

étude

Évaluation de l'impact environnemental de l'agriculture au niveau de la ferme comparaison et analyse de 12 méthodes basées sur des indicateurs par Hayo M.G. van der Werf et Jean Petit

INRA, UMR Sol, Agronomie et Spatialisation de Rennes-Quimper, ENSAR, 65 rue de Saint Brieuc, CS 84215, 35042 Rennes cedex.
Hayo.vanderWerf@roazhon.inra.fr,

L'agriculture durable se préoccupe de la capacité des agroécosystèmes à demeurer productifs dans le long terme. Beaucoup d'auteurs distinguent les durabilités écologique (ou environnementale), économique et sociale. La durabilité écologique a été définie comme le maintien de l'écosystème global ou du « capital naturel » (le stock de biens environnementaux fournissant un flux de biens ou de services utiles) aussi bien comme « source » d'entrants que comme « puits » pour les déchets (Goodland, 1995). La dimension écologique de la durabilité est à la base de la durabilité globale, puisqu'elle est une condition préalable aux dimensions économique et sociale.

Les agriculteurs adaptent leurs pratiques de production (par exemple, le travail du sol, le semis, la fertilisation...) afin de combiner de façon optimale les entrants provenant du capital naturel (le sol, l'énergie solaire, la pluie, l'énergie fossile) et les entrants provenant du capital créé par l'homme (engrais, semences, pesticides) générant des sortants voulus (des produits) ainsi que des émissions non voulues vers l'environnement. Le niveau de production des agroécosystèmes dépend en grande partie de ces deux types d'entrants. Herdt et Steiner (1995) font remarquer qu'il est difficile de savoir si les agroécosystèmes actuels sont durables, dans le sens de leur capacité à demeurer productifs à long terme. En effet, l'accroissement continu des quantités d'entrants produits par l'homme et utilisés dans la plupart des agroécosystèmes a augmenté les rendements mais pourrait contrebalancer des réductions de qualité du capital naturel (par exemple, la dégradation du sol) et ainsi de la capacité productive sous-jacente.

Jusqu'aux années 1970, l'augmentation de la production était la préoccupation majeure des acteurs

agricoles. Les chercheurs en agronomie étudiaient surtout les effets d'une utilisation accrue d'entrants produits par l'homme sur le fonctionnement et la productivité des agroécosystèmes.

À partir des années 1970, l'intensification des méthodes de production a causé de plus en plus de pollutions. Par conséquent, « la limitation de l'impact environnemental à un niveau acceptable » (c'est-à-dire des soucis au sujet de la fonction « puits » du capital naturel) prenait de plus en plus d'importance dans la recherche agronomique. Ceci a suscité beaucoup de recherches concernant les impacts de l'agriculture sur l'environnement (par exemple : Wauchope, 1978 ; Ryden *et al.*, 1984). Plus récemment, des préoccupations concernant une perte de qualité des fonctions « source » du capital naturel pour l'agriculture, à travers des phénomènes comme l'érosion, la disparition des invertébrés bénéfiques - prédateurs et parasites - dans les cultures ou bien la diminution de la matière organique dans le sol, se sont accrues (par exemple : Pimentel et Kounang, 1998 ; Lewis *et al.*, 1997 ; Kätterer et André, 1999).

Ces développements ont conduit à proposer des méthodes diverses pour l'évaluation des impacts environnementaux de l'agriculture. La mise au point de tels outils est considérée par beaucoup d'auteurs comme une condition pour la mise en œuvre d'une agriculture durable (par exemple : Hansen, 1996). Ces méthodes prennent en compte un nombre de points de préoccupation environnementale (par exemple, l'érosion du sol, l'émission de gaz à effet de serre, la qualité de l'eau) ; dans cette revue bibliographique, le terme d'« objectifs » sera utilisé pour désigner ces préoccupations. De telles méthodes utilisent en général un jeu d'indicateurs comme critères pour quantifier le degré auquel ces objectifs sont atteints. Le terme « indicateur » a été défini comme : une variable qui fournit des renseignements sur d'autres variables plus difficiles d'accès et qui peut être utilisée comme repère

Cet article est paru en anglais dans *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93(3), en 2002, sous le titre original *Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of twelve indicator-based methods* et les signatures de Hayo M.G. van der Werf et de Jean Petit. Il est reproduit ici avec l'aimable autorisation d'Elsevier Science. La traduction (par Hayo van der Werf) n'a pas été relue par Elsevier.

pour prendre une décision (Gras *et al.*, 1989). Selon Mitchell *et al.* (1995), « Les indicateurs sont des mesures 'alternatives' qui sont utilisées pour décrire une situation (*identify the status of a concern*) quand il n'est pas possible, pour des raisons techniques ou financières, de l'évaluer directement ».

De telles méthodes basées sur des indicateurs pour l'évaluation des impacts environnementaux de l'agriculture ont été mises au point pour une gamme d'utilisateurs, notamment pour des agriculteurs, pour des collectivités territoriales, pour des animateurs au niveau d'un bassin versant et pour des décideurs au niveaux communal, régional, national et mondial (King *et al.*, 2000 ; OECD, 1999).

L'impact environnemental de l'agriculture dépend en grande partie des pratiques de l'agriculteur. Le lien est toutefois indirect, puisque les émissions vers l'environnement dépendent de l'état du système de production, qui, à son tour, dépend des pratiques de l'agriculteur mais également de facteurs aléatoires tels que la pluie et la température (fig. 1). Par conséquent, les indicateurs d'impact environnemental peuvent être basés soit sur les pratiques de l'agriculteur (« basés sur les moyens »), soit sur les effets de ces pratiques (« basés sur les effets ») sur l'état du système de production ou sur les émissions vers l'environnement. Par exemple, pour l'objectif *Qualité de l'eau du sol*, des indicateurs concernant la fertilisation (la quantité d'azote appliquée, par exemple) ou la mise en place de cultures intermédiaires (pièges à nitrate) sont basés sur les moyens, tandis que les indicateurs reflétant le reliquat azoté dans le sol à la récolte ou le nitrate lixivié sont basés sur les effets (fig. 1). Parmi ces deux derniers indicateurs, le deuxième est plus directement lié à l'objectif *Qualité de l'eau du sol* que le premier.

Cet article compare et analyse douze approches récentes, basées sur des indicateurs, pour évaluer

l'impact environnemental au niveau de la ferme. Cette étude n'a pas pour objectif de classer des méthodes, mais plutôt de fournir une caractérisation de leurs composantes et de leur fonctionnement au niveau de la ferme. Lors de la conception d'une méthode d'évaluation, quelques questions majeures doivent être abordées. Quels problèmes environnementaux des agroécosystèmes actuels faut-il prendre en compte et quel type d'indicateur convient le mieux pour quantifier ces problèmes ? Faut-il utiliser des indicateurs des pratiques de l'agriculteur ou bien des indicateurs des effets environnementaux de ces pratiques ? Comment valider une méthode d'évaluation ? Comment aborder le compromis entre la simplicité et la complexité de la méthode d'évaluation ?

Les objectifs spécifiques de l'étude sont de :

- caractériser les méthodes en ce qui concerne les objectifs environnementaux pris en compte, le type d'indicateur utilisé, la validité et la faisabilité de la méthode ;
- proposer des conseils pour l'évaluation des méthodes existantes et pour le développement de nouvelles méthodes.

Description des méthodes d'évaluation

Les douze méthodes étudiées ici ont été identifiées par une recherche bibliographique. Toutes les méthodes utilisent un jeu d'indicateurs pour évaluer l'impact environnemental de l'agriculture au niveau de l'exploitation agricole. Certaines méthodes n'utilisent pas l'expression « évaluation de l'impact environnemental » mais emploient plutôt « évaluation de la durabilité écologique (ou environnementale) ». Quoique cette dernière expression ne soit pas toujours clairement définie, elle désigne visiblement une situation où l'impact environnemental est à un niveau acceptable. Ont

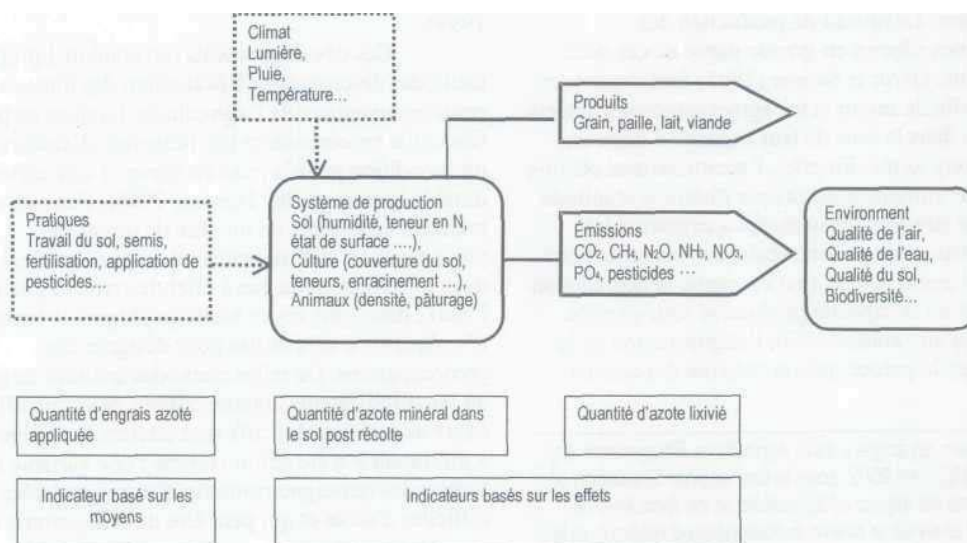


Figure 1. Représentation des facteurs influant l'état du système de production et des flux de produits et d'émissions
Les indicateurs d'impact environnemental peuvent concerner les pratiques de l'agriculteur (indicateurs basés sur les moyens), ou bien l'état du système de production voire les émissions vers l'environnement (indicateurs basés sur les effets).

été retenues les méthodes qui sont suffisamment différentes les unes des autres, dont la description est détaillée et qui ont été utilisées ou au moins testées dans le cadre d'une évaluation. Certaines des méthodes analysées ici prennent en considération également les dimensions sociale et économique des agroécosystèmes, toutefois cette analyse s'est limitée à la partie de la méthode concernant les effets environnementaux.

L'indice de durabilité de l'agriculteur (IDA)

Taylor *et al.* (1993) prennent en compte 33 pratiques de l'agriculteur concernant la production de chou. À chaque pratique est affecté un score qui peut être positif ou négatif. Ces scores sont additionnés et donnent un *indice de durabilité de l'agriculteur*, valeur unique qui traduit la durabilité écologique. Cette méthode a été mise au point en Malaisie pour des décideurs. L'IDA prend en compte les modifications récentes des pratiques : ainsi, un agriculteur qui a adopté des pratiques plus durables obtient un IDA plus élevé que celui qui applique ces mêmes pratiques depuis plus longtemps.

Durabilité des cultures énergétiques (DCE)

Biewinga et van der Bijl (1996) présentent une méthode pour évaluer la durabilité écologique et économique de la production et de la transformation des cultures énergétiques. Cette méthode est basée sur l'analyse du cycle de vie (ACV) (Heijungs *et al.*, 1992), mais elle prend en compte des indicateurs supplémentaires, spécifiques aux systèmes de production agricoles. La méthode a été utilisée pour comparer des cultures énergétiques dans quatre régions d'Europe.

Écopoints (EP)

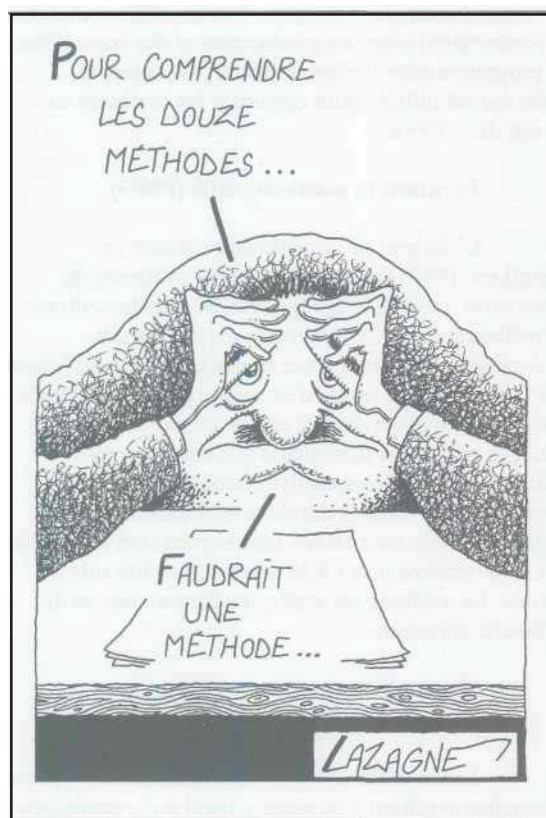
Mayrhofer *et al.* (1996) proposent une méthode qui attribue des scores aux pratiques de l'agriculteur et à ses actions sur les éléments paysagers. Cette méthode est utilisée en Basse Autriche pour établir le montant des aides accordées aux agriculteurs afin de stimuler des comportements souhaités par rapport à l'environnement et le paysage. En 1998, 1 500 fermes ont participé à ce programme.

Analyse du cycle de vie pour l'agriculture (ACVA)

Audsley *et al.* (1997) présentent les résultats d'une étude réalisée par des groupes de recherche de huit pays européens. L'étude avait pour objectif l'identification de problèmes méthodologiques liés à l'application de l'ACV à la production agricole. Une approche harmonisée est proposée. Trois modes de production de blé sont utilisés comme études de cas.

Indicateurs agro-écologiques (IAE)

Girardin *et al.* (2000) ont choisi une méthode classique d'évaluation de l'impact environnemental : la matrice d'interaction (Leopold *et al.*, 1971) pour évaluer l'effet des pratiques de l'agriculteur sur des composantes de l'agroécosystème. Des modules d'évaluation



caractérisant l'impact d'une pratique sur une composante de l'environnement peuvent être agrégés afin de produire deux types d'indicateurs. *Les indicateurs agro-écologiques* traduisent les impacts d'une pratique sur l'ensemble des composantes concernées de l'environnement, tandis que les *indicateurs d'impact environnemental* traduisent les impacts de l'ensemble des pratiques concernées sur une composante de l'environnement. La méthode est utilisée en France.

Attributs des systèmes agro-écologiques (ASA)

Dalsgaard et Oficial (1997) présentent un « cadre pragmatique pour surveiller, modéliser, analyser et comparer l'état et la performance des agroécosystèmes intégrés ». L'approche trouve ses origines dans la théorie des écosystèmes. Le logiciel ECOPATH, permettant la modélisation de bilans de masse, est utilisé comme outil structurant. L'approche a été appliquée à quatre petites fermes productrices de riz aux Philippines.

Vers une durabilité opérationnelle (VDO)

L'objectif de la méthode proposée par Rossing *et al.* (1997) est la conception de systèmes de production de bulbes à fleur, respectueux de l'environnement aux Pays-Bas. La méthode prend en compte deux objectifs environnementaux, un objectif économique et plusieurs contraintes socio-économiques. Les objectifs sont définis en concertation avec des producteurs et des écologistes. La programmation linéaire interactive à objectifs multiples est utilisée pour optimiser les systèmes au niveau de la ferme.

Paramètres multi-objectifs (PMO)

L'objectif de la méthode proposée par Vereijken (1997) est la conception de systèmes de production intégrés et biologiques en grandes cultures. La méthode prend en compte un jeu d'objectifs écologiques, économiques et sociaux. Ces objectifs sont fixés au regard des problèmes causés par le système de production en place dans la région concernée. La méthode utilise des indicateurs nommés *paramètres multi-objectifs* pour quantifier ces objectifs. Des prototypes de systèmes durables sont testés dans des stations de recherche ou des fermes pilotes et améliorés de façon itérative jusqu'à ce que les objectifs soient atteints. La méthode est appliquée dans un réseau de recherche européen.

Management environnemental pour l'agriculture (MEA)

Lewis et Bardon (1998) proposent un « système informatique informel de management environnemental pour l'agriculture ». Ce système produit des *eco-scores*, traduisant la performance environnementale de l'agriculteur, en comparant ses pratiques aux pratiques identifiées comme étant les meilleures, ceci dans le contexte de la parcelle et de son environnement direct. Le système comporte des modules permettant d'explorer des scénarios du type « Que se passe-t-il si ? » ainsi qu'un système d'information hypertexte. Le système est utilisé par des agriculteurs et leurs conseillers au Royaume-Uni.

Diagnostic Solagro (DS)

Pointereau *et al.* (1999) proposent une méthode pour « évaluer l'environnement à l'échelle de la ferme par une approche globale, simple et rapide d'utilisation ». La méthode fournit des niveaux de performance pour quatre « critères intégrateurs » prenant en compte : le nombre de systèmes de production (cultures annuelles, cultures pérennes, élevage) au sein de la ferme, la diversité des cultures, la gestion des entrants et la gestion de l'espace. La méthode peut être appliquée à tous les systèmes de production agricole existants en France. Jusqu'ici, 300 fermes ont fait l'objet du diagnostic.

Écobilan, outil de gestion écologique (EOGE)

Rossier (1999) a adapté l'écobilan afin d'obtenir une évaluation complète de l'impact environnemental d'une ferme. Cette approche a été appliquée à treize fermes suisses en production végétale, production animale ou de type mixte. Elle a permis d'identifier les principales sources d'émissions polluantes et d'évaluer les effets de modifications des pratiques ou des structures des fermes.

Indicateurs de la durabilité des exploitations agricoles (IDEA)

Vilain (1999) propose une méthode qui attribue des scores aux pratiques et au comportement de l'agriculteur. La méthode peut être utilisée pour l'évaluation des durabilités agro-écologique, socioterritoriale et économique de différents types de fermes, en France. Initialement la méthode a été développée à la demande du ministère français de l'agriculture pour évaluer les fermes de quinze lycées agricoles impliqués dans la promotion de l'agriculture durable.

Comparaison des méthodes d'évaluation

Qu'est-ce qui est évalué et pourquoi, approche utilisée et objet étudié

Cinq méthodes (EP, ACVA, IAE, DS et EOGE) disent évaluer l'impact environnemental, tandis que MEA évalue la performance environnementale, c'est-à-dire la conformité avec les codes de bonnes pratiques agricoles (tab. I). Cinq méthodes (IDA, DCE, ASA, VDO et IDEA) déclarent évaluer la durabilité environnementale, PMO paraît faire la même chose, mais n'utilise pas le terme de durabilité.

EP évalue afin d'établir des niveaux de paiement, VDO et PMO évaluent afin de concevoir de nouveaux systèmes de production, MEA évalue afin d'encourager les bonnes pratiques. Les autres approches s'occupent d'évaluation en tant que telle.

Pour DCE, ACVA et EOGE, l'approche utilisée est l'ACV ; ainsi ce sont les seules méthodes qui évaluent le produit plutôt que le site de production (c'est-à-dire la ferme), bien que EOGE puisse évaluer les deux. IAE et PMO font référence toutes les deux au concept de la production agricole intégrée. ASA est la seule méthode basée sur l'écologie quantitative des systèmes, elle utilise des attributs des écosystèmes comme indicateurs de durabilité. L'optimisation de plusieurs objectifs par programmation linéaire est le concept central de VDO.

Type de ferme, utilisateurs, dimensions et effets pris en compte, demande en temps

Six méthodes sont conçues pour évaluer uniquement la production de cultures, les six autres méthodes sont capables de traiter les productions végétales et animales (tab. II). IDA et ASA sont originaires de l'Asie, les dix autres méthodes viennent d'Europe. Les utilisateurs visés sont : les agriculteurs (8 méthodes), leurs conseillers (4), les chercheurs (4) et les décideurs (3), l'administration régionale, les consommateurs et les étudiants sont tous mentionnés une fois. Sept méthodes ne prennent en compte que les

impacts environnementaux, cinq méthodes considèrent également la viabilité économique et, parmi ces cinq, deux prennent en compte la compatibilité sociale. Toutes les méthodes tiennent compte des effets locaux (par exemple, l'érosion, la qualité du paysage), mais ACVA et EOG le font à un moindre degré. Les effets globaux (par exemple, le changement climatique, l'épuisement des ressources non-renouvelables) sont considérés par sept méthodes, parmi lesquels MEA le fait à un moindre degré. Le temps nécessaire pour la collecte de données est modéré (jusqu'à 2 jours par an) pour sept méthodes. Pour les trois méthodes basées sur l'ACV (DCE, ACVA et EOG) et pour ASA et PMO, le temps nécessaire est

Tableau I. Les caractéristiques des méthodes d'évaluation basées sur des indicateurs : qu'est-ce qui est évalué et pourquoi, approche utilisée et objet étudié

Méthode	Caractéristiques des méthodes		
	Qu'est-ce qui est évalué et pourquoi ?	Approche utilisée	Objet étudié
IDA ^{*1} Indice de durabilité de l'agriculteur	Évaluer la durabilité de l'agriculteur	La durabilité écologique de l'agriculteur peut être évaluée en déterminant le degré de substitution des entrants achetés par des ressources produites à la ferme.	Ferme
DCE ^{*2} Durabilité des cultures énergétiques	Évaluer la durabilité écologique et économique	La durabilité écologique et économique des cultures énergétiques est évaluée en utilisant une gamme d'indicateurs basés principalement sur l'Analyse de Cycle de Vie (ACV).	Produit
EP ^{*3} Écopoints	Évaluer l'impact environnemental et la qualité du paysage pour établir des niveaux de paiement	L'extensification de l'occupation du sol et la qualité de la gestion du paysage peuvent être évaluées en attribuant des scores aux pratiques de l'agriculteur.	Ferme
ACVA ^{*4} Analyse de cycle de vie pour l'agriculture	Évaluer l'utilisation des ressources et l'impact environnemental	L'impact environnemental des produits de l'agriculture peut être évalué en quantifiant les émissions et l'utilisation de matériaux et d'énergie à toutes les étapes de leur cycle de vie.	Produit
IAE ^{*5} Indicateurs agro-écologiques	Évaluer les impacts des pratiques sur l'agroécosystème et son environnement	Un jeu d'indicateurs estimant les effets des pratiques de l'agriculteur peut être utilisé pour évaluer le degré d'atteinte des objectifs de l'agriculture intégrée.	Ferme
ASA ^{*6} Attributs des systèmes agro-écologiques	Modéliser, analyser et quantifier l'état et la performance des agro-écosystèmes	La durabilité agroécologique des systèmes de production peut être évaluée en utilisant l'écologie quantitative des systèmes.	Ferme
VDO ^{*7} Vers une durabilité opérationnelle	Évaluation pour la conception de nouveaux systèmes de production durables	Des systèmes de production durables sont conçus en cherchant des compromis acceptables entre plusieurs objectifs en utilisant la programmation linéaire interactive à objectifs multiples.	Ferme
PMO ^{*8} Paramètres multi-objectifs	Évaluation de valeurs sociales, économiques et environnementales pour la conception de nouveaux systèmes de production	Des systèmes de production intégrés et biologiques sont conçus en définissant des objectifs quantifiés par des indicateurs, des prototypes des systèmes sont testés et améliorés de façon itérative.	Ferme
MEA ^{*9} Management environnemental pour l'agriculture	Évaluation de la performance environnementale afin d'encourager les bonnes pratiques	Un système de management environnemental encourageant des améliorations en continu des pratiques de l'agriculteur est un outil efficace pour réduire l'impact environnemental de la ferme.	Ferme
DS ^{*10} Diagnostic SOLAGRO	Évaluer l'impact environnemental	L'impact environnemental d'une ferme peut être évalué en considérant des indicateurs des pratiques de l'agriculteur et de l'état de la ferme, tout en prenant en compte le contexte local.	Ferme
EOGE ^{*11} Écobilan, outil de gestion écologique	Évaluer l'impact environnemental	L'impact environnemental des produits d'une ferme peut être évalué en quantifiant les émissions et l'utilisation de matériaux et d'énergie à toutes les étapes de leur cycle de vie.	Ferme, produit
IDEA ^{*12} Indicateurs de la durabilité des exploitations agricoles	Évaluer la durabilité écologique, économique et sociale	La durabilité agro-écologique, socioterritoriale et économique des fermes peut être évaluée à l'aide d'indicateurs basés principalement sur les pratiques et le comportement de l'agriculteur.	Ferme

*1, Taylor *et al.* (1993) ; 2, Biewinga et van der Bijl (1996) ; 3, Mayrhofer *et al.* (1996) ; 4, Audsley *et al.* (1997) ; 5, Girardin *et al.* (2000) ; 6, Dalsgaard et Oficial (1997) ; 7, Rossing *et al.* (1997) ; 8, Vereijken (1997) ; 9, Lewis et Bardon (1998) ; 10, Pointereau *et al.* (1999) ; 11, Rossier (1999) ; 12, Vilain (1999).

Tableau II. Les caractéristiques des méthodes d'évaluation basées sur des indicateurs :

type de ferme, utilisateurs visés, dimensions de la durabilité considérées, échelle des effets considérés et durée de collecte des données.

Méthode	Caractéristiques des méthodes					
	Type de ferme considéré	Utilisateurs visés	Dimensions considérées	Echelle des effets considérés		Durée de collecte des données (jours/an)
				Locaux *	Globaux	
IDA ^b	Producteurs de chou, Malaisie	Décideurs, agriculteurs	Environnement	+	o	Modérée (<1 jour)
DCE	Cultures énergétiques, Europe	Décideurs	Environnement, économie	+	+	Importante
EP	Cultures et animaux, Autriche	Agriculteurs, administration régionale	Environnement	+	o	Modérée (1-2 jours)
ACVA	Production de blé, Europe	Décideurs, consommateurs, agriculteurs	Environnement	+/o	+	Importante
IAE	Grandes cultures, France	Conseillers agricoles, agriculteurs	Environnement	+	+	Modérée (≤1 jour)
ASA	Petites fermes, Philippines	Chercheurs	Environnement, économie	+	o	Importante
VDO	Fleurs, Pays-Bas	Chercheurs, agriculteurs	Environnement, économie	+	o	Modérée (<1 jour)
PMO	Grandes cultures, Europe	Chercheurs, agriculteurs	Environnement, économie, sociologie	+	o	Importante
MEA	Cultures et animaux, Royaume Uni	Conseillers agricoles, agriculteurs	Environnement	+	+/o	Modérée (<1 jour)
DS	Cultures et animaux, France	Conseillers agricoles	Environnement	+	+	Modérée (1 jour)
EOGE	Cultures et animaux, Suisse	Conseillers agricoles, chercheurs	Environnement	+/o	+	Importante
IDEA	Cultures et animaux, France	Agriculteurs, étudiants	Environnement, économie, sociologie	+	+	Modérée (<1 jour)

* Les symboles indiquent le degré de prise en compte d'un effet, + : effet pris en compte, +/o : effet pris en compte à un moindre degré, o : effet non pris en compte.

^b Voir le tableau I.

plus important, à cause de la quantité plus importante de données à collecter.

Les objectifs des agroécosystèmes

« L'impact environnemental » ou « la durabilité environnementale » ne peuvent pas être estimés ou quantifiés directement, il faut donc un jeu d'objectifs plus spécifiques. Ce jeu d'objectifs est au cœur d'une méthode d'évaluation. Le terme *objectif* est utilisé par IAE, VDO, PMO et IDEA. D'autres termes employés pour le même concept sont : *thèmes environnementaux* (DCE, DS), *catégories d'impact environnemental* (ACVA), *champs d'activité* (MEA), et *impacts environnementaux* (EOGE). Mitchell *et al.* (1995) parlent de *points de préoccupation*. La plupart des articles énoncent ces objectifs de façon explicite, toutefois ce n'était pas le cas pour certaines méthodes, et nous avons déduit les objectifs des critères utilisés pour l'évaluation. Peu d'articles exposent comment les objectifs ont été

choisis. Les méthodes examinées ici diffèrent en ce qui concerne le nombre et le type d'objectifs pris en compte.

Les objectifs ont été groupés en trois classes : *concernant les entrants, concernant les émissions et concernant l'état du système* (tab. III). Il y a des similarités entre les méthodes. IDA et VDO ont une cible très restreinte, elles ne considèrent que deux objectifs : *Utilisation de pesticides* et *Utilisation d'engrais azoté/Émission de substances eutrophisantes*. EP (cinq objectifs) et ASA (quatre) ont également une cible assez restreinte, chacune à sa façon : EP vise Intensification et la qualité du paysage, tandis que ASA fait référence uniquement à la théorie des écosystèmes. DCE, ACVA et EOGE sont les seules méthodes prenant en compte une gamme d'objectifs concernant les émissions, à cause de leur origine commune (ACV). Ces méthodes ont une grande envergure, ACVA et EOGE considèrent 10 objectifs, DCE en considère 13 et est la méthode ayant la plus grande portée. DCE comprend des objectifs qui généralement ne sont pas pris en compte par l'ACV

{*Érosion du sol, Qualité du paysage, Biodiversité naturelle*) afin de s'adapter à l'évaluation des agroécosystèmes. IAE, DS et IDEA font chacune référence à deux ou trois objectifs concernant les entrants et à cinq ou six objectifs concernant l'état du système, ces méthodes ont cinq objectifs en commun. PMO est la seule méthode ne prenant en compte que des objectifs concernant l'état du système, et la seule ayant pour objectif la *Qualité alimentaire*. MEA est également plutôt à part en tant que seule méthode prenant en compte le *Bien-être animal*.

Les objectifs mentionnés le plus souvent sont : *Utilisation d'énergie non-renouvelable* (7 méthodes), *Qualité du paysage* (6) et *Biodiversité naturelle* (6). *Émission de substances eutrophisantes, Biodiversité agricole* et *Qualité du sol* sont mentionnés chacun par cinq méthodes.

Les indicateurs utilisés pour quantifier les objectifs

Les indicateurs utilisés pour quantifier le degré auquel sont atteints les objectifs représentent la mise en œuvre de la méthode. La construction d'indicateurs constitue une étape essentielle dans l'établissement d'une méthode d'évaluation. Les indicateurs d'impact environnemental peuvent être basés soit sur les moyens, soit sur les effets (fig. 1). Le tableau IV présente des indicateurs pour un sous-ensemble d'objectifs et de méthodes, choisis afin d'illustrer la diversité des approches pour la construction d'indicateurs.

Pour *Utilisation d'énergie non-renouvelable*, DCE et ACVA utilisent un indicateur basé sur les effets provenant de mesures (utilisation d'énergie directe) et de calculs de modélisation simples (énergie indirecte). DS utilise également un indicateur basé sur les effets qui dépend de mesures de l'utilisation d'énergie directe uniquement. MEA adopte une approche hybride : son indicateur combine des éléments basés sur des effets (mesure de l'énergie directe) avec des éléments basés sur des moyens (mesures d'efficacité prises).

Pour *Érosion du sol*, DCE a un indicateur basé sur les effets utilisant un modèle de simulation pour estimer une somme de pluie nuisible, indiquant l'érosion. EP a un indicateur basé sur les moyens prenant en compte un nombre de pratiques liées au risque d'érosion. DS a un indicateur très simple, basé sur les effets, demandant une seule variable d'entrée (estimation de la couverture végétale, indiquant l'érosion).

Pour *Émission de substances eutrophisantes*, DCE, ACVA et VDO utilisent des indicateurs basés sur les effets tirés de modèles de simulation. Les trois méthodes se distinguent en ce qui concerne les éléments pris en considération (uniquement l'azote - N - pour VDO, N, le phosphore - P - et le potassium - K - pour DCE et N, P, K et métaux lourds pour ACVA).

Pour la *Biodiversité naturelle*, MEA utilise un indicateur basé sur les moyens. DS utilise une approche

basée sur les effets, fondée sur des mesures de haies et de lisières de bois, pour représenter la *Biodiversité naturelle*. L'approche proposée par DCE est la plus sophistiquée des trois, elle estime la contribution des cultures à la biodiversité naturelle en agrégeant une information écologique concernant la contribution de la culture (en tant qu'habitat) à la diversité des espèces, et son intérêt pour les espèces menacées et caractéristiques. On pourrait considérer cette approche comme un modèle qualitatif de la biodiversité, ayant le choix de la culture comme variable d'entrée. Cette approche est donc basée sur les effets.

Choix cruciaux lors de la conception des méthodes

Sept méthodes utilisent des indicateurs basés sur des effets, parmi celles-ci, ACVA, ASA, VDO, PMO et EOGÉ expriment les sorties sous la forme de valeurs, IAE fournit des scores et DCE donne des scores pour certains indicateurs et des valeurs pour le plus grand nombre (tab. V). IDA, EP et MEA utilisent des indicateurs basés sur les moyens et DS et IDEA utilisent les deux types d'indicateurs. Parmi ces cinq méthodes, DS seul exprime les sorties sous forme de valeurs, les autres utilisent des scores.

Parmi les méthodes utilisant des scores, IAE et MEA utilisent la même échelle pour tous ou presque tous les indicateurs, IDA, DCE, EP et IDEA utilisent des échelles qui varient d'un indicateur à un autre. Parmi ces six méthodes, tous sauf IDEA ont défini des seuils ; pour trois de ces méthodes des scores négatifs reflètent un résultat indésirable, des scores positifs indiquent un « bon » résultat. Parmi les six méthodes utilisant des valeurs, PMO et DS seuls ont défini des seuils.

DCE utilise des facteurs pour donner des poids aux indicateurs, pour MEA la pondération vient en option, l'utilisateur peut déterminer des poids. IDA, EP et IDEA attribuent des poids aux indicateurs de façon indirecte, à travers la gamme des scores possibles. Les autres méthodes n'ont pas de procédure pour attribuer des poids aux indicateurs.

Parmi les méthodes produisant uniquement des scores, IDA, EP et IDEA agrègent l'information par addition, IAE et MEA n'agrègent pas. IAE suggère l'utilisation de méthodes multicritères comme une alternative à l'agrégation. Parmi les méthodes produisant des valeurs, DCE, ACVA et DS agrègent les indicateurs, chacun utilisant sa méthode particulière (tab. V) ASA, VDO, PMO et EOGÉ n'agrègent pas.

Tableau III. Les caractéristiques des méthodes d'évaluation basées sur des indicateurs
considération des objectifs environnementaux groupés en trois classes :
concernant les entrants, concernant les émissions et concernant l'état du système^a.

Objectifs	Méthodes												
	IDA ^b	DCE	EP	ACVA	IAE	ASA	VDO	PMO	MEA	DS	EOGE	IDEA	Total
Concernant les entrants													
Utilisation d'énergie non-renouvelable ↓ ^c		x		x	x				x	x	x	x	7
Utilisation d'autres ressources non-renouvelables ↓		x		x	x							x	4
Érosion du sol ↓		x	x							x			3
Occupation des surfaces ↓		x		x		x					x		4
Utilisation de l'eau ↓		x							x	x		x	4
Utilisation d'engrais azotés ◊	x		x						x				3
Utilisation de pesticides ↓	x		x				x		x				4
Concernant les émissions													
Émission de gaz à effet de serre ↓		x		x							x		3
Émission de gaz à risque pour la couche d'ozone ↓		x									x		2
Émission de gaz acidifiants ↓		x		x							x		3
Émission de substances eutrophisantes ↓		x		x		x	x				x		5
Émission de pesticides ↓		x											1
Émission de substances contribuant au smog ↓				x									1
Émissions contribuant à l'écotoxicité terrestre ↓				x							x		2
Émissions contribuant à l'écotoxicité aquatique ↓				x							x		2
Émissions contribuant à la toxicité humaine ↓				x							x		2
Production ↓ et utilisation ↑ de déchets		x									x		2
Concernant l'état du système													
Qualité du paysage		x	x		x			x		x		x	6
Biodiversité naturelle		x			x			x	x	x		x	6
Biodiversité agricole			x		x	x				x		x	5
Biomasse totale du système						x							1
Qualité de l'air					x			x				x	3
Qualité de l'eau					x			x		x		x	4
Qualité du sol					x			x	x	x		x	5
Qualité alimentaire (du produit)								x					1
Bien-être animal									x				1

^a Un « x » indique que l'objectif est pris en compte

^b Voir le Tableau I.

^c ↓ : objectif à minimiser ; ◊ : objectif à optimiser ; ↑ : objectif à maximiser.

Analyse des composants des méthodes d'évaluation

Qu'est-ce qui est évalué ?

Les méthodes passées en revue se partagent en deux groupes : celles qui déclarent évaluer l'impact environnemental ou la performance environnementale, et celles revendiquant l'estimation de la durabilité écologique (tab. I). L'évaluation de la durabilité est un but de plus grande envergure, demandant la prise en compte d'objectifs concernant les fonctions source de

l'écosystème global (par exemple, l'énergie fossile, la biodiversité) en plus d'objectifs concernant ses fonctions puits (par exemple, la qualité de l'eau, la qualité du sol). Parmi les méthodes revendiquant l'estimation de la durabilité (IDA, DCE, ASA, VDO et IDEA), IDA et VDO ne remplissent pas ces exigences, puisqu'elles restreignent leurs objectifs à l'utilisation des pesticides et à la fertilisation (tab. III). Les sept autres méthodes, EP, ACVA, IAE, PMO, MEA, DS et EOGE considèrent non seulement les fonctions puits mais également les fonctions source de l'écosystème global. Elles évaluent donc la durabilité.

**Objet étudié,
échelle de l'évaluation et objectifs**

Pour les méthodes basées sur l'ACV, l'objet d'étude est le produit, tandis que pour les autres méthodes, c'est la ferme (c'est-à-dire le lieu de production), DCE combine ces deux approches (tab. I). C'est pourquoi les indicateurs utilisés par les méthodes basées sur l'ACV consistent en des rapports d'entrants ou d'émissions par kg de produit. Les autres méthodes utilisent des rapports d'entrants ou d'émissions par hectare (c'est-à-dire la terre, l'entrant limitant *in fine*) (tab. IV). Ainsi, les méthodes basées sur l'ACV considèrent les fermes comme des systèmes de production, tandis que les autres méthodes les considèrent comme un mode d'occupation du sol. Ces deux points de vue sont complémentaires : Haas *et al.* (2000) proposent que les indicateurs exprimant les impacts par hectare soient les plus appropriés pour les effets locaux et que les indicateurs exprimant les impacts par kg de produit soient les plus appropriés pour les effets globaux.

Toutes les méthodes comparées ici prennent en compte des effets locaux. Des effets globaux sont considérés par sept des douze méthodes (tab. II). L'idéal serait qu'une méthode considère non seulement les effets locaux mais également les effets globaux, afin d'éviter d'aboutir à une augmentation par mégarde de l'effet global en essayant de réduire l'impact local (ou vice versa). L'examen des objectifs considérés par les méthodes (tab. III) révèle une grande diversité en ce qui concerne la largeur de l'analyse : certaines méthodes ont une cible très restreinte et ne considèrent que deux objectifs, alors que d'autres méthodes considèrent dix objectifs, voire plus. Sur l'ensemble des 26 objectifs, certains sont pris en compte par six ou sept méthodes, tandis que d'autres sont considérés par une méthode seulement. Peu de méthodes exposent explicitement comment les objectifs ont été choisis, et une seule méthode examine si, dans un jeu d'objectifs, certains sont redondants.

Tableau IV. Les caractéristiques des méthodes d'évaluation basées sur des indicateurs :
description des indicateurs utilisés, pour un sous-ensemble d'objectifs environnementaux et de méthodes

Méthode	Objectif			
	Utilisation d'énergie non-renouvelable	Erosion du sol	Emission de substances eutrophisantes	Biodiversité naturelle
DCE ^a	Entrée d'énergie non-renouvelable directe ^b et indirecte (GJ/ha ou GJ/GJ)	Une quantité de pluie nuisible (érosive) est calculée à l'aide d'un modèle de simulation (mm/ha ou mm/GJ)	Des émissions de N, P et K vers le sol, l'eau et l'air calculées par des modèles de simulation (kg/ha ou kg/GJ)	Un score basé sur la contribution d'une culture à la diversité des espèces et à la présence de certaines espèces menacées et caractéristiques
EP		Score basé sur le degré de couverture du sol par des cultures, l'utilisation du sous-semis, du semis direct et du mulching, la présence d'une culture pérenne		
ACVA	Entrée d'énergie non-renouvelable directe et indirecte (GJ/kg)		Des émissions de N, P, K et métaux lourds vers le sol, l'eau et l'air calculées par des modèles de simulation (kg/kg)	
VDO			Surplus de N : N non absorbé par la culture, ni par la culture suivante, calculé par un modèle de simulation (kg/ha)	
MEA	Score basé sur : entrée d'énergie non-renouvelable directe + bonnes pratiques comme : mesures d'efficacité, utilisation de sources d'énergie alternatives			Score basé sur la gestion générale, la gestion des haies, des bordures de champs, des fossés, des pièces d'eau et des bois
DS	Entrée d'énergie directe (GJ/ha)	Le % de la surface cultivée sans couverture végétale au 31 décembre (ha/ha)		Longueur des haies et des lisières de bois (m/ha)

^a Voir le tableau I.

^b Énergie directe : énergie utilisée directement dans l'activité de production (par exemple, l'énergie contenu dans le gazole utilisé par le tracteur) ; énergie indirecte : utilisée pour fournir les autres facteurs (par exemple, l'engrais, le gazole, le tracteur).

Évaluation sur les effets ou sur les moyens

Parmi les méthodes passées en revue, sept utilisent des indicateurs basés sur les effets, trois utilisent des indicateurs basés sur les moyens et deux utilisent les deux types (tab. V). Les avantages des indicateurs basés sur les effets sont évidents : le lien avec l'objectif est plus direct et le choix des meilleurs moyens ou pratiques pour atteindre l'effet désiré est laissé à l'agriculteur, qui peut prendre en compte la spécificité agronomique, économique et environnementale de sa situation. Le principal inconvénient des indicateurs basés sur les effets par rapport aux indicateurs basés sur les moyens est une collecte de données plus coûteuse. Les cinq méthodes demandant plus que deux jours/an pour collecter les données (tab. II) utilisent des indicateurs basés sur les effets. Trois sont basées sur l'ACV, et présentent ainsi une forte intensité d'information, les deux autres sont ASA et PMO, et ont besoin de données mesurées au champ.

Puisque leur mise en œuvre est plus simple et coûte donc moins chère, les indicateurs basés sur les moyens sont souvent préférés pour des méthodes d'évaluation utilisées pour la certification ou l'établissement de niveaux de rémunération où la vérification et la mise en application jouent un rôle. Le défaut principal des méthodes utilisant des indicateurs basés sur les moyens est qu'ils ne conviennent pas pour guider le changement, parce qu'il est logiquement impossible d'évaluer la contribution d'une pratique à l'impact environnemental quand l'adhésion à cette pratique a servi comme critère pour évaluer l'impact environnemental (Hansen, 1996). Par conséquent, une évaluation utilisant des indicateurs basés sur les moyens ne contribuera pas à reconnaître des erreurs et à améliorer les pratiques. En fait, les auteurs de ces méthodes savent déjà à quoi ressemblent les systèmes de production à faible impact ou durables. Cette approche ne tient pas compte de la nécessité d'adapter les technologies aux environnements spécifiques (Hansen, 1996) et ne favorisera pas l'émergence de nouvelles pratiques. Quand elles sont utilisées les méthodes basées sur les moyens doivent être dynamiques : les nouveaux résultats de recherche concernant les effets environnementaux des pratiques de l'agriculteur doivent être utilisés continuellement pour améliorer les indicateurs basés sur les pratiques.

L'estimation des effets nécessite l'utilisation de modèles de simulation, mais quel degré de complexité est opportun ? Cette question peut être illustrée par les indicateurs utilisés pour l'objectif *Érosion du sol* (tab. IV). DCE et DS ont chacun un indicateur basé sur les effets, pour DCE un modèle de simulation simple demandant plusieurs variables d'entrée est utilisé, tandis que l'indicateur proposé par DS est simplifié à l'extrême, demandant une seule variable d'entrée (présence ou absence d'une culture). Cet exemple illustre le compromis entre la simplicité et la complexité dans la

conception des indicateurs. Les données d'entrée requises pour DS sont plus faciles à collecter que celles requises pour DCE, mais les sorties fournies par DCE sont probablement plus proches de l'effet réel (*Érosion du sol*) et/ou valable pour un domaine plus large que celles fournies par DS. EP utilise un indicateur basé sur les moyens, prenant en compte un certain nombre de pratiques liées au risque d'érosion, son « coût de collecte de données » est probablement d'un niveau intermédiaire. Toutefois, il est difficile de dire dans quelle mesure ses sorties correspondent à l'érosion du sol du « monde réel ». Tandis que l'on peut concevoir une approche expérimentale afin de valider les indicateurs basés sur les effets comme proposés par DCE et DS, la seule façon pour valider l'indicateur basé sur les moyens proposé par EP serait par jugement d'expert, ce qui, par nature, est plus subjectif.

Parmi les sept méthodes utilisant des indicateurs basés sur les effets, six expriment les résultats sous forme de valeurs, une (IAE) fournit des scores (tab. III). Chacune des trois méthodes utilisant des indicateurs basés sur les moyens exprime les résultats sous forme de scores. Parmi les deux méthodes utilisant les deux types d'indicateur, l'un utilise des valeurs, l'autre des scores. Les scores ont des unités sans dimension. C'est une caractéristique qui est indésirable en soi, entre autres parce qu'un score ne peut pas être comparé à d'autres valeurs et qu'il complique l'utilisation d'observations du monde réel pour la validation de la méthode (Suter II, 1993). Alors, pourquoi utiliser des scores ? La première raison est que pour des indicateurs basés sur les moyens les scores sont souvent la seule option, parce que cette approche permet d'« additionner » un ensemble de moyens ou de pratiques (par exemple, ceux concernant l'érosion du sol pour EP ; tab. IV). Deuxièmement, certaines méthodes expriment les sorties sous forme de scores pour qu'elles soient plus facilement compréhensibles (par exemple, scores négatifs : « mauvais », scores positifs : « bons ») (MEA), ou bien pour permettre une agrégation ultérieure (DCE).

Parmi les sept méthodes utilisant des indicateurs basés sur les effets, deux seulement ont défini des seuils, une attribue des poids aux indicateurs et deux agrègent les indicateurs pour obtenir une seule valeur (tab. V). Parmi les trois méthodes utilisant des indicateurs basés sur les moyens, tous ont des seuils, deux attribuent des poids aux indicateurs et les agrègent en additionnant des scores. La définition de seuils permettant la distinction de catégories (par exemple, « élevé », « moyen », « bas ») et l'attribution de poids suivi d'une agrégation visent, l'un et l'autre, une interprétation plus aisée des sorties par l'utilisateur. Ceci peut entraîner un coût : souvent la définition de seuils et de poids n'a pas de fondement scientifique, donc les choix sont basés sur des valeurs et plus ou moins arbitraires. De même, l'agrégation facilite la prise de décisions, mais au prix d'une perte d'information, produisant un seul indice ambigu (Suter II, 1993 ; Maystre *et al*, 1994). Apparemment, les

Tableau V. Les caractéristiques des méthodes d'évaluation basées sur des indicateurs :
le type d'indicateurs utilisé, le format des sorties utilisé, le type de seuils utilisé, utilisation de pondération et moyen d'agrégation utilisé

Méthode	Caractéristiques des méthodes				
	Indicateurs basés sur	Présentation des sorties	Seuils	Pondération des indicateurs	Agrégation des indicateurs
IDA*	Moyens	Scores à échelle variable, scores négatifs possible	0 : neutre ; scores négatifs : mauvais ; scores positifs : bon	De façon indirecte, par l'échelle des scores	Oui, par addition des scores
DCE	Effets	Valeurs pour la plupart des critères, scores pour certains, échelle variable, scores négatifs possibles	Absent	De façon directe, par des facteurs de pondération	Oui, par transformation en scores et calcul d'une moyenne pondérée
EP	Moyens	Scores à échelle variable, scores négatifs possibles	0 : neutre ; scores négatifs : mauvais ; scores positifs : bon	De façon indirecte, par l'échelle des scores	Oui, par addition des scores
ACVA	Effets	Valeurs	Absent	Non	Oui, par la méthode du temps-surface critique
IAE	Effets	Scores à échelle de 0 à 10 pour tous les indicateurs, 0 : mauvais résultat, 10 : meilleur résultat	7 : exigence minimum pour la production agricole intégrée	Non	Non, les méthodes multi-critères peuvent servir comme une alternative à l'agrégation
ASA	Effets	Valeurs	Absent	Non	Non
VDO	Effets	Valeurs	Absent	Non	Non, la programmation linéaire interactive à objectifs multiples est utilisée pour exprimer l'objectif économique dans les termes des objectifs environnementaux
PMO	Effets	Valeurs	Chaque indicateur a une échelle ou un niveau spécifique désiré	Non	Non, tous les indicateurs ont des valeurs-seuils, qui doivent être satisfaites
MEA	Moyens	Scores à échelle généralement entre -100 et +100	0 : neutre ; scores négatifs : mauvais ; scores positifs : bon	En option, au choix de l'utilisateur	Non
DS	Mélange d'effets et de moyens	Valeurs	Pour chaque indicateur, trois seuils délimitant quatre catégories de risque	Non	Oui, les scores et d'autres informations produisent des scores pour quatre critères intégrateurs, qui sont additionnés
EOGE	Effets	Valeurs	Absent	Non	Non
IDEA	Mélange d'effets et de moyens	Scores à échelle variable, scores négatifs possibles	Absent	De façon indirecte, par l'échelle des scores	Oui, par addition des scores

* Voir le tableau I.

auteurs des méthodes basées sur les effets ont moins tendance à inclure des éléments basés sur des valeurs (définition de seuils, attribution de poids, agrégation d'indicateurs) que les auteurs des méthodes basées sur les moyens.

La validité des méthodes

Le but des méthodes passées en revue ici est l'identification de l'option la moins dommageable pour l'environnement parmi plusieurs solutions. La capacité d'une méthode à faire cela peut être compromise de deux façons : d'une part, l'analyse peut donner une réponse

erronée et, d'autre part, l'analyse peut être impossible à conduire (Hertwich *et al.*, 1997). Ceci soulève deux questions : est-ce que la méthode est valide et est-ce qu'elle est pratiquement faisable ? Une méthode peut donner une réponse erronée pour deux raisons : son jeu d'objectifs ne convient pas à son but ou bien ses objectifs sont mal quantifiés par ses indicateurs. Une analyse peut être impossible à conduire parce que la méthode est trop compliquée, trop chère ou nécessite des données qui ne sont pas disponibles.

Dans les publications passées en revue ici, l'évaluation de la méthode par l'examen de sa validité est abordée seulement par les auteurs de IDA, IAE et MEA,

donc apparemment la plupart des auteurs n'ont pas beaucoup réfléchi à la validation. Ceci est regrettable et en fort contraste avec des publications dans le domaine des modèles de simulation, où la validation des modèles est prise très au sérieux. Bockstaller et Girardin (sous presse) proposent une approche pour la validation des indicateurs qui est pertinente pour les méthodes analysées ici. Leur approche s'inspire des méthodes utilisées pour la validation des modèles de simulation, sans toutefois être identique à elles, puisqu'un indicateur et un modèle de simulation ont une nature et un but différents. L'idéal serait que la validation de la méthode consiste en un examen critique de son jeu d'objectifs et de ses indicateurs. Un jeu d'objectifs devrait être exhaustif, non-redondant et minimal (réduit au plus petit nombre possible), comme proposé par Schärli (1985). Les indicateurs doivent quantifier les objectifs de façon pertinente, ceci peut être validé en confrontant les valeurs des indicateurs aux données du monde réel et/ou en soumettant la conception des indicateurs à un groupe d'experts.

La plupart des auteurs discutent de la faisabilité. Les méthodes utilisant des indicateurs basés sur les moyens ont une performance particulièrement bonne, avec un temps de collecte de données faible. Les méthodes utilisant des indicateurs basés sur les effets et, en particulier, celles basées sur l'ACV sont beaucoup plus exigeantes sur ce point. Il est évident que l'identification du compromis approprié entre les exigences contradictoires d'éviter les réponses erronées et de faisabilité constitue un des défis les plus importants pour le développement d'une méthode d'évaluation. Une piste pour relever ce défi pourrait être l'étude de cas d'agroécosystèmes bien documentés pour évaluer les effets d'une simplification des méthodes utilisant des indicateurs basés sur les effets sur leur tendance à donner des réponses erronées.

Conclusions

Sur la base de la discussion précédente, nous proposons les exigences suivantes pour des méthodes basées sur des indicateurs et visant l'évaluation environnementale au niveau de l'exploitation agricole. Ces conseils peuvent être utilisés pour l'évaluation de méthodes existantes et pour le développement de nouvelles méthodes.

Références bibliographiques

AUDSLEY E., ALBER S., CLIFT R., COWELL S., CRETZAZ P., GAILLARD G., HAUSHEER J., JOLLIETT O., KLEIJN R., MORTENSEN B., PEARCE D., ROGER E., TEULON H., WEIDEMA B., VAN ZEIJTS H., 1997. *Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture*. Final Report

Pour évaluer réellement l'impact environnemental, une méthode d'évaluation doit prendre en compte une gamme d'objectifs couvrant aussi bien des effets locaux que des effets globaux. Le nombre d'objectifs doit être suffisamment grand pour éviter la création par mégarde de nouveaux problèmes, et le plus petit possible pour préserver la faisabilité ; les objectifs ne doivent pas être redondants. La procédure utilisée pour choisir les objectifs doit être énoncée.

Des indicateurs permettant de quantifier le degré d'atteinte de ces objectifs doivent être identifiés ou construits. Des indicateurs basés sur les effets sont à préférer, puisque le lien avec l'objectif est plus direct et le choix des moyens ou des pratiques est laissé à l'agriculteur. Des indicateurs basés sur les moyens sont moins coûteux en collecte de données, mais ils ne permettent pas une réelle évaluation de l'impact environnemental. La validation des indicateurs basés sur les moyens est problématique.

Des indicateurs permettant l'expression des impacts aussi bien par unité de surface que par unité de produit sont préférables, puisqu'ils permettent d'évaluer les systèmes agricoles non seulement comme des modes d'occupation du sol mais aussi comme des systèmes de production.

Les sorties des indicateurs peuvent avoir la forme de valeurs ou de scores. Les sorties sous forme de valeurs sont préférables, puisque les scores ont des unités sans dimension et ne peuvent donc pas être comparés à d'autres valeurs ou à des observations du monde réel.

Si possible des valeurs seuils doivent être définies pour les indicateurs. Dans l'idéal, les seuils doivent avoir un fondement scientifique.

La méthode doit être validée par, d'une part, l'évaluation de la pertinence de son jeu d'objectifs par rapport à son but et, d'autre part, la confrontation des valeurs des indicateurs à des données du monde réel et/ou par la soumission de la conception des indicateurs à un groupe d'experts ■

Remerciements

Cet article a largement bénéficié des commentaires détaillés de Ch. Bockstaller et J.M. Meynard, J. Baudry, Ph. Girardin, P. Robin et D. Vernersch. Deux lecteurs anonymes ont également fournis des commentaires utiles.

Concerted Action AIR3-CT94-2028. Silsoe Research Institute, Silsoe, United Kingdom.
BIEWINGA E.E., VAN DER BIJL G., 1996. *Sustainability of energy crops. A methodology developed and applied*. Report no. 234, Centre for Agriculture and Environment (CLM), Utrecht, The Netherlands.

- BOCKSTALLER C., GIRARDIN P., 2002. How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems*, (sous presse)
- DALSGAARD J.P.T., OFICIAL R.T., 1997. A quantitative approach for assessing the productive performance and ecological contributions of smallholder farms. *Agricultural Systems*, 55, 503-533.
- GIRARDIN P., BOCKSTALLER C., VAN DER WERF H.M.G., 2000. Assessment of potential impacts of agricultural practices on the environment: the AGRO*ECO method. *Environmental Impact Assessment Review*, 20, 227-239.
- GOODLAND R., 1995. The concept of environmental sustainability. *Annual Review of Ecological Systems*, 26, 1-24.
- GRAS R., BENOIT M., DEFFONTAINES J.P., DURU M., LAFARGE M., LANGLET A., OSTY P.L., 1989. *Le fait technique en agronomie. Activité agricole, concepts et méthodes d'étude*. INRA - L'Harmattan, Paris, France.
- HAAS G., WETTERICH F., GEIER U., 2000. Life Cycle Assessment framework in agriculture on the farm level. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(6), 345-348.
- HANSEN J.W., 1996. Is agricultural sustainability a useful concept? *Agricultural Systems*, 50, 117-143.
- HEIJUNGS R., GUINÉE J.B., HUPPES G., LANKREIJER R.M., UDO DE HAES H.A., WEGENER SLEESWIJK A., ANSEMS A.M.M., EGGELS P.G., VAN DUIN R., GOEDE, H.P., 1992. *Environmental Life Cycle Assessment of product., Part I, Guide ; Part II, Backgrounds*. Centre of Environmental Science, Leiden, The Netherlands.
- HERDT R.W., STEINER R.A., 1995. Agricultural sustainability: concepts and conundrums. In: V. Barnett, R. Payne & R. Steiner: *Agricultural sustainability. Economic, environmental and statistical considerations*. John Wiley & Sons, Chichester, UK, 3-13.
- HERTWICH E.G., PEASE W.S., KOSHLAND C.P., 1997. Evaluating the environmental impact of products and production processes: a comparison of six methods. *The Science of the Total Environment*, 196, 13-29.
- KÄTTERER T., ANDRÉN O., 1999. Long-term agricultural field experiments in Northern Europe: analysis of the influence of management on soil carbon stocks using the ICBM model. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 72, 165-179.
- KING C., GUNTON J., FREEBAIRN D., COUTTS J., WEBB I., 2000. The sustainability indicator industry: where to from here? A focus group study to explore the potential of farmer participation in the development of indicators. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 40, 631-642.
- LEOPOLD L.B., CLARK F.F., HANSHAW B.B., BALSLEY J.R., 1971. A procedure for evaluating environmental impact. *US Geological Survey Circular*, 645. Department of the Interior, Washington DC, USA.
- LEWIS K.A., BARDON K.S., 1998. A computer-based informal environmental management system for agriculture. *Environmental Modelling and Software*, 13, 123-137.
- LEWIS W.J., VAN LENTEREN J.C., PHATAK S.C., TUMLINSON J.H., 1997. A total system approach to sustainable pest management. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 94, 12243-12248.
- MAYRHOFER P., STEINER C., GÄRBER E., GRUBER E., 1996. *Regionalprogramm Ökopunkte Niederösterreich. Informationsheft*. NÖ Landschaftsfonds, Wien, Austria.
- MAYSTRE L.Y., PICTET J., SIMOS J., 1994. *Méthodes multicritères ELECTRE. Description, conseils pratiques et cas d'application à la gestion environnementale*. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, Suisse.
- MITCHELL G., MAY A., McDONALD A., 1995. PICABEU: a methodological framework for the development of indicators of sustainable development. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 2, 104-123.
- OECD, 1999. *Environmental indicators for agriculture. Volume 1, Concepts and Framework*. OECD, Paris, France.
- PIMENTEL D.C., KOUNANG N., 1998. Ecology of soil erosion in ecosystems. *Ecosystems*, 1, 416-426.
- POINTEREAU P., BOCHU J.L., DOUBLET S., MEIFFREN I., DIMKIC C., SCHUMACHER W., BACKHAUSEN J., MAYRHOFER P., 1999. *Le diagnostic agri-environnemental pour une agriculture respectueuse de l'environnement. Trois méthodes passées à la loupe. Travaux et Innovations*. Société Agricole et Rurale d'Édition et de Communication, Paris, France.
- ROSSIER D., 1999. L'écobilan, outil de gestion écologique de l'exploitation agricole ? *Revue suisse Agric.*, 31(4), 179-185.
- ROSSING W.A.H., JANSMA J.E., DE RUIJTER F.J., SCHANS J., 1997. Operationalising sustainability: exploring options for environmentally friendly flower bulb production systems. *European Journal of Plant Pathology*, 103, 217-234.
- RYDEN J.C., BALL P.R., GARWOOD E.A., 1984. Nitrate leaching from grassland. *Nature*, 311, 50-53.
- SCHÄRLIG A., 1985. *Décider sur plusieurs critères. Panorama de l'aide à la décision multicritère*. Presses Polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, Suisse.
- SUTER II G.W., 1993. A critique of ecosystem health concepts and indexes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12, 1533-1539.
- TAYLOR D.C., MOHAMED Z.A., SHAMSUDIN M.N., MOHAYIDIN M.G., CHIEW E.F.C., 1993. Creating a farmer sustainability index: a Malaysian case study. *American Journal of Alternative Agriculture*, 8, 175-184.
- VEREIJKEN P., 1997. A methodical way of prototyping integrated and ecological arable farming systems (I/EAFS) in interaction with pilot farms. *European Journal of Agronomy*, 7, 235-250.
- VILAIN L., 1999. *De l'exploitation agricole à l'agriculture durable. Aide méthodologique à la mise en place de systèmes agricoles durables*. Educagri éditions, Dijon, France.
- WAUCHOPE R.D., 1978. The pesticide content of surface water drainage from agricultural fields: A review. *J. Environ. Qual.*, 7, 459-472.