

Chapitre 10

Panorama critique des méthodes d'évaluation de la durabilité pour l'alimentation

Auteurs

Joël Aubin

Inra, UMR1069 SAS Sol Agro et hydrosystème
Spatialisation, 35000 Rennes

Catherine Donnars

Inra, UAR1241 DEPE Délégation à l'Expertise scientifique
collective, à la Prospective et aux Etudes, 75007 Paris

Marketa Supkova

UrbanFoodLab, Sustainable Food for Cities

Bruno Dorin

Cirad, UMR CIRED, Centre International de Recherche sur
l'Environnement et le Développement

Contributeurs

Gérard Gaillard, Frédéric Garcia, Emmanuelle Henry
Eric Labouze, Sophie Le Perchec, Sylvaine Lemeilleur,
Catherine Macombe, Thuriane Mahé, Jean-Pierre Rennaud,
Camille Rojot et Lucie Deltour

juillet 2011



INRA



cirad

Contributeurs :

Gérard Gaillard
ART, Suisse

Frédéric Garcia
Inra, UAR1203 DEPT MIA Département Mathématiques et
Informatique Appliquées 31320 Castanet-Tolosan

Emmanuelle Henry
Ecobilan

Eric Labouze
BioIntelligence Service

Sophie Le Perchec,
Inra, UAR1049 MaR/S Mission d'anticipation Recherche / Société
& Développement durable, 35000 Rennes

Sylvaine Lemeilleur
Cirad, UMR MOISA Marchés, organisations, institutions et
stratégies d'acteurs, 34000 Montpellier

Catherine Macombe
Cemagref

Thuriane Mahé
MAAPRAT, Centre d'études et de prospective

Jean-Pierre Renaud
Danone

Camille Rojot
Ecobilan

Lucie Deltour
Ademe

Pour citer ce document :

Aubin, J., Donnars, C., Supkova, M., Le Perchec, S. et Dorin, B., 2011. Eléments de réflexion prospective sur l'alimentation durable, *in : duALIne - durabilité de l'alimentation face à de nouveaux enjeux. Questions à la recherche*, Esnouf, C., Russel, M. et Bricas, N. (Eds.), Rapport Inra-Cirad (France), 162-191

Le chapitre et le rapport complet sont disponibles en ligne sur le site de l'Inra.

http://www.inra.fr/l_institut/prospective/rapport_dualine

Chapitre 10. Panorama critique des méthodes d'évaluation de la durabilité pour l'alimentation

Auteurs : Joël Aubin, Catherine Donnars, Marketa Supkova et Bruno Dorin

Contributeurs : Gérard Gaillard, Frédérick Garcia, Emmanuelle Henry Eric Labouze, Sophie Le Perchec, Sylvaine Lemeilleur, Catherine Macombe, Thuriane Mahé, Jean-Pierre Renaud, Camille Rojot et Lucie Deltour

Le projet duALIne a choisi d'examiner les méthodes d'évaluation de la durabilité dans un chapitre spécifique, indépendamment des approches sectorielles présentées précédemment, de manière à ce que cet examen soit le plus ouvert possible. Il s'intéressera en particulier aux questions spécifiques posées par l'alimentation au regard des méthodes actuelles de mesure de la durabilité. Dans cette logique, le chapitre appréhende d'abord la complexité des systèmes alimentaires, puis une manière de structurer les enjeux de durabilité qui leur sont associés et présente ensuite quelques méthodes et indicateurs puis les questions de recherche qu'ils soulèvent.

Introduction

Mesurer la performance est devenu une activité majeure dans nos sociétés. C'est à son aune que les choix politiques et économiques sont régulièrement éclairés et/ou justifiés. Les indicateurs de performance, quel que soit l'objet visé, se sont multipliés, ainsi que les opérateurs qui les construisent. Évaluer la performance des styles alimentaires au travers du prisme du développement durable est une préoccupation encore récente qui nécessite une réflexion de fond tant sur le contour du ou des objets à évaluer, que sur le choix des enjeux durables visés, ou sur les méthodes d'évaluation à utiliser.

On peut d'abord s'interroger sur l'intention qui sous-tend l'évaluation. Selon les attendus, les modalités de réalisation vont être différentes. Si l'on veut réaliser un diagnostic, il s'agira de caractériser ou de qualifier des états, fonctions et dynamiques associés aux styles alimentaires. Si l'on s'inscrit dans le cadre d'approches normatives, l'évaluation vérifie l'adéquation des performances du système ou régime alimentaire à des standards ou à des normes. Parfois implicitement, l'évaluation peut viser une prédiction ou s'inscrire dans une démarche prospective. Il s'agit par exemple d'anticiper les conséquences de changements de pratiques ou de changements externes (climatiques, sanitaires...) ou encore de tester des scénarios contrastés ou plausibles pour le futur. L'évaluation cherche alors à mettre en évidence et à décrire des mécanismes. Elle peut conduire à modéliser des phénomènes (comme des modifications de procédés ou d'organisation) ou à simuler des comportements d'acteurs (les consommateurs par exemple). L'évaluation peut aider ensuite à faire des choix de développement techniques ou organisationnels ; elle « éclaire » les décisions notamment publiques et peut conduire à des applications pratiques : à l'issue du Grenelle de l'Environnement, elle a guidé la réglementation en matière d'affichage environnemental des produits alimentaires.

La montée en puissance du concept de développement durable a fait évoluer significativement les critères d'évaluation. Le rapport Brundtland (Brundland, 1987), initiateur du concept, met nettement en évidence la nécessité de prendre en compte les besoins des générations futures et donc de ne pas se limiter au temps présent dans l'évaluation. De même, les échelles spatiales se sont élargies : considérant que les actions d'ici pouvaient avoir un effet global et/ou un effet ailleurs, l'évaluation doit prendre en compte à la fois des

processus ou phénomènes locaux, régionaux ou globaux. Dans le même esprit, le développement durable confronte l'évaluation à la complexité : un produit, un service ou une action s'insère dans un « système », dont il faut définir les contours, l'ensemble des composants, leurs propriétés et prendre en compte les interactions internes et externes avec le contexte spécifique social, économique, physique et biologique. Les évaluations fondées sur une seule échelle de temps, de lieu et sur un seul indicateur ne sont plus considérées comme suffisamment pertinentes, intervenir sur un composant pouvant générer des effets parallèles ou indirects non désirés. C'est pourquoi sont aujourd'hui privilégiées les approches multicritères qui supposent de qualifier conjointement les systèmes alimentaires selon leurs caractéristiques économiques, sociales, environnementales, nutritionnelles ainsi que leurs dynamiques spatiale et temporelle. Ces méthodes d'évaluation sont moins avancées, tant la combinaison des cadres d'évaluation demeure difficile.

Enfin, l'implication des acteurs participe à la gouvernance du développement durable. De la même manière que les styles, pratiques et choix alimentaires sont conditionnés par les caractéristiques culturelles, sociales, économiques, politiques, géographiques..., les démarches d'évaluation incluent de plus en plus les parties prenantes afin de « co-construire » leur cadre, leurs modalités et la hiérarchie entre les indicateurs.

Le champ de l'évaluation associé aux pratiques et styles alimentaires est donc particulièrement vaste. Le présent chapitre n'a pas pour vocation de balayer l'ensemble des questions associées aux méthodes d'évaluation, mais de poser un certain nombre de jalons et de questions clés sous l'angle de la durabilité de l'alimentation. Ce chapitre repose sur des éléments de bibliographie et sur l'expérience de praticiens.

1. De la complexité de l'objet « style alimentaire » dans un cadre d'évaluation

Le style alimentaire est une notion sise au carrefour entre des besoins physiologiques, des cadres sociaux et économiques, des pratiques et la combinaison de ces différents déterminants, eux-mêmes associés à des filières agroalimentaires (considérées comme la succession des étapes de transformation des produits) ou à des « arbres de processus » (combinaison) indépendants ou associés entre eux. Selon que l'on travaille à l'échelle d'un individu, d'une communauté, d'une catégorie socio-culturelle, d'un pays ou d'un continent, les déterminants du système vont varier.

La représentation simplifiée de la filière de production de poulet de chair présentée dans la figure 10.1 (da Silva *et al.*, 2010) illustre à elle seule la complexité que présente un aliment constitutif d'un style alimentaire. Bien au-delà de ses fonctions nutritionnelles, ce poulet représente un « système » dont les composants sont intriqués, participant à des échanges croisés et/ou à des phénomènes de compensation, de substitution, ou encore à des « boucles de recyclage ». De plus, ce système réagit à son environnement : l'évolution des cours des céréales qui interviennent dans l'alimentation du bétail, ou en amont les dynamiques d'utilisation des surfaces terrestres, influent sur l'ensemble du système. De nouvelles caractéristiques issues de la recombinaison des éléments peuvent émerger. La performance évolue par conséquent. Le défi posé à l'évaluation est donc bien de prendre en compte cette complexité systémique sans la décomposer en différentes parties, ce qui lui ferait perdre ses caractéristiques.

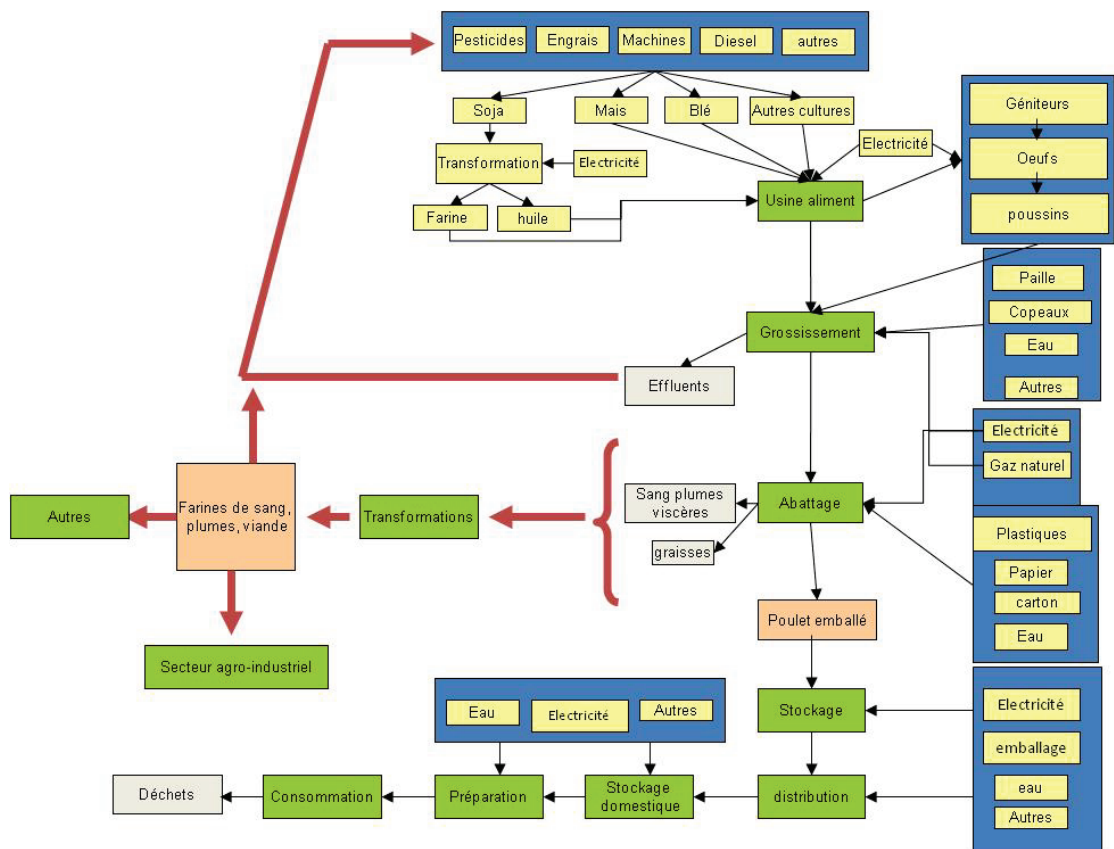


Figure 10.1. : Représentation simplifiée de la filière « poulet de chair » définie comme système dans le cadre d'une ACV de poulet de consommation. D'après Prudencio Da Silva (2010).

2. Définir des enjeux de durabilité avant de choisir des méthodes

Cette illustration de la chaîne alimentaire à partir d'un aliment ne reflète cependant pas les enjeux, pour le développement durable, des choix sociaux en matière d'alimentation. Or ceux-ci sont déterminants dans l'évaluation : quelles finalités, quelles priorités, quelles échelles privilégions-nous ?

C'est pourquoi il nous a semblé important de cadrer l'exploration des méthodes à partir d'enjeux définis pour les systèmes alimentaires composés de différentes filières. Pour ce faire, nous avons croisé les fonctions de l'alimentation - hédoniste, économique, environnementale, sociale, culturelle, nutritionnelle, éthique – avec les étapes ou grandes composantes du système alimentaire, depuis la production des ressources primaires jusqu'à la consommation et la fin de vie des aliments et coproduits. Il est alors possible de questionner des enjeux de durabilité pour chaque croisement entre fonctions et étape : conditions de production et d'échanges, choix alimentaires, forces externes agissant sur la gouvernance du système (régulations, encadrement juridique), ou *via* les marchés (marketing, discrimination entre produits alimentaires par les prix, effets de substitution, effets rebonds...), processus technologiques...

La figure 10.2, ci-dessous, illustre la construction de cette réflexion : les fonctions forment les parts d'un polygone et les étapes en constituent les strates horizontales. Si l'échelle d'analyse est celle des aliments (représentés par une colonne), le système alimentaire correspond alors à la combinaison des polyèdres obtenus. Cette représentation illustre le degré élevé de la complexité de l'évaluation. On peut imaginer que ce schéma convienne à d'autres échelles

moins précises (alimentation d'une population, territoires régionaux, nationaux, monde).

Notons que les enjeux associés aux fonctions de l'alimentation sont diversement formulés et arbitrés selon les territoires et les cultures. De même, les frontières entre les étapes de la chaîne agroalimentaire peuvent être segmentées différemment, voire être « fluctuantes », notamment entre transformation, distribution et services associés (différenciation retardée par les industries agroalimentaire, service de portage associé à la distribution...).

Cette démarche nous a permis de construire une matrice inventoriant, pour chaque combinaison de processus et de fonction des questions et/ou enjeux pouvant perturber ou générer de la durabilité pour chacune des fonctions de l'alimentation (tableau 10.1). Par exemple, en quoi satisfaire les besoins en nutriments de l'ensemble de la population modifie-t-il les équilibres en termes de disponibilité en ressources ?

Ces enjeux illustrent la diversité des entrées et des échelles auxquelles l'évaluation peut intervenir (le terme enjeu étant ici entendu dans une acception large incluant des objectifs opérationnels et/ou des questions de recherche). Beaucoup de ces enjeux correspondent à des questionnements que l'on retrouve dans différentes études internationales. Ils correspondent à certaines des « Top 100 questions of importance to the future of global agriculture » (Pretty *et al.*, 2010), portant notamment sur le gaspillage, l'accessibilité et la gouvernance. La prospective britannique « The Future of food and farming : challenges and choices for global sustainability » (Foresight Government Office for Science, 2011) met également en relief ces enjeux. Le tableau 10.1, ci-après, en présente certains définis par le groupe de travail. Notre objectif est d'apprécier la pertinence des méthodes d'évaluation au regard des enjeux ainsi définis. Nous nous appuyons sur des enjeux proposés dans le tableau 10.1 (en gras) et illustrés par des méthodes dans le tableau 10.2.

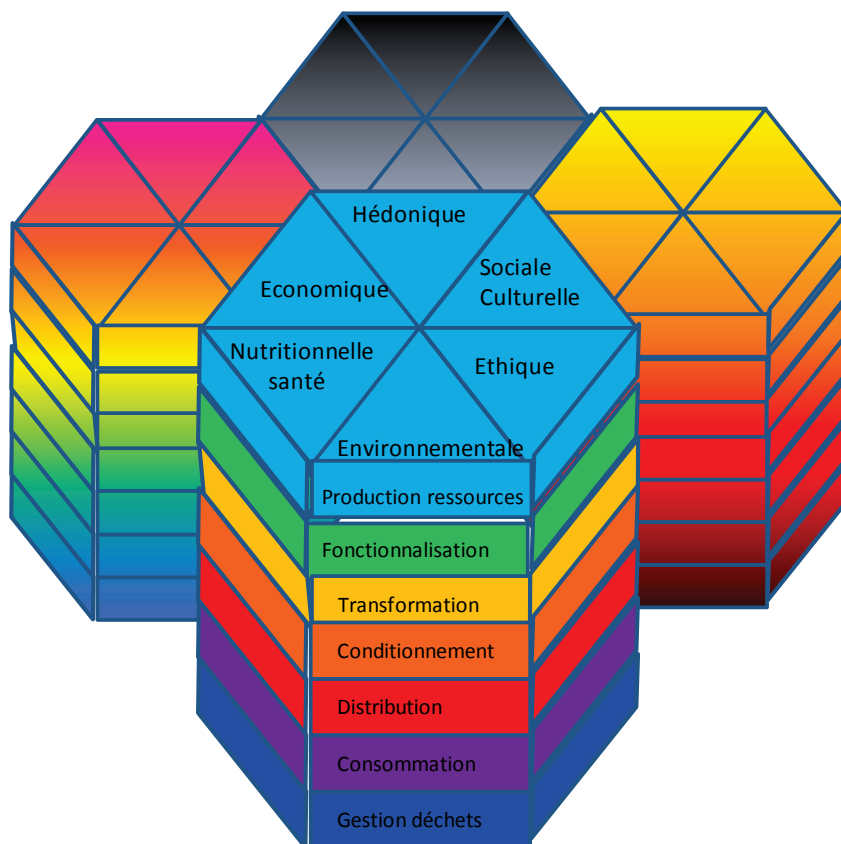


Figure 10.2 : Représentation de la complexité d'un style alimentaire, associant plusieurs filières caractérisées par la combinaison des processus et des fonctions.

Tableau 10.1 : Diversité d'enjeux de durabilité associés à des fonctions et à des étapes d'un système alimentaire : Exemples illustratifs.

Phases du système alimentaire	Fonctions environnementales	Fonctions nutritionnelles et sanitaires	Fonctions socio-économiques	Fonctions sociétales (culturelle, religieuses, éthiques, hédonique)
Production	<p>Optimiser la gestion des ressources naturelles, lutter contre la destruction des habitats et l'épuisement des espèces</p> <p>Valoriser les modes de production plus favorables à l'environnement, ceux plus proches du lieu de consommation</p> <p>Équilibrer le rapport entre les productions animales et végétales</p>	<p>Rechercher la diversité des ressources alimentaires</p> <p>Éviter ou diminuer le recours aux intrants chimiques</p> <p>Pour les paysanneries pauvres, encourager les systèmes de production qui couvrent les besoins nutritionnels familiaux ; évaluer les évolutions nutritionnelles lorsque les paysans migrent en ville</p>	<p>Faire en sorte que les modalités d'alimentation jugées durables créent des métiers de producteur primaire durables.</p> <p>Créer des effets de synergies dans l'utilisation et la production des ressources</p> <p>Atteindre la quantité et la qualité en produits alimentaires nécessaires pour toutes les populations de la planète</p>	<p>Promouvoir une valeur éthique et sociale de la provenance des produits pour rendre compte des conditions de vie des producteurs</p>
Transformation	<p>Optimiser la consommation en eau et en énergie lors de la transformation – mettre en place des processus innovants</p>	<p>Valoriser la préservation de la qualité nutritionnelle tout au long de la chaîne de transformation</p> <p>Limiter le recours aux additifs ou conservateurs chimiques dans la phase de la transformation</p>	<p>Orienter l'innovation industrielle vers plus de durabilité économique (produits et processus durables)</p> <p>Favoriser l'équité sociale</p>	<p>S'assurer de la valeur des innovations industrielles et les la qualifier</p> <p>Promouvoir un contrôle social des innovations</p> <p>Promouvoir la 'mixité' ou 'porosité', ou les interactions entre des fonctions réalisées par la distribution et/ou par la transformation afin de mieux répondre aux besoins en termes de travail, énergie, création de valeur, etc. (élargissement de la « différenciation retardée » dans la transformation)</p>
Emballage	<p>Limiter le volume de l'emballage</p>	<p>Adapter la taille des portions pour éviter la</p>	<p>Optimiser les emballages</p>	<p>Comprendre comment la perception de</p>

	et privilégier l'éco-conception	<p>surconsommation</p> <p>Améliorer la protection sanitaire</p> <p>Augmenter la durée de vie des aliments en évitant le recours aux matériaux néfastes à la santé humaine</p>	<p>(volumes, matières, fonctions, recyclages)</p> <p>Profiter de l'emballage comme d'une source d'information sur la responsabilité sociale et environnementale des produits et fournisseurs (affichage)</p>	l'emballage influe sur la valeur du contenu
Distribution-vente	<p>Optimiser la logistique alimentaire (circuits de distribution, gestion des flux, partage des plates-formes de redistribution)</p> <p>Optimiser l'efficacité énergétique des magasins</p> <p>Préserver la biodiversité sur le territoire dans le cadre de son aménagement (urbanisme commercial) et diminuer l'empreinte carbone</p>	<p>Qualifier le système alimentaire globalisé avec une offre standardisée (<i>global Food</i>) et une offre diversifiée liée aux traditions alimentaires locales</p>	<p>Evaluer l'impact économique et social des différents circuits de distribution, à différentes échelles</p> <p>Mieux gérer l'impact de l'installation des grandes et moyennes surfaces (GMS) sur un territoire (diversité en tant que source de la robustesse du système alimentaire)</p> <p>Connaître le rôle des différents circuits de distribution dans la globalisation des systèmes alimentaires</p> <p>Favoriser les synergies possibles entre flux de matières et flux de services (les magasins ne sont pas centrés que sur les produits alimentaires)</p>	<p>Valoriser les déterminants psychologiques, philosophiques, sociaux (appartenance sociale, au-delà de l'économique) qui orientent vers une façon "durable" de s'approvisionner et d'acheter les aliments</p> <p>Promouvoir des 'mixités', ou 'porosités', ou 'interactions' entre des fonctions réalisées par la distribution et/ou par la transformation afin d'être au plus près des besoins de la population (travail/énergie/valeur/etc.) <i>parallélisme avec la différenciation retardée qui vaut dans les étapes de la transformation</i></p> <p>mais sur différents produits et services)</p> <p>Evaluer le niveau éthique d'un produit mis sur le marché (au-delà des normes de l'Office International du Travail (OIT)).</p>
Consommation	Augmenter l'efficacité énergétique de la dernière transformation à la maison	<p>Garantir l'équilibre nutritionnel aux différentes catégories de populations</p> <p>Favoriser les comportements alimentaires</p>	Assurer l'accessibilité économique des produits alimentaires pour les	<p>Evaluer (quantitatif et qualitatif) le poids de la fonction hédonique dans l'alimentation</p> <p>Explorer les sources de 'dématérialisation'</p>

	<p>Lutter contre le gaspillage alimentaire</p> <p>Sensibiliser le consommateur à l'impact environnemental de ses choix alimentaires</p> <p>Réduire l'impact environnemental de l'acheminement entre approvisionnement et lieux de consommation</p>	<p>favorables à la santé (composition des menus, modes de préparation)</p>	<p>populations Mieux informer le consommateur (affichage, éducation de base)</p> <p>Permettre la viabilité d'une offre alimentaire diverse</p>	<p>de l'acte de consommation et de restauration ; pour quels effets (par ex. influence sur la satiété) ?</p> <p>Prendre en compte le respect des valeurs religieuses sans transformer la question en termes communautaristes (coût induits, organisation collective)</p>
Gestion des déchets finaux	<p>Valoriser la filière de recyclage des déchets, revalorisation</p> <p>Transformer les déchets alimentaires en sources potentielles d'énergie (biomasse) ou les revaloriser en coproduits</p>	<p>Optimiser les flux dans les mégapoles pour éviter au maximum le gaspillage alimentaire</p> <p>Revaloriser les déchets alimentaires en nourriture transformée (sans passer par le compostage et l'agriculture)</p>	<p>Développer et valoriser les filières de recyclage comme activité économique</p> <p>Intégrer la revalorisation de la matière dans la gestion des déchets</p>	<p>Approfondir la réflexion sur l'organisation du tri à l'échelle individuelle et collective des déchets à la maison (architecture, urbanisme)</p> <p>Promouvoir un état d'esprit et une organisation socioéconomique favorables à « l'économie de la 2^e vie » (recyclage, revente d'occasion, réutilisation pour d'autres fins).</p>
Processus transversaux	<p>Limiter les impacts environnementaux des systèmes alimentaires.</p> <p>Diminuer la dépendance aux énergies fossiles, optimiser les flux de matière et d'énergie, optimisation des volumes</p> <p>Limiter les émissions polluantes, les nuisances sonores</p> <p>Meilleure connexion et</p>	<p>Optimiser les flux de produits transportés pour garantir leur fraîcheur et leur composition nutritionnelle</p>	<p>Equilibrer les compétences au sein du système alimentaire et veiller à ce qu'une étape ne tombe en dessous d'un seuil socialement/éthiquement acceptable (travail disqualifié...)</p> <p>Répartir la valeur dans toute la chaîne du système alimentaire ; répartir les compétences décisionnelles et</p>	<p>Améliorer les compétences et savoirs associés aux systèmes alimentaires (en particulier culinaires mais pas seulement),</p> <p>Gestion durable des étapes du système alimentaire)</p> <p>Mieux appréhender l'impact sociétal des risques sur la durabilité d'un mode alimentaire (transgression des règles culturelles ou éthiques ; risques santé (obésité, cancers, risques</p>

	<p>coopération entre étapes du système et aussi entre filières (gestion des coproduits)</p>		<p>sociales au sein de la filière</p> <p>Capacité de créer de l'emploi (quel lien y a-t-il entre complexité du système alimentaire et le besoin en emploi et la qualification de ces emplois ?)</p> <p>Capacité d'adaptation d'un système alimentaire face à des crises ou contraintes externes</p>	<p>toxico/pesticides, fertilité...); risques sociétaux qui modifient les systèmes alimentaires (ex : accepter un réchauffement du climat de 2 °C).</p>
--	---	--	---	--

3. Des méthodes et des indicateurs qui appréhendent les volets environnementaux, sociaux, économiques et nutritionnels

Les enjeux de durabilité définis socialement (arbitrage ou consensus) déterminent des critères que l'on cherchera à qualifier par des méthodes et indicateurs choisis en conséquence. Ce sont donc bien les enjeux qui orientent et privilégient telle ou telle méthode. Le tableau 10.2, ci-dessous, illustre cette démarche. Les méthodes d'évaluation de la durabilité sont très nombreuses, mais peu d'entre elles concernent spécifiquement l'alimentation. Une méthode à elle seule ne répond jamais complètement à un enjeu complexe et il semble préférable de combiner différentes méthodes et indicateurs pour répondre aux objectifs de l'analyse, sans que l'on sache toujours comment le faire. La pertinence et les limites des résultats d'études et de recherches, comme le choix des indicateurs, s'évaluent aussi par rapport aux enjeux définis. Les principales références bibliographiques associées à ces méthodes sont présentées en fin de document.

Tableau 10.2 : Exemples de méthodes et d'indicateurs répondant à des enjeux ou problématiques de durabilité (Les numéros indiqués dans la colonne « méthodes » renvoient à des références bibliographiques listées à la fin du chapitre).

Enjeu	Critères de durabilité	Méthodes	Exemples d'indicateurs
Atteindre la quantité et la qualité en produits alimentaires nécessaires pour toutes les populations de la planète	Disponibilité Accessibilité (dans le temps et l'espace) Qualité (gustative, sanitaire...) Équité Productivité Efficience	IDH (Indice de développement Humain) (1) Bilans de masse (2) Bilans matières (3) Input/output (4)	- Espérance de vie - Niveau d'éducation nutritionnelle - Qualité nutritionnelle (calories, protéines, diversité...) - Normes sanitaires - Fréquence des pathologies de la surnutrition, malnutrition et sous-nutrition - Rendements
Limitation des impacts environnementaux des systèmes alimentaires	Capital naturel critique Capacité d'accueil et conditions de vie d'un territoire Protection de l'environnement	Analyse du Cycle de Vie (5) Empreinte écologique (6) Water Footprint (7) Bilan Carbone (PAS 2050) Carbon Footprint (8)	- Consommation en eau - Consommation d'énergie - Emissions de gaz à effet de serre - Indicateurs de biodiversité - Ecotoxicité - Utilisation et qualité des sols - Eutrophisation - Quantité et qualité des déchets
Répartition de la chaîne de valeur dans le système alimentaire	Équité des bénéfices Répartition de la richesse Productivité	Chaîne de valeur de Porter (9) Life Cycle Costing (10) Contribution à la richesse	- Répartition de la valeur ajoutée - Prix de marché (absolu ou relatif au salaire minimum légal (SMIC)) - Maillage économique et aménagements territoriaux

		(PNB, PI Doux....)	- Contribution au bien-être des populations
Capacité à créer de l'emploi (en quantité et/ou qualité)	Contribution à l'activité économique Insertion sociale Ethique	ACV Sociales (12) Global Reporting Initiative (GRI) (13) Responsabilité sociale (RSE, SA8000) (14) ISO 26000 Normes OIT (15)	- Nombre d'emplois produits - Niveau de rémunération - Liberté syndicale - Équité, accessibilité - Travail des enfants
Capacité d'adaptation d'un système alimentaire face à des crises ou contraintes externes	Effizienz Stabilité Fiabilité Robustesse Résilience, adaptabilité	Analyse coût-bénéfice (16) Méthode croisant ACV et analyse de risque consommations (statistiques) (17) Etude d'impacts	- Indicateurs de l'OCDE : pression, état, réponse. - Productivité des ressources

La plupart des méthodes d'évaluation génèrent des indicateurs. D'après Bockstaller *et al.* (Bockstaller *et al.*, 2008), les indicateurs sont des grandeurs de nature diverse (données, calculs, observations, mesures), qui fournissent une information au sujet de variables plus difficiles d'accès ou de systèmes plus complexes. Ces indicateurs doivent permettre d'aider un utilisateur dans son action (prise de décision, construction de programme d'action, de modélisation). Leur utilisation se justifie pour des raisons métrologiques, en raison de la complexité de la mesure (ex : la biodiversité), du système (système alimentaire), ou du concept (la durabilité) ; ou des raisons opérationnelles comme des mesures trop coûteuses (Bockstaller *et al.*, 2010). L'OCDE (OECD, 1997) a défini des grands types d'indicateurs, dont la typologie reste largement utilisée : forces motrices, pression, état, impact, réponse.

La Commission européenne (European Commission, 2005) a proposé de juger la qualité d'un indicateur en fonction de cinq critères (acronyme anglais : *racer*) : il doit être pertinent (*relevant*) par rapport aux objectifs attendus, acceptable (*accepted*) par les acteurs et porteurs d'enjeux, crédible (*credible*) pour les experts et interprétable sans ambiguïté ; facile (*easy*) à appliquer et enfin robuste (*robust*) aux sources d'erreurs et de manipulation.

Quelques familles de méthodes et indicateurs emblématiques sont présentées ci-après.

3.1. Les Analyses de cycle de vie et méthodes dérivées

Les Analyses de cycle de vie occupent actuellement une place centrale dans l'évaluation de la durabilité des systèmes alimentaires. Elles ont l'avantage de traiter des enjeux divers à des échelles qui vont du local au global, et d'appréhender toute la chaîne depuis l'amont de la matière première agricole jusqu'à l'assiette.

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est une méthode d'analyse environnementale désormais normalisée ((AFNOR, 2006a) ; (AFNOR, 2006b)) qui quantifie les impacts environnementaux d'un produit ou d'un service, tout au long de son cycle de vie, depuis l'extraction des matières premières jusqu'à la fin de vie des produits : destruction ou recyclage. L'ACV considère toutes les ressources utilisées et les polluants émis à chacune des étapes d'élaboration et de destruction des produits. Elle génère des indicateurs de durabilité environnementale qui sont agrégés à différentes échelles spatiales, et ce relativement à une unité fonctionnelle, qui caractérise l'objectif du système étudié (kg de produit, ha x an, km parcouru...).

Cette méthode comporte de nombreux avantages. Elle est reconnue, standardisée et outillée (logiciels dédiés). Elle permet d'embrasser l'ensemble d'une filière en mettant en évidence les flux d'énergie et de matières, consommées et rejetées. Elle permet par ailleurs de prendre en compte des impacts environnementaux variés, et est, à l'heure actuelle, la seule dont la portée peut être « cradle to cradle », c'est-à-dire prenant en compte le recyclage complet de tous les déchets et sous-produits. Elle aboutit à un résultat chiffré et permet de voir clairement les phases contribuant aux impacts environnementaux. Elle est ainsi pertinente pour hiérarchiser les problématiques (par exemple, comparer l'impact du transport par rapport à l'étape production) ou bien comparer deux itinéraires entre eux. L'ACV est, dans ce sens, un outil d'aide à la réflexion sur les performances environnementales d'un produit, d'un système ou d'un process. C'est un outil d'alerte, de sensibilisation, conçu comme outil d'aide à la décision et non de décision au sens strict.

Ces qualités sont néanmoins modérées par plusieurs limites. L'ACV classique (dite attributive) est une méthode statique qui ne prend pas en compte l'aspect dynamique des phénomènes. L'ACV repose sur un certain nombre de règles et d'hypothèses (frontières des systèmes étudiés, prise en compte des coproduits) influençant parfois de façon très significative les résultats (Dorin and Gitz, 2008) dans le cas des biocarburants). La norme recommande de mesurer l'impact de ces choix sur les résultats à l'aide d'analyses de sensibilité. L'ACV a été conçue pour une évaluation à l'échelle du produit et des services. Son extrapolation à l'échelle de l'exploitation (par exemple agricole) s'avère particulièrement utile en tant qu'outil de gestion environnementale (Rossier and Gaillard, 2004). Il en va différemment dès lors qu'une échelle régionale ou nationale est visée : la méthode des ACV est relativement difficile à mettre en œuvre pour des études de type « bilans nationaux » du fait de la multitude d'hypothèses de la délimitation des frontières, des règles d'agrégation et d'allocation entre produits (pour éviter de double comptage). Par ailleurs, pour ce type d'étude globale, il est difficile d'utiliser des bases de données d'origines diverses car elles prennent en compte des règles d'allocations des impacts qui ne sont pas forcément compatibles entre elles. Des tentatives ont néanmoins été faites dans le cas d'ACV « hybrides » à l'échelle d'un pays (Weidema, 2006). Dans ce type d'études, le niveau des impacts est associé au rendement global du système (efficacité). Par ailleurs, la question des pertes et de leur statut au sein du système est particulièrement importante : L'ACV se base sur des critères économiques, à savoir que tout ce qui a une valeur est considéré comme un produit (ou co-produit) et non comme un déchet.

L'usage (direct et indirect) des terres, l'altération des habitats et les impacts sur la biodiversité sont peu pris en compte et leur appréciation (difficile) varie selon les études. Les impacts humains et éco toxicologiques sont souvent inclus, mais avec des fortes variations dans les modèles utilisés. Les impacts sur l'environnement de travail, l'organisation sociale manquent encore. L'harmonisation des méthodes d'ACV et de l'acquisition de données est nécessaire pour améliorer la comparabilité des résultats d'ACV. La combinaison d'ACV aux différentes échelles du système alimentaire permettrait d'aborder la complexité de ces systèmes et de renseigner la diversité des enjeux. Notons cependant que les limites des ACV sont souvent génériques et concernent aussi les autres méthodes.

L'ACV est le chef de file d'une série de méthodes qui dépasse le cadre de l'analyse environnementale pour s'ouvrir aux domaines économiques et sociaux : *Life Cycle Costing (LCC)*, *Total Cost Accounting (TCA)*, *Total Cost of Ownership (TCO)*, *Hybrid Analysis*, *Life Cycle Activity Analysis (LCAA)*, *Life Cycle Optimisation (LCO)*. L'analyse comparée de ces différentes méthodes basées sur l'ACV a été conduite dans l'étude CALCAS (Zamagni *et al.*, 2009).

Méthode encore en construction, l'« **ACV sociale** » relie le concept de l'évaluation par cycle

de vie aux théories du développement. Ses fondements épistémologiques n'étant pas stabilisés, il n'y a pas consensus quant aux indicateurs d'inventaire, parmi les 200 (REAP, 2010) qui ont été proposés. Kruse (Kruse *et al.*, 2009) distingue des indicateurs quantitatifs (*additive indicators*) comme les coûts de production, coût du travail ou accidents du travail, et des indicateurs qualitatifs (*descriptive indicators*) qui peuvent être l'absence de travail forcé, la liberté d'association, le respect de la législation... Si les indicateurs quantitatifs peuvent être traduits dans l'unité fonctionnelle choisie pour l'ACV, ce n'est pas le cas des qualitatifs : un champ de recherche s'ouvre donc. Des travaux s'intéressent aux relations de cause à effet (pathways) qui relient les indicateurs d'inventaire à des objectifs sociaux (ex : espérance de vie). Weidema (Weidema, 2006) est l'un des rares auteurs à ébaucher ces « pathways » pour générer des référentiels. Il étudie l'utilisation d'une unité d'évaluation commune telle que le DALY (Disability Adjusted Life Years, indicateur d'espérance de vie en bonne santé créé par l'OMS) (Weidema, 2006). Néanmoins, il resterait beaucoup à faire pour convertir tous les impacts environnementaux, comme sociaux, en unités DALY et plus globalement cet indicateur est controversé. Enfin, les travaux sur les pratiques domestiques alimentaires par les consommateurs et le recyclage sont particulièrement rares ; or c'est l'un des aspects de l'ACV sociale les plus attendus (Jørgensen *et al.*, 2009).

Encadré 10.1 : Un manque crucial de données disponibles

Une méthode ou un indicateur est choisi en fonction de la question initiale à éclairer, mais aussi selon la disponibilité de données. Or celles-ci sont aujourd'hui insuffisamment adaptées aux objectifs de l'évaluation de la durabilité des systèmes alimentaires. C'est notamment le cas des méthodes comme l'ACV qui nécessitent une démarche analytique et un renseignement précis et complet des étapes, matières et flux en jeu. À ce titre, la base de données Agri-BALYSE en cours d'élaboration sous mandat de l'ADEME devrait faciliter l'évaluation environnementale de filières alimentaires pour ce qui a trait à la production primaire.

Les données proviennent pour une part des statistiques publiques (dans les pays du Nord) sur les achats des ménages et sur les importations, ventes et exportations de produits agricoles bruts et transformés. On dispose aussi de données d'inventaire de production et transformation des produits agricoles, avec un degré de précision variable selon les secteurs. Ces informations sont plus lacunaires dans les pays des Suds. Les données sur les pertes, gaspillages et sur la gestion des déchets manquent (cf. chapitre 7). On manque aussi de données post-distribution sur les pratiques domestiques. Des études d'observations permettent parfois de croiser des méthodes de type statique (bilans) et de type dynamique (évolutions). L'harmonisation des protocoles d'acquisition des données d'inventaire est une nécessité pour faciliter l'interprétation et la comparaison des résultats entre études. Cependant l'usage de données moyennes ou construites pour effectuer des comparaisons dans le temps, entre filières, entre régions du monde, entre aliments ou entre styles alimentaires s'avère périlleux compte tenu l'existence de grandes différences de contextes à divers niveaux (écosystèmes, technologies, socio-économies, etc.).

3.2. Des approches dérivées de l'économie

Ces approches ont l'intérêt de traduire en coût ou bénéfice pour la société les caractéristiques des systèmes alimentaires. La Commission européenne a exploré l'impact environnemental des produits consommés dans l'Union ((Tukker *et al.*, 2006). À partir de méthodes fondées sur **l'analyse des entrées-sorties (inputs—outputs)** secteur par secteur. Ces tableaux sont produits par les agences statistiques au travers de la description de la production et de la consommation. La structure du modèle consiste à quantifier les relations entre les systèmes de production et de consommation en termes d'achats, de ventes, de ressources utilisées et d'émissions. Elle couvre tout le cycle de vie des produits. La matrice technologique pointe les

interactions entre activités et la matrice environnement quantifie les entrées en termes d'usage des ressources et les sorties en termes d'émissions et d'impact environnemental (acidification, écotoxicité, changement global, trou d'ozone, oxydation...). Les tableaux entrées-sorties font ainsi ressortir la nature et le montant de l'impact environnemental par secteur.

Si le principe de l'analyse entrées-sorties est assez simple, les données analytiques ne sont pas toujours accessibles, homogènes ou non mesurables (les transactions financières ne recouvrent pas l'ensemble des usages).

Ces méthodes entrées-sorties peuvent être employées à des échelles environnementales globales, mais aussi détaillées. L'étude européenne met en exergue le fort poids de l'impact environnemental de l'alimentation et des boissons.

Certains auteurs se sont focalisés sur le **coût de l'alimentation comme indicateur de son efficacité et/ou de sa durabilité**. C. Heller (Heller and Keoleian, 2000) a ainsi évalué le coût de l'alimentation en pourcentage de revenu disponible ou jours de travail nécessaires. Un consommateur américain moyen dépense par exemple 10,7 % de son revenu disponible pour l'alimentation, soit 40 jours de travail pour une famille/an (données 1996). Cet indicateur permet aussi de suivre l'évolution dans le temps de la part de l'alimentation dans le budget des ménages et de comparer les pays entre eux. Par exemple, les États-Unis sont une des nations où l'alimentation est la moins chère pour le revenu des ménages, l'Inde une des plus chères. Cuellar compare par ailleurs le **coût énergétique de l'alimentation** : l'énergie fossile nécessaire à l'alimentation varie (études dans les pays du Nord) selon les auteurs entre 8 % et 20 % de l'énergie nationale consommée. Ces calculs comportent des marges d'erreurs assez grandes (atteignant 20 %) (Cuellar and Webber, 2010). Les approximations soulignent néanmoins l'importance de la production (1/3) dans la chaîne allant jusqu'à la consommation et que les produits laitiers et filières légumes sont parmi les plus consommateurs en énergie. Le gaspillage énergétique lié aux pertes peut également être estimé : il est évalué à 27 % de l'énergie consacrée à l'alimentation et à plus de 2 % de l'énergie totale consommée aux USA. Ces ordres de grandeurs ont une vocation d'alerte : Cuellar en déduit par exemple que l'énergie totale gaspillée dans les pertes alimentaires est supérieure à l'énergie produite sous forme d'éthanol et de pétrole continental, aux USA.

Un deuxième pan de méthodes compare le coût ou l'efficacité d'actions ou de politiques publiques. **L'analyse « coût-bénéfice »** traduit ainsi les impacts quantifiables en termes monétaires. Elle peut intégrer des critères environnementaux (CAS, 2009). **L'analyse coût-efficacité** compare également les impacts entre différentes options. Ces méthodes sont des outils d'aide à la décision lorsque les objectifs sont quantifiables. Les marges d'approximation sont cependant fortes, notamment celles liées aux risques.

Ces différentes méthodes posent une photographie de la situation : leurs indicateurs sont donc statiques. Certaines méthodes émergentes cherchent à **prendre en compte l'évolution temporelle**. C'est le cas, par exemple, de la théorie de la viabilité (Aubin, 1991) qui interroge la résilience d'un système par rapport à des contraintes de durabilité : « étant donné un ensemble de contraintes et un ensemble de situations initiales, existe-t-il une politique qui permette de respecter les mêmes contraintes de durabilité alors que les données évoluent ? » Dans cette méthode, l'ensemble des situations initiales viables sont qualifiées de noyau de viabilité. De la connaissance de ce noyau, on déduit des mécanismes de régulation (et des indicateurs) ; puis des modélisations visent à éclairer des choix de décision.

3.3. Les bilans rétro-prospectifs d'emplois et ressources alimentaires

Les données de la FAO publiées depuis le milieu du xx^e siècle permettent d'évaluer, par produit et par pays, les niveaux et évolutions des consommations alimentaires dans le monde. Les productions (+) importations (-) exportations d'un pays permet d'évaluer les ressources agricoles nationales qui, après retranchement des usages non-alimentaires (semences, alimentation animale, biocarburants...) et division par le nombre d'habitants, conduit à l'évaluation des « disponibilités alimentaires » moyennes par personne. Les disponibilités sont supérieures aux quantités effectivement ingérées puisqu'elles comprennent ce qui est perdu après mise à disposition du consommateur. Le niveau et le contenu calorique des ressources nationales permettent d'approcher la pression sur les ressources de la demande d'une population en produits alimentaires, notamment des surfaces nécessaires (dans ou hors du pays) pour satisfaire cette demande.

La prospective Agrimonde (Paillard *et al.*, 2010) s'est appuyée sur ces données FAO (CDU : Comptes Disponibilités Utilisation) et d'autres pour évaluer sur le passé (1961-2003) et simuler sur l'avenir (2050) des bilans emplois-ressources de biomasses alimentaires exprimés en calories, et avec des produits agrégés en cinq compartiments selon leur origine (végétaux, ruminants, monogastrique, eaux douces et marines (cf. modèle « Agribiom » pour plus de détails).

Le choix de la kilocalorie comme unité de bilan alimentaire facilite les raisonnements et la représentation des tendances à des niveaux très agrégés (macro-régions, monde) puisque les calories permettent d'additionner tout type de produit alimentaire (végétal, produits animaux issus de ruminants, monogastriques, poissons d'eau douce et marine). Le modèle utilisé a également permis de prendre en compte diverses sources d'alimentation des animaux (produits alimentaires et pâtures en particulier) pour mettre en exergue le poids des produits animaux dans l'utilisation de ressources végétales et, *a fortiori*, de terres cultivables. En revanche, cette quantification ne simule pas les comportements d'offre et demande *via* les prix, et ne couple pas les productions/consommations avec leurs consommations en énergie fossile, eau, pesticide et autres. Dans *Agrimonde*, l'évaluation des impacts environnementaux et sociaux des régimes alimentaires s'est appuyée sur des dires d'experts et la littérature.

3.4. Des indicateurs physiques et synthétiques de pressions environnementales

D'autres méthodes se sont attachées à convertir des impacts environnementaux en un indicateur synthétique ou composite. La nature de cet indicateur varie. La conversion des impacts en coût « carbone » (CO₂) bénéficie actuellement d'une large audience, dans le sillage des travaux du GIEC sur le changement climatique.

Le Bilan Carbone® (www.ademe.fr/bilan-carbone) est un indicateur synthétique de l'émission de gaz à effet de serre. De façon indirecte, il évalue aussi l'énergie consommée par l'activité humaine. Fréquemment utilisé, il s'adapte à différentes échelles, mais se limite aux émissions de gaz à effet de serre. Ce bilan ou « empreinte carbone » des pressions humaines sur le climat, a été retenu parmi les 15 indicateurs de développement durable associés à la Stratégie nationale de développement durable (SNDD) 2010-2013 (Commissariat général au développement durable, 2010). Il est également repris par des grandes enseignes de la distribution à vocation d'affichage environnemental des produits de consommation (Casino, Leclerc, Tesco).

L'Emergy, appelée aussi « **Emergy solaire** » ou « mémoire de l'énergie » est une méthodologie basée sur les principes de la thermodynamique développée par H.T Odum (Odum, 1996) dans le début des années 1980 pour prendre en compte les besoins en énergie

pour obtenir un produit. Odum (Odum, 1996) définit le concept d'Emergy comme étant l'énergie solaire disponible utilisée directement et indirectement pour réaliser un service ou un produit. Elle est exprimée en Joules d'Emergy solaire (abréviation sej). Elle est utile pour mieux identifier les flux d'énergie issus de l'environnement, de la sphère technique et de l'économie. Néanmoins, cette méthode n'est pas encore normalisée et l'origine de certaines valeurs de références est peu transparente.

L'eau virtuelle associe les biens de consommation à une quantité d'eau nécessaire à leur fabrication. C'est un des rares indicateurs à appréhender la ressource en eau ; le Conseil mondial de l'eau l'a utilisée pour alerter sur l'écart de consommation d'eau entre un régime alimentaire riche en viande (5 400 litres d'eau virtuelle par jour) ou végétarien (2 600 litres) chez des mangeurs américains (Hoekstra, 2002).

L'empreinte écologique (www.footprintnetwork.com) convertit des tonnes de produits nécessaires à la vie d'une population en hectares (la « bio capacité »). Le principe de base du calcul repose sur l'utilisation d'un rendement moyen mondial appliqué à une production nationale en fonction de ses caractéristiques physiques (soleil, eau et sol) et humaines. L'empreinte écologique –surface obtenue- permet de comparer des données qui ne sont pas comparables par ailleurs. Cet indicateur synthétique, utilisé par la communauté scientifique, a conquis une portée politique et acquis une popularité certaine. Sa valeur pédagogique est incontestable à une échelle « globale » (van den Bergh and Verbruggen, 1999), mais elle est critiquée ((Levett, 1998); (van den Bergh and Verbruggen, 1999) ; (Ayres, 2000), entre autres) dès lors qu'on aborde des échelles *infra*. En effet, l'empreinte écologique ne qualifie pas les impacts. Elle n'est par ailleurs pas toujours transparente et complète : les ressources minérales extraites du sous-sol ou les prélèvements d'eau douce sont ainsi (et par exemple) exclus des calculs (Boutaud and Gondran, 2009).

Certaines méthodes estiment le coût environnemental du développement des activités ou productions. L'« **Environmentally weighted Material Consumption** » (Van der Voet *et al.*, 2005) développé par la Commission européenne propose un indicateur croisant les impacts environnementaux de l'utilisation des ressources naturelles avec la croissance économique européenne. Cette méthode agrège des ACV avec la consommation intérieure de l'UE par catégories de produits. Elle établit des scores, sans pour autant qualifier les niveaux qui seraient durables.

La Banque mondiale propose, elle, un indicateur monétaire de durabilité intitulé l'« **épargne nette ajustée** » qui intègre le capital physique, le capital humain et les ressources naturelles échangées sur des marchés.

Ces indicateurs synthétiques sont critiqués lorsqu'ils constituent un indicateur unique car, quel que soit l'indicateur envisagé, l'agrégation de données disparates ne va pas de soi et ne saurait rendre compte à la fois de la complexité des activités humaines, de la qualité de la vie et de sa durabilité. Ces indicateurs présentent aussi l'inconvénient d'être normatifs puisqu'ils agrègent des informations de nature hétérogène en leur donnant une note et une pondération. Enfin, ces différents indicateurs sont statiques, c'est-à-dire qu'ils ne prennent pas en compte l'adaptation et la résilience des systèmes étudiés.

Encadré 10.2. Mesurer la biodiversité associée aux styles alimentaires ?

Il est admis que la biodiversité est un facteur important pour la sécurité alimentaire et l'amélioration de la nutrition (Toledo and Burlingame, 2006). Trois niveaux sont à considérer : les écosystèmes, les espèces et la diversité génétique intra-spécifique. La biodiversité en tant que telle est encore méconnue. L'impact des activités humaines sur la structure fonctionnelle de la biodiversité est devenu une préoccupation globale mais peu de méthodes le documentent. Quelques études tentent d'introduire la biodiversité dans le cadre conceptuel de l'ACV (Curran *et al.*, 2011). Jeanneret *et al.* (Jeanneret *et al.*, 2008) ont proposé une méthode d'évaluation pour les grandes cultures, surfaces herbagères et semi-naturelles dans le cadre de l'ACV, mais qui ne reste applicable que dans le contexte Suisse. Des approches sur l'utilisation de surfaces d'écosystèmes pour les activités humaines ont été initiées, mais sont encore peu appliquées (Koellner and Scholz, 2008). Relier alimentation et biodiversité apparaît comme un enjeu de recherche.

Approches nutritionnelles et épidémiologiques

Les coûts sociaux en matière de santé publique sont une préoccupation majeure de nos sociétés et le rôle de l'alimentation dans la santé est particulièrement questionné (sous- et malnutrition, obésité, maladies cardiovasculaires...). Si les relations de l'alimentation avec la santé sont attestées, leur évaluation globale reste à faire. L'épidémiologie explore les combinaisons entre certains groupes d'aliments et des indicateurs de santé. Des méthodes statistiques mesurent alors les corrélations et identifient des typologies de consommateurs « à risque » (Kesse, 2010).

Les méthodes se répartissent entre des méthodes qui comparent les données de consommation à un référentiel « santé » et celles fondées sur de l'observation des consommations. Les premières construisent des indices de qualité et de variété de l'alimentation ou encore des scores d'adéquation à des recommandations nutritionnelles (ex : régime de type méditerranéen). La construction de ces scores repose sur des connaissances ou hypothèses scientifiques dans le domaine de la nutrition. Une revue récente de la littérature a fait état d'une vingtaine de scores existant dans la littérature, dont beaucoup sont dérivés de quatre scores principaux : le Healthy Eating Index (Kennedy, 1995), le Diet Quality Index (Patterson *et al.*, 1994), le Healthy Diet Indicator (Huijbregts *et al.*, 1997) et le Mediterranean Diet score (Trichopoulou *et al.*, 1995). Les apports en lipides (totaux, saturés/mono-insaturés, cholestérol) ou bien la consommation de fruits et légumes sont des paramètres récurrents. Mais les disparités dans le recueil des données et la construction des scores rendent la comparaison entre études difficile (poisson isolé ou non des autres produits animaux, poids alloué aux différentes composantes, prise en compte ou non de l'apport énergétique...).

L'utilisation des méthodes épidémiologiques inclut par ailleurs une certaine subjectivité et des biais largement discutés dans la littérature (ex : choix du nombre de facteurs à conserver).

3.5. Méthodes pour évaluer les freins et les motivations à la consommation durable

Rares sont les travaux qui ont étudié les motivations et attitudes des consommateurs envers l'alimentation durable. Le rôle des consommateurs engagés est d'ailleurs appréhendé diversement : une première approche (Cohen, 2003) pointe leur rôle actif dans la diffusion d'intérêts environnementaux auprès des autres consommateurs. Elle est critiquée par les tenants d'une approche plus politique dans laquelle s'inscrit le développement des labels alimentaires (Boström and Klintman, 2008). Une troisième approche remet en cause le concept de « consommateur actif » et souligne l'ambivalence et la routine des pratiques

alimentaires. L'institut de recherche sur les consommateurs norvégiens (SIFO) porte notamment cette approche. Les pratiques alimentaires alternatives représenteraient alors une contestation sociale reflétant des valeurs alternatives (Terragni *et al.*, 2009). Les Amap (Associations pour le maintien d'une agriculture paysanne) ou les *community shared agriculture* (CSA) en Norvège indiqueraient ainsi un tournant de conscience écologique et sociale. Bente Halkier (Halkier, 2009) remarque que la consommation d'aliments respectueux de l'environnement résulte d'ambivalences, tensions et dilemmes entre des pratiques sociales routinières et un engagement « conscient » envers l'environnement. Cette réflexion invite à s'interroger sur les initiatives institutionnelles qui permettraient de rendre plus « normales » et routinières la consommation alimentaire durable.

Dans cette optique, l'ISOE (Institute for social ecological Research, Allemagne) analyse la manière dont les styles alimentaires (*nutrition styles*) sont liés aux modes de vie et en particulier les points d'introduction de changements d'attitude favorables à l'environnement (Schultz and Stieß, 2008). Les données empiriques soulignent que les motivations pour intégrer en routine des questions environnementales dans les pratiques sont ambivalentes. Les nombreux travaux sur les circuits courts (ou « local food ») par différentes disciplines (sociologie rurale, économie géographique, écologie, consumérisme, anthropologie) ont également tendance à pointer les ambiguïtés entre approches culturelle vs environnementale : la *local food* en réaction à l'organisation mondialisée du commerce a ainsi fait émerger le néologisme de *glocalisation* (Holt and Amilien, 2007).

3.6. Des indicateurs sociaux et éthiques composites

Quelques initiatives de portée internationale s'intéressent à la Responsabilité Sociétale des Entreprises (RSE) et ont développé des indicateurs de référence. On peut citer le Référentiel GRI (Global Reporting Initiative, www.globalreporting.org), le référentiel de l'Organisation Internationale du Travail (www.ilo.org/global/lang-en/index.htm, rapport 2009 sur les indicateurs de OIT :

www.ilo.org/wcmsp5/groups/public/ed_emp/documents/publication/wcms_110512.pdf), la norme ISO 26000 (www.iso.org/wgscr) ou encore la norme SA 8000 (www.sa-intl.org/) élaborée par le *Social Accountability International*, organisation privée américaine qui s'appuie aussi sur les conventions et droits des travailleurs définis par l'OIT (travail des enfants, discrimination, liberté d'association, temps de travail, salaire...). Ces outils, fondés sur la consultation des parties prenantes, couvrent les trois volets du développement durable dont la gouvernance. Ils sont destinés à mesurer l'impact des organisations plus que les processus et activités.

Dans le même esprit, les critiques à l'encontre du PIB ont incité la communauté internationale à recourir à d'autres indicateurs pour mesurer le bien-être des populations. L'Indice de Développement Humain (IDH) proposé en 1990 par Amartya Sen, Mahbub ul Haq et le PNUD en est un exemple. Plus récemment, l'indice de pauvreté multidimensionnel (en anglais *Multidimensional Poverty Index*, MPI) créé au sein de l'Université d'Oxford en 2010 ((Alkire, 2010) ; (Alkire and Santos, 2010)), est aussi porté par le PNUD. L'approche du MPI est intermédiaire entre considérer qu'une personne est pauvre dès lors qu'elle est privée d'une quelconque dimension et compter les privations dans toutes leurs dimensions (revenu, santé, éducation, etc.). Publié dans 104 pays en développement, il évalue à l'aide de 10 indicateurs, le seuil de pauvreté, l'incidence de la pauvreté (pourcentage de personnes multidimensionnellement pauvres) et l'intensité de la pauvreté (proportion moyenne de privations pondérées qu'une personne pauvre subit).

Ces démarches reposant sur des critères quantitatifs et qualitatifs et aboutissant à ce type

d'indice multidimensionnel pourraient utilement inspirer les méthodes d'évaluation de la durabilité de l'alimentation (cf. point 3.6).

3.7. Les approches multicritères de plus en plus recommandées

Il ressort de ce panorama l'intérêt croissant d'aborder de front différents champs de la durabilité par des analyses utilisant des indicateurs portant sur des objets différents, avec des échelles différentes, et qui peuvent être quantitatifs ou qualitatifs. Il est alors crucial de trouver la balance entre couvrir le plus largement les champs du développement durable par des indicateurs nombreux et délimiter le champ d'information afin de garder une vision intelligible de la situation... et pouvoir émettre un avis ou prendre une décision. C'est l'enjeu des approches multicritères.

Plusieurs étapes de gestion de l'information sont classiquement utilisées : la normalisation permet de rapporter différents indicateurs à un référentiel commun et donc de les considérer sur une base commune ; la pondération permet de donner un poids aux indicateurs en fonction de la pertinence qu'on leur accorde ; l'agrégation rassemble enfin les indicateurs autour d'une notion commune afin de limiter le nombre de notions qui entrent dans l'évaluation. C'est, par exemple, le cas dans l'emboîtement *Principe* (qui relève des concepts ou des valeurs), *Critères* (qui déclinent les Principes en notions opérationnelles) et *Indicateurs* (qui mesurent les critères). Les deux niveaux d'agrégation combinent les informations du niveau inférieur. Selon le type d'indicateurs et les méthodes employées, les informations seront exprimées sous forme chiffrée ou de façon graphique : feux vert, orange, rouge, par exemple.

Il est possible de sélectionner et de combiner certains indicateurs pour élaborer un indicateur composite visant alors à prendre en compte le caractère multi-dimensionnel de l'objet étudié. Sur le modèle du *Multidimensional Poverty Index*, il pourrait être envisageable de proposer un cadre d'analyse de la durabilité des régimes alimentaires (tableau 10.3) en lien avec les différentes dimensions (enjeux) précédemment identifiées (cf. tableau 10.1). Néanmoins, la construction d'un tel cadre est moins simple qu'il n'y paraît car cette approche nécessite de trouver une cohérence entre indicateurs. Le défi est donc en premier lieu de définir l'objet de l'étude de telle façon que des indicateurs provenant de domaines aussi divers que la santé, l'environnement ou l'éthique soient applicables dans un cadre scientifique cohérent.

Tableau 10.3 : Proposition d'un cadre d'analyse pour construire un indicateur multidimensionnel de la durabilité de l'alimentation.

Dimensions (enjeux)	Indicateurs (domaine)	Exemples
Santé, nutrition	(Sous-nutrition)	Disponibilités caloriques ; Equilibre macro-nutritionnel ; Sous-nutrition infantile...
	(Surpoids, obésité)	Indice de Masse Corporelle...
	(.../...)	...
Economie	(Accessibilité)	Dépenses alimentaires/totales ; Prix (montants, variabilité...) ; Développement marchés...
	(Emplois)	Heures travaillées...
	(.../...)	...
Hédonisme	(Produits animaux)	Protéines animales/totales...
	(Variété de choix)	Indice de variété...
	(.../...)	...
Culturel, Religieux	(Productions locales)	Importations / Consommations totales...
	(Respect tabous)	...
	(.../...)	...
Environnement	(Carbone)	Carbon footprint & co...
	(Eau)	Water footprint ; Teneurs en nitrate...
	(Biodiversité)	...
	(.../...)	Fertilité des sols ; Potassium ; Phosphates ; .../...
Ethique	(Conditions de vie)	Indice de Développement Humain...
	(Equité)	Indice de Gini ; Chaîne de valeur...
	(.../...)

Même multicritères, les méthodes d'analyses de la durabilité ne sont pas facilement utilisables par les décideurs : départager des réponses contradictoires entre indicateurs ou arbitrer entre des notions portant sur différents champs appellent à un jugement qui ne relève pas des méthodes d'évaluation à proprement parler.

3.8. Associer les acteurs à l'évaluation de la durabilité favorise aussi les changements de pratiques

Nous avons vu précédemment qu'il était important de hiérarchiser les indicateurs au regard de choix sociaux. Cela implique, si l'on se place dans une perspective participative, la mise en débat de ces choix, et aussi des outils d'évaluation. Cette posture nouvelle pour la recherche, ne signifie pas le désengagement du scientifique au profit du politique, mais doit l'inciter à prendre en compte dans sa démarche les utilisateurs potentiels de ses travaux.

Autrefois seulement « objet d'étude » dans les évaluations, les acteurs, parties prenantes et/ou, selon une notion plus large, « porteurs d'enjeux » (*stakeholders*), sont dorénavant régulièrement associés au dispositif d'évaluation. Ils sont, le plus souvent, sollicités dans la définition des objectifs de l'évaluation, dans l'interprétation des résultats et dans la formulation de pistes d'action.

Leur intervention ne règle pas les questions relatives aux limites méthodologiques ; néanmoins elle offre une grille de lecture complémentaire (opinions), en hiérarchisant, pondérant ou contextualisant les évaluations scientifiques.

La participation des parties prenantes n'est toutefois pas univoque : la représentativité et la légitimité des acteurs convoqués, ainsi que le statut de leur prise de position sont des questions récurrentes posées aux méthodes participatives : les acteurs s'expriment-ils à titre personnel ou comme représentants d'une institution ou d'un groupe plus ou moins formel ? De même, une mauvaise gestion de groupe ou une prise de parole confisquée par quelques-uns peuvent nuire à la pertinence des résultats obtenus.

Malgré ces remarques, associer les acteurs à la définition des modalités de l'évaluation peut avoir des effets d'entraînement au-delà de l'évaluation. Par exemple le projet « EVAD » (Rey-Valette *et al.*, 2008) a montré que « la démarche de co-construction d'indicateurs favorise l'apprentissage organisationnel et facilite la concertation » et que de ce fait, il est plus facile de construire des pratiques de développement durable partagées par les différents niveaux d'acteurs si elles ont été analysées avec des approches concertées (Rey-Valette *et al.*, 2008). Les travaux menés en Sciences de Gestion (Pesqueux, 2006) montrent plus généralement que les dispositifs d'évaluation sont des leviers importants de l'apprentissage organisationnel. L'évaluation n'est alors plus seulement envisagée comme un objectif, mais aussi comme un moyen de faire évoluer les organisations, les communautés territoriales et/ou les individus.

Ces approches participatives n'ont guère été menées à l'échelle d'une filière agroalimentaire complexe et *a fortiori* sur des régimes alimentaires). La multiplicité des intervenants devient un écueil majeur et les modalités de consultation et d'intervention des acteurs seraient à construire. L'apport des sciences sociales pour stabiliser des méthodologies à la fois robustes et opérationnelles semble ici capital. Il faut noter l'existence de quelques outils pouvant servir à la sélection d'indicateurs ou de croisement d'avis d'experts, issus notamment de la Recherche Opérationnelle. En particulier, on peut citer la méthode ELECTRE (ELimination Et Choix TRaduisant la rEalité) qui permet de trier, hiérarchiser et choisir des indicateurs par une approche de pondération (Roy, 1968) ; la méthode Delphi qui permet de faire converger des avis d'experts (Rowe and Wright, 1999), ou l'utilisation de modèles multi-attributs pour décomposer la prise de décision les comme la méthode DEXi (Bohanec *et al.*, 2000).

4. Questions pour la recherche

Il est pratiquement impossible de lister l'ensemble des questions de recherche associées aux méthodes d'analyse de la durabilité des styles alimentaires, compte tenu du nombre des méthodes et de la multiplicité des objets et des enjeux. Sont listées ci-dessous des questions qui apparaissent importantes, en particulier sur l'Analyse du Cycle de Vie et méthodes associées (en raison de leur large utilisation).

Le choix du système d'indicateurs

Le système d'indicateurs est la boîte à outil qui permet d'évaluer puis d'orienter le système que l'on étudie. L'ensemble des indicateurs doit être cohérent, les uns et les autres complémentaires et indépendants. Ils doivent être suffisamment nombreux pour couvrir tous les champs jugés stratégiques pour l'évaluation et d'un nombre restreint pour être interprétables. Suivant la vocation de l'étude et son champ d'application géographique, le choix des indicateurs pourra être différent. Mais qui détermine le choix de ces indicateurs ? Obtient-on le même type de réponses en utilisant un système d'indicateurs normatifs éprouvés ou en travaillant en co-construction du système d'indicateurs avec des représentants des différents niveaux d'acteurs ? Dans le second cas, comment déterminer les

niveaux d'acteurs à impliquer dans un système aussi complexe que le système alimentaire avec des échelles spatiales imbriquées ?

Des indicateurs complémentaires

Certains piliers du développement durable sont lacunaires en termes d'indicateurs opérationnels.

L'arsenal des indicateurs existants n'est pas encore suffisant pour répondre à l'ensemble des questions posées. En particulier, on peut citer le cas de la biodiversité qui fait l'objet de demandes régulières de la part de la société civile. Comment intégrer la notion de biodiversité dans l'analyse des systèmes alimentaires ? Quels niveaux de biodiversité prendre en compte (génotypes, espèces, écosystèmes) ? Est-il possible de les agréger ? Comment les agréger à différents niveaux géographiques ?

Sur les indicateurs existants, il existe aussi des adaptations de concepts à faire pour aborder la durabilité des systèmes alimentaires. C'est le cas pour les différentes approches de la consommation ou de l'utilisation de l'eau.

L'unité fonctionnelle

Les analyses basées sur le cycle de vie sont appliquées à une fonction ou à un produit (d'où le terme Unité Fonctionnelle). C'est à cette unité que font référence les calculs de tous les indicateurs. Quelle est l'unité fonctionnelle qui rend compte le mieux de la qualité d'un régime alimentaire (calories, protéines, oméga3...) ? Peut-on proposer des unités fonctionnelles combinant différents aspects ? Quelle est l'influence du choix de l'unité fonctionnelle sur les résultats et la signification des analyses à l'échelle des systèmes alimentaires ?

Le recyclage dans les systèmes alimentaires et les allocations

Différentes études à l'échelle des systèmes alimentaires font état des pertes tout au long de la chaîne. Il est nécessaire de connaître le devenir de ces pertes et de comprendre en quoi elles peuvent contribuer à l'amélioration du bilan économique, social et environnemental du système alimentaire par des phénomènes de recyclage ou de valorisations externes au système (particulièrement dans les pays en développement). Le choix des règles d'allocation des impacts devient alors crucial entre les produits principaux et les différents coproduits, comme c'est aussi le cas dans les productions à vocations multiples (ex : entre lait, vache de réforme, veau ; voir Cederberg & Stadig (Cederberg and Stadig, 2003)). Doit-on suivre une règle basée sur les masses (prorata des propriétés physiques), sur certaines caractéristiques (ex : contenu énergétique) ou sur des règles économiques (valeur des différents produits de substitution) ? En quoi ces choix influent-ils sur les résultats (ex : affectation partielle ou totale d'un impact évité par un procédé de substitution) ? Comment concevoir une approche uniforme combinant l'unité fonctionnelle et les règles d'allocation, et ce sur l'ensemble du système alimentaire ?

Le cas des ACV sociales

Si les évaluations économiques peuvent être rendues compatibles avec les Analyses du Cycle de Vie, parce que fondées sur des flux monétaires (cf. Life Cycle Costing), la question de l'intégration de volets sociaux dans l'ACV reste ouverte. Plusieurs niveaux de questions se posent : quels sont précisément les fondements épistémologiques de l'évaluation sociale du cycle de vie ? Quel consensus sur les indicateurs d'inventaire ? Comment rapporter des indicateurs sociaux à l'unité fonctionnelle ?

Échelles et représentativité des indicateurs

Comment prendre en compte le contexte local pour en apprécier la pertinence de certains indicateurs (définir des indicateurs contextualisés, intégrant la sensibilité des milieux récepteurs dans le calcul des impacts et le niveau de disponibilité des ressources ? C'est nécessaire pour les consommations de ressources (ex : eau) où les niveaux de disponibilité sont essentiels pour juger de leur intérêt (échelle géographique et temporelle), ou pour les indicateurs d'émission (ex : eutrophisation) où la sensibilité du milieu récepteur est importante pour la réalisation de l'impact. Des parallèles sont possibles dans la sphère économique. Des combinaisons de méthodes comme ACV et analyses de risque, sont possibles mais pas encore développées.

L'incertitude

Les données utilisées pour renseigner les indicateurs sont d'origines multiples et sont souvent hétérogènes. Elles sont souvent basées sur des enquêtes dont les représentativités sont variables, sur des données publiées, des statistiques ou des mesures de terrain, des descriptions de cas particuliers (individus, systèmes...). À chacune de ces données est associé un niveau d'incertitude lié aux méthodes d'observations et de mesures. Ces incertitudes se propagent au travers du système étudié et vont influencer sur la qualité des résultats. La prise en compte de l'incertitude est souvent négligée dans les analyses multicritères, et les conséquences dans la prise de décision probablement sous évaluées. Dans des systèmes complexes comme les styles ou systèmes alimentaires, les modalités de calcul et d'analyse de la propagation sont encore difficiles à mener et doivent être approfondies.

Disponibilité des données et besoins en infrastructure

Les études évoquées dans ce document reposent sur un volant important d'information qui croisent des échelles différentes : celle du commerce mondial, celle des pays ou régions, celle des filières, celle des exploitations agricoles, celle des individus (consommateurs par exemple)...

Beaucoup des objets d'études ne sont pas renseignés à ces différentes échelles et l'absence de données fiables, vérifiées et documentées est un écueil majeur pour la réalisation des travaux scientifiques. De ce fait, il existe un véritable besoin d'observatoires (sur la consommation ou le comportement), de statistiques et de bases de données mutualisées sur les produits, les filières, les modes de transformation et de commercialisation (comme celles utilisables pour les ACV). C'est le cas dans les pays développés, et c'est crucial dans les pays en voie de développement, où le besoin en observatoire est plus grand compte tenu d'une situation initiale déjà moins documentée. Dans beaucoup de travaux le recours à l'enquête de terrain est incontournable et doit demeurer une pratique régulière pour s'assurer de la qualité des informations et appréhender de façon précise les contextes (physiques, sociaux, économiques...). Comme dans toute discipline scientifique, l'évaluation de la durabilité requiert le recueil et l'évaluation de la qualité des données. Une stratégie de recherches en la matière qui ne se baserait que sur l'exploitation de données existantes est discutable.

Conclusion

Cette réflexion sur les méthodes pour l'analyse de la durabilité des systèmes alimentaires s'est vite confrontée à **l'immensité du champ à couvrir**. L'alimentation est un objet multidimensionnel que l'on a tenté de simplifier au travers de logiques marchandes et qu'il convient d'appréhender comme un phénomène social complexe (Dhérissard and Viel, 2007).

De ce fait approcher **l'évaluation des systèmes alimentaires au travers d'enjeux attribués à ces systèmes** semble plus adapté car cette démarche permet de choisir les outils de l'évaluation en fonction d'arbitrage sociétaux, de la sensibilité du territoire aux pressions environnementales, des perspectives de changements globaux, etc. La définition même de ces enjeux pose question : qui a la légitimité pour les définir ? Et comment le scientifique-évaluateur se positionne-t-il face aux préoccupations sociétales ?

L'approche privilégiée ici a consisté à aborder les méthodes d'évaluation à partir d'une grille structurant les enjeux de la durabilité de l'alimentation. Cette démarche se distingue, d'une part des approches par avis d'experts, qui traitent des questions associées à l'alimentation sans aborder les méthodes d'évaluation, telles que rencontrées dans les travaux de la FAO par exemple (Pretty *et al.*, 2010). D'autre part, elle se différencie aussi des travaux centrés sur les méthodes, comme la synthèse Calcas sur les analyses de cycles de vie (Zamagni *et al.*, 2009) et les méthodes dérivées, mais qui ne traitent pas de l'objet « alimentation ». De ce fait, cette réflexion, bien que sommaire, offre un regard singulier sur la problématique étudiée.

La tendance dans l'évaluation est ainsi au « multi » : multicritères, multi-dimensions, multi approches.... L'appréciation de la durabilité ne peut en effet se réduire à un angle de vue et il faut **composer entre différents types de méthodes** statiques ou dynamiques, mathématiques ou participatives, etc. Les échelles à aborder, qu'elles soient temporelles ou géographiques, elles aussi sont multiples, de même que les acteurs concernés à impliquer. Emerge ainsi la nécessité de travaux transdisciplinaires dont les cadres sont encore inédits, y compris dans les liaisons à construire entre la recherche et les mondes de la production, de l'industrie, de la distribution, de la consommation et du développement. Ces partenariats sont à la fois déterminants pour rendre disponibles des informations pertinentes et fiables sur les systèmes alimentaires, lesquelles manquent cruellement, et parce qu'ils déterminent les systèmes de valeurs (éthique) dans lesquels s'inscrivent les évaluations de la durabilité.

Les seules rationalités économiques ou environnementales ne sont donc plus suffisantes pour répondre à des enjeux aussi complexes et il est possible que la recherche aille **vers des ruptures de pensées**. Dans cette veine, Elghali *et al.* (Elghali *et al.*, 2008) déclarent que « *la perte de certitude et l'intrusion de l'éthique détruit les bases des approches scientifiques « normales* ».

Références bibliographiques liées au tableau 10.2

Références bibliographiques avec indication de la méthode utilisée (cf. tableau 10.2 : Exemples de méthodes et d'indicateurs répondant à des enjeux ou problématiques de durabilité)

1. IDH (Indice de développement humain) / HDI (Human development indicator)
2. Bilan de masse / Mass balance
3. Bilan matières / Materials balance

4. Input/output
5. Analyse de cycle de vie / Life Cycle Assessment
6. Empreinte écologique / Ecological footprint
7. Empreinte eau / Water footprint
8. Empreinte carbone / Carbon footprint
9. Chaîne de valeur de Porter / Porter Value Chain
10. Life Cycle Costing
11. Contribution à la richesse / Contribution to growth national income
12. CV sociales / Social LCA
13. Global Reporting Initiative (GRI)
14. Responsabilité sociale des entreprises /
15. Normes OIT
16. Analyse coût-bénéfice / Cost-benefit analysis
17. Analyse de risque / Risk assessment

Nourry M., 2008. Measuring sustainable development: Some empirical evidence for France from eight alternative indicators. *Ecological Economics*, 67(3): 441-456. **(1)**

[Texte intégral](#)

Rosenbloom, J.I.; Kaluski, D.N., Berry, E.M., 2008. A Global Nutritional Index. *Food and Nutrition Bulletin*, 29(4): 266-277. **(1)**

[Texte intégral](#)

Shah, Z.; Kumar, M. D., 2008. In the Midst of the Large Dam Controversy: Objectives, Criteria for Assessing Large Water Storages in the Developing World. *Water Resources Management*, 22(12): 1799-1824. **(1)**

[Texte intégral](#)

Ayres, R.U.; Ayres, L.W. 1998. Accounting for resources, 1: economy-wide applications of mass-balance principles to materials and waste, Cheltenham: Edward Elgar Publishin, 245 p. **(2)**

Barbiero, G.; Camponeschi, S., Femia, A.; Greca, G.; Macri, A., Tudini, A., Vannozzi, M., 2003. 1980-1998 material-input-based indicators time series and 1997 material balance of the Italian economy. Rome: ISTAT (Istituto Nazionale di Statistica). **(2)**

Giljum, S.; Hubacek, K.; Sun, L., 2004. Beyond the simple material balance: a reply to Sangwon Suh's note on physical input-output analysis. *Ecological Economics*, 48 (1): 19-22 **(2)**

[Texte intégral](#)

Barbiero, G.; Camponeschi, S.; Femia, A.; Greca, G.; Macri, A., Tudini, A.; Vannozzi, M., 2003. 1980-1998 material-input-based indicators time series and 1997 material balance of the Italian economy. Rome: ISTAT (Istituto Nazionale di Statistica). **(3)**

Giljum, S.; Hubacek, K.; Sun, L., 2004. Beyond the simple material balance: a reply to Sangwon Suh's note on physical input-output analysis. *Ecological Economics*, 48 (1): 19-22. **(3)**

United Nations, 1976. Draft guidelines for statistics on materials/energy balances. New York : United Nations, document E/CN.3/493. **(3)**

Beutel, J., 2008. Eurostat Manual of Supply, Use and Input-Output Tables. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities (Eurostat Methodologies and Working papers,

592 p. **(4)**

[Texte intégral](#)

Bullard, C.W.; Penner, P.S.; Pilati, D.A., 1978. Net energy analysis : Handbook for combining process and input-output analysis. *Resources and Energy*, 1(3): 267-313. **(4)**

[Texte intégral](#)

Duchin, F., 1992. Industrial input-output analysis: implications for industrial ecology. *Proceedings of the National Academy Science USA*, 89: 851-855. **(4)**

[Texte intégral](#)

European Commission, Eurostat home page, ESA 95 Supply, Use and Input-Output Tables. **(4)**

[Texte intégral](#)

European Commission, 2001. European Governance. A white Paper. COM(2001) 428 final. Brussels. **(4)**

European Network of Environmental Input-Output Analysis, 2001. 1st Meeting: 8 May 2001, Madrid, Spain, Proceedings. **(4)**

Finnveden, G.; Moberg, Å., 2005. Environmental systems analysis tools – an overview. *Journal of Cleaner Production*, 13: 1165-1173. **(4)**

[Texte intégral](#)

Grêt-Regamey, A.; Kytzia, S., 2007. Integrating the valuation of ecosystem services into the Input-Output economics of an Alpine region. *Ecological Economics*, 63: 786-798. **(4)**

[Texte intégral](#)

Keuning, S.J. ; de Ruijter, W.A., 1988. Guidelines to the construction of a social accounting matrix. *Review of Income and Wealth*, 34(1): 71-100. **(4)**

[Texte intégral](#)

Machado, G.; Schaeffer, R. ; Worrell, E., 2001. Energy and carbon embodied in the international trade of Brazil: an input-output approach. *Ecological Economics*, 39(3): 409-424. **(4)**

[Texte intégral](#)

Munksgaard, J. ; Wier, M. ; Lenzen, M. ; Dey, C., 2005. Using input-output analysis to measure the environmental pressure of consumption at different spatial levels. *Journal of Industrial Ecology*, 9 (1-2): 169-185. **(4)**

[Texte intégral](#)

Pietroforte, R. ; Bon, R. ;Gregori, T., 2000. Regional development and construction in Italy: an input-output analysis, 1959-1992. *Construction Management and Economics*, 18(2): 151-159. **(4)**

[Texte intégral](#)

Suh, S., 2005. Developing a sectoral environmental database for input-output analysis: the Comparative Environmental Data Archive of the US. *Economic Systems Research*, 17(4): 449-469. **(4)**

Weisz, H. ; Duchin, F., 2006. Physical and monetary input-output analysis: what makes the difference? *Ecological Economics*, 57 (3): 534-541. **(4)**

[Texte intégral](#)

Guinée, J. B. E., 2002. Handbook on Life Cycle Assessment : Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publishers, 692 p. **(5)**

Hubacek, K. ; Giljum, S., 2003. Applying physical input-output analysis to estimate land appropriation (ecological footprint) of international trade activities. *Ecological Economics*, 44(1): 137-151. **(6)**

[Texte intégral](#)

Wackernagel, M. ; Rees, W., 1996. Our Ecological Footprint. Reducing Human Impact on the Earth. Gabriola Island, Canada: New Society Publishers, 160 p. **(6)**

Anon., 2010. Australia's food industry reduces carbon and water footprint. *Food Australia*, 62(4): 153-153. **(7)**

Bulsink, F.; Hoekstra, A. Y. ; Booij, M.J., 2010. The water footprint of Indonesian provinces related to the consumption of crop products. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14(1): 119-128. **(7)**

[Texte intégral](#)

Canals, L.M.I.; Chapagain, A.; Orr, S.; Chenoweth, J.; Anton, A.; Clift, R., 2010. Assessing freshwater use impacts in LCA, part 2: case study of broccoli production in the UK and Spain. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15 (6): 598-607. **(7)**

[Texte intégral](#)

Ridoutt, B. G. ; Pfister, S., 2010. A revised approach to water footprinting to make transparent the impacts of consumption and production on global freshwater scarcity. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 20(1): 113-120. **(7)**

[Texte intégral](#)

Zeitoun, M. ; Allan, J.A. ; Mohieldeen, Y., 2010. Virtual water 'flows' of the Nile Basin, 1998-2004: A first approximation and implications for water security. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 20(2): 229-242. **(7)**

[Texte intégral](#)

Yu, Y.; Hubacek, K.; Feng, K.; Guan, D., 2010. Assessing regional and global water footprints for the UK. *Ecological Economics*, 69 (5): 1140-1147. **(8)**

[Texte intégral](#)

BSI (2008) PAS 2050 Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services - under consultation. **(8)**

Carbon Trust, 2006. Carbon footprints in the supply chain: the next step for business. Report Number CTC616, The Carbon Trust, London, UK, 24 p. **(8)**

[Texte intégral](#)

Carbon Trust, 2007a. Carbon footprinting - An introduction for organisations, 6 p. **(8)**

[Texte intégral](#)

Carbon Trust, 2007b). Carbon Trust Labelling Scheme rolls out across the country. **(8)**

[Texte intégral](#)

European Commission, 2007. Carbon footprint – what is it and how to measure it. **(8)**

[Texte intégral](#)

IEC, 2008. Introduction, intended uses and key programme elements. The International EPD Cooperation. **(8)**

[Texte intégral](#)

ISO, 2006. Environmental labels and declarations -- Type III environmental declarations -- Principles and procedures. IS14025:2006. **(8)**

Johnson, E., 2008. Disagreement over carbon footprints: A comparison of electric and LPG forklifts. *Energy Policy*, 36(4): 1569-1573. **(8)**

[Texte intégral](#)

Wiedmann, T. ; Minx, J. ; 2007. A Definition of Carbon Footprint, ISA UK Research Report 07-01, 11p. **(8)**

[Texte intégral](#)

Teweldemedhin, M. Y., 2008. The fish industry in Eritrea: from comparative to competitive advantage. *African Journal of Agricultural Research*, 3(5): 327-333. **(9)**

Koivisto, A.; Varnik, R., 2005. Competitiveness of strawberry production in Finland and Estonia. Rural Development 2005, Vol 2, Book 1, Proceedings - Globalisation and Integration Challenges to Rural Development in Eastern and Central Europe. Kauno Raj, Lithuanian Univ Agriculture: 127-129. **(9)**

[Texte intégral](#)

Ala-Risku, T.;Kopri, E. 2008. Life cycle costing: a review of published case studies. *Managerial Auditing Journal*, 23(3): 240-261. **(10)**

[Texte intégral](#)

ASTM E917-02 Standard Practice for Measuring Life-Cycle Costs of Buildings and Building Systems. **(10)**

[Texte intégral](#)

Gluch, P. ; Baumann, H. ; 2004. The life cycle costing (LCC) approach: a conceptual discussion of its usefulness for environmental decision-making. *Building and Environment*, 39: 571-580. **(10)**

[Texte intégral](#)

Ciroth, A. ; Hunkeler, D. ; Huppel, G. ; Lichtenvort, K. ; Rebitzer, G. ; Rudenauer, I. ; Steen, B., 2008. *Environmental Life Cycle Costing*. SETAC Press, Pensacola, FL. Publishing House Taylor and Francis. **(10)**

Hunkeler, D. ; Lichtenvort, K. ; Rebitzer, G. (eds)., 2008. Environmental life cycle costing. SETAC-CRC Press, Pensacola, 232 p. **(10)**

International Electrotechnical Commission, 2004. IEC 60300-3-3: Dependability Management – Part3-3: Life cycle cost analysis – Application guide. **(10)**

Ness, B. ; Urbel-Piirsalu, E. ; Anderberg, S. ; Olsson, L., 2007. Categorising tools for sustainability assessment. *Ecological Economics*, 60: 498-508. **(10)**

[Texte intégral](#)

Rebitzer, G. ; Seuring, S., 2003. Methodology and Application of Life Cycle Costing. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(2): 110-111. **(10)**

[Texte intégral](#)

Schmidt W-P., 2003. Life Cycle Costing as Part of Design for Environment, Environmental Business Cases. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(3): 167-174. **(10)**

[Texte intégral](#)

Udo de Haes, H. ; Heijungs, R.; Suh, S.; Huppel, G., 2004. Three strategies to Overcome the Limitations of Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 8(3), 19-32. **(10)**

[Texte intégral](#)

Dreyer, L. ; Hauschild, M. ; Schierbeck, J. 2006. A Framework for Social Life Cycle Impact Assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(2) 88-97. **(12)**

[Texte intégral](#)

Grießhammer, R.; Benoît, C.; Dreyer, L.C.; Flysjö, A.; Manhart, A.; Mazijn, B.; Méthot, A-L. and Weidema, B.P. (2006) Feasibility Study: Integration of social aspects into LCA. **(12)**

[Texte intégral](#)

duALine - Chapitre 10 Méthodes

Hunkeler, D., 2006. Societal LCA Methodology and Case Study. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11 (6) 371-382. **(12)**

[Texte intégral](#)

Jørgensen, A. ; Hauschild M.Z., Jørgensen M.S., Wangel A., 2009. Relevance and feasibility of social life cycle assessment from a company perspective. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14(3), 204-214. **(12)**

[Texte intégral](#)

Jørgensen, A.; Le Bocq, A.; Nazarkina, L.; Hauschild, M., 2008. Methodologies for social life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13 (2): 96-103.

[Texte intégral](#)

Norris, G.A., 2006. Social Impacts in Product Life Cycles - Towards Life Cycle Attribute Assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(Special Issue 1) : 97-104. **(12)**

[Texte intégral](#)

Weidema, B.P., 2005. ISO 14044 also applies to social LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10 (6) : 381-381. **(12)**

[Texte intégral](#)

Weidema, B.P., 2006. The Integration of Economic and Social Aspects in Life Cycle Impact Assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(Special Issue 1) : 89-96. **(12)**

[Texte intégral](#)

Global Reporting Initiative (GRI) **(13)**

[Texte intégral](#)

Social accountability international **(14)**

[Texte intégral](#)

Observatoire sur la Responsabilité Sociétale des Entreprises **(14)**

[Texte intégral](#)

ISO Social responsibility **(14)**

[Texte intégral](#)

International Labour Organization **(15)**

[Texte intégral](#)

Abt, 2000. The Particulate-Related Health Benefits of Reducing Power Plant Emissions. October 2000. Prepared for EPA by Abt Associates Inc., 4800 Montgomery Lane, Bethesda, MD 20814-5341, 206 p. **(16)**

[Texte intégral](#)

European Commission, 2006. The CAFE Programme (Clean Air for Europe). European Commission DG Environment. **(16)**

[Texte intégral](#)

ExternE, 2005. ExternE – Externalities Of Energy: Methodology 2005 **(16)**

[Texte intégral](#)

Holland, M. ; Watkiss, P. ; Pye, S. ; de Oliveira, A. ; van Regemorter, D., 2005. Cost benefit analysis of Policy Option Scenarios for the Clean Air For Europe Programme. **(16)**

[Texte intégral](#)

McKone, T.E. ; Enoch, K.G., 2002. CalTOX™, A Multimedia Total Exposure Model". Report LBNL – 47399. Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA. **(16)**

[Texte intégral](#)

Mitchell, R.C. ; Carson, R.T., 1989. Using Surveys to Value Public Goods: the Contingent Valuation Method. Resources for the Future. Washington, DC., 463 p. **(16)**

Pearce, D., 2001. Integrating cost-benefit analysis into the policy process, annex II in Valuing the benefits of environmental policy. RIVM report 481505 024, Bilthoven. **(16)**

Rabl, A. 2000. Criteria for limits on the emission of dust from cement kilns that burn waste as fuel. ARMINES/Ecole des Mines de Paris, Paris. March 2000. 10 pp. **(16)**

[Texte intégral](#)

Rabl, A. ; Spadar, J. V. ; van der Zwaan, B., 2005. Uncertainty of air pollution cost estimates: To what extent does it matter? *Environmental Science & Technology*, 39(2) : 399-408 (2005). **(16)**

[Texte intégral](#)

Skovgaard, M. ; Ibenholt, K. ; Ekvall, T., 2007. Nordic guideline for cost-benefit analysis in waste management. TemaNord 2007:574. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. **(16)**

[Texte intégral](#)

Spadaro, J. ; Rabl, A., 2008. Estimating the Uncertainty of Damage Costs of Pollution: a Simple Transparent Method and Typical Results. *Environmental Impact Assessment Review*, 28 (2), 166–183. **(16)**

[Texte intégral](#)

Spadaro, J. ; Rabl, A., 2004. Pathway Analysis for Population-Total Health Impacts of Toxic Metal Emissions. *Risk Analysis*, 24(5) : 1121-1141. **(16)**

[Texte intégral](#)

Calow, P., 1998. Handbook of Environmental Risk Assessment and Management. Blackwell publishing. 82 p. **(17)**

Cowell, S.J. ; Fairman, R. ; Loftstedt, R.E., 2002. Use of Risk Assessment and Life Cycle Assessment in Decision Making: A Common Policy Research Agenda. *Risk Analysis*, 22 (5): 879-894. **(17)**

[Texte intégral](#)

DEFRA (Department of the Environment, Transport and the Regions), 2000. Guidelines for environmental risk assessment and management. **(17)**

[Texte intégral](#)

Fairman, R. ; Williams, W. ; Mead C., 1998. Environmental Risk Assessment: Approaches, Experiences and Information Sources. Environmental Issues Series No. 4, European Environment Agency, Copenhagen. **(17)**

Flemströ, K. ; Carlson, R. ; Erixon, M., 2004. Relationships between Life Cycle Assessment and Risk Assessment -Potentials and Obstacles. Naturvårdsverket Report 5379, 82 p. **(17)**

[Texte intégral](#)

Olsen, S. ; Christensen, F. ; Hauschild, M. ; Pedersen, F. ; Larsen H. ; Tørsløv, J., 2001. Life cycle impact assessment and risk assessment of chemicals — a methodological comparison. *Environmental Impact Assessment Review*, 21(4): 385-404. **(17)**

[Texte intégral](#)

Saouter, E. ; Feijt, T., 2000. Use of life cycle analysis and environmental risk assessment in an integrated product assessment. In: Risk assessment and life cycle assessment. Hauschild, M.; Olsen, S.; Poll, C.; Bro-Rasmussen, F. (Eds). TemaNord, Copenhagen, 2000. **(17)**

Sleeswijk, A. ; Heijungs, R. ; Eler, S., 2003). Risk Assessment and Life-cycle Assessment Fundamentally Different yet Reconcilable. *Greener Management International*, 41 (Spring): 77-87. (17)

Références bibliographiques

AFNOR, 2006a. ISO 14040:2006. Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre. Paris: AFNOR, 23 p.

AFNOR, 2006b. ISO 14044:2006. Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exigences et lignes directrices. Paris: AFNOR, 49 p.

Alkire, S., 2010. Multidimensional Poverty and its Discontents. *AFD-EUDN Conference*. Paris, 28 p.

[Texte intégral](#)

Alkire, S.; Santos, M.E., 2010. Acute Multidimensional Poverty: A New Index for Developing Countries. (OPHI Working Paper), 139 p.

[Texte intégral](#)

Aubin, J.P., 1991. *Variability Theory*. Boston: Birkhäuser, 543 p.

Ayres, R.U., 2000. Commentary on the utility of the ecological footprint concept. *Ecological Economics*, 32 (3): 347-349.

Bockstaller, C.; Espagnol, S.; Guichard, L.; Petit, J.; Raison, C.; Vertés, F., 2010. Synthèse 1. Stratégies de choix des méthodes et outils d'évaluation environnementale en systèmes d'élevage. In: Espagnol, S.; Leterme, P., eds. *Élevages et environnement*. Versailles: Quae (Sciences en partage), 15-65.

Bockstaller, C.; Guichard, L.; Makowski, D.; Aveline, A.; Girardin, P.; Plantureux, S., 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28 (1): 139-149.

[Texte intégral](#)

Bohanec, M.; Zupan, B.; Rajkovic, V., 2000. Applications of qualitative multi-attribute decision models in health care. *Journal of Medical Informatics* (58-59): 191-205.

Boström, M.; Klintman, M., 2008. *Eco-standards, product labelling and green consumerism*. New York: Palgrave Macmillan, 256 p.

Boutaud, A.; Gondran, N., 2009. *L'empreinte écologique*. Paris: La Découverte (collection Repères), 122 p. .

Brundland, 1987. *Notre avenir à tous*. Oxford: Oxford University Press - United Nations World Commission on Environment and Development, 400 p.

CAS, 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes : contribution à la décision publique. Paris: La Documentation française (Rapports et documents), 399 p.

Cederberg, C.; Stådig, M., 2003. System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8 (6): 350-356.

[Texte intégral](#)

Cohen, L., 2003. A Consumers' Republic: The Politics of Mass Consumption in Postwar America. New York: Alfred A. Knopf, 567.

Commissariat général au développement durable, 2010. *Les indicateurs de la stratégie nationale de développement durable 2010-2013*. Paris: Commissariat général au développement durable, 48.

[Texte intégral](#)

Cuellar, A.D.; Webber, M.E., 2010. Wasted Food, Wasted Energy: The Embedded Energy in Food Waste in the United States. *Environmental Science & Technology*, 44 (16): 6464-6469.

[Texte intégral](#)

Curran, M.; de Baan, L.; De Schryver, A.M.; van Zelm, R.; Hellweg, S.; Koellner, T.; Sonnemann, G.; Huijbregts, M.A.J., 2011. Toward Meaningful End Points of Biodiversity in Life Cycle Assessment. *Environmental Science & Technology*, 45 (1): 70-79.

[Texte intégral](#)

da Silva, V.P.; Van der Werf, H.M.G.; Soares, S.R., 2010. LCA of french and brazilian broiler poultry production systems. *VII international conference on Life cycle assessment in the agri-food sector* Bari, 22-24 septembre 2010: oral communication n.p.

[Texte intégral](#)

Dhérissard, G.; Viel, D., 2007. À problème complexe, solutions complexes. *Economie et Humanisme* (380): 9-12.

[Texte intégral](#)

Dorin, B.; Gitz, V., 2008. Ecobilans de biocarburants : une revue des controverses. *Natures Sciences Societes*, 16 (4): 337-347.

[Texte intégral](#)

Elghali, L.; Clift, R.; Begg, K.G.; McLaren, S., 2008. Decision support methodology for complex contexts. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Engineering Sustainability*, 161 (1): 7-22.

[Texte intégral](#)

European Commission, 2005. *Impact assessment guidelines*. Brussels: European Commission.

Foresight Government Office for Science, 2011. *The Future of Food and Farming: challenges and choices for global sustainability*. Final Project. London: The Government Office for Science 208 p.

[Texte intégral](#)

Halkier, B., 2009. A practice theoretical perspective on everyday dealings with environmental challenges of food consumption. *Anthropology of Food* (5).

[Texte intégral](#)

Heller, M.C.; Keoleian, G.A., 2000. Life cycle-based sustainability indicators for assessment of the U.S. food system. *Report - Center for Sustainable Systems, School of Natural Resources and Environment, University of Michigan (CSS00-04)*: 59 pp.

[Texte intégral](#)

Hoekstra, A.Y., 2002. Virtual water trade: Proceedings of the international expert meeting on virtual water trade *International expert meeting on virtual water trade*. Delft, The Netherlands, 12-13 December 2002. 2003. UNESCO-IHE, 242 p.

[Texte intégral](#)

Holt, G.; Amilien, V., 2007. Special issue on local food products and systems. *Anthropology of Food* (6): 405-539.

[Texte intégral](#)

Huijbregts, P.; Feskens, E.; Rasanen, L.; Fidanza, F.; Nissinen, A.; Menotti, A.; Kromhout, D., 1997. Dietary pattern and 20 year mortality in elderly men in Finland, Italy, and the Netherlands: Longitudinal cohort study. *British Medical Journal*, 315 (7099): 13-17.

[Texte intégral](#)

Jeanneret, P.; Baumgartner, D.U.; Freiermuth Knuchel, R.; Gaillard, G., 2008. Integration of biodiversity as impact category for LCA in agriculture (SALCA-Biodiversity). *6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector Zurich*, November 12–14, 2008, 6 p.

[Texte intégral](#)

Jørgensen, A.; Hauschild, M.Z.; Jørgensen, M.S.; Wangel, A., 2009. Relevance and feasibility of social life cycle assessment from a company perspective. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14 (3): 204-214.

[Texte intégral](#)

Kennedy, E., 1995. The Healthy Eating Index: US Department of Agriculture, Center for nutrition policy and promotion. 34 p.

[Texte intégral](#)

Kesse, E., 2010. Typologies alimentaires pour mieux comprendre l'alimentation dans sa globalité. In: Etiévant, P.; Bellisle, F.; Dallongeville, J.; Etilé, F.; Guichard, E.; Padilla, M.; Romon-Rousseaux, M., eds. *Les comportements alimentaires. Quels en sont les déterminants ? Quelles actions, pour quels effets ? Expertise scientifique collective*. Paris: Inra, 29-38.

[Texte intégral](#)

Koellner, T.; Scholz, R.W., 2008. Assessment of land use impacts on the natural environment - Part 2: Generic characterization factors for local species diversity in central Europe. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13 (1): 32-48.

[Texte intégral](#)

Kruse, S.A.; Flysjo, A.; Kasperczyk, N.; Scholz, A.J., 2009. Socioeconomic indicators as a complement to life cycle assessment-an application to salmon production systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14 (1): 8-18.

[Texte intégral](#)

Levett, R., 1998. Footprinting: A great step forward, but tread carefully — a response to Mathis Wackernagel. *Local Environment: The International Journal of Justice and Sustainability*, 3 (1): 67 - 74.

[Texte intégral](#)

Odum, H.T., 1996. *Environmental Accounting: Emery and Environmental Decision Making*. New York: Wiley, 370 p.

OECD, 1997. *OECD Environmental performance reviews: a practical introduction*. Paris: OCDE, 60 p.

[Texte intégral](#)

Paillard, S.; Treyer, S.; Dorin, B., 2010. Agrimonde : Scénarios et défis pour nourrir le monde en 2050. Versailles: Quae (Matière à débattre et décider), 295 p.

Patterson, R.E.; Haines, P.S.; Popkin, B.M., 1994. Diet quality index - capturing a multidimensional behavior. *Journal of the American Dietetic Association*, 94 (1): 57-64.

[Texte intégral](#)

Pesqueux, Y., 2006. Pour une évaluation critique de la théorie des parties prenantes. In: Bonnafous-Boucher, M.; Pesqueux, Y., eds. *Décider avec les parties prenantes. Approches d'une nouvelle théorie de la société civile*. Paris: La Découverte, 19-40.

Pretty, J.; Sutherland, W.J.; Ashby, J.; Auburn, J.; Baulcombe, D.; Bell, M.; Bentley, J.; Bickersteth, S.; Brown, K.; Burke, J.; Campbell, H.; Chen, K.; Crowley, E.; Crute, I.; Dobbelaere, D.; Edwards-Jones, G.; Funes-Monzote, F.; Godfray, H.C.J.; Griffon, M.; Gypmantisiri, P.; Haddad, L.; Halavatau, S.; Herren, H.; Holderness, M.; Izac, A.M.; Jones, M.; Koohafkan, P.; Lal, R.; Lang, T.; McNeely, J.; Mueller, A.; Nisbett, N.; Noble, A.; Pingali, P.; Pinto, Y.; Rabbinge, R.; Ravindranath, N.H.; Rola, A.; Roling, N.; Sage, C.; Settle, W.; Sha, J.M.; Luo, S.M.; Simons, T.; Smith, P.; Strzepeck, K.; Swaine, H.; Terry, E.; Tomich, T.P.; Toulmin, C.; Trigo, E.; Twomlow, S.; Vis, J.K.; Wilson, J.; Pilgrim, S., 2010. The top 100 questions of importance to the future of global agriculture. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 8 (4): 219-236.

[Texte intégral](#)

REAP, 2010. Services on Monitoring Retailers' REAP commitments (Retailers' Environmental Action Programme): *Consortium ESWI*, Expert Team to Support Waste Implementation. 158 pages.

[Texte intégral](#)

Rey-Valette, H.; Clément, O.; Aubin, J.; Mathé, S.; Chia, E.; Legendre, M.; Caruso, D.; Mikolasek, O.; Blancheton, J.-P.; Slembrouck, J.; Baruthio, A.; René, F.; Levang, P.; Morrissens, P.; Lazard, J., 2008. Guide de co-construction d'indicateurs de développement durable en aquaculture Montpellier: Cirad/Ifremer/Inra/IRD/Université Montpellier 1, projet « EVAD » (Evaluation de la durabilité des systèmes aquacoles). 144 p. .

Rossier, D.; Gaillard, G., 2004. Ökobilanzierung des Landwirtschaftsbetriebs - Methode und Anwendung in 50 Landwirtschaftsbetrieben. *FAL Schriftenreihe 53. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Zürich, Switzerland*.

Rowe, G.; Wright, G., 1999. The Delphi technique as a forecasting tool: issues and analysis. *International Journal of Forecasting*, 15 (4): 353-375.

[Texte intégral](#)

Roy, B., 1968. Classement et choix en présence de points de vue multiples (la méthode ELECTRE). *Revue d'Informatique et de Recherche Opérationnelle (RIRO)*, 8: 57-75.

Schultz, I.; Stieß, I., 2008. Linking sustainable consumption to everyday life. A social-ecological approach to consumption research. In: Tukker, A.; Charter, M.; Vezzoli, C., eds. *Perspectives on radical Changes to Sustainable Consumption and Production. System Innovation for Sustainability*. Sheffield (UK): Greenleaf Publishing Ltd, 288-300.

Terragni, L.; Bostrom, M.; Halkier, B.; Makela, J., 2009. Can consumers save the world? Everyday food consumption and dilemmas of sustainability. *Anthropology of Food* (S5): unpaginated.

[Texte intégral](#)

Toledo, A.; Burlingame, B., 2006. Biodiversity and nutrition: A common path toward global food security and sustainable development. *Journal of Food Composition and Analysis*, 19 (6-7): 477-483.

[Texte intégral](#)

Trichopoulou, A.; Kourisblazos, A.; Wahlqvist, M.L.; Gnardellis, C.; Lagiou, P.; Polychronopoulos, E.; Vassilakou, T.; Lipworth, L.; Trichopoulos, D., 1995. Diet and overall survival in elderly people. *British Medical Journal*, 311 (7018): 1457-1460.

[Texte intégral](#)

Tukker, A.; Huppes, G.; Guinée, J.B.; Heijungs, R.; Koning, A.d.; Oers, L.v.; Suh, S.; Geerken, T.; Holderbeke, v.M.; Jansen, B.; Nielsen, P., 2006. Environmental Impact of Products (EIPRO) Analysis of the life cycle environmental impacts related to the final consumption of the EU-25: European Commission, Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies.

[Texte intégral](#)

van den Bergh, J.; Verbruggen, H., 1999. Spatial sustainability, trade and indicators: an evaluation of the 'ecological footprint'. *Ecological Economics*, 29 (1): 61-72.

[Texte intégral](#)

Van der Voet, E.; Van Oers, L.; Moll, S.; Schütz, H.; Bringezu, S.; de Bruyn, S.; Sevenster, M.; Warringa, G., 2005. Policy review on decoupling: development of indicators to assess decoupling of economic development and environmental pressure in the EU-25 and AC-3 countries. Leiden: Leiden University, Institute of Environmental Sciences (CML), 159 p.

Weidema, B.P., 2006. The integration of economic and social aspects in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11: 89-96.

[Texte intégral](#)

Zamagni, A.; Buttol, P.; Buonamici, R.; Masoni, P.; Guinée, J.B.; Huppes, G.; Heijungs, R.; van der Voet, E.; Ekvall, T.; Rydberg, T., 2009. D20 Blue Paper on Life Cycle Sustainability Analysis: CALCAS (Co-ordination Action for innovation in Life-Cycle Analysis for Sustainability). (Project no.037075), 88 p.

[Texte intégral](#)