

Réduction des incertitudes en environnement : apports et limites du champ de recherche « consommation des ménages – environnement »

Vincent Sennes, Bruno Fontan*, Sandrine Gombert*, Francis Ribeyre**

La réduction de l'incertitude liée aux interactions entre les activités humaines et l'environnement représente un enjeu crucial pour le développement de nos sociétés, notamment dans la perspective d'une meilleure gestion des nombreux risques écologiques et sanitaires encourus. Réduire cette incertitude nécessite une amélioration des processus d'identification et d'évaluation des mécanismes sous-jacents n'ayant jusque là fait l'objet que de peu d'études. Cependant, si les démarches entreprises allant dans cette direction contribuent bien à enrichir les connaissances, elles sont généralement accompagnées d'un autre type d'incertitude, relatif aux outils et méthodes utilisés, qu'il n'est pas toujours facile de diminuer. Dans bien des cas, il est alors nécessaire non plus de réduire cette incertitude, mais de l'accepter en tant que propriété intrinsèque de l'information scientifique et de l'intégrer à la prise de décision.

Cet article s'appuie sur nos travaux d'écologie humaine qui visent à évaluer les incidences socio-écologiques de la consommation de biens et services par les ménages. Dans la première partie, nous montrons qu'une part importante de l'incertitude environnementale vient du manque de connaissances concernant les multiples interactions entre la satisfaction des besoins des personnes et leur cadre de vie. Puis, dans les trois parties suivantes, nous discutons des incertitudes liées aux méthodes que nous associons dans notre démarche : l'évaluation de la pression environnementale des activités de consommation via l'écobilan domestique, la mise en évidence de la diversité de ces pressions en relation avec celle des comportements de consommation, et l'évaluation des impacts sur les écosystèmes de proximité et sur la santé.

* Institut EGID, Université Michel de Montaigne Bordeaux 3, 1 allée Daguin, 33607 Pessac, France

Intérêts du champ de recherche « consommation-environnement »

De plus en plus de personnes s'interrogent sur le devenir de nos sociétés au regard des multiples risques encourus. Parmi eux, les risques environnementaux occupent une place de tout premier plan : ils conduisent en effet à l'altération de la qualité de vie et du cadre de vie des populations soit directement par des nuisances visuelles, sonores, olfactives ou sanitaires, soit indirectement, de manière rétroactive, par les impacts sur la biodiversité, par l'accroissement de l'effet de serre, par l'épuisement des ressources... Dans ce cas, les impacts générés peuvent constituer un ferment pour le développement d'autres types de risques : risque lié aux idéologies (instabilité, extrémisme, conflit), risque économique (crash boursier, endettement...), industriel (nucléaire), social (pauvreté, exclusion...) ou encore sanitaire (pandémies, cancers...). Les préoccupations qui leur sont associées sont d'autant plus fortes que toutes menacent à terme la santé des populations, considérée ici dans ses dimensions physiques, psychologiques et sociales.

Depuis plusieurs décennies, de multiples travaux de recherche ont permis de préciser les interactions entre les activités humaines et les écosystèmes, notamment en ce qui concerne les activités de production de biens et de services. La gestion des risques environnementaux s'est opérée sur la base de normes, de Systèmes de Management Environnemental ou encore de concepts comme l'éco-efficience et l'éco-conception, ce qui a sans nul doute apporté d'importants bénéfices environnementaux aux sociétés industrielles (Erkman, 1998 ; Grisel et Duranthon, 2001). Cependant, les dernières études concernant la qualité des écosystèmes font état de leur dégradation continue (IFEN, 2002 ; WRI, 2005), ce qui signifie implicitement que de telles mesures engagées seules sont insuffisantes pour garantir un développement durable (Jackson, 2005).

Afin de mieux gérer, voire de réduire, les risques environnementaux résiduels, il est alors nécessaire d'approfondir les connaissances relatives aux interactions entre les activités humaines et les écosystèmes et, de ce fait, de diminuer l'incertitude leur étant associée. Parmi les pistes envisagées, nous remarquons que jusqu'à présent, les recherches se sont davantage focalisées sur la production de biens et de services que sur leur utilisation par les ménages (Barber, 2003 ; Sennes et Ribeyre, 2006). La consommation, largement étudiée sous l'angle de ses apports en terme de qualité de vie (satisfaction des besoins, élaboration du cadre de vie), n'a fait l'objet que de peu d'investigations du point de ses incidences sur l'environnement, alors même qu'elle y exerce une intense pression, soit directement, par les activités domestiques, soit indirectement, par la production de biens et de services privés et publics. Le fait qu'elle soit au cœur

d'enjeux sociaux, économiques et politiques, enchevêtrement complexe d'intérêts concordants et divergents, explique en partie le manque d'études s'y rapportant (Princen, 1999 ; Sanne, 2002).

Ces différents aspects mettent en exergue l'intérêt de l'écologie familiale dans l'optique d'une réduction des incertitudes liées aux interactions entre les activités humaines et l'environnement (Ribeyre, 2003). Nos travaux visent à approfondir ce thème de recherche par l'intermédiaire de trois démarches méthodologiques complémentaires que nous exposons dans les parties suivantes, et auxquelles sont associées nombre d'incertitudes plus ou moins lourdes de conséquences.

Incertitudes liées à l'évaluation de la pression environnementale des activités domestiques

La pression qu'exercent directement les ménages sur les écosystèmes et sur la santé humaine est étroitement liée aux flux de matières et d'énergies associés aux activités domestiques. Notre première démarche consiste à réaliser un écobilan domestique, c'est-à-dire à identifier et à quantifier les flux se rapportant à l'ensemble des activités réalisées au sein de l'habitat. Pour ce faire, nous procédons en quatre étapes successives : identification des activités domestiques, choix des flux correspondants, mesure puis cumul de ces flux.

Les deux premières étapes ne présentent pas de difficulté majeure car après avoir inventorié l'ensemble des activités potentiellement réalisables au sein d'un ménage (lavage du linge, douche, éclairage...), nous établissons une liste des flux pouvant y être associés. Nous distinguons pour cela les six catégories préconisées par la norme ISO 14040 : consommation de ressources (eau, gaz naturel, pétrole...), émissions dans l'eau (nitrates, phosphates, matières organiques...), émissions dans l'air (oxydes d'azote, composés organiques volatils, monoxyde de carbone...), émissions dans le sol (phytosanitaires, huiles), émissions solides (carton, verre, plastiques...) et émissions immatérielles (ondes).

La troisième étape vise à quantifier les flux recensés. Cela peut se faire par l'intermédiaire d'appareils comme les capteurs (bruit, humidité), les balances (déchets solides) et les compteurs (consommation d'eau, d'électricité, de gaz), ou par l'intermédiaire de dosages (matière organique, métaux lourds, nitrates, phosphates, oxydes d'azote, composés organiques volatils...). La plupart de ces méthodes sont accompagnées d'une incertitude liée à la sensibilité, à la justesse et à la précision des appareils de mesure. Étant donné que les seules pistes de diminution de cette incertitude sont techniques (diminution du seuil de détection, accroissement de la précision...) et que nous ne pouvons agir directement dessus, nous l'in-

tégrons aux mesures sous la forme d'un intervalle de confiance. Aussi, certains paramètres mesurés peuvent ne pas correspondre à la réalité. C'est le cas de l'eau notamment, où des fuites dans le réseau d'approvisionnement peuvent biaiser la qualité des données. Dans ce cas, nous pouvons réduire cette incertitude soit en quantifiant ces pertes, soit en installant des compteurs à proximité des activités consommatrices.

La dernière étape a pour but d'homogénéiser les données en matière d'unité de mesure et de temps, et ce afin de pouvoir les associer pour l'écobilan domestique. Il faut pour cela disposer, pour chaque activité, d'informations comme la fréquence et la durée de réalisation, l'équipement utilisé, la taille du ménage... Ces données sont accompagnées d'une incertitude, difficilement quantifiable, liée au fait que les activités domestiques évoluent au cours du temps : achat d'un nouvel équipement, changement de produits, grandes plages d'inactivité lors de départs en vacance, besoins différents en fonction des saisons...

Incertitudes liées à la diversité des modes de consommation

L'écobilan domestique d'un ménage est étroitement lié à l'ensemble de ses comportements de consommation en matière d'achat, d'usage et de recyclage. La variabilité sociale, économique, comportementale et culturelle des ménages, ainsi que la diversité des produits de consommation font que les écobilans peuvent considérablement différer d'un ménage à l'autre. Des données existent déjà concernant l'appréciation de certains flux (eau, énergie et déchets notamment) à l'échelle d'une population, mais peu d'informations sont disponibles concernant la diversité sous-jacente des situations. Cet état de fait pose problème car il limite l'efficacité des politiques visant à modifier les modes de consommation.

Notre méthode vise à mettre en évidence certains facteurs ayant une influence significative sur les comportements des consommateurs. Étant donné qu'il est impossible techniquement de réaliser un écobilan pour chacun des ménages de la population étudiée, nous avons recours à un échantillonnage. Tout d'abord, nous formulons des hypothèses s'appuyant sur les indications présentes dans la littérature se rapportant à la question (Biesiot et Noorman, 1998 ; OCDE, 2002 ; Bree, 2004 ; Mirad, 2004). Puis, nous créons des groupes de ménages représentatifs des variables retenues, en favorisant l'homogénéité à l'intérieur d'un même groupe et l'hétérogénéité entre les différents groupes. Enfin, après avoir réalisé un écobilan pour chacun des ménages de l'échantillon, nous étudions la variabilité intra et inter-groupe et vérifions les hypothèses de départ.

Le premier type d'incertitude accompagnant cette démarche est lié au choix des variables qui sont utilisées pour l'échantillonnage. Les diffé-

rentes recherches ayant étudié les modulateurs des comportements du consommateur mettent en évidence certains facteurs significatifs, comme l'âge, la taille du ménage, la sensibilité environnementale... Toutefois, le fait que les travaux consultés ne traitent pas spécifiquement de l'écobilan domestique induit une incertitude: une variable significative sur un comportement d'achat ne le sera pas forcément pour l'écobilan. De plus, nous devons, pour des raisons pratiques, constituer nos groupes selon deux, voire trois critères au maximum, ce qui génère une incertitude liée à l'absence de prise en compte de toutes les variables significatives recensées.

Le deuxième type d'incertitude est lié à la quantification des variables retenues pour créer les différents groupes. S'il est facile de mesurer certains paramètres comme l'âge ou la taille du ménage, d'autres posent problème en raison de leur subjectivité et de la difficulté de les quantifier. C'est le cas par exemple de la sensibilité environnementale qui, en parcourant la littérature, peut être appréciée par différents indicateurs: achat de produits biologiques, adhésion à une association de protection de l'environnement, écocentrisme / anthropocentrisme... L'incertitude est ici liée à la représentation que nous nous faisons de cette notion.

Enfin, le dernier type d'incertitude provient de la taille de l'échantillon. Nous nous appuyons, pour former les différents groupes, sur une dizaine de ménages ce qui, en terme de représentativité, n'est pas suffisant pour une population comptant plusieurs milliers de ménages.

Un dernier point à considérer dans le cadre d'une démarche globale d'identification des incertitudes concerne la nature des informations relatives aux écosystèmes.

Incertitudes liées à l'appréciation de l'état des écosystèmes de proximité

L'évaluation des incidences des activités domestiques sur les écosystèmes nécessite plusieurs types d'informations: devenir des flux dans le biotope (dispersion, absorption, accumulation, transformation...), effets des flux sur les espèces vivantes à court terme (mortalité, accumulation dans les tissus) et à long terme (mutations, spéciation, disparition d'espèce...). Afin d'apprécier chacun de ces aspects, nous utilisons trois méthodes. La bio-surveillance repose sur l'utilisation d'organismes vivants pour apporter une information sur les effets de substances polluantes à tous les niveaux d'intégration biologique et écologique. La dynamique des populations apporte une information sur les dynamiques spatio-temporelles des populations animales et végétales sur de longs intervalles de temps par l'intermédiaire d'une analyse de leurs composantes génétiques et démographiques. Enfin, les méthodes physico-chimiques apportent une

information quantitative sur différents paramètres abiotiques du milieu aquatique, atmosphérique ou terrestre concerné (pH, éléments nutritifs, densité, température...). Toutefois, la diversité des flux et des échelles d'appréhension des impacts (local, régional, global) fait qu'il nous est impossible d'obtenir par ces techniques l'ensemble des informations souhaitées. Lorsque cette situation se présente, nous empruntons à la littérature d'autres méthodes d'évaluation, notamment celle basée sur l'approche du cycle de vie.

Les trois types d'outils que nous utilisons permettent de traduire rapidement une pression sur le milieu, tant en ce qui concerne ses répercussions sur les composantes atmosphériques, hydrosphériques et pédosphériques, que ses effets sur les équilibres biocénétiques. Les inconvénients se rapportent au coût du matériel nécessaire souvent important, surtout dans le cas des analyses physico-chimiques et génétiques et à la dépendance vis à vis des cycles biologiques des espèces (stades larvaires / adultes, état végétatif des plantes) dans le cas de la bio-surveillance. Aussi, plusieurs incertitudes les accompagnent.

L'échantillonnage présente une forte incertitude et ce, quelle que soit la méthode concernée. À l'origine de cette incertitude se trouve l'hétérogénéité des milieux (courants, température...) et de la répartition des espèces au sein d'un écosystème, la variabilité interindividuelle au sein d'une espèce et la variabilité naturelle des populations (saison, climat, prédation...). Parmi les méthodes visant à réduire ces incertitudes, la multiplication des échantillonnages dans l'espace et dans le temps représente une piste intéressante, même si cela ne permet pas de réduire l'incertitude de manière proportionnelle. Aussi, cela induit une forte hausse des coûts humains, techniques et financiers à mettre en œuvre.

Le dosage des substances polluantes présente quant à lui des incertitudes similaires à celles que nous avons évoquées lors de la quantification des flux pour l'écobilan domestique. Afin de réduire les limites de chacune de ces méthodes, une perspective de grand intérêt consiste à les croiser. Si cela ne réduit que partiellement les incertitudes propres à chacune

d'entre elles, cela permet d'avoir une information plus complète sur les mécanismes de réponse des écosystèmes vis à vis des pressions exercées par les activités de consommation des ménages.

Enfin, le dernier type d'incertitude découle du manque d'information concernant certains types d'impacts : santé humaine, couche d'ozone, réchauffement climatique, ressource en eau... Afin de pallier à ce manque d'informations, nous nous référons à diverses méthodes qui ont été conçues pour mesurer les impacts environnementaux des produits : l'analyse de cycle de vie (ISO 14040, AFNOR NF X30-300), l'évaluation simplifiée et qualitative du cycle de vie (AFNOR FD X30-310), l'analyse fonction-

nelle (Vignerot et Patingre, 2001) et l'indice de la qualité écologique des produits (Ventère, 1995). Toutes reposent sur les approches combinées cycle de vie, qui consiste en une considération du produit « du berceau jusqu'à la tombe », et multicritère, qui consiste, pour chaque étape, à étudier les incidences de l'ensemble des flux recensés. Elles s'appuient sur un inventaire des flux, que plusieurs méthodes proposent de traduire en impacts potentiels par l'intermédiaire d'indicateurs, par exemple, la méthode Ecoindicator99 repose sur onze indicateurs d'impact. L'utilisation de l'une ou l'autre de ces méthodes (l'ACV étant actuellement la plus employée) s'accompagne de plusieurs incertitudes. Tout d'abord, la traduction flux – impact est appréciée par des tables de conversion internationales qui, bien que remises à jour régulièrement, manquent d'informations. Le développement du programme européen REACH en témoigne (étude de la toxicité de près de 30 000 substances chimiques) et apporte un excellent support méthodologique pour améliorer cette situation (RPA et BRE Environnement, 2002). Puis, les indicateurs d'impacts (effets sur les écosystèmes, effets sur la santé humaine) ne sont pas toujours très précis et ne permettent pas d'identifier avec finesse les effets des pollutions. Il conviendrait pour remédier à cela de multiplier les catégories d'indicateurs et d'en préciser le contenu. Aussi, ces méthodes sont marquées par l'absence d'intégration des spécificités du milieu récepteur. Ce dernier aspect est insatisfaisant écologiquement, chaque écosystème ayant des spécificités en terme de ressource, de capacité de stockage, d'épuration, d'assimilation et de vulnérabilité.

Conclusion

L'écologie familiale présente d'intéressantes perspectives dans l'optique d'une gestion des risques socio-écologiques auxquels sont actuellement confrontées nos sociétés. Elle apporte par la combinaison de plusieurs méthodes des éléments fins de compréhension des interactions entre la consommation des ménages et les écosystèmes. Toutefois, plusieurs incertitudes accompagnent l'ensemble des informations obtenues : stratégies d'échantillonnage, précision des techniques de quantification, représentation psychosociale des notions mesurées ou encore manque d'informations sur les interactions entre les espèces vivantes et leur milieu. Compte tenu du fait qu'il ne soit pas toujours possible de diminuer cette incertitude ou du temps et des moyens qu'il faudrait pour le faire, il convient d'intégrer ce paramètre inhérent à l'information scientifique aux politiques de développement durable, même si cela génère, à l'image du principe de précaution, de multiples divergences d'opinion.

Bibliographie

- BARBER, J., 2003. Production, consumption, and the world summit on sustainable development. *Environment, Development and Sustainability*, vol. 5, p. 63-93
- BIESIOT, W. et NOORMAN, K.J., 1998. Energy requirements of households consumption: a case study of the Netherlands. *Ecological Economics*, vol. 28 (3), p. 367-383
- BREE, J., 2004. *Le comportement du consommateur*. Paris, Dunod, coll. Les Topos, 126 p.
- ERKMAN, S., 1998. *Vers une écologie industrielle. Documents de réflexion et d'action pour le futur*. Paris, Charles Léopold Mayer, 147p.
- GATERSLEBEN, B., 2000. *Sustainable Household Metabolism and Quality of Life: Examining the perceived social sustainability of environmentally sustainable household consumption patterns*. Thèse de Doctorat, université de Groningen, Pays-Bas, 242 p.
- GRISEL, L. et DURANTHON, G., 2001. *Pratiquer l'éco-conception. Lignes directrices*. Coll.AFNOR Pratique. 128 p.
- IFEN, 2002. *L'environnement en France*. Paris, La Découverte / IFEN, 606 p.
- JACKSON, T., 2005. Live better by consuming less? Is there a 'double dividend' in sustainable consumption? *Journal of Industrial Ecology*, vol. 9 (1-2), p. 19 – 36
- MIRAD, B., 2004. *La consommation et les usages domestiques de l'eau dans le Pays-Cœur-Entre-Deux Mers*. Mémoire IUP3. Institut EGID, Université Michel de Montaigne Bordeaux 3.60 p.
- OCDE, 2002. *Vers une consommation durable des ménages? Tendances et politiques dans les pays de l'OCDE*. Paris, OCDE, 174 p.
- PRINCEN, T., 1999. Consumption and environment: some conceptual issues. *Ecological Economics*, vol. 31 (3), p. 347 – 363
- RIBEYRE, F., 2003. Pour une écologie familiale. Fondements et finalités. *Natures Sciences Sociétés*, vol. 11, p. 169-173
- RPA et BRE ENVIRONMENT, 2003. *The impact on new chemicals policy on health and the environment*. Final report prepared for European Commission – Environment Directorate – General. Risk and Policy Analysts Limited and BRE Environment, United Kingdom, 224 p.
- SANNE, C., 2002. Willing consumers – or locked-in? Policies for a sustainable consumption. *Ecological Economics*, vol. 42 (1-2), p. 273 – 287
- SENNES, V. et RIBEYRE, F., 2006. Consommation des ménages et environnement: interactions et perspectives. 5^{es} Journées Normande de Recherche sur la Consommation, « Sociétés et consommations », Caen, 23-24 mars 2006.
- VENTERE, J.-P., 1995. *La qualité écologique des produits: des écobilans aux écolabels*. Ed.AFNOR/Sang de la terre. 183p.
- VIGNERON, J. et PATINGRÉ, I.-F., 2001. *Éco-conception: concept, méthodes, outils, guides et perspectives*. Paris, Economica, 205p.
- WRI, 2005. *World Resources 2005 - The wealth of the poor: managing ecosystems to fight poverty*. World Resources Institute. 200 p.