Le couplage des modèles agronomiques et économiques : intérêt pour l'analyse des politiques

Guillermo FLICHMAN
Florence JACQUET

Cahiers d'économie et sociologie rurales, n° 67, 2003

Guillermo FLICHMAN*, Florence JACQUET*

Integrating agronomic and economic models for agricultural policy analysis

Key-words:
environment, agricultural policy, bioeconomic model, agronomy

Summary *– Integrating agronomic and economic models falls within the realm of bio-economic models whereby biological processes under study are explicitly represented. In the case of agriculture, this approach is based, on the one hand, on an agronomic model specification of production technologies integrated to an economic model – most often of a constrained optimisation type – and on the other hand, on their impacts in terms of yields and environmental externalities. This explicit (primal) representation of technologies is well suited to study the environmental impacts of agricultural policies and represents an interesting alternative to the dual approach that is frequently used in the econometrics. It also enables ones not only to assess the effects of new agricultural policy instruments such as decoupled subsidies and agri-environmental contracts but also to take into account the non-convexities between agriculture and the environment.*

Le couplage des modèles agronomiques et économiques : intérêt pour l'analyse des politiques

Mots-clés :
environnement, politique agricole, modèle bio-économique, agronomie

Résumé – Le couplage des modèles agronomiques et économiques se situe dans la tradition des modèles bio-économiques, où les processus biologiques étudiés sont explicitement représentés. Dans le cas de l'agriculture, cette méthode repose, d'une part, sur une modélisation agronomique des techniques de production, intégrée à un modèle économique – le plus souvent d'optimisation sous contrainte – et, d'autre part, sur l'incidence de ces techniques en termes de rendements et d'externalités environnementales. Cette représentation explicite (primale) des techniques de production est particulièrement adaptée à l'analyse d'impact de la dimension environnementale des politiques agricoles, constituant une alternative intéressante à l'approche duale généralement utilisée en économétrie. Elle permet aussi d'analyser les conséquences de la mise en place de nouveaux instruments de politique en se plaçant, d'une part, au delà des situations déjà observées et en prenant en compte, d'autre part, les non-convexités de la relation agriculture/environnement.

* *CIHEAM-IAMM, UMR Lameta, 3191, Route de Mende, 34093 Montpellier cedex 5*
e-mail : g.flichman@wanadoo.fr
jacquet@iamm.fr

Les auteurs remercient les trois rapporteurs anonymes et l'un des co-éditeurs de la revue pour les commentaires et suggestions sur les versions précédentes de l'article. Les erreurs qui resteraient dans le texte relèvent de la seule responsabilité des auteurs.

LES politiques agricoles intègrent de plus en plus des objectifs environnementaux: réduction des externalités négatives de l'agriculture ou production d'aménités positives. En articulation avec les politiques environnementales, elles sont à la recherche des instruments adéquats pour intervenir sur les choix techniques des agriculteurs. Ce sont en effet ces choix techniques qui déterminent non seulement la nature et le volume de l'offre de produits agricoles, mais aussi les conséquences environnementales de l'activité agricole, soit l'offre de produits environnementaux. En conséquence, pour un économiste agricole qui souhaite intégrer cette dimension de l'analyse des réactions de l'agriculture aux changements de politique, une bonne représentation des techniques agronomiques et des implications de ces techniques sur l'environnement est nécessaire. Les « fonctions de production d'ingénieur » sont alors d'un grand secours pour l'économiste (Chenery, 1949). Les modèles agronomiques en sont actuellement la version la plus aboutie, car ils permettent généralement de mesurer non seulement l'impact des techniques sur la production agricole mais également sur certaines variables environnementales. Cette méthode de couplage de modèles suppose la mobilisation de connaissances relevant d'autres disciplines que l'économie. Elle permet de dépasser le constat du « manque de données disponibles », trop souvent mis en en avant quand il s'agit de travailler sur les choix techniques des agriculteurs et leurs impacts environnementaux.

Dans une première partie, nous montrerons pourquoi le couplage de modèles agronomiques et économiques est particulièrement bien adapté à l'analyse des politiques ayant un impact sur le choix des techniques par les agriculteurs.

Dans une seconde partie, nous démontrerons que cette méthodologie permet de prendre en compte les non-convexités de la relation production agricole et environnement qui existent au niveau de l'exploitation agricole. Ces non-convexités ont en effet des conséquences importantes sur le choix des instruments publics d'intervention.

POLITIQUES ET CHOIX DES TECHNIQUES

Le couplage des modèles agronomiques et économiques s'inscrit dans l'histoire plus générale des modèles bio-économiques. Les premiers travaux utilisant le couplage de modèles ont ainsi été élaborés dans le cadre de la modélisation bio-économique « classique » (Kennedy, 1986; Wilen, 1985). Il s'agissait alors de modèles dynamiques dans lesquels des équations de transition ou de mouvement sont construites à partir de modèles biologiques, tels que ceux portant sur la croissance des populations de poissons ou d'espèces forestières.

En général, les méthodes utilisées pour résoudre ce type de modèles sont celles habituelles en contrôle optimal. Les méthodes de résolution utilisées (programmation dynamique, programmation dynamique stochastique) supposent en général de travailler avec un nombre très limité de variables. Il existe assez peu de travaux où des modèles dynamiques d'optimisation sous contraintes sont utilisés, permettant une application numérique avec un plus grand nombre de variables et résolus grâce à des algorithmes particuliers (Yates et Rehman, 1998 ; Standiford et Howitt, 1992). Par ailleurs, dans leur version la plus courante, cette première génération de modèles bio-économiques n'avait pas pour but d'analyser les impacts des politiques en économie agricole, mais plutôt, dans une approche normative, de trouver la solution optimale à un problème de gestion de ressources naturelles.

Notre préoccupation est différente, s'agissant principalement d'aide à la décision en politique agricole, il est nécessaire de disposer de modèles positifs, c'est-à-dire capables de reproduire d'abord le comportement des agents, afin de pouvoir ultérieurement, en modifiant les paramètres qui représentent les politiques, établir des prévisions.

Un choix se pose alors sur le type de modèles à construire et simultanément sur le type de données à utiliser.

En effet, face à des changements de politiques très importants, comme c'est le cas actuellement en politique agricole (forte baisse de prix, mise en place d'aides directes et de contrats), on ne peut pas utiliser le type de données statistiques généralement utilisées en économétrie. Ces données sont, par nécessité, basées sur des observations à un certain moment ou au cours d'une période. Dans le premier cas, quand il s'agit d'une analyse transversale, l'état des techniques observé est fortement déterminé par la structure spécifique des prix relatifs. Dans le second cas, où une série chronologique de données est utilisée, une partie des effets de substitution générés par le changement de la structure de prix dans le temps peut être prise en compte. Cependant, les niveaux de variabilité observés doivent être d'une amplitude comparable à ceux prévus pour le futur afin de permettre une prévision fiable. Par ailleurs, se pose également le problème crucial de la mesure du progrès technologique dans les séries chronologiques. Même les méthodes les plus sophistiquées pour introduire le progrès technique dans l'analyse s'avèrent, pour l'instant, peu convaincantes.

L'alternative à l'approche duale de la technologie que propose l'économétrie est une approche primale, autrement dit explicite, entre les quantités d'inputs et les produits. Les modèles économiques de simulation basés sur la programmation mathématique reposent sur cette prise en compte explicite des techniques, ce qui permet d'analyser plus précisément l'impact d'un changement du contexte économique sur le changement de techniques.

Il ne s'agit pas de porter un jugement général sur la supériorité d'une

approche par rapport à une autre, mais d'insister sur l'intérêt de rechercher directement les informations sur les techniques quand celles-ci sont l'élément crucial de l'analyse, parce qu'elles conditionnent la réponse de l'offre agricole aux politiques et l'impact environnemental.

Ceci ne résout pas pour autant la question des sources d'information. En effet, les données directes sur les techniques sont plus difficiles à obtenir que les données sur les coûts. Plusieurs options sont possibles. L'enquête directe auprès des agriculteurs, les données expérimentales, et l'utilisation de données d'ingénieur qui existent souvent sous forme de base de références techniques sont les plus fréquemment utilisées. Cette dernière possibilité est souvent la seule, par exemple dans les travaux concernant l'élevage (Ridier et Jacquet, 2002).

Mais quand cela est possible, les modèles agronomiques peuvent compléter et enrichir considérablement les « avis d'expert », en particulier parce qu'ils permettent de simuler les techniques qui sont peu ou pas utilisées dans les contextes économiques actuels.

En fait, les modèles agronomiques peuvent être considérés par l'économiste comme des fonctions de production d'ingénieur très détaillées. Remarquons d'ailleurs que ces fonctions de production d'ingénieur peuvent, en fait, être utilisées aussi bien dans des modèles de programmation mathématique [1], que dans des modèles économétriques où une approche primale de la technologie est appliquée (Vicién, 1990 ; Amigues *et al*., 1998).

Les modèles agronomiques permettent d'isoler l'effet de chaque facteur, mieux qu'en utilisant des données réelles ou expérimentales qui ont toujours beaucoup de « bruit ». Ils peuvent aussi bien générer des données qui correspondent à différentes situations climatiques, en conservant les mêmes types de variété, niveaux de fertilisation et autres paramètres techniques, ou simuler une fonction de réponse à l'azote en éliminant l'effet des autres facteurs.

Par ailleurs, autre avantage, les données simulées concernant la pollution ou la dégradation des sols sont compatibles avec l'information sur les rendements, dans la mesure où elles proviennent de la même source. En effet, les modèles agronomiques intégrés (style EPIC, CROPSYST, SWAT ou STICS, voir références plus loin) simulent des rendements en fonction de l'itinéraire technique, itinéraire technique qui a également un impact sur la dégradation des sols (érosion, salinité) ou la pollution. Les relations entre les rendements et la production d'externalités sont calculées dans le même système par des fonctions explicites. L'analyse des effets à long terme des pratiques agricoles sur les ressources naturelles devient possible.

[1] La plupart des recherches utilisant le couplage des modèles agronomique et économique utilisent la programmation mathématique appliquée à l'étude des exploitations et secteurs agricoles.

Enfin, l'utilisation des modèles agronomiques permet dans une analyse entre régions ou pays de différencier, dans la recherche des avantages, les facteurs techniques des facteurs naturels et des facteurs strictement économiques comme la structure de prix relatifs. Elle rend ainsi possible une meilleure prise en compte du progrès technique, en simulant les effets de l'introduction de nouvelles variétés, même si elles n'ont pas encore été expérimentées sur un site déterminé (Flichman, 1990).

Le couplage de modèles agronomiques et économiques, au sens où nous l'entendons, date en fait de la construction des premiers modèles agronomiques de croissance des plantes. C'est dans les années 70 que commencèrent à être élaborés ces types de modèles.

Si l'on s'en tient à des phénomènes biologiques purs où les relations facteurs-produits sont générées par les lois de la nature, la fonction de production est simplement constituée par l'expression mathématique de ces lois. Il en est ainsi des relations biochimiques qui transforment l'énergie en biomasse et qui sont à la base des modèles bio-physiques. Mais les modèles agronomiques simulent des processus associés tels que l'interception de la lumière, la consommation d'eau et de nutriments, la conservation d'énergie en biomasse et sa répartition entre les racines, les parties aériennes et le grain, mais également les effets des actes techniques qui caractérisent la production agricole : séquences et types de travaux effectués, conséquences des choix techniques sur la production et l'écosystème et effets de la succession des cultures. La modélisation complète de l'ensemble des processus technique, biologique et bio-physique (processus du sol et du climat) et de leurs interrelations conduit ainsi à un modèle agronomique. Ces modèles sont généralement issus d'une double approche : une approche mécaniste, basée sur une définition explicite des causalités entre les variables, et une approche empirique, issue d'une connaissance plus limitée de certains phénomènes et basée sur l'observation expérimentale.

Les premiers modèles bio-techniques de ce type ont été conçus pour simuler la croissance d'une seule espèce sur un environnement donné. La famille des modèles CERES (Jones et Kiniry, 1986) est l'exemple le plus connu. Au début des années 80, une nouvelle catégorie de modèles apparaît permettant de simuler la croissance de multiples cultures en interaction, en incorporant de manière dynamique les effets cumulatifs de la production agricole sur les conditions du sol (érosion, fertilité, réserve d'eau, etc.). C'est le cas des modèles EPIC (Williams *et al*., 1984 ; Cabelguenne *et al*., 1986), CROPSYST (Stockle and Nelson, 2002) et plus récemment STICS (Brisson *et al*., 1998).

L'utilisation de ces modèles comme source d'informations pour l'économiste commence alors à se développer rapidement afin de créer des coefficients techniques à introduire dans des modèles de programmation mathématique ou pour estimer des fonctions de production d'ingénieur. Les premiers travaux apparaissent aux Etats-Unis, en dehors du contexte académique proprement dit, à l'initiative de l'USDA. Le ministère de

l'Agriculture des États-Unis était alors fort préoccupé par la mise en place d'une politique efficace de conservation des sols. De ce fait, les recherches initiales aux États-Unis ont porté essentiellement sur le problème de l'érosion des sols et ses effets concernant la productivité agricole. Plus tard, les travaux ont porté aussi sur la question de la pollution diffuse d'origine agricole, aussi bien provoquée par les nitrates que par les pesticides (Bouzaher *et al*., 1993 ; Mapp *et al*., 1994 ; Bouzaher *et al.*, 1995).

Un modèle sectoriel américain est actuellement développé par une équipe constituée de nombreux chercheurs (Atwood *et al*., 2000): il utilise les résultats des simulations réalisées avec SWAT (Arnold *et al*., 1998) pour obtenir les impacts environnementaux des choix agricoles. SWAT est un modèle qui fonctionne à l'échelle d'un bassin versant. Toujours aux États-Unis, mais concernant des pays très divers, d'autres travaux ont été réalisés, souvent pour analyser la dégradation des sols (Dalton et Masters, 1997). En Europe, l'idée de couplage des modèles agronomiques et économiques est proposée par Flichman (1986) et par Jacquet et Flichman (1988). La première application est une étude sur les comparaisons internationales d'efficacité en agriculture (Flichman, 1990).

Quelques années plus tard, un projet européen – POLEN – a permis la réalisation d'une vaste recherche sur six régions européennes (Donaldson *et al*., 1995 ; Flichman *et al*., 1995; Boussemart *et al*., 1996).

Dans ce projet, les effets de la réforme de la PAC ont été analysés du point de vue des changements de revenus, des variations de la production, des impacts sur l'irrigation et sur la pollution potentielle produite par la percolation des nitrates. Cette recherche est basée sur l'utilisation conjointe du modèle agronomique et hydrologique EPIC[2], avec un modèle de programmation mathématique. Les indicateurs de pollution potentielle ont été obtenus avec EPIC, ainsi que les niveaux de rendements correspondant à chaque technique simulée. Les rapports entre la politique agricole et la pollution par les nitrates ont été particulièrement étudiés. Les résultats obtenus sont différents selon les régions, mais les niveaux de pollution potentielle diminuent toujours avec l'application de la nouvelle politique. Dans certains cas, ils sont plus dépendants des conditions climatiques que du changement de la politique agricole. Si l'on impose au modèle une forte réduction de la pollution potentielle, la perte subséquente des revenus des agriculteurs est sensiblement inférieure dans le scénario d'application de réforme que dans celui sans réforme. Dans le cas de la région de Toulouse, une diminution de la pollution de 50 % entraînerait une perte des revenus de 64 % (sans réforme) et de moins de 15 %, avec l'application de la nouvelle politique.

Plusieurs travaux ont été développés ou initiés par la même équipe, en appliquant ce type de méthodologie dans différents contextes : en

[2] EPIC a été validé dans toutes les régions étudiées (situées en Espagne, France, Italie, Portugal et au Royaume-Uni) sous la supervision de l'équipe d'agronomie de l'INRA-Toulouse.

Argentine (Vicién, 1990 ; Deybe et Flichman, 1991; Deybe, 1994), en Tunisie (Louhichi *et al*., 1999, Mimouni *et al*., 2000 ; Louhichi, 2001), au Burkina-Faso (Deybe, 1994; Barbier et Benoit-Cattin, 1997), au Honduras (Barbier et Bergeron, 1999) et au Niger (Barbier et Hazell, 2000), soit en construisant des modèles au niveau de l'exploitation, soit au niveau d'une petite région ou d'un bassin versant.

Parallèlement, des travaux de couplage de modèles agronomiques et économiques ont été réalisés aux Pays-Bas (Ruben *et al*., 1998) et au Royaume-Uni (Lowe *et al*., 1999). En France, dans des travaux menés par l'équipe de l'UMR LEERNA à Toulouse, le modèle EPIC-PHASE est couplé avec un modèle de contrôle optimal (Bontemps et Couture, 2000 ; Couture, 2000), ou avec un modèle économétrique pour analyser le problème de la pollution par les nitrates et les pesticides (Amigues *et al*., 1998).

Le CIRAD mène également un certain nombre de travaux sur la base de méthodologies semblables et sur différents terrains, notamment en Amérique Latine et en Afrique, où le modèle STICS a pu être validé, enrichi, et utilisé conjointement à des approches économiques (Bonnal *et al*., 2000).

En ce qui concerne les problèmes de pollution, la question des mécanismes de transport des matières actives dans le sol se doit également d'être posée. Le couplage d'un modèle hydrologique avec un modèle économique peut alors s'avérer particulièrement pertinent (Rio *et al*., 2000).

POLITIQUES ET NON-CONVEXITÉS DE LA RELATION ENTRE AGRICULTURE ET ENVIRONNEMENT

Le couplage de modèles agronomiques et économiques permet ainsi une approche des externalités différente de celle habituellement utilisée en économie. En effet, si un économiste aborde le problème de la pollution par les nitrates en utilisant des données exclusivement économiques, la seule manière de faire sera d'établir des relations entre, d'une part, les coûts et les profits des activités agricoles et, d'autre part, les coûts de la pollution. Ces derniers seront mesurés en utilisant les dépenses nécessaires pour conserver la qualité de l'eau potable ou par des travaux d'enquête permettant de définir la disposition à payer des consommateurs pour obtenir une eau non polluée. On pourra alors construire une fonction des coûts privés, et une autre des coûts sociaux en tenant compte du coût de la pollution. Le coût de la pollution est supposé augmenter avec la croissance de la production. C'est ainsi que, en suivant la version standard de l'économie de l'environnement, les externalités négatives peuvent s'internaliser en appliquant une taxe à la production ou aux inputs qui sont à l'origine de la pollution.

Or, il peut arriver que dans certaines situations une augmentation de la production produise une diminution de la pollution, ou qu'une augmentation de l'utilisation d'un input à l'origine de cette pollution puisse être associée à une diminution de l'externalité. Cela s'explique par un changement dans les techniques utilisées (sans qu'il s'agisse pour autant de progrès technique), comme par exemple le passage, dans certaines conditions, d'une production de maïs en sec au maïs irrigué. Il peut même se trouver que la pollution augmente pour certains niveaux de production, diminue ensuite, puis augmente de nouveau. Ce phénomène ressemble au fameux *« reswitching »* de techniques (Sraffa, 1960 ; Harcourt, 1972 ; Kurz, 2001) étudié par les économistes de Cambridge dans les années 50 et 60.

Dans le débat sur la théorie du capital, les économistes de l'école de Cambridge (UK) ont ainsi démontré la possibilité du retour des techniques *(reswitching)* : une technique rentable pour un taux d'intérêt donné peut devenir non rentable pour un taux supérieur pour ensuite redevenir rentable à un taux encore plus élevé. C'est en quelque sorte, un phénomène semblable à celui-ci que l'on retrouve dans le cadre de l'analyse des externalités agricoles. Les économistes néoclassiques (Kurz, 2001) ont accepté que le retour des techniques puisse exister dans le cas où le capital n'est pas homogène, mais ils considèrent tout de même qu'il s'agit plutôt d'un phénomène exceptionnel.

Mais concernant les externalités négatives agricoles, ce phénomène n'est pas du tout exceptionnel. Autrement dit, il arrive très souvent que les fonctions de production ne soient pas convexes. Les conséquences de ces non-convexités ne sont pas seulement théoriques, elles ont aussi des implications pratiques concernant les instruments destinés à internaliser les externalités. Le problème de l'existence des non-convexités a été largement discuté aussi bien en économie agricole qu'en économie de l'environnement.

En économie de l'environnement, il faut citer les travaux de Boisson (1970), Starret (1972) et Burrows (1995). L'existence de cette non-convexité évoquée par ces travaux repose sur le comportement du récepteur de l'externalité face à une augmentation de la pollution, elle se justifie conceptuellement par la théorie de la fermeture et celle de la saturation. La théorie de la fermeture signifie que l'exposition d'une firme victime d'un accroissement de la pollution entraîne une perte progressive de son profit jusqu'à un niveau de rentabilité très faible, l'obligeant à quitter le secteur. Cette fermeture induit un changement brutal du gradient des courbes de coûts total et marginal du dommage, conduisant donc à une non-convexité. Quant à la théorie de la saturation, elle montre que, lorsqu'une firme est fortement affectée par une pollution l'induisant à la fermeture, une unité supplémentaire peut ne pas causer un accroissement marginal du coût du dommage. Autrement dit, les firmes victimes peuvent subir un déclin marginal des dommages avant d'atteindre le point de fermeture et par conséquent leurs fonctions de coût externe peuvent être non convexes.

En économie agricole, les non-convexités s'observent dans les rapports entre facteurs de production et produits. Ainsi, les travaux de Paris (1992), Chambers et Lichtenberg (1996) et Berck *et al*. (2000) ont démontré que les formes fonctionnelles polynomiales traditionnellement utilisées sont moins adaptées pour représenter les rapports entre les rendements et les intrants (essentiellement azote et eau) que les fonctions basées sur l'hypothèse de von Liebig (non-substituabilité des facteurs, loi du minimum, plateaux de rendements).

Par ailleurs, Berck et Helfand (1990) ont mis en évidence que le passage du niveau de l'exploitation au niveau agrégé permet de « lisser » les fonctions de rendement, quand les non-convexités sont dues aux caractéristiques des exploitations individuelles.

Mais, il existe un autre type de non-convexité, sur lequel l'accent a été peu mis jusqu'ici. Il s'observe dans la forme des fonctions qui relient production agricole et externalités négatives (érosion, pollution). Il ne s'agit pas de la fonction de production discutée dans le cadre du débat sur l'hypothèse de von Liebig, ni de la non-convexité dans la fonction des coûts de la victime de l'externalité. Il s'agit d'une variation de la fonction physique d'externalité par rapport au niveau de la production (et parfois au volume de l'input polluant utilisé) qui peut présenter dans certains cas des formes non convexes et des discontinuités.

Nous montrerons un exemple pour illustrer ces propos. Il s'agit d'un petit modèle stylisé, qui simule une exploitation de 100 hectares spécialisée en grandes cultures dans la région Midi-Pyrénées, définie d'après la typologie élaborée par la Chambre d'agriculture de la région Midi-Pyrénées (Carpy-Goulard, 1997). Les activités possibles prises en compte dans ce modèle sont les rotations suivantes : maïs en continu ; rotation maïs/blé ; rotation soja/blé.

Les données de rendement et de pollution sont obtenues par l'utilisation du modèle EPIC-PHASE pour différents niveaux de fertilisation azotée. La pollution est entendue ici au sens de pollution potentielle, c'est-à-dire quantité de nitrates lessivés, qui est l'indicateur fourni par EPIC-PHASE.

Chaque activité peut s'effectuer avec trois niveaux de fertilisation azotée (extensif, moyen, intensif). Le maïs et le soja sont irrigués, avec une seule technique d'irrigation (quantité d'eau constante pour chaque activité), le blé est conduit sans irrigation. Nous présentons ici les résultats d'un modèle économique très simple dans lequel les seules contraintes sont les disponibilités d'eau et de terre. Le modèle maximise la marge brute globale de l'exploitation.

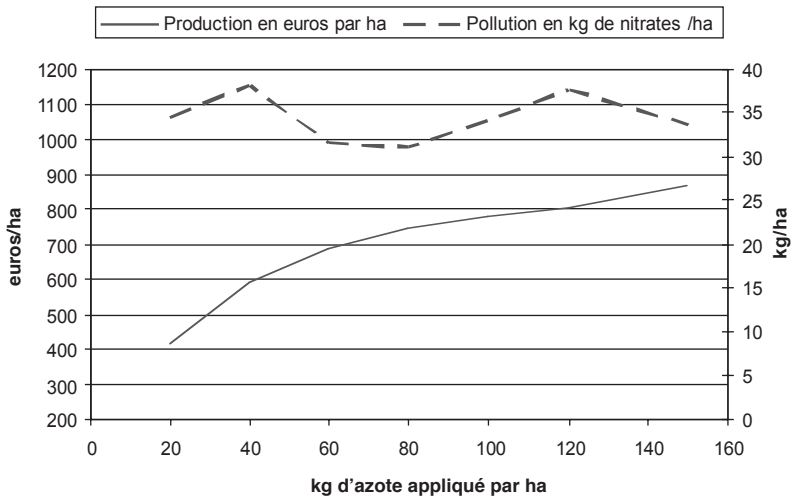
Les résultats obtenus par notre modèle nous donnent:

– la production en fonction de la fertilisation azotée,
– la pollution en fonction de la fertilisation azotée,
– la pollution en fonction de la production.

La production est en valeur, la quantité d'azote utilisée et la pollution par les nitrates en quantités physiques.

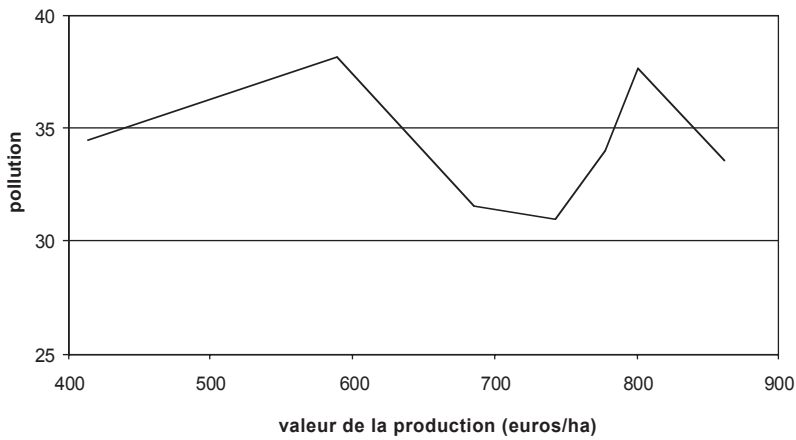
Sur la figure 1, on peut observer que la production en fonction de la fertilisation pourrait être représentée par une fonction de production convexe ; la pollution potentielle, en revanche, varie de manière sinusoïdale à mesure que la quantité d'azote appliqué s'accroît.

Figure 1.
Pollution et production en fonction de l'azote appliqué



A partir de ces mêmes données, nous pouvons aussi observer le rapport entre les niveaux de pollution et de production (cf. figure 2).

Figure 2.
Pollution en kg de nitrates/ha



Il suffit d'examiner les assolements correspondants à chaque situation pour comprendre ces résultats apparemment paradoxaux. Le changement de techniques et d'activités explique les solutions obtenues.

Tableau 1. **Assolement (ha), Azote appliqué, Pollution (kg/ha)**

Kg azote/ha	20	40	60	80	100	120	150
Blé-soja extensif	80	78	50	40	40		
Blé-soja intensif						40	
Blé-maïs intensif							50
Maïs continu extensif		22	50	17			
Maïs continu moyen				43			
Maïs continu intensif					60	60	50
Pollution en kg de nitrates /ha	34,40	38,07	31,50	30,93	34,00	37,60	33,50
Production en euros /ha	413	589	686	743	778	802	863

Ces résultats sont obtenus en limitant, par une contrainte dans le modèle, la quantité totale d'azote appliquée sur l'exploitation. La première ligne donne ces niveaux d'azote ramenés à l'hectare.

Quand l'azote moyen appliqué dans l'exploitation passe de 100 à 120 unités par hectare, l'assolement ne change pas, l'augmentation d'azote appliqué s'accompagne d'un changement d'itinéraire technique pour le blé-soja, d'aucun changement pour le maïs. On constate une augmentation moyenne de la production et de la pollution par hectare.

Mais quand l'azote appliqué passe de 40 à 60 unités par ha, l'assolement change : le maïs augmente de 28 hectares au détriment du blé-soja. La production moyenne par hectare augmente, mais la pollution diminue. Ceci s'explique par le fait que dans des terres argilo-calcaires avec irrigation suffisante, avec des doses d'azote faibles, le maïs pollue moins que la rotation blé-soja.

Ainsi dans notre exemple, les non-convexités de la fonction de pollution sont observées au niveau de l'exploitation, et s'expliquent par les changements de rotations de cultures et de techniques pour les différents niveaux d'azote.

A partir des mêmes données, la fonction de production obtenue par des simulations sur une seule culture, par exemple le maïs, est parfaitement concave et la fonction de pollution convexe, et nous avons obtenu des résultats analogues dans d'autres travaux (voir les simulations sur blé d'hiver dans le Nord de la France dans Donaldson *et al*., 1995). Mais ces résultats sont obtenus seulement dans le cas où l'on analyse la réponse à la variation d'un seul input.

A partir du moment où les fonctions de production simulées sont multi-facteurs, ceci n'est plus vérifié, à cause des principes mis en évidence par von Liebig (voir les travaux de Berck cités plus haut). Par exemple, le maïs en sec avec peu d'azote peut être plus polluant que le maïs irrigué avec beaucoup d'azote. Des phénomènes similaires peuvent être observés sur bien d'autres aspects des relations agriculture-environnement, notamment en ce qui concerne l'érosion des sols. Une technique extensive de la-

bour minimal permet un niveau faible de production et un certain niveau d'érosion. La même technique avec fertilisation permet une augmentation de la production et favorise un développement végétatif de la plante qui va réduire l'érosion du sol. Au-delà, le passage à une technique intensive de labour plus profonde avec fertilisation augmente encore la production, mais provoque un accroissement de l'érosion.

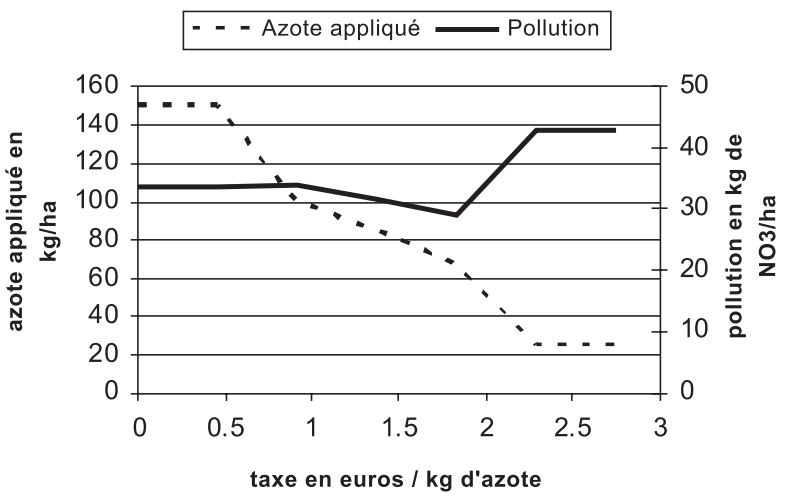
La convexité et la concavité que l'on observe dans les fonctions de production et de pollution pour un seul produit et un seul intrant ne s'observent plus au niveau de l'exploitation et au niveau régional en raison de l'effet des interactions entre les inputs, et des rotations des cultures.

Donc, au niveau de l'exploitation agricole ou au niveau régional, ce sont finalement deux phénomènes qui se conjuguent pour produire des non-convexités dans la fonction de pollution : les non-convexités de la fonction de production, et les effets des rotations des cultures sur la pollution.

La plupart des modèles économiques intégrant des indicateurs environnementaux utilisent l'hypothèse standard en économie de l'environnement: plus de production, plus d'externalités négatives (OCDE, 2001). A partir de ce type d'approches, on peut ainsi être amené à préconiser l'abandon des activités productives dans des zones marginales afin de réduire la dégradation des sols, l'imposition de taxes à la production ou l'utilisation d'une taxe aux intrants pour diminuer la pollution. Mais, étant donné ce que nous venons de voir, l'effet d'une taxe peut s'avérer contradictoire avec l'objectif attendu.

Ainsi, en faisant des simulations de taxation à l'utilisation d'azote sur l'exemple Midi-Pyrénées présenté plus haut, nous trouvons les résultats qui sont présentés sur la figure 3.

Figure 3.
Taxe à l'azote et niveau de pollution



Dans cet exemple, en appliquant une taxe aux nitrates, qui fait passer le prix de l'unité de l'azote de 0,4 euros à 2 euros (soit une augmentation de 500 %), on obtient une légère diminution de la pollution potentielle qui passe de 33 kg de nitrates à l'hectare à 29 kg/ha. Mais au-delà de ce point minimum, une augmentation de la taxe a pour effet, certes une poursuite de la baisse de l'azote appliqué, mais également une hausse de la pollution du fait des changements de techniques et de cultures qui l'accompagnent.

C0NCLUSI0N

Les modèles bio-techniques fonctionnent sur des unités territoriales définies par des caractéristiques physiques: sol, climat, géomorphologie, hydrologie. L'information économique, par contre, est disponible à une échelle différente, soit par des enquêtes à l'échelle de l'exploitation agricole, soit sur la base des définitions territoriales administratives. Il est donc nécessaire de trouver un compromis, toujours insatisfaisant.

Les modèles agronomiques actuellement disponibles ne sont pas les plus adaptés au couplage avec les modèles économiques. Certains sont trop simples, comme ceux élaborés par la FAO pour l'irrigation: ils ne tiennent pas compte des autres intrants comme la fertilisation. D'autres ne simulent pas les effets dynamiques des rotations culturales parce qu'ils sont spécifiques à une culture, comme la famille des modèles CERES. Les plus complexes, en revanche, sont des outils qui présentent un grand intérêt pour les sciences du sol, l'hydrologie et la physiologie végétale, mais dont la composante «mécaniste» représente des processus en phase de recherche. Ceci les rend quelquefois peu robustes, et donc d'une utilisation difficile pour les économistes. Les modèles les plus utilisés par les économistes sont EPIC, EPIC-PHASE, CROPSYST et SWAT, en raison de leur robustesse et de leur facilité d'usage. La présence d'économistes dans les équipes de recherche qui ont élaboré les modèles EPIC et SWAT explique également leur adaptation aux questions de politique agricole qu'ils ont permis de traiter. STICS est un modèle qui commence à être également utilisé par les économistes, mais il demande un travail de collaboration plus important avec les agronomes.

Les nouveaux objectifs des politiques agricoles qui intègrent de plus en plus les dimensions environnementales et les nouveaux instruments qu'elles mettent en place (découplage des aides, contrats agri-environnementaux) rendent le couplage des modèles agronomique et économique particulièrement pertinent. En effet, l'évaluation quantitative comme l'élaboration de ces politiques nécessitent de mesurer avec précision les incidences, sur l'environnement, des changements de pratiques agricoles qu'elles induisent.

La construction d'outils plus performants de ce point de vue requiert un travail rassemblant des chercheurs de différentes disciplines dans une démarche de construction collective. Pour l'économiste agricole, le type de modèle agronomique le mieux adapté au couplage avec un modèle économique ne sera pas nécessairement celui qui sera le plus sophistiqué du point de vue des sciences agronomiques. De la même manière, les compétences économiques demandées aux agronomes ne sont pas toujours nécessairement à la pointe de la recherche économique. Pour cette raison, il est important d'encourager une collaboration interdisciplinaire entre les économistes et les agronomes.

BIBLIOGRAPHIE

Amigues J.-P., Bontemps C. et Thomas A. (1998). Pollutions diffuses et ressources renouvelables, *in*: Gestion des pollutions, protection du consommateur et compétitivité, INRA, chapitre 2, pp. 49-80.

Arnold J.G., Srinivasan R., Muttiah R.S. and Williams J.R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment, Part I. Model development, *Journal of the American Water Resources Association*, 34 (1), pp. 73-89.

Arnold J.G., Williams J.R., Srinivasan R. and King K.W. (1999). Soil and Water Assessment Tool (SWAT), modèle développé par l'USDA et la Texas A&M University, 92p.
www.brc.tamus.edu/swat/ swat992.html

Atwood J.D., McCarl B., Chi-Chung C., Eddleman B.R., Nayda B. and Srinivasan R. (2000). Assessing regional impacts of change : linking economic and environmental models, *Agricultural Systems*, 63, pp. 147-159.

Barbier B., Benoît-Cattin M. (1997). Viabilité à moyen et long-terme d'un système agraire villageois d'Afrique soudano-sahélienne : le cas de Bala au Burkina Faso*, Economie rurale*, 239, pp. 30-39.

Barbier B., Bergeron G. (1999). Impact of policy interventions on land management in Honduras : results of a bioeconomic model, *Agricultural Systems*, 60 (1), pp. 1-16.

Barbier B., Hazell P. (2000). Implication of population growth and declining access to transhumant grazing area for sustenability of agropastoral systems in the semi-arid areas of Niger, *Collective Action and Property Rights*, January, pp. 371-395.

Berck P., Geoghegan J.M. and Stohs S. (2000). A strong test of the von Liebig hypothesis, *American journal of agricultural economics*, 82, pp. 948-955.

Berck P., Helfand G. (1990). Reconciling the von Liebig and differentiable crop production functions, *American Journal of Agricultural Economics*, 72, pp. 985-996.

Boisson J.-M. (1970). Essai critique sur l'intégration des effets externes dans le calcul économique individuel, Thèse de doctorat, Université de Paris, Faculté de droit et des sciences économiques, 371 p.

Bonnal P., Affholder F., Jourdain D. et Scopel E. (2000). Un modèle bio-économique comme outil d'aide à la réflexion sur les relations entre la variabilité de l'environnement et les choix des agriculteurs. Communication à l'atelier « Pilotage des agro-écosystèmes : complémentarités terrain-modélisation et aide à la décision », Rencontres du CIRAD, Montpellier, 31 août 2000.

Bontemps C., Couture S. (2000). Dynamique et incertitude dans la gestion de l'irrigation, *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, 55-56, pp. 25-43.

Boussemart J.-P., Jacquet F., Flichman G. et Lefer B.H. (1996). Prédire les effets de la réforme de la PAC sur deux régions agricoles françaises : application d'un modèle bio-économique, *Revue canadienne d'économie rurale*, 44, pp. 121-138.

Bouzaher A., Cae R., Johnson S., Manale A. and Shogren F.J., (1995). CEEPES : an evolving system for agroenvironmental policy, *in* : *Integrating Economic and Ecological Indicators. Practical Methods for Environmental Policy Analysis*, chapter 5, Prager Pub, pp. 67-89.

Bouzaher A., Shogren F.J., Holtkamp D., Gassman P., Archer D., Carriquiry A., Reese R., Furtan W.H., Izaurralde R.C. and Kiniry J. (1993). *Agriculture Policies and Soil Degradation in Western Canada : an Agro-Ecological Economic Assessment*, Gouvernement du Canada, Agriculture Canada, pp. 2-93.

Brisson N., Mary B., Ripoche D., Jeuffroy M.H., Ruget F., Nicoullaud B., Gate P., Devienne-Barret F., Antonioletti R., Durr C., Richard G., Beaudoin N., Recous S., Tayot X., Plenet D., Cellier P., Machet J.-M., Meynard J.-M. and Delecolle R. (1998). STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balance, I. Theory and parametrization applied to wheat and corn, *Agronomie*, 18, pp. 311-346.

Burrows P. (1995). Non convexities and the theory of external cost, *in : The Handbook of Environmental Economics*, D. Bromley (ed.), Basil Blackwell, 437 p.

Cabelguenne M., Charpenteau J.-I., Jones C.A., Marty J.-R. et Rellier J.-P. (1986). Conduite des systèmes de grande culture et prévision des rendements : tentative de modélisation, II- Etalonnage du modèle : résultats et perspectives, *CR Acad. Agric. Fr.*, 72 (2), pp. 125-132.

Carpy-Goulard F. (1997). Incidences de l'instauration de politiques économiques spécifiques à la préservation de l'environnement, Mémoire de DEA, ENSAM.

Chambers R.G., Lichtenberg E. (1996). A nonparametric approach to the von Liebig-Paris technology, *American Journal of Agricultural Economics*, 78 (2), pp. 373-386.

Chenery H.B. (1949). Engineering production functions, *Quarterly Journal of Economics*, 63, pp. 507-531.

Couture S. (2000). Dynamique et incertitude dans la gestion de l'irrigation. Thèse de doctorat en sciences économiques, Université de Toulouse 1, 386 p.

Dalton T., Masters W. (1997). Soil degradation, technical change and government policies in Southern Mali, annual meeting of the American Association of Agricultural Economists, Toronto, July 27-30, 1997, selected paper, 15 p.

Deybe D. (1994). *Vers une agriculture durable : un modèle bio-économique*, Paris, CIRAD, 193 p.

Deybe D., Flichman G. (1991). A regional agricultural model using a plant growth simulation program as activities generator, *Agricultural Systems*, 37, pp. 123-138.

Donaldson A.B., Flichman G. and Webster J.P. (1995). Integrating agronomic and economic models for policy analysis at the farm level : the impact of CAP reform in two European regions, *Agricultural Systems*, 48, pp. 163-178.

Flichman G. (1995). Politique économique et pollution des nappes par les nitrates en Europe, *CR Acad. Agric. Fr.*, 81 (7), pp. 51-62.

Flichman G. (1990). International comparisons of agricultural efficiency, OCDE, Centre de développement, *Technical Papers*, 21, 33 p.

Flichman G. (1986). Type d'exploitation agricole, alternatives productives et compétitivité, Communication présentée au colloque « Diversification des modèles de développement rural », Paris, Ministère de la Recherche et de la Technologie, 6 p.

Flichman G., Varela Ortega C. and Garrido A. (1995). Agricultural policy and technical choice : a regional analysis of income variation, soil use and environmental effects under uncertainty and market imper-

fections, *in*: *Environmental and Land Use Issues: an Economic Perspective*, Albisu L.M., Romero C. (eds), Wissenschaftverlag Vauk Kiel KG.

Harcourt G.C. (1972). *Some Cambridge Controversies in the Theory of Capital*, Cambridge, Cambridge University Press, 272 p.

Jacquet F., Flichman G. (1988). Intensification et efficacité en agriculture, *Economie rurale*, 183, pp. 49-54.

Jones C.A., Kiniry J.R. (1986). *CERES-Maize: a simulation model of maize growth and development*, College Station, Texas A&M University Press, 194 p.

Kennedy J.O.S. (1986). *Dynamic Programming, Applications to Agriculture and Natural Resources*, London, Elsevier Applied Science, 341 p.

Kurz H. (ed.) (2000). *Critical Essays on Piero Sraffa's Legacy in Economics*, Cambridge, Cambridge University Press, 450 p.

Louhichi K. (2001). Essai de modélisation bio-économique de la relation agriculture-environnement : le cas de l'érosion en Tunisie, Thèse de doctorat en sciences économiques, Université de Montpellier I, 252 p.

Louhichi K., Flichman G. et Zekri S. (1999). Un modèle bio-économique pour analyser l'impact de la politique de conservation des eaux et des sols. Le cas d'une exploitation agricole tunisienne, *Economie rurale*, 252, pp. 55-64.

Lowe P., Falconer K., Hodge I., Moxey A., Ward N. and Whitby M. (1999). Integrating the environment into CAP Reform, CRE Research Report, University of Newcastle upon Tyne, 42 p.

Mapp H.P., Bernardo D.J., Sabbagh G.J., Geleta S., Watkins K.B. and Stone J.F. (1994). Economic and environmental impacts of limiting nitrogen use to protect water quality. A stochastic regional analysis, *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 76 (4), pp. 889-903.

Mimouni M., Zekri S. and Flichman G. (2000). Modelling the trade-offs between farm income and the reduction of erosion and nitrate pollution, *Annals of Operations Research*, 94, pp. 91-103.

OECD (2001). *Environmental Indicators for Agriculture*, vol. 3, *Methods and Results*, 409 p.

Paris Q. (1992). The von Liebig hypothesis, *American Journal of Agricultural Economics*, 74, pp. 1019-1028.

Ridier A., Jacquet F. (2002). Decoupling direct payments and the dynamics of decisions under price risk in cattle farms, *Journal of Agricultural Economics*, vol. 53 (3), pp. 549-565.

Rio P., Causeret F., Andrieux P., Dejean C., Frot E. et Louchart X. (2000). Gérer la pollution par les herbicides : une simulation en milieu viticole méditerranéen, *Economie rurale*, 259, pp. 33-49.

Ruben R., Moll H. and Kuyvenhoven A. (1998). Integrating agricultural research and policy analysis : analytical framework and policy applications for bio-economic modelling, *Agricultural Systems*, 58-3, pp. 331-349.

Sraffa P. (1960). *Production of Commodities by means of Commodities* : *Prelude to a Critique of Economic Theory*, London, Cambridge University Press, 99 p.

Standiford R.B., Howitt R.E. (1992). Solving empirical bioeconomic models : a rangeland management application, *American Journal of Agricultural Economics*, 74, pp. 421-433.

Starret D.A. (1972). Fundamental non convexities in the theory of externalities, *Journal of Economic Theory,* 4, pp. 180-199.

Stockle C.O., Nelson N.L. (2002). CROPSYST user's manual, Pullman, Biological Systems Engineering Department, Washington State University.
http://www.bsyse.wsu.edu/cropsyst/

Vicién C. (1990). Production functions based on simulation models, *METU Studies in Development*, 17 (3-4), pp. 41-58.

Wilen J.E. (1985). Bioeconomics of renewable resource use, *in* : *Handbook of Natural Resources and Energy Economics*, Kneese A.V., Sweeney J.L. (eds), vol. 1, Amsterdam, North Holland, pp. 61-124.

Williams J.R., Jones C.A. and Dyke P.T. (1984). The EPIC model and its applications, Proceedings of the International Symposium on Minimum Data Sets for Agrotechnology Transfer, Patancheru (India), ICRISAT Center, March 21-26, 1983, pp. 111-121.

Yates C.M., Rehman T. (1998). A linear programming formulation of the Markovian decision process approach to modelling the dairy replacement problem, *Agricultural Systems*, 58, pp. 185-201.