

Le modèle ESR (efficacité-substitution-reconceptualisation), un modèle d'analyse pour l'évaluation de l'agriculture durable applicable à l'évaluation de la stratégie phytosanitaire au Québec

par Bernard Estevez^a, Gérald Domon^b et Éric Lucas^c

^a Consultant en agroenvironnement, Montréal (Québec)
b.mmeestevez@sympatico.ca

^b Faculté de l'Aménagement, université de Montréal, CP 6128, Succ. Centre-Ville, Montréal, Québec, Canada, H3C 3J7
Gerald.Domon@Umontreal.ca

^c IRTA, centre de Cabrils, E-08348 Cabrils (Barcelona, Espagne)
ericlucas63@hotmail.com

Après plus de dix ans de réflexion, de recherche, de transfert technologique, de changements dans les pratiques culturelles, le concept d'agriculture durable continue d'être un concept en pleine évolution (Hansen, 1996). Dans ces pages, nous avons abordé les enjeux sociaux associés au concept dans une perspective nord-américaine (Estevez et Domon, 1999). Dans la mesure où il entend intégrer de multiples facteurs et peut prendre différentes formes, ce concept requiert un système d'évaluation des pratiques agricoles qui s'en réclament. Dans une perspective de transition vers l'agriculture durable, un tel système doit reposer sur une vision qui permette d'intégrer les différentes dimensions du concept et prendre en compte les différentes formes et pratiques qu'il recoupe, que ce soit au niveau de la ferme ou en rapport avec les politiques de soutien à l'agriculture durable.

Le cadre d'analyse dit ESR (efficiency-substitution-redesign ou efficacité-substitution-reconceptualisation) ressort à cet égard comme particulièrement approprié (Hill et MacRae, 1995). Basé sur les différentes étapes de la transition vers les pratiques d'agriculture durable, ce cadre d'analyse, lorsqu'il est appliqué à la protection des cultures, permet de situer les limites des étapes initiales (efficacité et substitution) et d'aborder le potentiel de la diversification des agroécosystèmes comme un facteur important dans la régulation des populations de ravageurs des cultures (Estevez et al., 2000) et, en conséquence, comme, étape la plus avancée de l'agriculture durable (reconceptualisation). Nous illustrerons l'application de ce cadre d'analyse dans le contexte québécois en mettant l'accent sur la reconceptualisation des agroécosystèmes et sur la contribution potentielle de l'écologie du paysage.

De l'évaluation de l'agriculture durable, le modèle ESR (efficacité, substitution, reconceptualisation)

Toute définition de *Y agriculture durable* indique une certaine direction quant à l'avenir de l'agriculture. Toutefois, peu d'auteurs se sont véritablement penchés sur l'évaluation des approches et des pratiques qui s'en réclament et ce, que ce soit en termes de transition au niveau de la ferme, de niveau véritable de *durabilité* ou encore de barrières à franchir pour rendre opérationnel ce concept.

Dans ces circonstances, le cadre d'analyse proposé par Hill (1985) afin d'évaluer les pratiques s'inscrivant dans la transition vers une agriculture durable au niveau de la ferme mérite d'être relevé. Ce cadre, désigné par le sigle ESR, fait référence aux différentes étapes (qui peuvent se chevaucher) de la transition vers des pratiques d'agriculture durable et permet à la fois de situer ce concept dans un processus de changement évolutif et d'évaluer les actions selon des objectifs appropriés. Soulignons à cet effet que MacRae *et al.* (1989) ont dressé un inventaire documenté, dans le contexte canadien, des barrières institutionnelles (gouvernements, éducation, recherche, industrie agro-alimentaire) au développement d'une *agriculture durable* et ont proposé, à travers le cadre d'analyse ESR, des stratégies pour les surmonter.

État actuel de l'utilisation des pesticides en agriculture au Québec : limites de l'étape Efficacité

En phytoprotection, l'étape de *l'efficacité* est avant tout caractérisée par une rationalisation de l'usage des pesticides ; on parle alors de lutte dirigée.

En 1991, le ministère de l'Agriculture des Pêches et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) définissait une stratégie phytosanitaire ayant comme objectif de réduire de 50% l'utilisation des pesticides en

agriculture d'ici la fin de l'an 2000 (MAPAQ, 1991, 1997). Sur ce plan, les réseaux de dépistage [surveillance : le dépistage est le terme québécois pour l'évaluation de la pression des ravageurs en fonction des niveaux de population (relevé de pièges, etc.)] des ennemis des cultures ont, depuis plus de 10 ans, démontré leur efficacité, avec des réductions moyennes de 25 à 50% (Mario Asselin, PRISME - productions en régie intégrée du Sud de Montréal Enr. -, comm. pers.). À titre d'exemple, dans le cas du Charançon de la carotte (*Listronatus oregonensis* Le Conte, Coléoptères Curculionidés), principal ravageur de cette culture en sol organique [terres noires, récupéré des marais] au Québec, le dépistage associé à des dates de semis qui tiennent compte de la préférence du ravageur pour un stade phénologique donné a permis une réduction de la moyenne des traitements insecticides annuels de 5 à 0,81 par champ, dès 1987 (Boivin, 1992).

La politique agro-environnementale définie récemment (MAPAQ, 1994) devrait favoriser la croissance des réseaux de dépistage. Toutefois, si les ventes d'insecticides en 1995 ont baissé de 5,8% par rapport à 1992, les superficies des cultures maraîchères, les plus exigeantes en terme de pesticides, ont diminué de plus de 8 000 ha (24% des superficies de 1992) et les cultures fruitières n'ont augmenté que de à peine 100 ha (0,8%) (Grégoire, 1997). C'est dire que cette baisse de la vente des insecticides ne résulte pas nécessairement d'une réduction de l'usage des insecticides dans les cultures les plus problématiques en terme de protection des plantes. Si la mise en place des réseaux de dépistage des ennemis des cultures a démontré qu'il était possible de réduire l'utilisation des pesticides par la lutte dirigée, le bon fonctionnement des systèmes agricoles intensifs actuels demeure néanmoins très dépendant de l'usage des pesticides.

De plus, dans une perspective à long terme, il importe aussi de prendre en compte les effets de l'utilisation des pesticides sur la biodiversité en général et sur les ennemis naturels des ravageurs en particulier (Cloutier et Cloutier, 1992). Certains pesticides ont effectivement un effet nocif, en diminuant les populations d'acariens prédateurs et de certains Coléoptères Carabidés (Wegorek et Trojanowski, 1985). Le type de produit, son mode d'action et le moment d'application peuvent avoir des impacts significatifs sur la faune utile, mettant ainsi en évidence la nécessité d'une connaissance adéquate du milieu écologique dans lequel on intervient. Bien que l'amélioration de l'efficacité des pulvérisations puisse permettre une réduction de 20% des quantités de pesticides (MAPAQ, 1991) nous devons, dans une perspective d'agriculture durable, nous demander si l'approche actuelle sera suffisante pour atteindre les objectifs de cette stratégie phytosanitaire.

Plusieurs facteurs semblent, dans les faits, compromettre cette visée. D'une part, les principales cultures concernées (pommes de terre et maraîchage en

sol organique) constituent des zones, sinon de monoculture, tout du moins de rotation trop réduite et trop peu diversifiée pour briser le cycle de vie de certains ravageurs. D'autre part, la lutte intégrée devrait, par principe, tenir compte davantage de la faune auxiliaire dans ses interventions, au point même de la favoriser. Cette dimension a été longtemps négligée faute d'études écologiques appropriées (Kevan, 1992). Par ailleurs, il faut considérer l'introduction des plantes transgéniques, qu'on présente comme une solution technique efficace et écologique, bien que les risques environnementaux potentiels auxquels elles sont associées soient nombreux (Levin et Harwell, 1986) et difficiles à estimer (Hindmarsh *et al.*, 1998). Enfin, la mainmise du génie génétique sur l'agriculture pose des problèmes en termes de maintien de la biodiversité des plantes agricoles et de perte d'autonomie des agriculteurs face à l'industrie (Berlan et Lewontin, 1998), altérant ou freinant le développement d'une agriculture véritablement durable.

Les insuffisances de la lutte biologique : étape de la substitution

L'étape de la *substitution* est caractérisée par l'utilisation d'intrants moins dommageables pour l'environnement (utilisation de biopesticides à la place de pesticides de synthèse) et par la lutte biologique.

Des biopesticides sont désormais des alternatives abordables aux pesticides de synthèse, comme notamment ceux à base de la bactérie *Bacillus thuringiensis* Berliner et, probablement dans un proche avenir au Québec, du champignon *Beauveria bassiana* (Balsamo) (Todorova, comm. pers.). Ces produits sont avant tout des substituts technologiques qui ne remettent pas en question le système de production mais qui peuvent contribuer à la lutte intégrée.

En matière de recherche en lutte biologique au Québec, beaucoup d'efforts ont porté sur l'utilisation de prédateurs et de parasitoïdes, principalement au moyen de lâchers de masse (Vincent et Coderre, 1992a). Dans cette approche de la lutte biologique, les études écologiques ont été parfois sommaires, les efforts étant avant tout consacrés à la biologie de l'insecte et à ses performances comme agent de lutte biologique. Malgré la croissance de la recherche, les programmes de phytoprotection qui intègrent la lutte biologique demeurent rares au Québec (Vincent et Coderre, 1992b) et ce même si, à l'heure actuelle, la stratégie de type interventionniste - faisant appel à des lâchers de masse - demeure probablement, à court terme, le meilleur moyen de proposer des alternatives biologiques aux pesticides de synthèse.

Par delà l'intérêt évident qu'elle présente, cette stratégie comporte toutefois des lacunes qu'il importe de relever. Ainsi, tant en matière de recherche que de pratique, les travaux en lutte biologique sont rarement appuyés par des études écologiques permettant d'évaluer les risques qui lui sont associés (Pimentel *et al.*, 1984). À titre d'exemple,

la lutte biologique telle que pratiquée actuellement est basée sur l'hypothèse des effets de cascade qui stipule que lorsqu'on augmente la population d'une espèce à un niveau trophique donné (les ennemis naturels), ceci se répercute sur le niveau inférieur par une diminution d'abondance (les ravageurs) et ce qui, à son tour, se répercute sur le niveau inférieur (les plantes) en augmentant leur population et/ou production (Wootton, 1994). La remise en question du concept de pyramide trophique pour un concept de réseau trophique a porté l'accent sur d'autres types d'interaction que les interactions verticales de type effet de cascade, ainsi que sur des effets indirects associés. Ainsi l'effet de cascade, base même de la lutte biologique, peut être annihilé par des interactions horizontales (entre individus du même niveau trophique) ou par des interactions verticales débordant les trois seuls niveaux trophiques présents en lutte biologique (Rosenheim, 1998). Plusieurs études récentes ont démontré que les interactions de ce type sont omniprésentes et peuvent même dans certains systèmes être prépondérantes (Lucas *et al.*, 1998). Un bon exemple touchant la lutte biologique est celui de la prédation intraguilde¹. Celle-ci survient lorsqu'un ennemi naturel tue et dévore un compétiteur, donc un organisme qui s'attaquait aux mêmes proies que lui (Polis *et al.*, 1989). En 1993, dans les champs de coton américains, des lâchers de chrysopes (Neuroptères Chrysopidés) prédatrices pour lutter contre le Puceron du cotonnier² ont échoué parce que les prédateurs locaux des pucerons (Hémiptères) ont éliminé les chrysopes (Rosenheim *et al.*, 1993).

Par ailleurs, l'insertion d'agents biologiques dans les programmes de lutte intégrée nécessite une compatibilité avec certains pesticides qui peuvent en limiter la portée et exige donc, du même coup, un effort supplémentaire de connaissance et de recherche (Giroux *et al.*, 1994 ; Todorova *et al.*, 1998). D'un point de vue stratégique, la recherche en lutte biologique devrait donc être complémentaire aux études écologiques susceptibles de contribuer à développer des solutions durables (Labeyrie, 1987), telles que l'augmentation du contrôle biologique par l'entomofaune utile indigène (Barbosa, 1998). Les réserves ici émises soulèvent donc nécessairement la problématique de la non-durabilité des systèmes agricoles et renvoient inévitablement à la notion de reconceptualisation qui devrait être intégrée à tout protocole de recherche et à la formulation des objectifs poursuivis par des politiques de soutien au développement de l'agriculture durable.

De l'utilité de la reconceptualisation des agroécosystèmes à des fins de phytoprotection

Telle que définie par MacRae *et al.* (1989), dans la transition vers l'agriculture durable, la phase de la *reconceptualisation* est accomplie lorsque les causes des problèmes sont reconnues et que l'on peut les prévenir ou les régler à l'intérieur du système. L'approche privilégie donc la recherche de solutions qui modifient le système pour le rendre plus autosuffisant, en réduisant l'apport d'intrants extérieurs. Cette étape est donc cruciale en ce qu'elle confronte définitivement les causes véritables des systèmes agricoles non-durables.

La notion de reconceptualisation fait non seulement appel à l'écologie des systèmes naturels appliquée à l'agriculture, l'agroécologie, mais aussi à la dimension sociale et aux facteurs structurels, des aspects souvent négligés par rapport aux aspects techniques (Allen *et al.*, 1991). L'exploitation agricole est donc analysée comme un système qui comporte ses propres contraintes écologiques mais également ses contraintes socio-économiques spécifiques. L'approche consiste alors à identifier les causes des problèmes et à les résoudre à l'intérieur de la ferme en la rendant à la fois plus diversifiée, écologiquement et économiquement, plus autosuffisante et plus résiliente. Il faut ainsi envisager des modifications dans les pratiques culturales, notamment dans la gestion du sol, établir des mesures de prévention, concevoir une ou plusieurs rotations pour atteindre les objectifs agronomiques, environnementaux et économiques. Appliquée à la phytoprotection, la *reconceptualisation* ne se limite pas à la ferme. Il est maintenant reconnu que les structures paysagères influencent la dynamique des populations de ravageurs et celle de leurs ennemis naturels (Ferro et McNiel, 1998) et que, puisque la ferme fait partie intégrante d'un système socio-économique qui influence son évolution (Conway, 1987), la reconceptualisation doit ainsi inclure les politiques agricoles (MacRae *et al.*, 1989) et une nouvelle vision de la protection des cultures (Levins, 1986).

Ainsi, et pour prendre un seul exemple, celui de la production de pommes de terre, il est reconnu que la rotation constitue une pratique efficace pour lutter contre le Doryphore (*Leptinotarsa decemlineata*, Coléoptères Chrysomélidés³) puisqu'elle permet de réduire le nombre d'adultes immigrants de 90% à 99% (Lashomb et Ng, 1984). Or, puisque au Québec, la pomme de terre reste principalement une monoculture (malgré l'utilisation du seigle d'automne comme mesure de conservation des sols), la *reconceptualisation* devrait faire appel non seulement aux aspects techniques des cultures qui pourraient s'intégrer en rotation avec les pommes de terre, mais également à d'éventuelles mesures incitatives à la fois pour promouvoir certaines rotations et la conservation des ennemis naturels des ravageurs (Ferro et McNiel, 1998). Par ailleurs, Boiteau (1986) a montré

¹ Une *guilde* regroupe des espèces voisines qui occupent un même habitat et s'en partagent les ressources (notamment alimentaires).

² NDLR : on trouvera sur HYPPZ (www.inra.fr/HYPPZ/pa.htm) une fiche illustrée d'*Aphis gossypii* (Hémiptères Aphididés), ainsi qu'une photo de chrysope...

³ Également dans HYPPZ.

que, chez les femelles de Doryphore quittant les plants de pommes de terre plus âgés et arrivant sur des nouveaux plants, la fécondité pouvait augmenter de 15% par rapport aux femelles qui restaient sur de vieux plants. Comme ces insectes migrent des vieux champs vers les nouveaux, l'auteur a suggéré qu'il serait avantageux d'un point de vue agronomique que les champs soient plantés simultanément au niveau régional, une mesure de concertation collective qui s'insère dans le concept de reconceptualisation des pratiques agricoles.

La diversification des agroécosystèmes à des fins de phytoprotection

L'agriculture moderne souffre d'un manque de diversification : douze espèces de céréales dominent la production mondiale (McNeely *et al.*, 1990) et, historiquement, l'ère de la monoculture a dramatiquement accru les problèmes de protection des cultures, notamment aux États-Unis (USDA, 1973 ; Thomas et Kevan, 1993).

Une caractéristique importante de l'agriculture conventionnelle est d'avoir substitué des procédés industriels d'origine physique ou chimique à des processus biologiques. Par exemple, l'utilisation de nitrates a remplacé la fixation d'azote d'origine bactérienne tandis que les herbicides et les pesticides ont pris la place des régulations « naturelles » (résultant des rotations) des mauvaises herbes et des insectes ravageurs (Gliessman, 1989).

La littérature scientifique a largement rendu compte des services écologiques associés à la biodiversité dans les agroécosystèmes, notamment en matière de phytoprotection (Altieri, 1999). Par exemple, non seulement la présence de vestiges de la forêt naturelle, dans les agroécosystèmes où l'agriculture est intensive, favorise-t-elle la biodiversité (Paoletti *et al.*, 1989 ; Pimentel *et al.*, 1992), mais les bordures de boisés procurent un environnement et des fonctions biologiques importantes, ainsi que des bénéfices économiques et fonctionnels pour la production agricole et forestière (Fry et Sarlöv-Herlin, 1997). Ces écotones entre l'intérieur du boisé et la terre agricole en culture ou en herbage sont généralement considérés comme plus riches en espèces que les habitats adjacents (Forman et Moore, 1992) puisqu'ils comportent des éléments des deux milieux et des espèces particulières, phénomène connu sous le nom d'effet de bordure (Hansen *et al.*, 1992). Aussi, la végétation des bords de champ est importante pour de nombreux insectes utiles, soit, par exemple, comme sites d'hibernation pour des carabes prédateurs (Coléoptères Carabidés) (Dennis et Fry, 1992) ; comme source de nectar pour les auxiliaires, notamment les mouches prédatrices (Diptères Syrphidés) (Cogwill *et al.*, 1993), ou encore pour assurer la biodiversité comme pour les Lépidoptères (Dover 1992) ou les bourdons (Hyménoptères Apidés) (Dramstadt et Fry, 1995).

Des études démontrent que l'agriculture durable a le potentiel de promouvoir un plus grand nombre d'espèces dans les paysages ruraux (Paoletti, 1995) et

que les systèmes agricoles sous régie biologique [en « bio »] se démarquent par une pression des ravageurs moins grande et par une plus grande diversité et abondance de l'entomofaune utile (Altieri, 1994 ; Kromp, 1989 ; Motyka et Edens, 1984). Il est intéressant de mettre en parallèle ces résultats avec les études qui démontrent que les fermes sous régie biologique présentent une plus grande qualité du paysage, à la fois esthétique et écologique, que les fermes conventionnelles (Rossi et Nota, 2000 ; Hendriks *et al.*, 2000).

En phytoprotection, il est important de savoir si la diversification des agroécosystèmes favorise le maintien des populations d'insectes ravageurs en dessous d'un seuil critique et s'il en résulte des bénéfices agronomiques, économiques et environnementaux. À ce sujet, Andow (1991) a analysé 209 articles qui traitaient de biodiversité et de ravageurs des cultures : 52% des phytophages (287 espèces) mentionnés étaient moins abondants dans les systèmes diversifiés que dans les monocultures, alors que seulement 15,3% (44 espèces) démontraient une plus grande abondance en polycultures.

La relation entre la complexité de l'agroécosystème et la diversité des parasitoïdes de la Légionnaire unipunctuée, *Pseudaletia unipuncta* (Lépidoptères Noctuidés), a également été établie en culture du maïs dans le sud du Michigan. Marino et Landis (1996) ont mis en évidence un pourcentage de parasitisme plus élevé dans un système complexe que dans un système simple bien que l'étude n'ait pu déterminer quels étaient les mécanismes spécifiques en cause. Les auteurs ont cependant souligné l'importance de répéter ce type d'étude et de tenir compte des paramètres environnementaux pouvant influencer la dynamique de population des insectes étudiés.

Dans une perspective de reconceptualisation des agroécosystèmes, il s'agit alors de considérer les mécanismes de régulation des populations par l'établissement d'un équilibre dynamique (augmenter la diversité, complexifier les structures trophiques) qui procure une plus grande résistance aux perturbations dommageables (Gliessman, 1988 ; 1989). Il s'agit également d'intégrer les apports de la théorie du mutualisme, souvent occultée par celle de compétition, mais néanmoins bien connue dans les interactions plantes-herbivores (Boucher, 1985).

Un des éléments-clés pour augmenter la biodiversité dans l'espace agricole est de favoriser l'hétérogénéité dans le paysage par le maintien des espaces non cultivés, la diversification des cultures au niveau régional (Mineau et McLaughlin, 1996) et la modification des modes de gestion des bords de champs à des fins fauniques (Bernard *et al.*, 1998). Puisque, les comportements de dispersion des insectes et leur stratégie de vie sont aussi influencés par la disponibilité des habitats et leur connectivité entre eux (Burel et Baudry, 1995), les approches, les connaissances et les techniques développées en écologie du paysage peuvent contribuer à ce défi d'aménagement du territoire agricole.



Emphatisation de la Reconceptualisation d'UN AGROSYSTEME PHYTOSANITAIRE (ESR)

L'importance de l'écologie du paysage dans la reconceptualisation des agroécosystèmes

L'agriculture durable doit donc se fonder sur des principes écologiques pour trouver des solutions à long terme. En ayant pour objet les interactions entre les structures spatiales et la dynamique des communautés biologiques, l'écologie du paysage peut, selon la demande sociale, contribuer à l'identification de solutions pour maximiser l'intégrité écologique et minimiser la dégradation de l'environnement, particulièrement en ce qui a trait à l'atténuation des conséquences de la fragmentation et à la restauration de la qualité du paysage (Dramstad *et al.*, 1996). Ayant démontré son potentiel comme science intégrant des connaissances écologiques générées à différents niveaux hiérarchiques (Polis *et al.*, 1997) et comme outil de gestion de l'aménagement du territoire (Domon et Falardeau, 1995), l'écologie du paysage peut, en ce sens, s'inscrire dans la perspective de *reconceptualisation* des agroécosystèmes à des fins, notamment, de phytoprotection.

Pour quantifier la relation entre les populations animales et les structures paysagères, il est évidemment essentiel de définir des paramètres les plus significatifs (Opdam, 1990). La connexion (*connectivity*), caractéristique structurelle qui mesure les liens entre les différents éléments de la mosaïque du paysage (par exemple, les liens entre boisés et corridors), et la connexité (*connectedness*), paramètre fonctionnel mesurant le degré d'influence (effet facilitant ou restreignant) sur le mouvement des espèces entre les différents îlots, sont des paramètres parmi les plus importants dans les études des flux biotiques ou abiotiques (Burel et Baudry, 1995 ; Clergeau et Burel, 1997). La notion de connexité en écologie du paysage est donc dérivée de celle utilisée par

Allen et Starr (1982) pour déterminer un lien entre stabilité et diversité. Dans la mosaïque du paysage agricole, la fragmentation des habitats ou leur connexion jouent un rôle majeur dans la distribution et la survie des populations animales en général (Burel, 1992 ; Fahrig et Merriam, 1985 ; Heinen *et al.*, 1998). De fait, ce rôle est à ce point important qu'il est maintenant clair que la dynamique d'un milieu naturel (par exemple un boisé) ou agricole (par exemple un champ) peut être influencée, parfois de manière importante, par les caractéristiques et l'organisation spatiale des éléments qui les environnent (Polis *et al.*, 1997) et que, par conséquent, la maîtrise (au moins la régulation naturelle) des ravageurs en est elle même affectée. La recherche et les stratégies phytosanitaires doivent donc s'opérer à une échelle qui permette la prise en compte de telles influences, particulièrement lorsque des relations entre deux phénomènes dont le rythme de changement diffèrent dans le temps (Burel, 1992). Il faut, par conséquent, tenir compte de la bioécologie des organismes étudiés pour choisir les échelles d'investigation (Delettre *et al.*, 1992). D'autant plus que des résultats confirmés à l'échelle du champ peuvent diverger ou rendre différente l'interprétation d'un phénomène observé à une échelle plus vaste de la ferme ou de la région (Macdonald et Smith, 1991). La théorie de la hiérarchie (O'Neill *et al.*, 1986) qui propose un nouveau paradigme pour l'écologie met en évidence l'importance de considérer l'échelle spatio-temporelle appropriée pour comprendre un phénomène. Cette perspective hiérarchique aiderait à déterminer à quel niveau un processus est influencé et à détecter d'éventuels patrons de manière à identifier à quel niveau il faut concevoir les systèmes agricoles et gérer les processus écologiques.

De la lutte intégrée à l'agriculture intégrée : La reconceptualisation des agroécosystèmes dans le cadre de l'agriculture durable

Pour Barrett (1992), poser le problème de la « durabilité » à l'échelle du paysage nécessite l'intégration des sciences sociales, physiques et biologiques et un cadre d'analyse intégrateur, en l'occurrence la théorie de la hiérarchie proposée par O'Neill *et al.* (1986). La recherche scientifique a trop souvent adopté une approche réductionniste lorsque qu'une approche holistique ou hiérarchique devait être préconisée (Barrett, 1992). Par exemple, la gestion des ressources (rendements) et les problèmes des ravageurs (lutte intégrée dans la protection des cultures) sont fréquemment abordés au niveau individuel de l'écosystème (le champ), alors que l'atteinte de la durabilité serait davantage favorisée par un mode de gestion à l'échelle de la région, par exemple, les processus biologiques étant le résultat des activités à l'intérieur des mosaïques spatiales du paysage. Ainsi, une gestion efficace à un niveau supérieur influencera la gestion des décisions au niveau du champ (Gould et Stinner, 1984). Une telle gestion à « l'échelle du paysage » exige toutefois une approche plus flexible au plan des politiques et de leur mise en application (Barrett, 1992).

Les interactions dans les agroécosystèmes sont complexes et exigent un suivi régulier afin d'intégrer des changements de pratiques agricoles. Non seulement est-il important de comprendre les interactions entre le ravageur et la culture ainsi que les rapports entre le premier et le troisième niveau trophique (Price *et al.*, 1980), mais il devient nécessaire de prendre en compte le niveau de connexité du système écologique pour que la diversification atteigne son objectif (Allen et Starr, 1982 ; Burel et Baudry, 1995).

Certains auteurs suggèrent que l'aménagement de corridors non-cultivés dans le paysage agricole pourrait devenir un moyen important pour maîtriser les populations de ravageurs dans la culture du soja (Kemp et Barrett, 1989). Des études à long terme demeurent toutefois nécessaires pour mieux comprendre le rôle exact des surfaces non-cultivées dans la mosaïque du paysage.

Ainsi, la gestion de l'hétérogénéité du paysage pourrait devenir un outil efficace pour augmenter la diversité faunique dans les relations faune-agriculture et

réduire l'utilisation des pesticides (Barrett et Peles, 1994) en optimisant les liens entre les habitats. Dans cette perspective, la protection des plantes devrait être un élément important dans la planification de l'agriculture (Speight, 1983), ce qui permettrait de faire évoluer la protection des cultures vers une agriculture intégrée dans laquelle toutes les composantes de la production seraient prises en considération (Bird *et al.*, 1990 ; Vereijken, 1989). Il faut donc ne pas perdre de vue qu'en protection des plantes, l'approche écologique résulte de recommandations basées sur une connaissance issue de la compréhension de la complexité de l'agroécosystème dans lequel on veut intervenir (Labeyrie, 1985).

Pour Altieri (1989), le maintien à long terme de la diversité requiert une stratégie de gestion qui considère la biogéographie régionale et les patrons paysagers par delà des préoccupations de production locale. Jusqu'à maintenant, ce sont des motivations de profit plutôt que des préoccupations environnementales qui ont influencé et façonné la structure de l'agriculture, laquelle est aussi associée à des politiques qui ont conduit à la dégradation environnementale et à la simplification de la biodiversité en agriculture (Buttel et Larsons, 1980 ; Pimentel *et al.*, 1992). Puisque les problèmes environnementaux ont aussi leur origine dans les structures économiques et politiques, il est crucial de considérer des changements sociaux, d'orientation dans la recherche et le transfert technologique, des réformes agraires et le redesign des machineries pour augmenter les possibilités d'accroître, par exemple, le degré de maîtrise des ravageurs par le moyen de la gestion de la biodiversité (Altieri, 1991).

Ainsi, intervenir dans les agroécosystèmes, même avec des objectifs précis, ne peut se faire sans considérer une approche multidimensionnelle, interdisciplinaire, fondée sur une connaissance approfondie du milieu où l'on veut intervenir. D'ailleurs, Smith et McDonald (1998) considèrent nécessaire d'évaluer la *durabilité* de l'agriculture à l'étape même de la planification de projets de développement. Un cadre d'analyse qui tienne compte des aspects multidimensionnels et intègre l'évaluation à différentes échelles s'avère donc nécessaire. Le modèle ESR peut y contribuer d'autant plus qu'il permet d'inclure une vision sociale de l'agriculture par une approche holistique ■

Références bibliographiques

ALLEN T.F.H., STARR T.B., 1982. *Hierarchy perspectives for ecological complexity*. University of Chicago Press, Chicago, USA, 310 p.

ALLEN P., VAN DUSEN D., LUNDY J., GLIESSMAN S., 1991. Integrating social, environmental, and economic issues in sustainable agriculture. *Amer. J. Alter. Agric.*, 6(1), 34-39.

ALTIERI M.A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 19-31.

ALTIERI M.A., 1994. *Biodiversity and pest-management in agroecosystems*. Food Products Press, New York, 185 p.

ALTIERI M.A., 1991. The agro-ecology of temperate cereal fields: Entomological implication. In L.G. FIRBANK, N. CARTER, J.F. DORBYSHIRE & G.R. POLTS : *The ecology of temperate cereal fields*, Blackwell Sc. Pub., Oxford, pp. 259-271.

- ALTIERI M.A. 1989. Agroecology : A new research and development paradigm for world agriculture. In M.G. Paoletti, B.R. Stinner and G.G. Lorenzoni : *Agriculture, Ecosystems and Environment, special issue*, 27, pp. 37-46.
- ANDOW D.A. 1991. Vegetational diversity and arthropod population response. *Ann. Rev. Entomol.* 36, 561-586.
- BARBOSA P. 1998. *Conservation biological control*. Academic Press, Toronto, 396 p.
- BARRETT G.W., 1992. In : J. SUSTAIN : Landscape ecology: Designing sustainable agricultural landscapes. *Agric.*, 2(3), 83-103.
- BARRETT G.W., PELES J.D., 1994. Optimizing habitat fragmentation : an agrolandscape perspective. *Landscape and Urban Planning*, 28, 99-105.
- BERLAN J.P., LEWONTIN R.C., 1998. La menace du complexe génético-industriel. *Le Monde Diplomatique*, 537, 1 / 22-23.
- BERNARD J.L., GRANVAL P., PASQUET G., 1998. Les bords de champs cultivés : pour une approche cohérente des attentes cynégétiques, agronomiques et environnementales. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 34, 21-32.
- BIRD G.W., EDENS T., DRUMOND F., GRODEN E., 1990. Design of pest management systems for sustainable agriculture. In C.A. FRANCIS, C.F. FLORA & L.D. KING : *Sustainable agriculture in temperate zones*. J. Wiley, New-York, pp. 55-110.
- BOITEAU G., 1986. Effect of planting date and Plant Spacing on Field Colonization by Colorado Potato Beetles, *Leptinotarsa decemlineata* (Say) in New Brunswick; *Env. Entomol.*, 15(2), 311-315.
- BOIVIN G., 1992. L'intégration des méthodes de lutte biologique : l'exemple du charançon de la carotte. In C. VINCENT, D. CODERRE : *La lutte biologique*. Gaëtan Morin, Québec. pp.151-164.
- BOUCHER D.H., 1985. *The biology of mutualism*. Croom Helm, Londres.
- BUREL F., 1992. Effect of landscape structure and dynamics on species diversity in hedgerow networks. *Landscape Ecology*, 6(3), 161-174.
- BUREL F., BAUDRY J., 1995. Species biodiversity in changing agricultural landscapes : A case study in the Pays d'Auge, France. *Agr., Ecosyst. & Environ.*, 55, 193-200.
- BUTTEL F.D., LARSON O.W., 1980. Whither environmentalism ? The future political path of the environmental movement. *Natural Resource Journal*, 20, 323-344.
- CLERGEAU P., BUREL F., 1997. The role of spatio-temporal patch connectivity at the landscape level: an exemple in a bird distribution. *Landscape and Urban Planning*, 38, 37-43.
- CLOUTIER C., CLOUTIER C., 1992. Les solutions biologiques de lutte pour la répression des insectes et acariens ravageurs des cultures. In C. VINCENT & D. CODERRE : *La lutte biologique*. Gaëtan Morin, Québec, pp. 19-88.
- CONWAY G.R., 1987. The properties of agroecosystems. *Agricultural systems*, 24, 95-117.
- COWGILL S.E., WRATTEN S.D., SOTHERTON N.W., 1993. The selective use of floral resources by the hoverfly *Episyrphus balteatus*, (Diptera : Syrphidae) on farmland. *Ann. Appl. Biol.*, 122, 223-231.
- DELETTRE Y., TRÉHEN P., GROOTAERT P., 1992. Space heterogeneity, space use and short-range dispersal in Diptera : A case study. *Landscape Ecology*, 6(3), 175-181.
- DENNIS P., FRY G.L.A., 1992. Field margins : can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland ? *Agric. Ecosyst. & Environ.*, 40, 95-115.
- DOMON G., FALARDEAU J., 1995. *Méthodes et réalisations de l'écologie du paysage pour l'aménagement du paysage*. Polyscience pub., 227 p.
- DOVER J., 1992. The conservation of insects on arable farmland. In N.W. COLLINS & J. THOMAS : *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press, Londres, pp. 294-318.
- DRAMSTAD W.E., FRY G., 1995. Foraging activity of bumblebees (*Bombus*) in relation to flower resources or arable land. *Agric. Ecosyst. & Environ.*, 53,123-135.
- DRAMSTAD W.E., OLSON J.D., FORMAN R.T.T., 1996. *Landscape ecology principles in landscape architecture and land-use-planning*. Harward University, 80 p.
- ESTEVEZ B., DOMON G., LUCAS É., 2000. Contribution de l'écologie du paysage à la diversification des agroécosystèmes à des fins de phytoprotection. *Phytoprotection*, 81(1), (sous presse).
- ESTEVEZ B., DOMON G., 1999. Les enjeux sociaux de l'agriculture durable. Un débat de société nécessaire ? Une perspective nord-américaine. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 36, 97-106.
- FAHRIG L., MERRIAM G., 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology*, 66, 1762-1768.
- FERRO D.N., MCNEIL J. N., 1998. Habitat enhancement and conservation of natural enemies of insects. In BARBOSA, P. : *Conservation biological control*. 1998. Academic Press, Toronto. pp. 123-132.
- FORMAN R.T.T., MOORE P.N., 1992. Theoretical foundations for understanding boundaries in landscape mosaics. In F. DI CASTRI & A.J. HANSEN : *Landscape boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows*. Springer-Verlag, New York, pp. 236-258.
- FRY G., SARLÖV-HERLIN I., 1997. The ecological and amenity functions of woodland edges in the agricultural landscape ; a basis for design and management. *Landscape and Urban Planning*, 37, 44-55.
- GIROUX S., COTE J.C., VINCENT C., MARTEL P., CODERRE D., 1994. Bacteriological Insecticide M-One Effects on Predation Efficiency and Mortality of Adult *Coleomegilla maculata lengi* (Coleoptera : Coccinellidae). *J. Econ. Entomol.*, 87(1), 39-43.
- GLIESSMAN S.R., 1989. Agroecology : Researching the ecological basis for sustainable agriculture. In S.R. GLIESSMAN : *Agroecology : Researching the ecological basis for sustainable agriculture*. Ecological studies 78, Springer Verlag, New York., pp.3-10.
- GLIESSMAN S.R., 1988. Species interactions and community ecology in low external-input agriculture. *Am. J. Alternative Agric.*, 2, 160-165.
- GREGOIRE F., 1997. *Bilan des ventes de pesticides au Québec en 1995*. MEF (ministère de l'Environnement et de la Faune), Direction des politiques des secteurs agricoles et naturel, division des pesticides, 88 p.
- HANSEN J.W., 1996. Is agricultural sustainability a useful concept ? *Agric. Syst.*, 50, 117-143.
- HANSEN A.J., RISSER P.G., DI CASTRI F., 1992. Epilogue : Biodiversity and ecological flows across ecotones. In F. DI CASTRI & A.J. HANSEN, *Landscape boundary : Consequences for biotic diversity and ecological flows*. Springer-Verlag, New York, pp. 423-438.
- HEINEN K., WEGNER J., MERRIAM G., 1998. Population effects of landscape model manipulation on two behaviourably different woodland small mammals. *Oikos*, 81, 168-186.
- HENDRICKS K., STOBBELAAR D.J., VANMANSVELT J.D., 2000. The appearance of agriculture. An assessment of the quality of landscape of both organic and conventional horticultural farms in West Friesland. *Agr., Ecosyst. & Environ.*, 77, 157-175.
- HILL S.B., 1985. Redesigning the food system for sustainability. *Alternatives*, 12(3/4), 32-36.
- HILL S.B., MACRAE R.J., 1995. Conceptual framework for the transition from conventional to sustainable agriculture. *Journal of Sustainable Agriculture*, 7(1), 81-87.
- HINDMARSH R., LAWRENCE G., NORTON J., 1998. *Altered gene : reconstructing nature*. Allen & Unwin, Sydney, Australie.,
- KEMP J.C., BARRETT G.W., 1989. Spatial patterning: Impact of uncultivated corridors on arthropod populations within soybean agroecosystem. *Ecology*,70(1), 114-128.
- KEVAN D.K. MCE., 1992. L'introduction et l'utilité des orthoptéroïdes pour la lutte biologique. In C. VINCENT & D. CODERRE : *La lutte biologique*. Gaëtan Morin, Québec, pp. 89-106.
- KROMP B., 1989. Carabid beetle communities (*Carabidae*, *Coleoptera*) in biologically and conventionally farmed agroecosystems. In M.G. PAOLETTI, B.R.

- STINNER & G.G. LORENZONI : *Agriculture, Ecosystems and Environment, special issue*, 27, 241-151.
- LABEYRIE V., 1985. For the definition of an ecological strategy in the protection of agroecosystems. *Oecologia Humana*, 33, 404-410.
- LABEYRIE V., 1987. Towards a synthetic approach to insect-plant relationships. In V. LABEYRIE, G. FABRES & D. LACHAISE : *Insect-plants*. Proceedings of the 6th International Symposium on Insect-Plant Relationships (Pau, 1986). Dr W. Junk Publishers, pp. 3-7.
- LASHOMB J.H., NG Y.S., 1984. Colonization by colorado potato beetles, *Leptinotarsa decemlineata* (Say) (*Coloptera: Chrysomelidae*), in rotated and non-rotated potato fields. *Environ. Entomol.*, 13, 1352-1356.
- LEVIN S., HARWELL M.A., 1986. Potential ecological consequences of genetically engineered organisms. *Environ. manag.*, 10(4), 495-513.
- LEVINS R., 1986. Perspectives in integrated pest management. From an industrial to an ecological model of pest management. In M. KOGAN : *Ecological theory and integrated pest management practice*, pp. 1-18.
- LUCAS E., CODERRE D., BRODEUR J., 1998. Intraguild predation among aphids predators: Characterization and influence of extraguild prey density. *Ecology*, 79, 1084-1092.
- MACDONALD D.W., SMITH H., 1991. New perspectives on agroecology. Between theory and practice in the agricultural ecosystem. In L.G. FIRBANK, N. CARTER, J.F. DORBYSHIRE & G.R. POLTS : *The ecology of temperate cereal fields*. Blackwell Sc. Pub., Oxford, pp. 413-447.
- MACRAE R.J., HILL S.B., HENNING J., MEHUY S.G.R., 1989. Agricultural science and sustainable agriculture : A review of the existing scientific barriers to sustainable food production and potential solutions. *Biol. Agric. & Hortic.*, 6, 173-219.
- MAPAQ (MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DES PECHERIES ET DE L'ALIMENTATION DU QUEBEC), 1991. *Stratégie phytosanitaire : Plan d'interventions*, 72 p.
- MAPAQ, 1994. *Le Développement durable, pour la suite des choses*. Politique Ministérielle de Développement Durable, Québec, 25 p.
- MAPAQ, 1997. *Stratégie phytosanitaire : Repositionnement 1997-2000*. Document synthèse, 4 p.
- MARINO P.C., LANDIS D.A., 1996. Effect of landscape structure on parasitoid diversity and parasitism in agroecosystems. *Ecol. Appl.*, 6(1), 276-284.
- MCNEELY J.A., MILLER K.R., REID W.V., MITTERMEIER R.A., WERNER T.B., 1990. *Conserving the world's biological diversity*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. WRI, Cons. Intl., World Wildlife Funders, World Bank, Washington, DC.
- MINEAU P., MCLAUGHLIN A., 1996. Conservation of biodiversity within canadian agricultural landscapes : integrating habitat for wildlife. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 9(2), 93-113.
- MOTYKA G., EDENS T.C., 1984. *A comparison of heterogeneity and abundance of pests and beneficials across a spectrum of chemical and cultural controls*. Pest Mgmt. Tech. Rept. n°41, Dept. of Entomol., Mich. State Univ., 44 p.
- OPDAM P., 1990. Dispersal in fragmented populations : the key to survival. In R.G.H. BUNCE & D.C. HOWARD : *Species dispersal in agricultural habitats*. Belhaven Press., Londres, pp. 3-17.
- PAOLETTI M.G., 1995. Biodiversity, traditional landscape and agroecosystem management. *Landscape and Urban Planning*, 31, 117-128.
- PAOLETTI M.G., FAVRETTO M.R., RAGUSA S., STRASSEN R., 1989. Animal and plant interactions in the agroecosystems. The case of woodland remains in northeastern Italy. In F. GOLLEY & P.M. GOLLEY : *environmental Consequences of Agricultural Policy and Practice. Ecol. Int. Bull.*, 17, 79-91.
- PIMENTEL D., STACHOW, U., TAKACS D.A., BRUBAKER H.W., DUMAS A.R., MEANEY J.J., O'NEIL J., ONSI D.E., CORZILIUS D.B., 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry Systems. *BioScience*, 42(5), 354-362.
- PIMENTEL D., GLENISTER C., FAST S., GALLAHAN D., 1984. Environmental risks of biological controls. *Oikos*, 42, 283-290.
- POLIS G.A., ANDERSON W.B., HOLT R.D., 1997. Toward an integration of landscape and food web ecology : The dynamics of spatially subsidized food webs. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 28, 289-316.
- POLIS G.A., MYERS C.A., HOLT R.D., 1989. The ecology and evolution of intraguild predation : potential competitors that eat each other. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 20, 297-330.
- PRICE P.W., BOUTON C.E., GROSS P., MCPHERSON B.A., THOMPSON J.N., WEISE A.E., 1980. Interactions among three trophic levels : influence of plants on interaction between insect herbivores and natural enemies. *Annu. Rev. Ecol.*, 11, 41-60.
- ROSENHEIM J.A., 1998. Higher-order predators and the regulation of insect herbivore populations. *Annu. Rev. Entomol.*, 43, 421-447.
- ROSENHEIM J.A., WILHOIT L.R., ARMER C.A., 1993. Influence of intraguild predation among generalists insects predators on the suppression of herbivore population. *Oecologia*, 96, 439-449.
- ROSSI R., NOTA D., 2000. Nature and landscape production potentials of organic types of agriculture : a check of evaluation criteria and parameters in two Tuscan farm-landscapes. *Agri, Ecosyst. & Environ.* 77, 53-64.
- SANDS R.G., PODMORE T. H., 2000. A generalized environmental sustainability index for agricultural systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 79, 29-41.
- SMITH C.S., MCDONALD G.T., 1998. Assessing the sustainability of agriculture at the planning stage. *J. of Environ. Management*, 52, 15-37.
- SPEIGHT M.R., 1983. The potential of ecosystem management for pest control. *Agric. Ecosyst. & Environ.*, 10, 183-199.
- THOMAS V.G., KEVAN P.G., 1993. Basic principles of Agroecology and Sustainable Agriculture. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 6(2), 1-19.
- TODOROVA S. I., CODERRE D., DUCHESNE R.M., COTE J.C., 1998. Compatibility of *Beauvaria bassiana* with selected fungicides and herbicides. *Environ. Entomol.*, 27(2), 427-433.
- USDA, 1973. *Monoculture in agriculture : Extent, Causes and Problems*. Report of the Task Force on Spatial Heterogeneity in Agricultural Landscapes and Enterprises. US Government Printing Office, Washington, DC., 64 p.
- VEREIJKEN P., 1989. From integrated control to integrated farming, an experimental approach. *Agric. Ecosyst. & Environ.*, 26, 37-43.
- VINCENT C., CODERRE D., 1992a. *La lutte biologique*. Gaëtan Morin. 671 p.
- VINCENT C., CODERRE D., 1992b. *La lutte biologique à la croisée des chemins*. In C. VINCENT ET D. CODERRE : *La lutte biologique*. Gaëtan Morin, Québec, pp. 645-650.
- WEGOREK W., H. TROJANOWSKI, 1985. Influence of intensive pesticide application in field cultures on some component of biocoenosis. In J. MISSONNIER & L. RYSZKOWSKI : *Impact de la structure des paysages agricoles sur la protection des cultures*. INRA, France, pp. 27-37.
- WOOTON J.T., 1994. The nature and consequences of indirect effects in ecological communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 25, 443-466.