétaires des logements de la commune. La TEOM partage avec la taxe foncière la même assiette : la valeur locative des logements. Dans la mesure où la taxe est forfaitaire, le ménage n'a aucune incitation économique à réduire la production de déchets à la source.

La TEOM est collectée par l'État, avec les autres impôts locaux, moyennant un prélèvement de 8 % pour frais de gestion, puis reversée aux communes. Il n'y a pas de lien *a priori* entre le montant perçu et le coût du service rendu (collecte + traitement). Ainsi, le budget de la commune peut devoir compléter une recette insuffisante, ou être abondé par une recette en surplus.

Un autre mode de financement possible est la redevance d'enlèvement des ordures ménagères (REOM). La REOM est collectée directement par la commune (ou le syndicat de communes). La recette de la REOM doit couvrir la totalité du coût du service. Son usage interdit de compléter le financement avec le budget général de la commune, sauf durant les quatre premiers exercices suivant son instauration. Elle est surtout choisie par de petites communes rurales.

La REOM dite « classique », la plus souvent appliquée, est assise sur le nombre de personnes par foyer. À l'instar de la TEOM, elle n'a donc pas de caractère incitatif quant à la réduction des déchets émis.

En 2005, 53 millions d'habitants étaient assujettis à la TEOM (dans près de 24 000 communes), contre 7 millions assujettis à la REOM (pour près de 11 400 communes).

## Les expériences et les limites des tarifications incitatives

En France, certaines collectivités ont mis en place depuis quelques années des tarifications basées sur la production de déchets par les ménages, sous forme de redevance incitative (RI), pouvant reposer sur différentes modalités : fonction du volume du bac, du nombre de levées du bac, du poids des déchets, etc.

La RI reste cependant expérimentale. Elle concerne une quinzaine de collectivités couvrant environ 300 communes (0,8 % des communes françaises) et 400 000 habitants (0,6 % de la population française).

Dans la mesure où la tarification repose sur la nature des déchets, son principal effet porte sur les efforts en matière de tri. Les quantités de déchets recyclables augmentent au détriment des ordures ménagères résiduelles [8]. L'accroissement des efforts de tri conduit à une diminution de 12 à 35 % des ordures ménagères résiduelles au profit de la collecte sélective, et ce, sans dégradation de la qualité de ce tri.

Mais il est plus difficile de conclure sur un effet en matière de quantité globale, tous déchets confondus. Selon les responsables locaux interrogés, un effet prévenable ne serait sensible qu'à moyen-long terme, passant par une modification des comportements d'achat. Sont aussi évoquées des options permettant de diminuer les paiements (incinération individuelle, décharges sauvages, utilisation d'autres conteneurs...) mais sans appréciation de leur ampleur.

Depuis plus de vingt ans, les États-Unis ont mis en place un système de financement du traitement des déchets ménagers fondé sur le niveau de production individuelle de déchets triés et résiduels (*Pay-As-You-Throw* – PAYT). À l'instar de la redevance incitative française, le PAYT semble aussi un bon outil économique pour réduire les quantités de déchets résiduels et augmenter le tri. Mais, selon une étude économétrique [28], le tonnage global des déchets ménagers serait aussi peu sensible aux variations de la tarification sur part variable. Une interprétation serait que les ménages ne réagissent qu'à la mise en place d'une tarification incitative, qui fonctionnerait comme un signal : certains ménages trient si elle existe, et ce, quel que soit le tarif, et ne trient pas sinon. Les tarifications pratiquées se distingueraient alors trop peu pour que soient perceptibles des modifications de comportements quant au volume global de déchets.

Même en l'absence de toute politique de tarification, le tri est cependant une pratique largement répandue (cf. chapitre 2), dès lors que des dispositifs de collecte sont disponibles. Or trier ses déchets n'apporte dans ce cas aucun bénéfice réel au ménage. La pratique relèverait donc aussi de motivations guidées par un souci d'intérêt général, ou par le poids d'une norme sociale. En se substituant à un sens civique, les tarifications incitatives pourraient perdre en efficacité, du fait d'une certaine légitimation par le paiement. Cet argument a été avancé en Corée du Sud, où un dispositif original fondé sur des sacs a été mis en place (cf. encadré 9).

## Encadré 9 : l'expérience coréenne

Afin de limiter l'émission de déchets et de faire face à la difficulté croissante de trouver des sites pour les déchèteries, la Corée du Sud a instauré à partir de 1995 le *Volume-based Waste Fee* (VBWF), un système où chaque ménage paie l'enlèvement de ses déchets en fonction de la production de ces derniers qu'ils émettent.

Pratiquement, les ménages doivent acheter des sacs particuliers dont le prix est croissant par rapport à la contenance. Les ménages n'utilisant pas ces sacs encourrent une amende significative (900 dollars). Le coût lié au traitement du déchet, à son transport et à la fabrication du sac est couvert par la vente des sacs.

Cette mesure est apparue efficace. Une décroissance de l'émission des déchets de 14 % entre 1994 à 2004 a été constatée. Sur la même période, le taux de recyclage est passé de 15 % à 49 %, et l'achat des sacs a diminué de 42 %, du fait aussi de l'augmentation du prix du sac. La recette issue de la vente des sacs finance 50 % du coût total de gestion.

Suite à ces mesures, il a été constaté une augmentation de la préférence des consommateurs pour les produits rechargeables et l'utilisation plus soutenue de cabas au moment de faire les courses. Les producteurs ont diminué la quantité d'emballage des produits et offert davantage de produits rechargeables.

Néanmoins, cette politique a été critiquée. Selon des détracteurs, les ménages pourraient « légitimer des excès » de production de déchets en « les rachetant », considérant ainsi qu'ils compensent leur nuisance. Le fait que des interventions extérieures puissent affecter des motivations intrinsèques, et la nécessité de ne pas négliger le poids de la pression sociale émanant d'une norme, poseraient donc une limite aux politiques de tarification incitatives.

## Le passage d'une TEOM à une REOM classique

Le passage d'une TEOM à une REOM classique, c'est-à-dire assise sur le nombre de personnes du ménage, se traduit *a priori* par des transferts entre les ménages composés de peu d'individus habitant dans une habitation à forte valeur locative et les ménages composés d'un grand nombre de personnes habitant dans des logements à faible valeur locative.

Le syndicat mixte de commune du Haut-Val-de-Sèvres et Sud-Gâtine a réalisé des simulations à partir de cas réels et de grilles tarifaires de la REOM de 2001. Dans tous les cas de figures, les écarts sont importants (cf. tableau 2) :

- la grille tarifaire de la REOM est pénalisante pour les familles plus nombreuses, notamment celles du parc HLM ;
- les ménages occupant des logements de grande superficie (maisons familiales...) sont avantagés par le passage. La « facture » de la TEOM, déconnectée du service rendu, est notamment susceptible d'atteindre des niveaux élevés, supérieurs à la facture de REOM la plus élevée.

**Tableau 2 : simulation de passage TEOM REOM sur un exemple (en euros par an)**

	TEOM	REOM	Écart TEOM-REOM
Studio 26 m <sup>2</sup> – 1 personne	50	79	+ 58 %
Maison 200 m <sup>2</sup> – 2 pers.	235	118	- 50 %
Maison 110 m <sup>2</sup> – 3 pers.	120	158	+ 32 %
Maison 270 m <sup>2</sup> – 4 pers.	351	197	- 44 %
HLM 86 m <sup>2</sup> – 5 pers.	102	236	+ 131 %

Source : [8].

La TEOM opère donc *a priori* une redistribution que la REOM supprimerait. Le passage à une REOM incitative n'a cependant pas été simulé, faute d'une base d'observation suffisante de ce dispositif.

## Les impacts redistributifs des politiques d'amélioration de la qualité de biens naturels

Dans la mouvance du courant américain de la justice environnementale, la politique environnementale a été mise en cause non plus au regard d'une « passivité » des autorités en matière de stratégies d'implantation des entreprises, trop peu protectrices à l'égard de populations pauvres ou peu dotées de pouvoir politique (cf. chapitre 1) mais au regard de certains choix censés bénéficier davantage aux populations plus riches. Ce courant, plus marginal, suggérait que des politiques visant l'amélioration de la qualité de certains biens environnementaux, essentiellement naturels, concentraient leurs bénéfices sur les ménages aisés. Bien qu'implicitement, soit aussi visée une inégale dotation en pouvoir politique, ce jugement aurait été basé principalement sur l'observation des caractéristiques sociales des participants aux protestations et organisations environnementales<sup>26</sup>.

## Les bénéficiaires d'une politique environnementale de restauration de biens publics locaux

Une politique d'amélioration de la qualité de biens publics locaux tels que des actifs naturels libres d'accès, paysages, rivières, forêts et parcs naturels, ne saurait à première vue désigner de bénéficiaires<sup>27</sup>. De tels biens sont « non rivaux » au sens où le bénéfice qu'en retire un agent ne réduit pas *a priori* celui d'autres agents. Toutefois, le fait qu'elle profite à tous ne signifie pas qu'elle bénéficie de manière identique à tous.

Cette considération s'inscrit à nouveau dans le cadre de l'économie du bien-être. Elle s'inspire d'un modèle théorique qui postule que les préférences des ménages pauvres et des ménages riches diffèrent à l'égard de ces biens [1]. Or une amélioration de leur qualité peut être interprétée comme un accroissement de l'offre publique de ces biens, leur « consommation » étant toujours supposée identique pour tous. Mais, du fait de préférences différentes des ménages pauvres et des ménages riches, le bien-être des ménages plus riches s'améliore relativement plus avec l'accroissement de l'offre. Celle-ci est au final « trop élevée » pour les ménages pauvres.

26. Cf. Pearce [22].

27. En particulier, il n'y a donc ni possibilité d'appropriation ni risque de congestion.

Les politiques de protection ou de restauration de biens environnementaux publics locaux peuvent donc mettre aussi en jeu une inégalité en matière de pouvoir politique au sens où les ménages riches, ayant un plus grand pouvoir d'influence sur la politique publique, obtiendrait de celle-ci un investissement « trop élevé » dans l'amélioration de la qualité de ces biens.

Ce type de conclusion ne peut toutefois être soutenu qu'à deux conditions : d'une part, il conviendrait d'affecter les paiements de la restauration à des catégories de ménages, ce qui est largement illusoire<sup>28</sup>. D'autre part, il faudrait valider l'hypothèse que de tels biens environnementaux satisfont à l'hypothèse postulée sur les préférences. Ceci supposerait de pouvoir estimer des sensibilités au revenu de la « demande » de ce type de bien, dont la consommation est par hypothèse la même pour tous.

## Le caractère supposé « luxueux » d'actifs naturels publics

Dans le cas d'un bien ordinaire, dont la consommation et le prix sont observables, une préférence supérieure des plus riches peut s'interpréter comme une demande qui s'accroît avec le revenu, mais davantage que le revenu lui-même. L'élasticité revenu de la demande peut être estimée au mieux à partir des choix effectués par des individus exposés à différentes combinaisons de prix et de quantité de biens, sinon à partir de consommations de ménages différents. Le bien dit luxueux est celui pour lequel cette élasticité revenu de la demande est supérieure à l'unité.

Pour un bien environnemental, pour lequel la notion de quantité offerte est inadéquate, seul un changement particulier dans le niveau de qualité environnementale peut être étudié. Et c'est une variation de bien-être associée à une augmentation de la qualité environnementale  $Q$  d'un niveau  $Q^0$  à un niveau  $Q^1$  qui est approchée. La notion de quantité de consommation n'ayant pas de sens, cette variation de bien-être ne peut être évaluée empiriquement que *via* un « consentement à payer », obtenu par enquête, pour bénéficier de cette augmentation : on interroge sur la somme d'argent qui peut être prélevée sur le revenu d'un consommateur pour que son bien-être demeure inchangé malgré l'augmentation de qualité environnementale.

Les études d'évaluation contingente permettent de déterminer une fonction reliant le consentement à payer à un ensemble de variables explicatives. La prise en compte du revenu comme variable explicative rend alors possible l'utilisation de cette fonction pour estimer une élasticité revenu du consentement à payer.

Mais l'élasticité revenu de la demande et celle du consentement à payer sont deux concepts différents. Si une relation permettait de passer de l'un à l'autre, il serait envisageable qu'à partir de la mesure des consentements à payer pour un bien donné, il puisse être décidé que le bien soit, par analogie aux biens ordinaires, un

28. Les recettes ne sont pas affectées dans le processus budgétaire et des charges peuvent être reportées (déficit budgétaire...) ou résulter de politiques antérieures (taux d'intérêt...).

bien de luxe. Auquel cas, une politique ayant pour effet d'accroître l'offre de ce bien pourrait être qualifiée de biaisée en faveur des ménages les plus riches.

Mais relier l'élasticité-revenu du consentement à payer à celui de la demande, supposerait *a priori* la connaissance [11] :

- des effets de substitution qui peuvent exister entre le bien environnemental étudié (par exemple, l'amélioration de la qualité de l'eau d'une rivière) et d'autres biens rationnés (par exemple, la qualité de l'air ou la qualité de l'eau des nappes souterraines ou même la qualité des services de santé !);
- des élasticité-revenus de la demande de tous les autres biens rationnés;
- de la part budgétaire (virtuelle) réservée aux biens privés.

Ces éléments sont souvent délicats à mesurer, et le lien entre élasticité-revenu de la demande et élasticité-revenu du consentement à payer n'est souvent pas clair. Toute au plus, si la mesure empirique d'une élasticité-revenu du consentement à payer s'avère supérieure à 1 y a-t-il présomption que le bien peut être luxueux.

Mais même si l'élasticité-revenu du consentement à payer ne permet pas de trancher la question du caractère luxueux d'un bien environnemental, certains auteurs [14] estiment que cette élasticité est intéressante en elle-même, en raison de l'information qu'elle fournit sur la répartition des bénéfices environnementaux. Pour autant que les mesures du consentement à payer ne soient pas mises en doute<sup>29</sup>, et si elle est inférieure à 1, la proportion du revenu consacrée au consentement à payer pour une amélioration de l'environnement diminue quand le revenu augmente. Un projet dont l'élasticité-revenu du consentement à payer est inférieure à l'unité peut être interprété en ce sens comme avantageant relativement plus les pauvres. Cette considération peut même militer pour que les consentements à payer soient pondérés par les revenus des individus, en donnant un poids plus important aux personnes ayant les revenus les plus faibles. Cette pondération permettrait de mieux valoriser le gain suivant les différentes classes de revenus et de réaliser des analyses coûts-bénéfices prenant en compte les inégalités dans la distribution des revenus.

Depuis sa création, la Direction des études et de l'évaluation environnementale a réalisé de nombreuses études de valorisation des aménités et des dommages environnementaux. Les élasticité-revenus du consentement à payer ont été estimées pour huit études réalisées par la D4E (*cf.* tableau 3). Elles sont toujours comprises entre 0 et 1. Les valeurs obtenues dans des études étrangères sont toujours du même ordre [5, 14].

---

29. Au regard notamment d'une interprétation du consentement à payer, non en termes de bien-être mais d'une valeur de don.



**Tableau 3 : estimations des élasticités revenus du CAP sur huit études**

	Revenu moyen mensuel	Consentement à payer moyen annuel	Intervalle de confiance	Élasticité revenu du consentement à payer	Part du revenu annuel
Aménités récréatives d'un cours d'eau (Loir)	1 609	31,8	0,18-0,57	0,38	0,16
Aménités récréatives d'un cours d'eau (Gardon)	1 665	28,9	0,3-0,73	0,51	0,14
Pertes d'usage dues aux tempêtes de 1999 (Fontainebleau 1)	2 081	46,9	0,32-0,73	0,52	0,19
Pertes d'usage dues aux tempêtes de 1999 (Fontainebleau 2)	2 132	48,3	0,31-0,66	0,49	0,19
Aménités récréatives d'une zone humide littorale (estuaire de l'Orne)	2 018	70,0	0,02-0,03	0,13	0,29
Bénéfices de la protection d'un espace littoral remarquable (pointe du Raz)	2 090	44,6	0,01-0,34	0,17	0,18

Source : D4E.

## Bibliographie

- [1] Baumol W., Oates W. (1988), *The Theory of Environmental Policy*, 2nd ed., Cambridge University Press.
- [2] Banks J., Blundell R., Lewbel A. (1997), « Quadratic Engel Curves and Consumer Demand », *Review of Economics and Statistics*, vol. 79, n° 4, p. 527-539.
- [3] Brännlund R., Kriström B. (1993), « Assessing the Impact of Environmental Charges : A Partial General Equilibrium Model of the Swedish Forestry Sector », *Environmental and Resource Economics*, 3, p. 157-65.
- [4] Brännlund R., Nordström J. (2004), « Carbon Tax Simulations using a Household Demand Model », *European Economic Review*, 48 (1).
- [5] Bork C. (2006), « Distributional effects of the ecological tax reform in Germany : an evaluation with a micro-simulation model », *The Distributional Effects of Environmental Policy*, OECD.
- [6] Kriström B. (2006), « Distributional effects of the environmental policy », *The Distributional Effects of Environmental Policy*, OECD.
- [7] Cremer H., Gahvari F., Ladoux N. (2005), « Tax design with endogeneous earning abilities and consumption and production externalities (with applications to France) », université de Toulouse, IDEI and Gremaq.
- [8] D4E, « Causes et effets du passage à la redevance incitative d'enlèvement des ordures ménagères », document de travail 05-E09.
- [9] Deaton A., Muellbauer J. (1980), « An Almost Ideal Demand System », *American Economic Review*, vol. 70, p. 312-36.
- [10] MINEFI MEDD (2006), « Diviser par quatre nos émissions de gaz à effet de serre à l'horizon 2050 », rapport du groupe de travail « facteur 4 » (sous la prés. de C. de Boissieu).
- [11] Flores, Carson (1997).
- [12] Forgeot G. (2007), « Actualisation de la note 113/F340 sur les élasticités de la demande de carburant des ménages », INSEE, N° /F340.
- [13] Godard O. (2002), « L'inscription économique du développement durable », Enjeux des politiques de l'environnement, *Les cahiers français*, 306, janvier-février, p. 52-59.
- [14] Høkbj et Söderqvist, (2003).
- [15] IFEN (2008), « Les comptes de l'économie de l'environnement en 2006 ».
- [16] Kriström, Riera, (1996).
- [17] Kempf H., Rossignol S. (2007), « Is Inequality harmful for the Environment in a Growing Economy », *Economics and Politics*, vol. 19.
- [18] Madre J.-L., Gardes F. (2005), « Why Long term Dynamic Elasticities differ from Cross-section Elasticities ? », European Transport Conference, Strasbourg.

[19] Madre J-L (1985), «Les interventions publiques dans les transports de voyageurs et leurs effets redistributifs», thèse d'État es sciences économiques, université Paris 1.

[20] Metcalf (1999), «A distributional Analysis of Green Tax Reform», *National Tax Journal*, 52, p. 655-81.

[21] OCDE (2004), *Environment and Distributional Issues : Analysis, Evidence and Policy Implication*, 10 juin, JT00165943.

[22] OCDE (2006), *The Distributional Effects of Environmental Policy*, *op. cit.*

[23] OCDE (2004), «Employment and Environment : an Assessment».

[24] OCDE (2006), «Framework for assessing the distribution of financial effects of environmental policy», *The Distributional Effects of Environmental Policy*, *op. cit.*

[25] Pearce DW (1976), «The limits of cost-benefit analysis as a guide to environmental policy», *Kyklos*, 29, fasc. 1.

[26] Riedinger N., «Les politiques environnementales ont-elles un impact sur la croissance», MEDD, série Études, n° 04-E10.

[27] Riedinger N., «Les régulations environnementales ont-elles un effet sur le commerce extérieur de l'industrie française», MEDD, série Études, n° 05-E01.

[28] Jenkins R., Martinez S., Palmer K., Podolsky M. (1999), *The determinants of household recycling : a material specific analysis of unit pricing and recycling program attributes*, Washington, Resources for the future.

[29] Ruiz N., Trannoy A. (2008), «Impacts microéconomiques de la fiscalité indirecte à partir d'un nouveau modèle», *Économie et Statistiques*, INSEE, à paraître.

[30] Cabinet Syndex (2007), *Changement climatique et emploi. Cas de la France*, étude du pour la Confédération européenne des syndicats.

[31] West SE (2004), «Distributional Aspects of Alternative Vehicle Pollution Control Policies», *Journal of Public Economy*, 88 (3-4), p. 735-57.



# Table des matières

<b>Sommaire</b> .....	3
<b>Synthèse</b> .....	5
Chapitre 1	
<b>La répartition de la qualité environnementale</b> .....	19
<b>Introduction</b> .....	21
<b>Expositions aux nuisances et niveau de vie</b> .....	23
La justice environnementale.....	24
Les inégalités écologiques.....	27
Rapprochements et divergences.....	28
La base informationnelle des études locales .....	30
<b>Travaux empiriques en France</b> .....	31
Les installations soumises à la déclaration de leurs émissions....	31
Les populations résidant dans des zones exposées à des risques naturels.....	39
Les populations résidant au voisinage d'un aéroport .....	42
Relations entre pollution atmosphérique, crise d'asthme et niveau socioéconomique.....	45
<b>Cadre de vie et cumuls d'inégalités</b> .....	45
Le bruit.....	45
L'agrément du quartier .....	46
<b>Bibliographie</b> .....	47
Chapitre 2	
<b>La dimension sociale des comportements environnementaux</b> .....	49
<b>La notion de « consommation verte »</b> .....	51
<b>Les pratiques environnementales des ménages</b> .....	52
Le tri et la production de déchets .....	53

La consommation d'énergie.....	55
La consommation de produits de l'agriculture biologique.....	60
L'utilisation de 4x4 urbains.....	63
Consommation d'écoproduits.....	64
Adoption de gestes environnementaux et insertion sociale.....	65
<b>Environnement et pratiques spécifiques des ménages.....</b>	<b>68</b>
Tourisme de nature.....	68
Tourisme à l'étranger et pressions liées au transport.....	69
Fréquentation des forêts et représentation sociale.....	70
Fréquentation des forêts et représentation sociale.....	71
<b>Bibliographie.....</b>	<b>73</b>
Chapitre 3	
<b>Les effets redistributifs des politiques environnementales.....</b>	<b>75</b>
<b>Introduction.....</b>	<b>77</b>
<b>Les impacts sectoriels redistributifs d'une politique de prix.</b>	<b>81</b>
Les effets d'une taxe ciblée sur l'industrie papetière.....	82
Les obstacles empiriques du passage des effets sectoriels aux effets redistributifs.....	83
Les travaux de l'OCDE sur environnement et emploi.....	84
Des approches théoriques sur le conflit environnement redistribution.....	87
<b>L'internalisation et la question des coûts supportés.....</b>	<b>90</b>
<b>Les impacts redistributifs d'une taxe sur les carburants automobiles.....</b>	<b>92</b>
L'évaluation statistique d'élasticités prix.....	94
Les enquêtes de consommation par type de ménage.....	99
L'analyse des parts budgétaires.....	102
<b>La gestion des déchets.....</b>	<b>107</b>
Le financement de la gestion des déchets en France.....	107
Les expériences et les limites des tarifications incitatives.....	108
Le passage d'une TEOM à une REOM classique.....	109
<b>Les impacts redistributifs des politiques d'amélioration de la qualité de biens naturels.....</b>	<b>110</b>
Les bénéficiaires d'une politique environnementale de restauration de biens publics locaux.....	110
Le caractère supposé « luxueux » d'actifs naturels publics.....	111
<b>Bibliographie.....</b>	<b>114</b>