



HAL
open science

Méthodes de diagnostic des exploitations agricoles et indicateurs : panorama et cas particuliers appliqués à l'évaluation des pratiques phytosanitaires

Frédéric Zahm

► **To cite this version:**

Frédéric Zahm. Méthodes de diagnostic des exploitations agricoles et indicateurs : panorama et cas particuliers appliqués à l'évaluation des pratiques phytosanitaires. Ingénieries eau-agriculture-territoires, 2003, 33, p. 13 - p. 34. hal-00465539

HAL Id: hal-00465539

<https://hal.science/hal-00465539v1>

Submitted on 19 Mar 2010

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Méthodes de diagnostic des exploitations agricoles et indicateurs : panorama et cas particuliers appliqués à l'évaluation des pratiques phytosanitaires

Frédéric Zahm

Comment évaluer l'impact des pratiques agricoles ? À quelles échelles pertinentes les actions ont-elles des effets ? À ces questions fondamentales, les réponses sont multiples et complexes entre une approche de modélisation des processus agronomiques et une approche d'évaluation indirecte de l'impact des pratiques à partir d'indicateurs de pression polluante ou d'état des milieux. À partir d'un travail d'étude et d'analyse bibliographique, l'auteur propose ici un recensement international non-exhaustif et une analyse de différentes méthodes de diagnostic d'exploitation intégrant la dimension environnementale à l'échelle de l'exploitation agricole. Une analyse spécifique est conduite pour évaluer l'impact environnemental des produits phytosanitaires.

Prendre en compte l'environnement dans la globalité du processus de production agricole est complexe car les facteurs d'impact sont multiples et interagissent entre eux à des niveaux différents (temporels et/ou spatiaux) (Théobald, 2001). C'est pourquoi agriculteurs, conseillers et décideurs publiques sont confrontés aux mêmes questions et problématiques : comment évaluer l'impact des pratiques agricoles ? À quelles échelles pertinentes les actions ont-elles des effets ? La réponse n'est pas unique. Et les outils actuellement disponibles se construisent autour de deux approches :

– l'une s'appuie sur la modélisation des processus agronomiques propres aux pratiques agricoles. Elle implique toutefois d'indispensables et souvent coûteuses mesures directes sur le terrain pour calibrer puis valider le modèle développé ;

– la seconde est une évaluation indirecte de l'impact des pratiques à partir soit **d'indicateurs de pression polluante**, soit **d'indicateurs état**. Les indicateurs de pression polluante rendent compte de la pression exercée par les activités agricoles sur l'environnement (Maurizi *et al.*, juin 2002). Quant aux indicateurs d'état, ils décrivent l'évolution des caractéristiques des milieux récepteurs.

Les méthodes de diagnostic d'exploitation à base d'indicateurs s'inscrivent dans cette seconde approche en s'attachant à décrire l'état ou l'impact du système étudié (l'exploitation agricole) à partir de différents types d'indicateurs. Ces indicateurs et méthodes de diagnostic ont pris une importance primordiale depuis que l'évaluation des politiques publiques communautaires est devenue obligatoire et qu'elle s'accompagne de « critères et d'indicateurs traduisant le niveau de réalisation » (section 5 du règlement communautaire n° 445/2002 (Commission européenne)). Le programme national en cours d'évaluation du plan de développement rural s'appuie d'ailleurs principalement sur ces travaux méthodologiques d'élaboration d'indicateurs pour suivre et évaluer les mesures agri-environnementales et les contrats territoriaux d'exploitation.

Au plan international, l'OCDE a également conduit des travaux sur les indicateurs agri-environnementaux (IAE) qui « ...ont pour objet de fournir des informations sur l'état de l'environnement, d'aider les décideurs à comprendre les interactions entre agriculture, politique agricole et environnement et de contribuer au suivi et à l'évaluation de l'efficacité des mesures prises pour encourager une agriculture écologiquement viable... » (OCDE, 1999b, p.9).

Contact

Frédéric Zahm
Cemagref,
UR Agriculture
et dynamique de
l'espace rural,
50, avenue de Verdun
Gazinet,
33612 Cestas Cedex

Ce document se situe dans la réflexion sur les méthodes de diagnostic à base d'indicateurs en appui aux démarches publiques ou privées d'évaluation de l'impact des pratiques agricoles sur l'environnement. En effet, les indicateurs présentés peuvent intéresser, pour certains, les exploitants agricoles intéressés par une démarche d'évaluation de leurs pratiques (démarche personnelle) et pour d'autres, les acteurs publics locaux ou nationaux en charge de l'évaluation des pratiques phytosanitaires.

Il s'appuie sur un travail de recherche conduit en 2001 par le Cemagref à la demande du ministère de l'Agriculture et de la Pêche (Monzie, 2001). Il s'agissait d'étudier l'adaptation, de la méthode « Indicateurs de durabilité des exploitations agricoles » (IDEA) à la viticulture. Pour ce faire et préalablement à ce travail spécifique sur la viticulture, une recherche bibliographique, plus générale, nationale et internationale a été nécessaire. Elle a porté sur les méthodes de diagnostic d'exploitation à base d'indicateurs environnementaux. Dans cette analyse bibliographique, notre attention a particulièrement privilégié l'identification de méthodes décrivant l'impact des pratiques phytosanitaires.

Cet article est pour partie le résultat de ce travail préalable. Son objectif est double :

- rappeler les enjeux actuels liés aux méthodes de diagnostic agri-environnemental,
- mettre à disposition des lecteurs intéressés par un travail sur l'évaluation de l'impact des pratiques phytosanitaires, une première synthèse bibliographique sur les indicateurs phytosanitaires et leurs caractéristiques.

Il s'articule autour de trois parties : d'une part le rappel des notions de méthode de diagnostic et d'indicateurs ainsi que les principales méthodes, d'autre part l'intérêt et l'enjeu actuel de tels outils et enfin la présentation des différents diagnostics agri-environnementaux recensés avec notamment l'analyse en détail de la façon dont ces méthodes abordent l'évaluation environnementale des pratiques phytosanitaires à partir d'indicateurs.

Cette étude n'est pas exhaustive de l'ensemble des méthodes et travaux existants. Ainsi, l'échelle spatiale retenue se limite t-elle volontairement à celle de l'exploitation, de la parcelle ou du produit agricole. Les méthodes de diagnostic à l'échelle de bassins versant ou de territoires ne sont donc pas traitées ici.

Vers la prise en compte de l'environnement dans les méthodes de diagnostic d'exploitation

Selon Bonneval, un diagnostic d'exploitation est « le résultat d'une démarche d'investigation visant à identifier et à apprécier les forces et les faiblesses de celle-ci et à en rechercher les causes (...). Le diagnostic est toujours relié au point de vue et au référentiel de celui qui le fait » (Bonneval *et al.*, 1989).

Si l'on s'intéresse à l'évolution conceptuelle des méthodes, de nombreux travaux ont porté sur l'élaboration de méthodologies de diagnostic d'exploitation avec des objectifs et des approches différentes. Les objectifs sont en effet très différents suivant les thèmes abordés par les auteurs, et les diagnostics vont d'une approche sectorielle très détaillée de l'exploitation agricole à une approche globale intégrant les différents composantes de l'exploitation (sociale, environnementale et territoriale). Le tableau 1 (p. 27) indique les méthodes portant sur le fonctionnement de l'exploitation agricole, les méthodes de diagnostic agri-environnemental axées sur un ou plusieurs thèmes, les méthodes d'approche globale portant sur plusieurs des composantes suivantes : environnementale, économique et sociale.

L'approche méthodologique a évolué tant dans la démarche que dans son contenu.

– Les années 70 sont marquées par une dominante du diagnostic technico-économique de l'exploitation qui s'intéresse à l'évaluation financière de l'exploitation et à la rentabilité économique des projets d'investissement. Les résultats sont alors comparés soit à des référentiels pré-établis, soit aux résultats individuels d'autres exploitations lors d'analyse « dite de groupe ». L'étude technico-économique nécessaire à l'obtention de la dotation en capital pour les jeunes agriculteurs illustre bien cette approche normative.

– Les années 80 voient apparaître le concept de l'approche globale de l'exploitation (Marshall *et al.*, 1994) qui est alors considérée comme un système, dont les parties sont liées et se trouve en interaction interne et externe avec son environnement. Le diagnostic d'exploitation intègre l'exploitant et sa famille dans le processus de décision et d'explication des choix techniques. Un diagnostic peut être global ou sectoriel selon qu'il concerne tout ou partie de l'exploitation sur lequel il porte. La notion de système d'exploitation apparaît

également et les approches par typologie de fonctionnement se développent pour caractériser l'exploitation agricole (Capillon, 1993).

– Enfin, les méthodes de diagnostics agri-environnemental (DAE), émergent à la fin des années 80. Le DAE définit comme un outil d'évaluation des relations entre le système agricole étudié, les pratiques agricoles mises en œuvre par l'exploitant et leurs impacts sur l'environnement.

Il repose principalement sur la construction d'indicateurs agri-environnementaux qui caractérisent indirectement l'impact environnemental des pratiques. C'est donc une évaluation indirecte car le DAE mesure ou évalue une pression potentielle d'impact de par sa construction méthodologique. En effet, la conception des DAE repose sur l'élaboration d'indicateurs d'état ou d'indicateurs de risque de pression polluante potentielle.

Généralement, les principaux objectifs sont doubles (Pointereau *et al.*, 1997). « Le premier consiste à porter un diagnostic sur les questions environnementales d'une exploitation agricole (objectif de qualification environnementale). Le second est d'apprécier et de mesurer l'impact sur l'environnement des actions entreprises par les agriculteurs, en particulier lors de la mise en place de mesures agri-environnementales (objectif d'évaluation de mesures ou changements de pratiques) qui font l'objet de compensations monétaires ».

Plusieurs raisons peuvent expliquer cette évolution des diagnostics vers une sensibilité environnementale :

- l'aggravation et la prise de conscience collective des problèmes environnementaux liés à l'intensification de l'agriculture,
- la nécessité exprimée par les pouvoirs publics de disposer d'outils permettant d'appréhender et de comprendre les questions environnementales dans une exploitation,
- le renforcement de la législation environnementale qui a d'abord concerné le traitement des effluents et des déjections organiques animales,
- la déclinaison nationale des règlements communautaires agri-environnementaux qui se traduit par la réalisation de diagnostic d'exploitation et de territoire,
- le développement de la certification des produits et de la qualification des exploitations agricoles.

En définitive, les méthodes de diagnostic se sont développées en fonction de l'objectif recherché et de la méthodologie développée. M.-C. Bidault (Bidault, 2000) propose de les distinguer en fonction du regard porté sur l'exploitation :

- un diagnostic qualifié d'interne, qui est un diagnostic par rapport aux objectifs de l'agriculteur et de sa famille,
- un diagnostic qualifié d'externe qui évalue l'outil de production indépendamment de l'exploitant et de ses objectifs.

Pourquoi des diagnostics d'exploitation à base d'indicateurs ?

L'enjeu

Le concept et le contenu d'un diagnostic d'exploitation prennent aujourd'hui toute leur importance pour 4 raisons principales :

- tout exploitant est tenu de réaliser un diagnostic d'exploitation lorsqu'il désire souscrire un contrat territorial d'exploitation (CTE) sur son exploitation ;
- tous les États membres de l'Union européenne doivent conduire un suivi et une évaluation des politiques publiques prises en application du règlement de développement rural à partir d'indicateurs (y compris à l'échelle de l'exploitation) ;
- l'éventuelle obligation d'un audit d'exploitation instauré au niveau communautaire,
- on assiste à un développement de la certification des exploitations agricoles et à une multiplicité des cahiers de charges contractuels de production entre agriculteurs et distributeurs, cahier des charges qui font également appel pour certains à des méthodes de diagnostic.

DIAGNOSTIC D'EXPLOITATION ET CTE

L'exigence réglementaire d'effectuer un diagnostic d'exploitation préalable à la réalisation d'un CTE, une circulaire du ministère de l'Agriculture¹ précise en effet explicitement les points ou thématiques qui doivent être abordés dans le diagnostic d'exploitation. Au regard du projet de CTE, le diagnostic doit préciser les atouts et contraintes de l'exploitation et les points forts sur lequel peut s'appuyer le projet individuel de l'exploitant. L'encadré 1 (*p. 16*) présente les thèmes qui doivent être abordés lors de la réalisation du diagnostic d'exploitation.

1. Circulaire DEPSE/SDEA/N°99-7030 du 17 novembre 1999.

Encadré 1**Contenu et objectifs du diagnostic d'exploitation préalable à la souscription d'un contrat CTE**
(source : circulaire CTE DEPSE/SDEA/N°99-7030 du 17 novembre 1999)

Le diagnostic d'exploitation doit identifier :

- d'une part les atouts et contraintes tant internes qu'externes caractérisant la situation de l'exploitation,
- d'autre part les points forts sur lesquels pourra s'appuyer le projet et les points à améliorer au niveau de la production, de l'organisation technique et sociale, de la production de revenu, de la gestion financière et patrimoniale et de l'impact du projet sur l'environnement et réciproquement.

Le diagnostic doit aborder les points suivants :

- rappel des enjeux du territoire,
- les personnes (exploitants, conjoints, salariés),
- les chiffres clefs de l'exploitation (surfaces, production, cheptel...), les évolutions récentes de l'exploitation,
- l'exploitation dans l'angle de son fonctionnement technique et environnemental : les facteurs de production-facteurs d'environnement (bâtiments, matériel, parcellaire, eau, sols, biodiversité, architecture et paysage, air, énergie) et les ateliers de biens ou des services,
- l'économie et le travail.

Ce diagnostic doit s'accompagner d'une synthèse présentant l'exploitation et le projet de l'exploitant.

Soulignons la difficulté que de nombreux acteurs départementaux ont rencontrée lors de la phase d'élaboration d'un diagnostic type. En effet, cette difficulté tient au nombre élevé des champs thématiques couverts par les CTE. D'ailleurs, sur ce sujet un groupe d'experts nationaux s'est réuni fin 1999 à la demande du ministère de l'Agriculture pour élaborer un diagnostic type. Ce travail

Encadré 2**Les étapes politiques de l'intégration environnementale des indicateurs agri-environnementaux au plan européen****1. Le traité d'Amsterdam**

Le Traité d'Amsterdam adopté en 1997 souligne la nécessité d'intégrer les exigences de la protection environnementale dans la définition et la mise en oeuvre de toutes les politiques communautaires. La CE a mandat pour élaborer, arrêter et faire appliquer les dispositions en matière d'environnement dans l'ensemble de l'UE.

2. Les mandats de Cardiff et de Vienne

Le Conseil européen de Cardiff, en juin 1998, a entériné le principe selon lequel les principales propositions politiques de la Commission doivent être accompagnées d'une appréciation de leur impact environnemental. Il a suggéré à toutes les formations du Conseil concernées de définir leurs propres stratégies afin de mettre en oeuvre l'intégration environnementale et le développement durable dans leurs domaines politiques respectifs. Il a notamment invité le Conseil « Agriculture » à entamer ce processus.

Le Conseil européen de Vienne de décembre 1998 a réaffirmé son engagement à intégrer la dimension environnementale et le développement durable dans toutes les politiques communautaires. Il a invité la Commission à établir un rapport coordonné sur les indicateurs.

Le Conseil « Agriculture » a été invité à poursuivre ses travaux en vue de présenter, au Conseil européen d'Helsinki, une stratégie globale, comprenant un calendrier pour les mesures supplémentaires ainsi que des indicateurs. En juillet 1999, le Conseil « Agriculture » a demandé à la Commission un rapport sur les indicateurs agri-environnementaux afin de contribuer aux préparatifs du Conseil européen.

3. Stratégie d'intégration du Conseil « Agriculture »

La stratégie adoptée en novembre 1999 répond à la demande du Conseil de Vienne concernant l'intégration des exigences environnementales dans la Politique agricole commune (PAC) par le biais des réformes adoptées dans le cadre d'Agenda 2000. Les mesures comprennent des exigences et des incitations environnementales intégrées dans la politique du marché ainsi que des mesures environnementales ciblées s'inscrivant dans les programmes de développement rural.

Sur ces recommandations ou mandats, la Commission européenne a établi en décembre 2000 un document de référence à l'attention des États membre sur les critères et indicateurs accompagnant l'évaluation du règlement de développement rural (Commission européenne, 2000).

méthodologique a été mené à terme mais il n'a pas été repris directement en pratique, certainement pour des contraintes de temps et de moyens humains. Toutefois, afin de permettre l'intégration des diverses spécificités départementales, le ministère de l'Agriculture a laissé le soin aux acteurs départementaux de construire un diagnostic type.

Ce travail s'est heurté à de réelles difficultés méthodologiques auxquelles se sont également ajoutées des contraintes liées à l'élaboration d'un compromis avec des organisations professionnelles agricoles qui souhaitent directement s'impliquer dans la phase d'élaboration du diagnostic.

DIAGNOSTICS, INDICATEURS ET APPUI À L'ÉVALUATION DES POLITIQUES COMMUNAUTAIRES

En appui à l'évaluation des politiques publiques, les outils de diagnostic agri-environnementaux à base d'indicateurs sont des éléments intéressants car lisibles et synthétiques pour mesurer les problèmes environnementaux et pour suivre l'effet

des politiques publiques mises en place localement. Les principales étapes politiques de la prise en compte de ces outils sont à ce titre rappelées dans l'encadré 2. Conformément à l'article 54 du règlement² communautaire d'application du règlement de développement durable (Commission européenne), la Commission européenne a défini avec les états membres des critères et des indicateurs pour l'ensemble des questions évaluatives des différentes mesures. Un extrait du contenu de l'indicateur de programme « *Qualité de l'eau* » est présenté comme exemple dans l'encadré 3.

DIAGNOSTIC D'EXPLOITATION ET PROPOSITION DE RÉFORME DE LA PAC À MI-PARCOURS

Le projet de réforme (juillet 2002) de la Politique agricole commune prévoit un « mécanisme obligatoire d'audit des exploitations agricoles qui perçoivent plus de 5 000 euros d'aides par an » (Commission européenne, 2002) dans le cadre de l'éco-conditionnalité des soutiens publics. Si une telle proposition était acceptée, il conviendra donc d'en définir le contenu et les critères communautaires de mesure pour la réalisation de cet audit.

2. Règlement CE n° 445/2002 de la Commission du 26 février 2002.

Encadré 3

Exemple de critères et indicateurs proposés par la Commission européenne pour le suivi de la qualité des eaux (Extrait du document VI/12004/Final partie D, élaboré par la Commission européenne DG 6)

Dans quelle mesure les ressources naturelles ont-elles été protégées en termes de qualité des eaux souterraines et de surface, sous l'influence des mesures agro-environnementales ?

Critère(s) d'évaluation

- Réduction des intrants agricoles potentiellement responsables d'une contamination de l'eau.
- Obstruction des mécanismes de transport (de la surface des cultures ou de la zone racinaire aux réservoirs aquifères) des substances chimiques (lessivage, ruissellement, érosion).
- Amélioration de la qualité des eaux de surface et/ou souterraines.
- Retombées positives de la protection des eaux au niveau de l'exploitation ou de la société.

Indicateur(s) du programme

1. Zone soumise à des mesures de réduction des intrants grâce à la souscription d'un accord (hectares) dont :
 - mesures de réduction de l'épandage d'engrais chimiques par hectare (%),
 - mesures de réduction de l'épandage de fumier par hectare ou de la densité de cheptel (%),
 - mesures associant des cultures et/ou des rotations à de faibles intrants ou à de faibles excès d'azote (dans le cas des engrais) (%),
 - mesures de réduction de l'épandage de produits phytosanitaires par hectare (%).
2. Réduction des intrants agricoles par hectare grâce à la souscription d'un accord (%).
3. Bilan d'azote (kg/ha/an).
4. Zone soumise à des mesures de soutien visant à réduire le transport de polluants vers les réservoirs aquifères (par ruissellement, lessivage ou érosion) (hectares) dont :
 - réduction par une couverture/culture spécifique (%),
 - réduction par des barrages non cultivés à l'écoulement (bordures de champs, haies, culture suivant les courbes de niveau, dimension du champs) (%).
5. Concentration du polluant (considéré) dans l'eau s'écoulant de zones couvertes par l'accord = proportion d'eaux de surface/souterraines dépassant le seuil de concentration de la substance visée (mg, µg, etc. par litre).
6. Impacts indirects sur et/ou en dehors de l'exploitation résultant des accords couvrant les terres agricoles (description).

On peut déjà s'attendre à des discussions délicates entre États membres sur les méthodes qui seront retenues pour réaliser cet audit.

Rappelons que certaines de ces méthodes sont déjà employées en Suisse ou en Autriche comme outil de rémunération d'exploitations pour le calcul de l'attribution d'aides (concept d'éco-conditionnalité de l'aide lié au respect de l'environnement).

DIAGNOSTIC D'EXPLOITATION ET CAHIER DES CHARGES DE PRODUCTION

La quatrième et dernière raison concerne le rôle pris par la grande distribution, laquelle communique de plus en plus sur ses exigences en matière de règles de production environnementale pour les produits agricoles qu'elle commercialise. Or certaines enseignes de la grande distribution ont développé ces dernières années leur propre cahier des charges. Cette multiplicité d'initiatives individuelles autour d'une production agricole respectueuse de l'environnement ou « raisonnée » pose problème. Seuls des outils de certification des produits ou de qualifications des exploitations reposant sur des méthodes de diagnostic fiables et reconnues permettront de valider ces démarches et ces référentiels qui restent pour l'instant contractuels et ne relèvent souvent que d'une logique de marketing agroalimentaire. Le récent décret (ministère de l'Agriculture, 2002) sur le référentiel de l'agriculture raisonnée rend d'ailleurs obligatoire la qualification des exploitations pratiquant l'agriculture raisonnée (qualification délivrée pour une période renouvelable de 5 ans). Le respect du cahier des charges sera contrôlé au niveau de l'exploitation par un organisme certificateur indépendant et agréé par les pouvoirs publics après avis de la Commission nationale de l'agriculture raisonnée et de qualification des exploitations (CNARQE).

Face à cette montée en puissance du nombre d'exploitations concernées par des diagnostics d'exploitations (CTE et agriculture raisonnée) se pose la question suivante : derrière le concept du diagnostic d'exploitation, quels seront le contenu et la méthodologie retenus ? Il n'est pas prévu pour l'instant d'élaborer un diagnostic national type mais plutôt de s'appuyer sur les outils existants développés dans le cadre de démarche de filières. Soulignons dans ce cas le risque certain d'une émergence de diagnostics différents suivant les sensibilités régionales à construire un outil léger

ou complet. Le temps passé et le coût des diagnostics seront alors différents suivant les « exigences retenues régionalement ». Une étude a été conduite en 2000 par le Cemagref (Cemagref Bordeaux, 2000) sur les diagnostics types d'exploitations développés et utilisés dans 21 départements pour les CTE. Elle confirme la très forte variabilité entre les diagnostics, tant dans les thèmes abordés que dans le contenu de l'information collectée pour un même thème.

De l'intérêt méthodologique des indicateurs pour réaliser un diagnostic agri-environnemental

Les indicateurs sont des instruments intéressants qui répondent aux besoins de caractérisation et d'évaluation de ces politiques publiques (OCDE, 1999a). Retenons les quatre points suivants qui contribuent au développement de ces outils.

1. Il est difficile de recourir à une caractérisation directe des variables étudiées dans le milieu naturel, même si des mesures directes sont les plus cohérentes pour évaluer les effets agronomiques ou environnementaux des pratiques agricoles. Or, pour des raisons de coûts, de temps et de reproductibilité de la mesure, une mise en œuvre de ce type de mesures de manière répétée est matériellement impossible au niveau de chaque exploitation. Par ailleurs, l'effet temporel est essentiel dans la mesure des effets environnementaux : ainsi, la mesure d'une pollution diffuse est le plus souvent liée à une pratique antérieure à la date de la mesure (notamment pour la pollution des hydrosystèmes profonds et des sols). Une mesure directe est donc souvent inappropriée pour caractériser une pratique agricole conduite à un moment donné de l'année. Par contre, ces mesures directes sont très utiles pour développer et caler les modèles de transfert agro-hydrologiques.

2. Il n'existe pas aujourd'hui de modèles opérationnels décrivant la globalité des impacts environnementaux liés à l'acte de production agricole. Les modèles mathématiques qui simulent la réalité de ces processus sont sectoriels (azote, phosphore, pesticides...) et difficiles à mettre en œuvre pour des utilisateurs qui ne les pratiquent pas régulièrement (phase de calage à partir de séries de données à l'échelle de l'étude, période d'appropriation par l'utilisateur). Ils sont par contre très utiles pour valider la construction méthodologique des indicateurs agri-environnementaux.

3. Les indicateurs ont souvent l'avantage d'être compréhensibles et utilisables par l'ensemble des acteurs intéressés. Soulignons néanmoins une réserve quant à l'utilisation des résultats individuels : toute synthèse d'indicateurs individuels nécessite au préalable d'avoir développé une méthodologie propre et validée d'agrégation de ces indicateurs. Par exemple, comment agréger les n valeurs d'indicateurs correspondant à n parcelles d'une exploitation pour ne restituer qu'une valeur unique pour l'exploitation ?

4. Les indicateurs permettent de comparer des exploitations entre elles ou des systèmes entre eux et sont à ce titre un élément intéressant de suivi de politiques environnementales. La figure 1 illustre l'intérêt pédagogique d'un mode de représentation « radar » des diagnostics et indicateurs.

Quelle définition de l'indicateur retenir ?

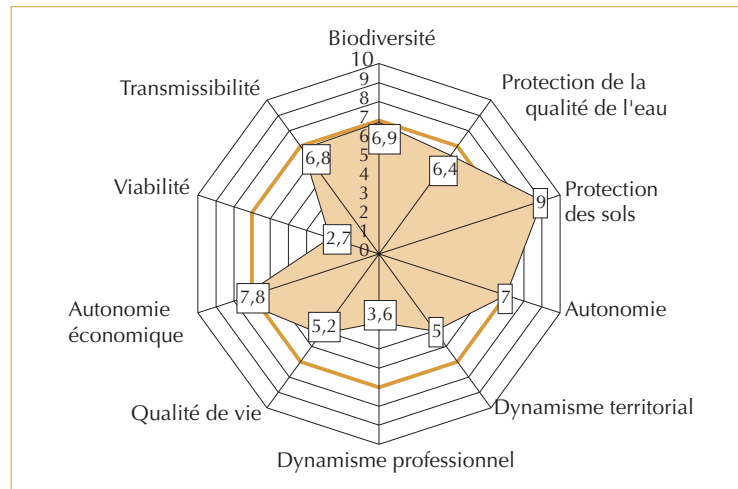
Comme pour les méthodes de diagnostic, chaque institution ou auteur recourt à sa propre définition qui est fonction des objectifs et du public concerné. Selon Gallopin (OCDE, 1999a, p.117), les indicateurs reçoivent des appellations très diverses : variables, paramètres, mesures, mesures statistiques, valeurs, indices, informations, modèles empiriques de conditions réelles...

Une lecture comparée des différentes définitions d'un indicateur agri-environnemental (IAE) amène à retenir la définition synthétique suivante : les indicateurs agri-environnementaux sont des valeurs calculées, mesurables, comparables entre elles, facilement compréhensibles, représentatives des impacts favorables ou défavorables de l'agriculture sur l'environnement. Selon Gras (Gras *et al.*, 1989), « les indicateurs sont des variables (...) qui fournissent des renseignements sur d'autres variables plus difficiles d'accès (...) Les indicateurs servent aussi de repère pour prendre une décision ».

Pour caractériser l'état d'un système, Girardin (Girardin *et al.*, 1999) distingue des indicateurs dits simples, c'est-à-dire basés sur une variable soit directement mesurée, soit estimée à l'aide d'un modèle, et des indicateurs dits composites, obtenus par l'agrégation de variables.

L'OCDE (OCDE, 1999a, 2001) distingue 3 types d'indicateurs agri-environnementaux :

– les *indicateurs de réponse ou de suivi* évaluent dans quelles mesures les modifications de pratiques



ou les programmes d'action mis en œuvre ont atteint les objectifs fixés,

– les *indicateurs d'état* permettent de décrire le fonctionnement et les potentialités d'un milieu naturel mais aussi décrivent l'évolution des caractéristiques des milieux récepteurs,

– les *indicateurs de pression* visent à mettre en évidence l'impact environnemental des pratiques agricoles en terme d'émission de polluants.

Une telle distinction doit être considérée comme un cadre utile permettant de structurer et classer les nombreux indicateurs existants, mais il ne peut être unique et doit s'adapter aux objectifs recherchés. Ainsi, l'indicateur pesticide « quantité de produits phytosanitaires appliqués » est très fréquemment retenu. Or ce dernier peut, soit être retenu comme un indicateur de pression polluante, soit être considéré comme un indicateur de réponse si l'objectif est de mesurer les changements de pratique engagés par l'exploitant.

L'OCDE (OCDE, 1999a, 2001) retient 4 critères de caractère général auxquels les IAE doivent répondre :

– la *pertinence du point de vue de l'action publique*. Les IAE doivent rendre compte des problèmes environnementaux auxquels sont confrontés les pouvoirs publics,

– la *justesse d'analyse*. Les IAE doivent être fondés sur des connaissances scientifiques solides,

– la *mesurabilité*. Les IAE doivent être calculés à partir des données actuelles,

– la *facilité d'interprétation*. Les IAE doivent être facilement accessibles et immédiatement compréhensibles par tous.

▲ Figure 1 – Présentation « radar » des indicateurs agrégés de la méthode IDEA – Exploitation en système élevage ovin lait et bovin viande (source : test de la méthode IDEA-rapport d'étude Cemagref 1999).

Un indicateur fournit donc une information chiffrée sur un élément considéré comme pertinent pour suivre ou évaluer un programme ou une action (OCDE, 1999a). Cependant, il reste difficile de mesurer et de hiérarchiser les risques liés à certaines pratiques agricoles sur l'environnement car il n'est pas toujours aisé d'obtenir des données chiffrées individuelles. On peut souvent obtenir des données non chiffrées qui sont alors difficilement hiérarchisables sur une échelle de valeur (exemple : le classement de toxicité des matières actives). Cela vient notamment du fait que les liens entre pratiques agricoles et effets sur l'environnement demeurent complexes, interdépendants et ils peuvent difficilement se résumer à un chiffre sur une seule échelle ou grille d'analyse.

L'évaluation environnementale de l'emploi des matières actives phytosanitaires illustre tout à fait cette difficulté : c'est en effet un domaine particulièrement complexe car les cibles d'impacts potentiels sont très nombreuses : contamination des eaux, de l'air, effets sur la santé humaine, sur les différentes espèces végétales et animales, terrestres et aquatiques, etc.

La partie suivante décrit la façon dont laquelle cette thématique environnementale est traitée dans les différentes méthodes d'indicateurs qui ont été recensées et analysées.

Méthodes de diagnostic agri-environnemental et indicateurs pesticides

Le présent chapitre s'intéresse aux méthodes de diagnostic ayant une thématique environnementale qui traite pour partie ou uniquement

de l'impact des produits phytosanitaires utilisés en agriculture. Ces méthodes de diagnostic ont été recensées à partir d'une large recherche bibliographique mais elles ne sont certainement pas exhaustives ni dans leur présentation, ni dans leur nombre. Les références bibliographiques disponibles n'ont en effet pas le même niveau d'information sur chaque méthode recensée puisqu'il n'a pas été toujours possible de disposer directement de la méthode. Ces méthodes sont néanmoins brièvement décrites pour montrer les nombreux travaux réalisés sur ce sujet, et permettre ainsi aux lecteurs intéressés d'approfondir leurs connaissances sur celles qui correspondraient à leurs besoins. Cette première recension pourrait d'ailleurs servir d'appui aux travaux actuellement conduits dans les groupes régionaux chargés de la lutte contre la pollution des eaux par les produits phytosanitaires (encadré 4). En effet, la phase méthodologique du diagnostic d'exploitation ne manquera pas d'être délicate compte tenu de l'absence de méthode nationale en la matière. Le groupe « transfert » du CORPEN est d'ailleurs mobilisé sur ce sujet.

Difficultés méthodologiques liées à l'évaluation de l'impact des pesticides sur l'environnement à partir d'indicateurs

Le terme pesticides est employé dans cet article pour désigner l'ensemble des produits phytosanitaires ayant une action de lutte contre les organismes nuisibles ou une action herbicide.

L'OCDE (OCDE, 2001) distingue deux « familles » d'indicateurs « pesticides » :

3. Programme présenté dans la note de service du ministère de l'Agriculture : DGAL/SDQPV/N2000-8111 du 18 Août 2000.

Encadré 4

Diagnostiques et programme d'actions en faveur de la réduction des pollutions par les produits phytosanitaires³

Depuis la fin de l'année 2000, les deux ministères chargés de l'Agriculture, de l'Écologie et du Développement durable ont lancé un programme national de lutte contre la pollution des eaux. Ce programme comprend des actions nationales et régionales.

Ces actions régionales doivent inclure :

- des diagnostics à l'échelle de la région pour définir des zones ou bassins versants prioritaires d'action,
- des diagnostics à l'échelle de ces bassins versants,
- des diagnostics à l'échelle des exploitations dans ces bassins versants,
- des plans d'action pour lutter contre la pollution des eaux,
- des aides à l'investissement collectif dans ces zones prioritaires.

Chaque groupe régional est animé soit par la Direction régionale de l'agriculture et de la forêt (DRAF), soit par la Direction régionale de l'environnement (DIREN).

Courant 2002, 15 régions ont déjà réalisé une étude régionale des zones qui prennent en compte 125 bassins versants couvrant 2 millions d'hectare (Durand).

- l'indicateur d'utilisation des pesticides qui décrit, dans le temps, les tendances de l'utilisation des produits phytosanitaires,
- l'indicateur de risques associés aux pesticides qui se rapporte à une pression polluante potentielle.

Les indicateurs d'utilisation sont les plus simples car ils combinent moins d'information, et l'information recherchée est souvent disponible. Les indicateurs de risque sont quant à eux les plus souvent demandés par les pouvoirs publics qui cherchent à développer des politiques visant à réduire le risque. En revanche, ils sont de par leur construction plus complexes, puisqu'ils intègrent les caractéristiques de mobilité, de persistance et de toxicité des matières actives.

Pour évaluer l'impact complet d'un pesticide sur le milieu naturel, il importe de tenir compte du degré d'exposition (résultant de la dispersion et de la concentration du pesticide dans l'environnement) et de ses caractéristiques toxicologiques (Van der Werf, 1997). Le risque environnemental est communément défini comme une combinaison entre les deux dimensions que sont l'exposition à un pesticide et le danger qu'il représente de part ses effets. L'exposition traduit la présence plus ou moins abondante d'un produit phytosanitaire dans tel ou tel compartiment de l'écosystème. En pratique, lors de l'homologation européenne des produits phytosanitaires, il est calculé une concentration environnementale prévisible dans l'environnement (PEC) qui indique le pourcentage de la dose d'application retombant à la surface de l'eau à une distance déterminée de l'extrémité du pulvérisateur (Rivière, 2002). Quant à la composante danger, elle traduit le degré de toxicité de la matière active étudiée qui est déterminé à partir d'essais d'écotoxicité sur différentes espèces animales et végétales. Le risque environnemental associé à la matière active est alors défini comme le rapport toxicité/exposition qui est comparé à une valeur seuil.

Le risque associé à une matière active peut se représenter de façon schématique par le graphique présenté à la figure 2.

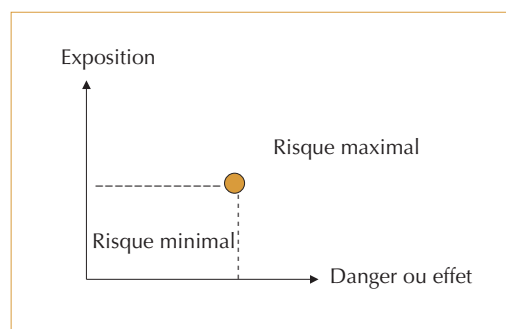
L'analyse de l'exposition doit tenir compte du devenir comportement du produit dans le sol, de sa volatilisation, de sa lixiviation ou de son ruissellement et de sa dégradation. Quant aux études de toxicité, elles reposent sur des essais de laboratoire sur différents organismes cibles (oiseaux, organismes aquatiques, arthropodes, vers de terre)

ou non cibles (flore et faune), supposées être exposées à un risque.

Compte tenu de cette complexité dans l'évaluation environnementale de toute matière active soumise à homologation, on mesure la difficulté méthodologique rencontrée par les chercheurs qui développent des indicateurs dont l'objectif est d'évaluer l'impact environnemental des pesticides appliqués en condition réelle. Il convient en effet d'évaluer non plus le risque d'une seule matière active particulière, mais bien d'une série de traitements de produits phytosanitaires associant de nombreuses matières actives et adjuvants appliqués sur une parcelle. Le nombre élevé de matières actives constituant les pesticides, l'information écotoxicologique souvent différente selon l'année d'homologation des matières actives, leur association avec des adjuvants, leur toxicité, leur persistance et leur mobilité variable rendent en effet difficile l'élaboration de tels indicateurs. Au-delà de ces caractéristiques intrinsèques aux matières actives utilisées sur l'exploitation, l'indicateur, pour être complet, doit également prendre en compte la situation réelle d'application des produits (itinéraires techniques, mélanges, doses, séquences de traitements et conditions climatiques...).

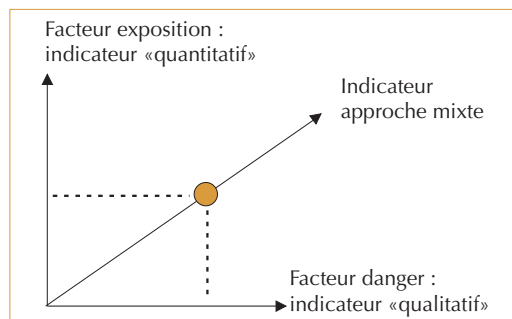
Élaborer un indicateur pesticide implique donc au préalable de circonscrire clairement les objectifs recherchés compte tenu de cette complexité propre aux produits phytosanitaires. Les objectifs de l'indicateur pesticide peuvent ainsi être schématiquement déclinés en 3 approches :

- une approche qualifiée de quantitative qui ne prend en compte que la composante exposition et utilisation,
- une approche qualifiée de qualitative qui ne prend en compte que la composante danger ou effet,



◀ Figure 2 – Positionnement des matières actives dans des zones de risque (source : méthode SIRIS).

► Figure 3 – Type d'indicateurs pesticides selon l'approche.



Une composante phytosanitaire identifiée dans 17 diagnostics agri-environnementaux

Le travail de recherche a permis de dresser un panorama de 17 méthodes de diagnostic agri-environnemental basées sur plusieurs thèmes ou composantes de l'exploitation agricole et comportant toutes une composante pesticides (tableaux 2a, 2b et 2c, p. 28 et 29). L'analyse de ces méthodes permet de les classer en 3 groupes selon les thèmes qu'elles abordent : uniquement l'environnement pour 10 d'entre elles (tableau 2a, p. 28), l'environnement et l'économie de l'exploitation pour 4 d'entre elles (tableau 2b, p. 29) et enfin l'environnement, l'économie et le social pour les 3 dernières (tableau 2c, p. 29).

Ces différentes méthodes de diagnostic ont 3 points communs : l'objet étudié s'attache aux pratiques agricoles ou au système agricole d'une exploitation pris dans son ensemble ; d'autre part, il est caractérisé ou décrit à partir de la construction de plusieurs indicateurs ; enfin elles abordent toutes la thématique pesticides. Cette dernière est décrite dans la colonne « méthode de calcul de l'indicateur pesticide » des tableaux 2a, 2b et 2c (p. 28 et 29).

S'agissant des thèmes environnementaux recensés dans ces méthodes, citons la gestion des exploitations agricoles en lien avec l'environnement, l'utilisation des intrants agricoles et des ressources naturelles et les impacts de l'agriculture sur l'environnement.

Au thème « Gestion des exploitations agricoles et environnement » sont associés des indicateurs concernant la gestion globale des exploitations, la

conduite de la fertilisation, la lutte contre les ravageurs, la gestion des sols et des terres ou la gestion de l'irrigation et de l'eau. Le deuxième thème regroupe des indicateurs d'utilisation des éléments fertilisants, d'utilisation des pesticides et des risques associés et d'utilisation des ressources en eau. Enfin, les indicateurs relatifs aux impacts de l'agriculture sur l'environnement font référence à la qualité des sols, la qualité de l'eau, la biodiversité, les gaz à effet de serre, les paysages, la conservation des terres et les habitats naturels (OCDE, 2001).

Ces méthodes de diagnostic décrivent un ou plusieurs de ces thèmes, lesquels sont à des échelles différentes (l'exploitation agricole, la parcelle ou le produit agricole).

Concernant l'**indicateur phytosanitaire**, 13 méthodes sur ces 17 méthodes généralistes analysées ont une approche strictement quantitative de l'évaluation environnementale des matières actives phytosanitaires utilisées. Les indicateurs pesticides proposés portent leur attention uniquement sur des critères quantitatifs : % de surface traitée, % de traitement respectant la dose homologuée, quantités de matière active apportée à l'ha... Ils ne prennent pas en compte les caractéristiques physico-chimiques ou écotoxicologiques des matières actives employées, à l'exception des 2 méthodes IDEA et SEC qui s'intéressent à cet aspect avec une approche néanmoins trop superficielle pour permettre réellement une distinction entre matières actives.

Deux méthodes se distinguent néanmoins pour le calcul du score attribué à l'indicateur pesticides car elles ont une approche qualifiée de mixte.

– La méthode *indicateurs agro-écologiques* : son indicateur phytosanitaire [Ipest (Girardin *et al.*, 2000)] se calcule à la parcelle et ce score attribué à la parcelle ne dépend pas uniquement des quantités apportées, de la dose employée et de la superficie traitée. En effet, cet indicateur est calculé en deux étapes : un premier calcul de risque pour chaque matière active (Rma) puis le calcul de l'indicateur global Ipest à partir des risques Rma de tous les traitements de la culture considérée. Le risque Rma résulte du croisement de 2 risques distincts : d'une part du risque de propagation de la matière active (M.A) dans les 3 milieux naturels (eaux souterraines, eaux de surface et air), d'autre part des caractéristiques toxicologiques et écotoxicologiques de cette matière active. L'indice synthétique Rma est au final attribué en agrégeant

les valeurs propres à chaque module (eaux souterraines, eaux de surface, air et présence de la m.a) et ce à partir du développement d'un système expert basé sur la logique floue. Cet indicateur est de part sa construction méthodologique proche de certains indicateurs du tableau 4 (p. 31 et 32).

– La méthode *Environmental Management for Agriculture* : le score du produit utilisé est issu d'une méthode de rang qui tient compte des caractéristiques physico-chimiques des matières actives utilisées. Cette méthode transforme des critères de décisions quantitatifs ou qualitatifs en variables qualitatives ordonnées. 5 classes de risques existent pour chaque paramètre environnemental retenu. Le score est la somme des valeurs pour chaque paramètre. 90 produits ont déjà été classés.

Analyse comparative de 17 autres méthodes de diagnostic ne comportant qu'une composante phytosanitaire

Les tableaux 3 et 4 (p. 30, 31 et 32) présentent l'analyse comparée de 17 autres méthodes de diagnostic ou indicateurs décrivant uniquement l'impact environnemental lié à l'emploi de pesticides. Ces méthodes sont également des méthodes de diagnostic agri-environnemental et auraient donc pu être classées dans les tableaux 2a, 2b et 2c (p. 28 et 29). Cependant, le choix de les classer séparément permet de mieux identifier ces méthodes d'indicateurs « pesticides » dont l'unique objet est l'évaluation environnementale de l'usage de produits phytosanitaires.

UN POINT COMMUN AUX 17 INDICATEURS : AUCUNE APPROCHE UNIQUEMENT QUANTITATIVE

Il existe une distinction forte entre ces 17 indicateurs pesticides et ceux développés dans les méthodes agri-environnementales plus « généralistes » du tableau 2 (p. 28 et 29). Ces 17 indicateurs sont en effet tous construits à partir soit d'une approche qualitative, soit d'une approche mixte pour évaluer le risque environnemental pesticide.

DES APPROCHES ASSEZ RÉCENTES

Sur les 17 méthodes recensées, 7 sont américaines et 6 européennes. Les 3 méthodes proposées par l'OCDE pourraient également être identifiées comme d'inspiration européenne puisque selon l'OCDE, elles s'appuient sur les caractéristiques des modèles d'indicateurs mis au point en Allemagne, au Danemark, en France, aux Pays-Bas et en Suède. L'absence de « méthode française » dans le

tableau 3 (p. 30) n'indique pas que la recherche française se désintéresse de ces outils d'évaluation. Cela s'explique par le simple choix de classement retenu dans cet article par l'auteur qui différencie les méthodes de diagnostic selon qu'elles abordent uniquement un ou bien plusieurs thèmes. L'indicateur Ipest (Girardin *et al.*, 2000) présenté ci-dessus pourrait donc très bien figurer dans les tableaux 3 et 4 (p. 30, 31 et 32).

Si les premiers pesticides de synthèse sont apparus dans les années 40 (Van der Werf, 1997), il faut attendre l'année 1975 pour lire les premiers travaux de Metcalf (États-Unis) sur l'élaboration d'un indicateur permettant d'évaluer les modifications de stratégie de traitement insecticide. Mais c'est surtout à partir des années 1990 que des méthodes d'indicateurs pesticides sont proposées par la communauté scientifique. Il est également intéressant de constater que ce sont les pays du nord de l'Europe qui ont d'abord majoritairement développé ces approches.

QUATRE PRINCIPAUX OBJECTIFS ASSOCIÉS À CES INDICATEURS DE NATURE DIFFÉRENTE

Ces différents objectifs ont été développés avec des objectifs différents et ne peuvent donc pas être toutes comparées entre elles. Les principaux objectifs identifiés sont de :

- permettre à des exploitants agricoles, soit de respecter un programme qualifié d'environnemental par un tiers à partir d'une stratégie de traitements phytosanitaires conduite en conséquence, soit de disposer d'une première information synthétique sur l'impact des pesticides qu'ils utilisent. L'indicateur pesticide propose une note ou score qui oriente l'exploitant dans le choix de ses pesticides. On y retrouve les méthodes n° 1, 2, 3, 7, 8, 9, 10 et 11 du tableau 3 (p. 30),
- évaluer la sensibilité/vulnérabilité des sols aux pollutions diffuses phytosanitaires (méthodes n° 4, 5 et 6 du tableau 3, p. 30) lors de traitements phytosanitaires,
- disposer d'outils d'évaluation à l'échelle nationale pour mesurer dans le temps les progrès accomplis au titre des différents programmes de réduction des risques (méthodes n° 12, 13 et 14 du tableau 3 p. 30),
- disposer d'outils d'évaluation à l'échelle nationale pour mesurer dans le temps les progrès accomplis par rapport aux seuls risques de pollution des milieux aquatiques (méthodes n° 15, 16 et 17 du tableau 3 p. 30).

L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL NE CONCERNE PAS LES MÊME DOMAINES D'ÉTUDES SELON LES INDICATEURS

Les méthodes étudiées s'intéressent toutes à l'impact des pesticides sur l'environnement. Cependant le terme environnement regroupe des domaines d'étude ou compartiments environnementaux très différents. Le tableau 3 (p. 30) présente pour chaque indicateur les domaines cibles étudiés. Quatre groupes se distinguent :

- un premier groupe s'intéresse uniquement à la santé humaine au travers des résidus sur produits agricoles,
- un second groupe couvre l'impact des insecticides sur la faune aquatique et terrestre,
- un troisième groupe cherche à mesurer l'effet des pesticides sur les écosystèmes des différentes composantes de l'environnement naturel (eau, sol et air),
- un quatrième groupe s'intéresse à l'impact des pesticides d'une part sur la santé humaine pour le consommateur et l'applicateur, et d'autre part sur les différents écosystèmes (eau, sol, air).

Cette diversité des objectifs explique pour partie la diversité des méthodes pour construire les indicateurs. Ces différentes méthodes de calcul vont du plus simple au plus complexe. L'indicateur pesticide le plus complexe à élaborer est en effet celui qui cherche à résumer en une seule valeur l'ensemble des risques associés à l'exposition et aux caractéristiques écotoxicologiques du pesticide sur l'environnement (eaux de surface et souterraine, faune, flore, sol) et sur la santé humaine au travers des risques liés aux usages par l'applicateur (lors des traitements) ou lors de la consommation (résidus). Il va de soi que les indicateurs du 4^e groupe sont les plus séduisants et les plus recherchés par les utilisateurs. On y retrouve, certes à des niveaux de complexité différents, les méthodes 1, 2, 3 du tableau 4 (p. 31 et 32) et l'indicateur « Ipest » de la méthode indicateurs agro-écologiques (IAE) (tableau 2a, p. 28).

LES CONDITIONS LIÉES AUX TRAITEMENTS SONT GLOBALEMENT PEU PRISES EN COMPTE PAR RAPPORT AUX CRITÈRES ECO-TOXICOLOGIQUES
D'une manière générale, ces 17 indicateurs pesticides ne prennent pas en compte les conditions avec lesquelles le traitement phytosanitaire a été appliqué, alors que les impacts sur le milieu naturel (eau, sol et air) sont aussi liés aux

techniques de traitement et aux conditions météorologiques (vent, température et pluie).

En effet, conditions climatiques, vitesse du traitement, type et état de fonctionnement du pulvérisateur, sont des paramètres qui influent directement sur la qualité du traitement effectué sur la pollution résiduelle du milieu naturel lors du traitement. De même, les adjuvants, l'association de matières actives et la nature des formulations n'apparaissent pas comme des variables prises en compte dans ces indicateurs spécifiques, alors que leur rôle est loin d'être négligeable. Ces facteurs commencent cependant à être pris en compte : citons, à ce sujet les récents travaux de l'INRA de Colmar qui ont débuté sur ce sujet pour tenir compte des impacts de la dérive aérienne des pesticides dans le calcul de l'indicateur pesticide Ipest (Chegard *et al.*, 2001).

Enfin, les indicateurs devraient mieux intégrer le facteur dose appliquée au champs car le risque augmente avec l'exposition. Cette variable était certes peu significative pour évaluer et différencier notamment les premières générations d'insecticides, car il existait alors peu de différence quantitative dans les doses apportées entre produits. Or, actuellement les nouvelles générations de pesticides se distinguent justement par des doses très faibles appliquées par hectare par rapport aux produits plus anciens. Les indicateurs qui ne tiennent pas compte de ce facteur dose ne permettent donc pas de comparer de nouvelles matières actives avec les plus anciennes encore autorisées.

Conclusion

Les méthodes de diagnostic agri-environnemental à base d'indicateurs se sont développées récemment en France. De réels progrès ont été réalisés ces dernières années sur ces approches, et ce compte tenu des besoins affirmés tant pour un suivi-évaluation des politiques publiques agricoles que pour un besoin de conseil des exploitants dans leur stratégie de traitement phytosanitaire.

Cependant, *au plan scientifique*, il reste encore de nombreux travaux de recherche à conduire compte tenu de la complexité des systèmes agro-environnementaux. Citons en certains :

- la nécessité de valider ces indicateurs agri-environnementaux en les couplant à des mesures physiques sur le terrain,

– l'intérêt de développer plus souvent des méthodes du type multi-critères qui permettraient de pondérer et de hiérarchiser les variables pour faire ressortir les critères les plus importants et les variables liées,

– le besoin de développer des méthodes d'agrégation ou d'extrapolation des valeurs individuelles d'indicateurs. Le changement d'échelle (de la parcelle à l'exploitation, de l'exploitation au bassin versant) demande aujourd'hui des travaux spécifiques pour faciliter l'interprétation des résultats et la comparaison des pratiques,

– la nécessité de développer un réseau de système de collecte puis d'enregistrement de données environnementales à l'échelle de l'exploitation agricole pour disposer d'une base de données fiables,

– la nécessité de définir ou d'adopter des seuils ou des niveaux de références car la valeur d'un indicateur, considérée isolément perd de son utilité dans un processus de décision.

Sur un plan pratique, il est également raisonnable d'émettre quelques recommandations :

– les utilisateurs des résultats devraient au préalable être informés des hypothèses, des points faibles et des risques d'erreurs possibles propres à chaque indicateur et à chaque méthode. Une démarche simplificatrice est en effet de vouloir trop rapidement

généraliser les résultats au risque de leur faire perdre toute crédibilité ou d'induire en erreur,

– il serait très utile qu'une réflexion s'installe entre équipes de recherche européennes développant des indicateurs phytosanitaires et les instances nationales réglementaires chargées des comités d'homologation. Et ce afin que les besoins en données écotoxicologiques ne soient plus un obstacle au développement de tels indicateurs. C'est en effet lors des procédures d'homologation de nouvelles matières actives que de telles données écotoxicologiques doivent être demandées aux firmes. Cette absence de données restera un frein essentiel au développement opérationnel de telles approches. Une telle démarche aurait d'ailleurs d'autant plus de portée si elle était conduite par les instances communautaires,

– pour être accessibles et surtout acceptées par toutes les parties concernées, ces méthodes devraient être élaborées dans la transparence. Une appropriation collective de ces outils est en effet indispensable pour qu'elles ne deviennent pas un outil de contrôle mais restent surtout un appui à la prise de décision.

Pour conclure, le développement et l'utilisation courante de ces indicateurs passent par une coordination et un appui à ces travaux de recherche sur des bases scientifiques reconnues avec une transparence dans leur élaboration. □

Remerciements

L'auteur remercie Elsa Leclach pour son appui dans l'implémentation des tableaux.

Résumé

La prise en compte de la préservation de l'environnement en agriculture a induit depuis la fin des années 1980 la nécessité de disposer d'outils et de méthodes de conseils et/ou d'évaluation environnementale des modes de production agricole. Les méthodes de diagnostic d'exploitation à base d'indicateurs sont une réponse possible à cet enjeu. C'est ainsi que 17 méthodes de diagnostic d'exploitation intégrant la dimension environnementale à l'échelle de l'exploitation agricole ont été recensées et comparées. Toutes construites à partir d'indicateurs, elles sont présentées suivant les composantes qu'elles abordent (l'environnement, l'économie et le social).

Une seconde partie est spécifiquement consacrée aux méthodes développées pour évaluer l'impact environnemental des produits phytosanitaires à partir d'indicateurs pesticides. 17 autres méthodes spécifiques identifiées sont analysées et comparées à partir d'un travail bibliographique spécifique.

Abstract

Since the later eighties, the taking into account of environmental preservation in farming has made necessary the use of environment tools and ways of assessing farming systems. Farm assessment diagnosis based on indicators are one of the answers to the issue. In this perspective way, 17 methods taking into account the environment issue reduced to a farm scale have been registered and compared. All those methods are based on indicators and are presented according to the elements analysed (environmental, economic and social issues).

A second part of this research is directly oriented to develop assessment methods who target environmental impact of pesticides. 17 other and more specific methods based on pesticide indicators have been identified, analysed and compared; this analysis being based on bibliographical survey.

Tableau 1 – Différentes méthodes de diagnostic appliquées à l'exploitation.

Source : M. C. Bidault (rapport 2000, Cemagref Grenoble, complété F. Zahm).

Types de méthodes		Noms des méthodes	Auteurs et Date
Méthodes portant sur le fonctionnement de l'exploitation agricole		Approche globale de l'exploitation	Bonnevial <i>et al.</i> , 1989
		Guide au conseiller agricole	APCA, 1990
		Bilan – Travail	Dedieu <i>et al.</i> , 1993 et 2000
		Analyse fonctionnelle de synthèse	GIS Alpes du Nord, 1996
		Analyse stratégique	Hémidy, 1997
Méthodes de diagnostic agri- environnemental	Méthodes de diagnostic environnemental axées sur un seul thème	Eau	
		DEXEL (diagnostic environnemental élevage)	Institut de l'élevage, 1994
		Bilan CORPEN	CORPEN, 1988
		BASCULE (balance azotée spatialisée des systèmes de culture de l'exploitation)	Benoit <i>et al.</i> , 1992
		Diagnostic des risques de pollution par les nitrates	ANDA, 1991
		Biodiversité	
		Diagnostic biotique et abiotique	Biewald, 1989 ; Schick et Schumacher, 1994
		Paysage	
		Diagnostic éco-paysager	Baudry, Burel, 1993
		Analyse spatiale géoagronomique	Defontaine, Lardon, 1994
		Énergie	
		Analyse énergétique	CEIPAL, Solagro
	Méthodes de diagnostic environnemental axées sur plusieurs thèmes	Production intégrée	Organisation Internationale de Lutte Biologique et intégrée (OILB), 1992
		Indice de Durabilité de l'Agriculteur (IDA) ou <i>Farmer Sustainability Index</i> (FSI)	Taylor <i>et al.</i> , 1993
		<i>Ethical Account for Livestock Farms</i>	Landskontoret for Planteavl, 1994
		Diagnostic Solagro (DS) ou <i>Solagro Diagnosis</i> (SD)	Association Solagro, 1994
		Durabilité des Cultures Énergétiques (DCE) ou <i>Sustainability of energy crops</i> (SEC)	Biewinga et Van der Bijl, 1996
		Ecopoints (EP)	Mayrhofer <i>et al.</i> , 1996
		<i>Agro-Ecological System Attributes</i> (AESAs)	Dalsgaard et Oficial, 1997
		Vers une Durabilité Opérationnelle (VDO) ou <i>Operationalising Sustainability</i> (OS)	Rossing <i>et al.</i> , 1997
		Paramètres Multi-Objectifs (PMO) ou <i>Multi-Objective Parameters</i> (MOP)	Vereijken, 1997
		Management Environnemental pour l'Agriculture (MEA) ou <i>Environmental Management for Agriculture</i> (EMA)	Lewis et Bardou, 1998
		<i>Green Accounts</i>	Landskontoret for Planteavl, 1999
		Écobilan, Outil de Gestion Écologique (EOGE) ou <i>Life Cycle Analysis for Environmental farm management</i> (LCAE)	Rossier, 1999
		Diagnostic Liant Environnement et CTE (DIALECTE)	Solagro, 2000
		Indicateurs Agro-Écologiques (IAE) ou INDIGO	Girardin <i>et al.</i> , INRA de Colmar, 2000
		Méthodes de diagnostic basées sur un type de polluant : les produits phytosanitaires	Se reporter aux tableaux 2 a, 2 b, 2c
Méthodes d'approche globale portant sur plusieurs des composantes suivantes : environnementale, économique et sociale	Diagnostic agri-environnemental des Plans de Développement Durable	Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Cellule d'animation nationale des PDD (ANDA), 1994	
	Aide au diagnostic global de l'exploitation agricole	Nocquet, 1994 puis 1995 (volet environnement)	
	Indicateurs de Durabilité des Exploitations Agricoles (IDEA) ou <i>Indicators of Farm Sustainability</i> (IFS)	Vilain <i>et al.</i> , ministère de l'Agriculture et de la Pêche, 1999	

Tableau 2 a – Méthodes de diagnostic environnemental comprenant une approche pesticides avec une seule composante environnementale.

Nom de la méthode	Auteur(s) et date	Breve description et objectifs	Principe	Méthode de calcul pesticide	Destinataires	Échelle de l'objet étudié	Particularités	Observations et/ou limites	Sources
Production Intégrée (Pi)	Organisation internationale de coopération agricole et intégrée (OILB) et Organisation suisse des agriculteurs (Suissagric) (Suisse), 1992	Evaluation du respect de l'agriculteur vis-à-vis de la production intégrée en vue de l'attribution d'aides.	16 indicateurs concernant la santé des sols, de l'eau et la biodiversité.	Pas d'indicateur pesticide unique mais 3 indicateurs relatifs au traitement phytosanitaire et les traitements herbicides.	Pouvoirs publics agricoles	L'exploitation agricole	Rapide et facile d'utilisation.	Propose un certain nombre d'indicateurs mais ne s'agit avant tout d'une démarche intégrée comparable dans sa démarche à celle de l'agriculture biologique.	7
Farmer Sustainability Index (FSI)	Taylor et al. (Malaisie), 1993	Méthode visant à évaluer le caractère durable des pratiques agricoles.	A chaque pratique agricole est affecté un score positif ou négatif en fonction de l'utilisation des ressources de l'exploitation par rapport à l'achat de produits extérieurs et à la préservation des scores.	Score basé sur nombre d'applications et l'utilisation de moyens non-chimiques.	Pouvoirs publics, agriculteurs	L'exploitation agricole	Expérimentée sur la culture du chou. Les changements de pratiques ont permis un développement durable pris en compte dans l'IDA.		1 et 2
Ethical Account for Livestock Farms (EALF)	Landskontoret for Planteavl (Danemark), 1994	Diagnostic environnemental visant à promouvoir le bien-être animal et la préservation des ressources naturelles.	Indicateurs relatifs au bien-être animal, aux médicaments utilisés, aux intrants, à la compaction des sols et à la biodiversité.	Score basé sur le % de surface (non traitées) et le ratio (homologues)	Pouvoirs publics, agriculteurs	L'exploitation agricole	Soutenu initialement par le ministère de l'Agriculture danois et testé sur 20 fermes d'élevage de 1994 à 1997.	Système basé sur un comparatif entre les pratiques de l'exploitant et les pratiques moyennes recensées.	6
Diagnostic Solagro (DS)	Pointereau et al., Association Solagro (France), 1994	Diagnostic environnemental par une approche globale évaluant l'impact de l'exploitation sur l'eau, la biodiversité et l'air.	16 indicateurs quantitatifs puis classés en fonction de leur classement de l'exploitation sur la milté, la biodiversité, la gestion des intrants et la gestion de l'espace	Score basé sur le nombre d'applications à l'ha	Pouvoirs agricoles, conseillers agricoles	L'exploitation agricole	Utilisée initialement pour le PJD du Tarn puis exploitée sur de nombreuses exploitations.	Permet de positionner l'exploitation par rapport à la moyenne des pratiques « polyculture-élevage » homogène, cohérente et équilibrée. Les indicateurs les plus défavorables à l'intérieur de l'exploitation ne sont pas forcément classés en ordre de priorité en fonction de leur impact en compensant d'autres, d'où une mauvaise évaluation de l'impact réel de l'exploitation sur chacun des critères : irrigation, mécanisation et énergie ne sont pas pris en compte.	1, 2 et 7
Ecopoints (EP)	Mayrhofer et al. (Autriche), 1996	Diagnostic environnemental sur laquelle est basé le calcul du montant de la prime versée aux exploitants dans un programme de préservation de l'environnement (extensification et qualité des paysages).	Affectation de points positifs ou négatifs. 7 indicateurs sont utilisés pour les surfaces agricoles. 7 indicateurs pour les prairies.	Score basé sur nombre d'applications.	Agriculteurs, décideurs locaux	L'échelle de calcul est la parcelle mais c'est bien toute l'exploitation agricole qui est évaluée.	Appliquée essentiellement à des exploitations de type « polyculture-élevage » : 1500 exploitations en Basse-Autriche.	Chaque thème environnemental est affecté d'une note négative ou positive allant de -100 à +100. Étant informelle, elle permet la modélisation d'hypothèses, la mise en commun des données (majorité à des conseillers). Environ 5 000 exploitants impliqués.	1, 2, 4, 5, 6 et 7
Environmental Management for Agriculture (EMA)	Levis et Bardon, université de Hertfordshire (Royaume-Uni), 1996	Evaluation des pratiques de l'environnement pour encourager l'agriculture raisonnée (bonnes pratiques).	Obtention d'IAE par la comparaison des pratiques agricoles de l'exploitant avec un modèle de pratiques idéales pour le milieu concerné	Score du produit utilisé issu d'une méthode de rang qui tient compte des caractéristiques des produits : 5 classes de risques actives, 5 classes de risques passives. Paramètre environnemental (score) et paramètre économique (score) sont combinés pour obtenir une valeur pour chaque paramètre. 90 produits ont été classés.	Agriculteurs, conseillers, pouvoirs publics	La parcelle, l'exploitation agricole	Un outil informatisé est affecté dans cette démarche en 2000.	Utilisée au Royaume-Uni pour les exploitations recommandées par les services publics bien qu'aucune évaluation n'ait été conduite.	1, 2 et 6
Green Accounts (GA)	Landskontoret for Planteavl (Danemark), 1999	Diagnostic se rapprochant de la méthode Ethical Account for Livestock Farms. Les exploitants à comparer leurs pratiques à celles d'autres fermes qualifiées de références.	Indicateurs relatifs aux intrants, aux pesticides et à l'énergie.	Score basé sur la quantité de matière active et sur l'indice de fréquence de traitement calculé comme étant la quantité totale apportée divisée par la surface approuvée à l'ha.	Agriculteurs, pouvoirs publics	La parcelle, l'exploitation agricole	95 exploitations engagées dans cette démarche en 2000.	Inadaptée à la culture sous serre. Le recul pour l'évaluation des effets	6
Life Cycle Analysis for Environmental management (LCAE)	Rossier (Suisse), 1999	Adaptation du principe de l'écobilan pour obtenir une évaluation de l'impact environnemental.	Identification des principales évaluations des pratiques agricoles.	Score basé sur quantité de matière active et pesticides	Conseillers agricoles, chercheurs	Le produit, l'exploitation agricole	Cette approche a été expérimentée sur des exploitations suisses (production végétale ou production animale ou système mixte).		1 et 2
Diagnostic Liant et Contrat Territorial d'Exploitation (DIALECTE)	Pointereau et al., Association Solagro (France), 2000	Diagnostic environnemental du diagnostic préalable à la souscription d'un Contrat Territorial d'Exploitation.	Représentation graphique de 10 IAE quantitatifs.	Score basé sur la surface développée traitée en pesticides	Pouvoirs publics, agriculteurs agricoles	L'exploitation agricole	Un outil informatisé est développé par Solagro pour la saisie des informations et le calcul des indicateurs.	La méthode évolue vers une approche plus globale qui compte les informations à la parcelle pour certains indicateurs.	4
Indicateurs Agro-Ecologiques (IAE)	Girardin et al., INRA de Colmar (France), 2000	Diagnostic environnemental par une approche thématique permettant d'évaluer l'impact de la production intégrée.	Élaboration de 9 IAE relatifs aux pratiques agricoles sur les écosystèmes. La note attribuée varie de 0 à 100. Les indicateurs sont pondérés pour satisfaire aux critères de la production intégrée.	Indicateur (Pesticébasé sur 3 types de variables : les caractéristiques de la matière active, les produits utilisés et les applications. Un score unique est attribué à la parcelle en fonction de l'agrégation des valeurs des différentes variables et s'appuie sur une approche par logique floue.	Agriculteurs, conseillers agricoles	La parcelle et l'exploitation	D'abord développée pour et testée sur des exploitations agricoles engagées dans la démarche, cette méthode est actuellement en cours d'adaptation à la viticulture.	Long temps de collecte. Données nécessaires parfois difficilement accessibles. Logiciel de saisie et de calcul développé par l'INRA est indisponible.	1, 2 et 6

(1) Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison based methods (Hayo M.G. van der Werf, Jean Petit) ; (2) Indicateurs de la pollution des eaux par l'agriculture, une comparaison de 11 méthodes (Hayo van der Werf) ; (3) La méthode IDEA, une démarche pédagogique (V. Birque, J.L. Bourdais, P. Girardin, C. Mouchet et P. Viaux) ; (4) Réservation de méthodes de diagnostic d'exploitation (P. Bochu, J.L. Bourdais, P. Girardin, C. Mouchet et P. Viaux) ; (5) Méthode de diagnostic d'exploitation (P. Bochu, J.L. Bourdais, P. Girardin, C. Mouchet et P. Viaux) ; (6) Méthode de diagnostic d'exploitation (P. Bochu, J.L. Bourdais, P. Girardin, C. Mouchet et P. Viaux) ; (7) Diagnostic agro-environnemental d'exploitation (P. Pointereau et J.L. Bochu)-Travaux & Innovations n°38 ;

Tableau 2 b – Méthodes de diagnostic environnemental comprenant une approche pesticides avec 2 composantes : environnementale et économique.

Nom de la méthode	Auteur(s) et date	Breve description et objectifs	Principe	Méthode de calcul de l'indicateur pesticide	Destinataires	Échelle de l'objet étudié	Particularités	Observations et/ou limites	Sources
Aide au diagnostic global de l'exploitation agricole (ADG)	Nocquet, 1954 puis 1995 (volet environnement)	Méthode de diagnostic global.	Collecte rapide d'informations et d'avis d'experts		Conseillers agricoles	L'exploitation agricole	Diagnostic interne propre au fonctionnement de l'exploitation. Diagnostic externe à partir d'indicateurs comparés à des références.	Méthode nécessitant des références locales.	4 et 5
Sustainability of Energy Crops (SEC)	Blewinga et Van der Bijl (Pays-Bas), 1996	Méthode de diagnostic visant à évaluer le caractère écologique et économique de la production et de la transformation des cultures énergétiques.	Méthode basée sur l'analyse du cycle de vie et d'indicateurs relatifs aux systèmes de production agricoles.	Score basé sur quantité de matières actives et d'applications et caractéristiques matière active (rémance, lessivage et toxicité sur aquatiques).	Pouvoirs publics	Le produit	Méthode utilisée pour comparer des cultures dans 4 régions d'Europe.		1 et 2
Agro-Ecological System Attributes (AES)	Dalsgaard et al. (Danemark), 1997	Méthode de modélisation, d'analyse et de quantification de l'état et de la performance des systèmes agricoles pour un développement durable.	Modele quantitatif.	Les pesticides ne sont pas étudiés.	Chercheurs	L'exploitation agricole	Méthode expérimentée dans 4 exploitations rizicoles.	L'utilisation du logiciel ECOPATH permet la modélisation de bilans de masse.	1
Operationalising Sustainability (OS)	Rossing et al., 1997	Méthode visant la conception de nouveaux systèmes de production respectueux de l'environnement.	Définition des objectifs par les agriculteurs et les écologistes puis utilisation de la programmation linéaire multi-objectif pour optimiser les systèmes au niveau de l'exploitation.	Score basé sur quantité de matière active apportée à l'ha.	Chercheurs, agriculteurs	L'exploitation agricole	Méthode appliquée à la production horticole (bulbes de fleur).		1 et 2

(1) Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicators based methods (Hayo M.G. van der Werf, Jean Pett) ;

(2) Indicateurs de la pollution des eaux par l'agriculture, une comparaison de 11 méthodes (Hayo van der Werf) ;

(4) Présentation de méthodes de diagnostic d'exploitation (F. Zahm) ;

(5) Indicateurs de durabilité des exploitations viticoles : adaptation de la méthode IDEA aux exploitations viticoles et test en Gironde (mémoire de fin d'études réalisé par M.Monzie sous la direction de F

Tableau 2 c – Méthodes de diagnostic environnemental comprenant une approche pesticides avec 3 composantes : environnementale, économique et sociale.

Nom de la méthode	Auteur(s) et date	Breve description et objectifs	Principe	Méthode de calcul de l'indicateur pesticide	Destinataires	Échelle de l'objet étudié	Particularités	Observations et/ou limites	Sources
Diagnostic agri-environnemental des Plans de Développement Agricole (DAPDD)	Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, cellule d'animation nationale des PDD (ANPA) (France), 1994	Méthode de diagnostic agri-environnemental élaborée dans le cadre des Plans de Développement Agricole Durables (PDD).	Indicateurs relatifs aux milieux et aux pratiques par rapport aux principes de production intégrée, indicateurs concertés (emploi et la qualité du travail)		Agriculteurs, conseillers, administration	L'exploitation agricole dans son écosystème		Nécessité de disposer de références techniques locales. Méthode de comparaison.	4 et 5
Multi-Objective Parameters (MOP)	Vereijken (Pays-Bas), 1997	Méthode visant la conception de nouveaux systèmes de production biologique en grandes cultures.	Utilisation d'indicateurs nommés Paramètres Multi-Objectifs quantifiant le degré d'atteinte des objectifs économiques et sociaux fixés.	Score basé sur quantité de matière active et caractéristiques matière active.	Chercheurs, agriculteurs	L'exploitation agricole	Méthode adaptée aux cultures arables. Chaque indicateur est comparé à une valeur seuil.		1 et 2
Indicateurs de Durabilité des Exploitations Agricoles (IDEA)	Vilain et al., ministère de l'Agriculture et de la Pêche (France), 1999	Méthode déclinant le concept de la durabilité d'une exploitation agricole à partir d'indicateurs s'intéressant aux pratiques agricoles, à l'économie et au socio-territoriale.	Attribution d'«unités de durabilité» positives ou nulles pour chacun des 37 indicateurs répartis en 3 groupes (économie, environnement et socio-territoriale).	Score basé sur une note tenant compte de la superficie développée traitée complétée par l'évaluation de certaines pratiques à l'échelle du producteur, toxicité des produits utilisés... Attention une note négative peut être attribuée denotant une situation critique pour l'indicateur considéré.	Exploitants, enseignants, conseillers agricoles	L'exploitation agricole	Méthode pédagogique initialement développée pour décliner le concept de durabilité en agriculture dans le cadre des réseaux d'animation Agriculture durable. Méthode adaptée pour l'exploitant car simple de compréhension. elle permet une réflexion individuelle de l'exploitant pour s'engager vers une agriculture durable.	Méthode non instrumentalisée. Méthode actuellement peu adaptée aux exploitations spécialisées (horticulture, maraîchage...). Une nouvelle version devrait prendre en compte les spécificités dès 2003.	4 et 5

Tableau 3 – Méthodes de diagnostic comprenant uniquement un indicateur phytosanitaire : auteurs, année de publication des travaux, domaines cibles et sources

N° Méthode	Nom de la méthode ou de l'indicateur	Auteurs, année	Origine géographique	Domaines cibles	Sources bibliographiques
1	<i>Insecticide Pest Management Rating</i> : IPRM	Metcalf, 1975	États-Unis	Faune aquatique et terrestre	3 et 4
2	<i>Environmental Impact Quotient</i> (EIQ)	Kovach et al., 1992, université de Cornell		Santé humaine et environnement (faune,...)	2, 3 et 4
3	<i>Sernitt Growers Integrated Fruit Production Responsible Choice Point Summary</i>	Reed, 1993 (Washington state)		Produit: (pommes)	3
4	<i>Florida Pesticide Use Risk Evaluation</i>	Shahane et Inman, 1984		Eaux souterraines et de surface	3
5	<i>Soil/Pesticide interaction Screening Procedure</i> (SPISP)	Goss et Wauchope, US Natural Resource Conservation Service, 1990 (USA)		Sol, eaux souterraines et eaux de surface	3
6	Criblage selon la capacité d'altérer la qualité de l'eau	Hornsby, 1992		Eaux souterraines et de surface	2
7	<i>Environmental Health Policy Programme Ranking System</i> (EHP)	Pease et al., 1996, (Californie)		Santé humaine, environnement (faune,...) et ressources naturelles	4
8	Indice Pesticide (IP) ou <i>Pesticide Index</i> (PI)	Pentrose et al., 1994	Australie	Produit	2, 3 et 4
9	<i>Environmental Yardsick for pesticides</i> ou Points d'impact environnemental (PIE)	Reus et Pak (Pays-Bas), 1993		Eaux souterraines, organismes aquatiques, organismes du sol	2 et 6
10	<i>Integrated farming systems and environmental exposure to pesticides</i> (EEP)	Wijnands et Van Dongen, 1995 (Pays Bas)		Eau, sol, air	4
11	<i>Rating Systems for Pesticide Risk Classification on Different Ecosystems</i>	Finizio, Calliera et Vighi (Italie), 1997		Eaux de surface et faune du sol	5
12	Méthode développée en Allemagne	Gutsche, V. et D.Rossberg, 1997 (Allemagne)	Europe	Sol, eaux de surface, air et faune de ces 3 milieux	1
13	Méthode danoise (Plan d'action danois)	Clausen (1998) et Gyldenkaerne (1997) (Danemark)		Santé humaine et environnement (faune,...)	1
14	Méthode développée en Suède	Bureau national d'inspection chimique (Suède)		Santé humaine et environnement (faune,...)	1
15, 16 et 17	Méthodes REXTOX, ADSCOR et SYSCOR issues de travaux européens	OCDE, 2000	Organisation internationale	Milieu aquatique (eau, faune aquatique,...)	1

- Identification des sources :**
- (1) Indicateurs environnementaux pour l'agriculture, vol.3, Méthodes et résultats (OCDE).
(2) Evaluer l'impact des pesticides sur l'environnement (Hayo M.G. van der Werf).
(3) Assessing the relative environmental impacts of agricultural pesticides: the quest for a holistic method (L.Levitan, I.Merwin, J.Kovach).
(4) Comparative evaluation of pesticide risk indices for policy development and assessment in the United Kingdom (J.Maud, G.Edwards-Jones, F.Quin).
(5) Rating Systems for Pesticide Risk Classification on Different Ecosystems (A.Finizio, M.Calliera et M.Vighi).
(6) Study on Input/Output Accounting Systems on EU agricultural holdings (G.Goodlass, N.Halberg et G.Verschuur).

Tableau 4 (suite page suivante) – Méthodes d'indicateurs décrivant exclusivement l'impact des produits phytosanitaires.

Nom méthode ou indicateur	Objectifs de la méthode	Principe	Hypothèses ou variables de calcul	Méthode de calcul	Particularités	Observations et/ou limites
<i>Insecticide Pest Management Rating</i>	Permettre aux agriculteurs de choisir les pesticides en respectant les objectifs du programme environnemental « Integrated Pest Management ».	Calcul d'un indice synthétique à partir de la somme algébrique des indices propres à chaque paramètre considéré. Le résultat est une note inférieure à 7 respectant les recommandations de l'IPM.	H = toxicité aiguë sur les hommes et les animaux domestiques, B = toxicité orale aigüe pour les oiseaux, C = concentration létale pour les abeilles, HB = toxicité de contact pour les abeilles, P = persistance dans le sol mesurée par la demi-vie.	Environmental Impact = $H + (B+HB)/3 + P$ La note finale varie de 3 à 14.	Indicateur simple, facile d'utilisation, les résultats sont lisibles, 41 paramètres ont été classés	Agréger en une note globale par additivité des risques très discutables. Seulement 5 variables pour le calcul de la valeur globale. Pas de score final (lié à un même score final) à un même 5 classes de risque et à la progression arithmétique du critère dose rend très délicat la comparaison entre nouvelles et anciennes matières actives.
Quotient d'impact environnemental (EIQ) ou <i>total Impact Quotient</i> (EIQ)	Permettre aux agriculteurs de disposer d'un outil qui permet de comparer les effets environnementaux des pesticides et des stratégies de lutte sur l'exploitation.	Calcul d'un indice synthétique global par matière active caractérisant ses effets sur 3 composantes : le personnel agricole, le consommateur et l'environnement. L'indice permet de déterminer le score au champ en multipliant cet indice par la dose appliquée et par la proportion de matière active dans le produit.	DT = <i>Dermal Toxicity</i> , C = <i>Chronic toxicity</i> , SY = <i>Systemic toxicity</i> , F = <i>Fish toxicity</i> , L = <i>leaching potential</i> , D = <i>soil loss potential</i> , S = <i>soil half-life</i> , Z = <i>bee toxicity</i> , B = <i>beneficial arthropod toxicity</i> , P = <i>plant surface half-life</i> .	$EIQ = \frac{[(C \times DT \times 5) + (DT \times P)] + [(C \times S \times P) \times 2 \times SY] + (L) + [(F \times R) + (D \times (S \times P) / 2 \times 3) + (Z \times P \times 3)]}{3}$ Chaque composante [] a le même poids mais les différents facteurs inhérents aux composantes ont des poids différents basés sur une échelle de 1 à 5.	De nombreuses matières actives ont été évaluées et l'indice est donc disponible sur le site Web (www.nysipm.cornell.edu) avec la publication de données sur les pesticides à chaque variable.	Agréger en une note globale par additivité des risques très discutables. Nécessité de connaître la densité des matières actives pour le calcul du score EIQ au champ puisque la densité de matière active est exprimée en %. Collecte des données longue. Avec la formule additive, un pesticide peu toxique utilisé à forte dose peut être plus dangereux qu'un pesticide très toxique utilisé à faible dose.
<i>Stonitl Growers Insecticide Production Responsible Choice Point Summary</i>	Outil d'aide à la décision dans la stratégie de traitement phytosanitaire des pommes.	8 paramètres environnementaux sont notés en un indice synthétique.	Données hydrologiques utilisées pour l'identification de zones vulnérables. Données agricoles nécessaires pour localiser les zones à risque intensive de pesticides.	Les données sont spécifiques à la production de pommes.	Les données sont spécifiques à la production de pommes.	La note obtenue est spécifique à un pesticide associé à un organisme nuisible combattue présent dans la zone du Pacific Northwest. Il n'y a donc une note différente pour chaque cible combattue.
<i>Florida Pesticide Use Risk Evaluation</i>	1 indice de risque synthétique évaluant les zones où les pratiques sont les plus vulnérables au ruissellement des pesticides.	1 indice de risque synthétique calculé à partir du croisement des indices de risque propres aux zones identifiées à risque et aux pesticides appliqués, comme les plus à risque.	Données hydrologiques utilisées pour l'identification de zones vulnérables. Données agricoles nécessaires pour localiser les zones à risque intensive de pesticides.	Méthode basée sur les mesures concernant la toxicité et les paramètres physico-chimiques.	Méthode basée sur les mesures concernant la toxicité et les paramètres physico-chimiques.	Seul le risque pour la potabilité de l'eau est considéré, le risque pour les organismes vivants n'est pas directement pris en compte.
<i>Soil/Pesticide Interaction Screening Procedure</i> (SPISP)	Évaluer la capacité des sols à limiter les mouvements des pesticides vers les eaux (identifier les sites vulnérables).	Méthode évaluant la sensibilité de différents types de sols à la dispersion des pesticides par ruissellement ou lixiviation.	<i>Sensibilité des sols</i> issue du <i>Natural Resource Conservation Service</i> (taux de matière organique, potentiel d'érosion, propriétés des sols) et <i>propriétés physico-chimiques</i> des pesticides (durée de demi-vie, coefficient de partage, solubilité).	Matrice de décision permettant de définir des catégories de risque intégrant les données des sols et données sur les pesticides (propriétés physico-chimiques).	Méthode utilisant le modèle hydrologique de simulation GLEAMS pour la classification des zones sensibles. Version informatisée.	Nécessité de disposer de données (pesticides ou sols). Pas de paramètres environnementaux pris en compte. Le risque pour les eaux est évalué uniquement à partir de paramètres de dégradation des pesticides.
Criblage selon la capacité à filtrer la qualité de l'eau	Permettre aux agriculteurs de choisir des pesticides qui présentent le plus faible risque de contamination de surface ou souterraines.	Les valeurs faibles des indices correspondent à un risque élevé.	2 indices évaluant les risques de lixiviation et ruissellement d'un pesticide. PRL = potentiel relatif de lixiviation, PRR = potentiel relatif de ruissellement.	PRL = $10(Koc/DT50)$ et PRR = $106/(Koc \cdot DT50)$.	Méthode ne prenant pas en compte la dose et les quantités appliquées lors du traitement.	Méthode ne s'intéressant qu'au risque de contamination des eaux souterraines. Les paramètres toxicologiques ne sont pas pris en compte.
<i>Environmental Pesticide Risk Rating System</i> (EHP)	Permettre aux agriculteurs de choisir les pesticides qui réduisent les risques environnementaux.	Calcul d'un indice synthétique prenant en compte les 3 paramètres suivants : l'impact sur la santé humaine, et des ressources naturelles.	Chaque composante est évaluée sur 4 critères auxquels il est attribué un score entre 0 et 4.	Le score entre 0 et 4 est attribué en fonction de l'analyse de la distribution statistique des données pour chaque mesure de risque. Une pondération entre 0 et 1 est attribuée à chaque composante. L'indice synthétique est la somme des notes des 12 critères.	Cette méthode ne prend pas en compte le nombre de traitements phytosanitaires et la dose appliquée.	Utiliser la méthode des écarts pour calculer des écarts de classement pour chaque critère pose problème car toute valeur très basse ou très élevée n'est pas un seul pesticide. Les écarts sont dans l'échelle de valeur.
Indice Pesticide (IP) ou <i>Pesticide Index</i> (PI)	1 indice synthétique évaluant les risques de résidus de pesticides dans les fruits.	Calcul d'un indice, l'IP, à partir de deux autres indices formés par agrégation de facteurs environnemental de résidu et l'indice de valeur estimant l'importance du pesticide dans le système de production.	L'indice environnemental est fonction de la dose, du lieu d'application, du mode de traitement et de l'intervalle de temps entre le dernier traitement et la récolte. L'indice de valeur dépend entre autres du coût de production et de la toxicité du pesticide.	Indice global = somme des 2 indices.	Cet indicateur prend en compte des données autres qu'environnementales, il s'intéresse aussi au mode d'action des pesticides et à leur utilisation « traitement » appliqués.	Ajouter un score économique à un score environnemental pour donner une note globale est sujet à discussion. Les données toxicologiques des valeurs de classement pour chaque paramètre sont laissées à l'appréciation de l'utilisateur. Aussi cet indice est davantage un travail de mesure qu'une décision individuelle qu'un indice de référence.

Tableau 4 (suite de la page 31) – Méthodes d'indicateurs décrivant exclusivement l'impact des produits phytosanitaires.

<i>Environmental Yearstick for environmental Points d'impact environnemental (PIE)</i>	Permettre de choisir le pesticide présentant l'impact environnemental le plus faible dans une stratégie de traitements.	Calcul de 3 points d'impact environnemental différents pour les organismes vivants dans l'eau de surface et les organismes du sol.	Calcul effectué en considérant un traitement standard à la dose 1 kg par hectare. Les pesticides sont classés en fonction de leur toxicité pour les organismes. Si la dose utilisée est différente, multiplier la valeur du PIE par la dose réelle.	PIE du produit phytosanitaire = somme des valeurs de chaque matière active. Les PIE calculés pour chaque compartiment sont comparés à une référence. Exemple: la norme retenue pour l'EE eau souterraine est la norme européenne de 0,1 microgramme/litre.	Utilisation du modèle de simulation PESTIA pour le calcul du taux de lixiviation et de la CEP de la matière active dans les eaux superficielles.	Testé auprès de 185 exploitants en 1993, cette méthode est aujourd'hui utilisée en Hollande par 230 matières actives ont été évaluées.
<i>Integrated farming systems and environmental exposure to Pesticides (IEEP)</i>	Permettre aux agriculteurs de réduire l'exposition de l'environnement aux pesticides.	Calcul de 3 scores d'exposition de l'environnement aux pesticides (un score pour l'air, un score pour l'eau et un score pour le sol). Il est laissé à l'agriculteur le choix d'arbitrer en ces valeurs pour son choix de pesticides.	q = quantité de matière active (kg/ha), p = pression de vapeur de la substance à 20-25°C, DT50 = demi-vie dans le sol en jours, V = volume de partage matière organique-eau.	EEP air = q x p, EEP sol = q x DT50, EEP eau = q x [DT50/(K _{om} - 1)].	Cette méthode ne tient pas compte de la toxicité du produit.	La quantité de pesticide appliquée (exposition) est considérée par les auteurs comme le facteur le plus important pour l'environnement par rapport à la toxicité du pesticide pour laquelle les effets ne sont connus que partiellement.
<i>Rating Systems for Pesticide Risk Classification on Different Ecosystems</i>	Évaluation des risques pour l'environnement liés à l'utilisation de produits phytosanitaires.	Elaborer différents indicateurs pesticides tenant compte pour chacun du risque immédiat et du risque sur le long terme. Les risques environnementaux étudiés concernent ceux relatifs aux organismes du sol, aux organismes de surface et aux eaux de surface.	Le risque est calculé par la méthode du quotient toxicité/concentration environnementale prévisible (PEC).	7 indicateurs thématiques (PRIHS-1, PRIHS-2, PRIHS-1, PRIHS-2) + indicateur général (ERIP).	3 indicateurs s'intéressent au risque immédiat, les 3 autres sur une échelle de temps plus grande.	Cette méthode est limitée par le manque de données indiquant la toxicité des indicateurs eaux de surface. Les informations complètes sont disponibles pour un nombre suffisant de matières actives, pour les autres indicateurs, tel que les organismes du sol, par défaut sont alors utilisées. Ces données sont normalement disponibles dans les nouvelles procédures d'homologation européennes.
<i>Méthode allemande</i>	Suivre l'évolution de l'impact de chaque pesticide à chaque groupe de fongicide (herbicide, fongicide, insecticide) au plan national, à une année de référence.	Méthode visant à estimer l'utilisation de chaque matière active, à partir de la charge à chaque matière active, puis à calculer la moyenne pondérée de chaque pesticide pour chaque groupe de matières actives.	Chaque matière active est caractérisée par : 1. l'indice de toxicité d'exposition et 8 indices de risque biologique, 2. l'indice de toxicité, 3. l'indice de toxicité, 4. catégories de risque, 5. l'indice de toxicité, 6. catégories de risque pour l'environnement.	Calcul en 3 étapes : 1 ^{er} étape calcule les quantités utilisées, 2 ^e étape estime le risque propre à chaque pesticide, 3 ^e étape calcule une moyenne pondérée (herbicides, fongicides et insecticides).	L'estimation du risque est réalisée au MOYEN du modèle SYNOPS qui prend en considération les sols, les eaux de surface et l'air pour partie.	Le calcul des quantités utilisées suppose que : - les doses recommandées sont respectées, - que les matières actives soient utilisées avec la même préférence sur les cultures.
<i>Méthode danoise (Plan danois d'action)</i>	Méthode visant à évaluer les progrès réalisés au titre du plan danois d'action.	Elaboration d'un indice de charge (IL) qui vise à évaluer l'impact de l'utilisation des pesticides sur la santé et l'environnement. Cet indice donne une valeur relative des données de charge pour le type de toxicité ou l'impact du pesticide dans l'environnement, à partir du nombre de doses de pesticides appliquées à l'ha ou de la fréquence d'application.	Valeurs de toxicité : la toxicité la plus basse est la valeur retenue pour le calcul de l'indice. C'est la valeur de la <i>pesticide vendue</i> au cours de l'année. Les variables relatives à la toxicité concernent la toxicité pour les mammifères et les oiseaux (DL 50), la CL 50 pour les poissons, et les CE 50 (concentration efficace) pour les crustacés et algues.	IL = (qté pesticide vendue x toxicité/surface totale de terres agricoles) x 1 000.	La valeur IL est multipliée par 1 000 par souci de lecture.	Mesure les effets potentiels. Ne prend en compte que les effets directs et aigus. Les effets indirects sont évalués à l'indice par des valeurs de toxicité mal connues pour les oiseaux, vers de terre, crustacés, poissons.
<i>Méthode dévienne en Suède</i>	Méthode visant à mesurer les progrès réalisés au titre du programme national de réduction des risques liés à l'utilisation de pesticides.	2 indicateurs distincts sont établis pour suivre les tendances au cours des années. L'indicateur de risque pour la santé humaine est 1 et l'indicateur de risque pour l'environnement.	ai = tonnes de matières actives vendues, hi = la composition du pesticide i, hi = score de l'indice de risque pour la santé humaine du pesticide i, T = toxicité des pesticides, T+ = pour 6 classes de toxicité (T+ à V), el = score de l'indice de risque pour l'environnement du pesticide i, T- = toxicité des pesticides, T- = les 6 variables étudiées).	Indicateur de risque pour la santé humaine (ai x hi) : Indicateur de risque pour l'environnement = somme (ai x ei).	200 matières actives classées selon la méthode des scores. Risque cancérigène et effet maximal obligatoire.	Une base de données comprenant les caractéristiques physico-chimiques et toxiques est obligatoire. La conversion des valeurs en classes entraîne une perte de précision.
<i>Méthodes REDTOX, ADSCOR et SYSCOR</i>	3 méthodes destinées à calculer des indicateurs de risque en milieu aquatique.	Les données relatives à l'exposition sont converties en scores qui sont alors combinés et différenciés en fonction de la méthode.	Exposition = estimations des niveaux de pesticides dans les nappes attevant aux organismes. Niveau légal pour 50% des organismes exposés.	Les 3 indicateurs ont la même structure de base. Risques associés aux pesticides = (exposition/toxicité) x superficie traitée.	Les différences entre les 3 indicateurs résident dans la façon de calculer l'exposition.	

Bibliographie

- BIDAULT, M.-C., 2000, *Réaliser un diagnostic d'exploitation en vue d'élaborer un contrat territorial d'exploitation. Quelles recommandations ?* Cemagref Grenoble, document principal, 76 p.
- BONNEVIAL, J.-R., JUSSIAU, R., MARSHALL, E., 1989, *Approche globale de l'exploitation agricole. Comprendre le fonctionnement de l'exploitation agricole : une méthode pour la formation et le développement*, document INRAP, Dijon, 329 p.
- CAPILLON, A., 1993, *Typologie des exploitations agricoles, contribution à l'étude régionale des problèmes techniques*, thèse, 2 tomes, 48 et 301 p., Institut national agronomique Paris-Grignon, Paris.
- CHEGARD, L., GIRARDIN, P., THIOULET, M., 2001, *Adaptation de l'indicateur I-Phy vigne : auxiliaires, dérive aérienne, risque sur le manipulateur*, INRA Colmar, ARAA, ITV.
- DURAND, H., 2002, Qualité des eaux et utilisation des produits phytosanitaires – L'action de la Direction générale de l'alimentation, *Cahier du Conseil Général du GREF*, n° 62, p. 37-40.
- Règlement CE N°445/2002 de la Commission du 26 février 2002 portant modalités d'application du règlement CE N°1257/1999 du Conseil concernant le soutien au développement rural par le Fonds européen d'orientation et de garantie agricole.
- COMMISSION EUROPÉENNE, 2000, *Questions d'évaluations communes accompagnées de critères et d'indicateurs*, document VI/12004/final, parties A à D, Direction générale de l'agriculture, 217 p.
- COMMISSION EUROPÉENNE, 2002, Révision à mi-parcours de la politique agricole commune – Communication de la Commission au Conseil et au Parlement européen., vol. COM(2002)394 du 10 juillet 2002, p. 41.
- GIRARDIN, P., BOCKSTALLER, C., VAN DER WERF, H.-M.-G., 1999, Indicators: Tools to Evaluate the Environmental Impacts of Farming systems, *Journal of Sustainable Agriculture*, vol. 13 (4), p. 5-21.
- GIRARDIN, P., BOCKSTALLER, C., VAN DER WERF, H.-M.-G., 2000, Assessment of the potential impacts of agricultural practices on environment: the AGRO*ECO method, *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 20, p. 227-239.
- GRAS, R., BENOIT, M., DEFFONTAINES, J.-P., DURU, M., LANGLET, A., 1989, *Le fait technique en agronomie, activités agricoles, concepts et méthodes d'étude*, INRA-éditions-L'Harmattan éd., 184 p.
- MARSHALL, E., BONNEVIALLE, J.-R., FRANCFORT, I., 1994, *Fonctionnement et diagnostic global de l'exploitation agricole. Une méthode interdisciplinaire pour la formation et le développement*, ENESAD, Dijon, 165 p.
- MAURIZI, B., VERREL, J.-L., juin 2002, Des indicateurs pour des actions de maîtrise des pollutions d'origine agricole, *Ingénieries - EAT*, vol. 30, p. 3-14.
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, 2002, Décret n°2002-631 du 25 avril 2002 relatif à la qualification des exploitations agricoles au titre de l'agriculture raisonnée, *Journal officiel de la République française* du 28 avril 2002, p. 7748.
- OCDE, 1999a, *Indicateurs environnementaux pour l'agriculture – Questions clés et conception* « Le séminaire de York », volume 2, Éditions de l'OCDE, 221 p.
- OCDE, 1999b, *Indicateurs environnementaux pour l'agriculture – Concepts et cadre d'analyse*, volume 1, Éditions de l'OCDE, 50 p.
- OCDE, 2001, *Indicateurs environnementaux pour l'agriculture – Méthodes et résultats – Agriculture et Alimentation*, volume 3, Éditions de l'OCDE, 439 p.
- POINTEREAU, P., BOCHU, J.-L., 1997, Diagnostic agro-environnemental d'exploitation – 6 outils passés à la loupe, *Travaux & Innovations*, n° 38, p. 25-40.

RIVIÈRE, J.-L., 2002, Écotoxicologie et toxicologie des produits phytosanitaires. De l'obligation réglementaire à la protection des milieux, *Ingénieries-EAT*, N°spécial 2001, p. 23-27.

THÉOBALD, O., 2001, *Les outils de diagnostic environnemental utilisables en agriculture*, ADEME, 4 p.

VAN DER WERF, H.-M.-G., 1997, Évaluer l'impact des pesticides sur l'environnement, *Courrier de l'environnement de l'INRA*, n° 31.

Bibliographie complémentaire des tableaux 1, 2, 3 et 4

BIDAULT, M.-C., 2000, *Réaliser un diagnostic d'exploitation en vue d'élaborer un contrat territorial d'exploitation. Quelles recommandations ?*, mémoire de fin d'étude ISARA, Cemagref Grenoble, document principal, 76 p.

FINIZIO, A., CALLIERA, M., *et al.*, 2001, Rating Systems for Pesticide Risk Classification on Different Ecosystems, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, n° 49, p. 262-274.

GOODLASS, G., HALBERG, N., *et al.*, March 2001, *Study on Input/Output Accounting Systems on EU agricultural holdings*, n° CLM 489 - 2001, Centre for Agriculture and Environment (Netherlands) - Danish Institute of Agricultural Sciences (Denmark) - ADAS (United Kingdom), Utrecht, 75 p.

HAYO M.-G. VAN DER WERF, J.-P., 2001, Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicators based methods, *Agriculture, Ecosystems & Environment*.

LEVITAN, L., MERWIN, I., *et al.*, 1995, Assessing the relative environmental impacts of agricultural pesticides: the quest for a holistic method, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 55, p. 153 -168.

MAUD, J., EDWARDS-JONES, G., *et al.*, 2001, Comparative evaluation of pesticide risk indices for policy development and assessment in the United Kingdom, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 86, p. 59-73

MONZIE, M., 2001, *Indicateurs de durabilité des exploitations viticoles : adaptation de la méthode IDEA aux exploitations viticoles et test en Gironde*, Cemagref, mémoire de fin d'études ENITA de Bordeaux de Mathias Monzie sous la direction de Frédéric ZAHM, 75 p.

OCDE, 2001, *Indicateurs environnementaux pour l'agriculture – Méthodes et résultats – Agriculture et Alimentation*, volume 3, Éditions de l'OCDE, 439 p.

SOLAGRO, 2000, *DIALECTE « Diagnostic Liant Environnement et Contrat Territorial d'Exploitation » – Manuel d'utilisation*, 100 p.

VAN DER WERF, H., 2001, *Indicateurs de la pollution des eaux par l'agriculture, une comparaison de 11 méthodes*, document d'auteur interne au « groupe indicateurs du CORPEN », 7 p.

VAN DER WERF, H.-M.-G., Petit, J., article en cours de parution, accepté le 22 novembre 2001, Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, In Press, Uncorrected Proof, p. 1-15.

VILAIN, L., BOURDAIS, J.-L., *et al.*, septembre 2000, *La méthode IDEA Indicateurs de durabilité des exploitations agricoles – guide d'utilisation*, Dijon, Educagri éditions, 99 p.

WITHERS, P.-J.-A. et LORD, E.-I., 2002, Agricultural nutrient inputs to rivers and groundwaters in the UK: policy, environmental management and research needs, *The Science of The Total Environment*, 282-283, p. 9-24.

ZAHM, F., 2001, *Présentation de méthodes de diagnostic d'exploitation*, session de formation continue 2001, ENITA de Bordeaux, Cemagref, 23 p.