

In Troisième colloque sur les effets non intentionnels des fongicides. Soc. franç. de phytologie et de phytopharmacie. Paris, 1981, 107-121

EFFETS DES FONGICIDES SUR QUELQUES ELEMENTS
DE LA PEDOFAUNE : CONSEQUENCES ECONOMIQUES

BOUCHE M.B. et FAYOLLE L.

Institut National de la Recherche Agronomique
Station de Faune du Sol
C.R.A. du Centre Est - B.V. 1540
21034 DIJON CEDEX (France)

UNIQUE!

1981

INTRODUCTION

Tenter de présenter une synthèse sur les effets pédozoologiques non intentionnels des fongicides nous a vite placés devant un difficile dilemme tant la littérature se rapportant à ce sujet est réduite, dispersée et très inégale. Peut-être l'intérêt d'une telle synthèse sera-t-elle de présenter l'état des méconnaissances, plus que celui des connaissances, et d'en tirer les conséquences.

La faune du sol représente environ 60 à 80 % du monde animal en nombre et en biomasse. Ce sont les Nématodes (dont seulement une minorité est composée de phytophages), les acariens, les insectes aptérygotes (Collembolles, etc.) et les Annélides enchytréides qui dominent en nombre. Par exemple, comme ordre de grandeur, on dénombre 10 millions/m² de nématodes, 100 000/m² enchytréides, 200 000/m² acariens et 100 000/m² collembolles. Cette faune domine la numération en raison de la taille réduite des individus qui pour la plupart se déplacent à la surface des particules des sols et litières. Il s'agit d'un monde extraordinairement divers appartenant à des dizaines d'ordres, des centaines de familles et des dizaines de milliers d'espèces dont beaucoup, même en France, restent à décrire. Enfin, les méthodes d'études sont souvent encore peu élaborées, ce qui est très dommageable pour notre propos.

A l'opposé de cette faune de petite taille (dite méso- et micro-faune du sol), la macrofaune est essentiellement constituée par un seul groupe : les Annélides Haplotaxida ou vers de terre représentant environ 60 à 70% de la biomasse animale totale (souvent de 1 à 3 T/ha en poids frais). Si ce groupe est assez diversifié à l'échelle de la planète, il n'est souvent représenté que par 2 à 4 familles dans une région et une dizaine d'espèces dans un lieu donné. Les méthodes d'étude, sans être excellentes, sont toutefois applicables et le nombre de travaux consacrés à ce groupe est proportionnellement élevé. Par exemple, lors du dernier colloque international de zoologie du sol (Syracuse, N.Y., U.S.A.) 36 % des communications leur furent consacrés.

Cette rapide présentation sommaire de la faune du sol omet les animaux dont le cycle vital n'est pas entièrement dans le sol (comme les insectes ptérygotes), les micro-organismes (protozoaires) ou les groupes rares ou peu étudiés (comme les Rotifères).

Le nombre des travaux consacrés aux vers de terre, ou lombriciens,

est donc proportionnellement plus élevé, ce qui implique que ce groupe se prête mieux à saisir les effets non intentionnels des fongicides. Il ne faut toutefois pas se leurrer, pratiquement rien n'est connu sur ce dernier groupe d'animaux : 12 % des fongicides autorisés pour les traitements aériens, de semences ou de sols ont fait l'objet de mentions vis-à-vis des lombriciens quel que soit le type d'études, au laboratoire, au champ, pharmacologique, histochimique, etc.

En conséquence, nous allons d'abord considéré l'état des connaissances et méthodes d'étude sur les cas les moins méconnus, puis décrire quelques conséquences de l'usage des produits avant de conclure.

I - LES PROBLEMES EN CAUSE PAR TROIS EXEMPLES

Seulement 8 fongicides ont fait l'objet de publications, ce sont le bénomyl, le captane, la chloropicrine, le carbendazime, le cuivre, le dinocap, le thiabendazole et le thiophanate méthyl. Remarquons que 5 d'entre eux sont des carbamates. Nous avons également des informations sur le mercure considéré en tant que métal lourd contaminant et quelques données en cours d'acquisition par nous-mêmes sur divers fongicides (cf. Tableau I).

Pour ordonner un peu les problèmes en cause, je prendrais à titre d'exemple 3 pesticides : le bénomyl, le cuivre et le mercure, en raison des types de problèmes posés par ces produits. Toutes les doses indiquées se réfèrent aux matières actives.

1.1 - Le bénomyl

L'effet du bénomyl a été observé pour la première fois par KENNEL (1972) qui note qu'après un traitement de 500 g/ha les feuilles mortes de la litière ne sont plus enfouies (par l'espèce dominante dans ce milieu : *Lumbricus terrestris* L.). Expérimentalement, il montre que l'espèce est profondément perturbée dans son activité générale et particulièrement dans l'enfouissage des brindilles de pommiers. Ce fait est confirmé par BURCHILL (1973) qui note l'accumulation de litière et la disparition des lombriciens (= mortalité car nous savons aujourd'hui que la fuite est impossible : MAZAUD et BOUCHE, 1980) et par WINSOR (1973) qui observe leur disparition et la fin de la production de turricules (tortillons de terre en surface). WRIGHT et STRINGER (1973) montrent la toxicité du bénomyl ; l'effet anticholinestérasique est indirectement démontré par sérologie, ce qui a été depuis directement confirmé histochimiquement par NIKLAS (1979). STRINGER et WRIGHT (1973) en comparant ce produit avec le carbendazime, le thiophanate méthyl et le thiabendazole illustrent le mode d'action du bénomyl ; comme le thiophanate méthyl, le bénomyl se transforme en carbendazime et ces trois corps ont un effet répulsif en réduisant la palatabilité de feuilles de pommiers traités (à la différence du thiabendazole qui n'est pas un carbamate). Ils notent par rapport aux autres lombriciens la plus grande sensibilité de *Lumbricus terrestris* - un épi-anécique - se nourrissant en surface de litière. COOK et BURCHILL (1973) notent la toxicité du bénomyl apporté sur les feuilles à *Lumbricus terrestris* L.

PRASAD et MOODY (1974) comparent au laboratoire et au terrain les effets du carbendazime (obtenu par hydrolyse du bénomyl) et du bénomyl et montrent que cette première substance a une activité plus profonde et plus sévère que la seconde. Ici encore, ils constatent la plus grande sensibi-

lité au terrain de *L. terrestris*.

Dans une étude comparative beaucoup plus complète et détaillée, STRINGER et LYONS (1974) démontrent que toutes les catégories écologiques (anéciques, épigés, endogés) et les diverses espèces sont affectées par des traitements en verger (280 g/ha) traité à 1120 l/ha à la lance (5 traitements en 1970, 7 en 1971 et 1972).

WALLACE (1976) ne trouve aucun effet du bénomyl sur les lombriciens après un unique traitement de 150 g/ha en pâture. Ce résultat exceptionnel provient outre de la légèreté du traitement probablement de la date de traitement (janvier), pendant l'été néo-zélandais et des caractéristiques de la faune locale (non décrite mais probablement en léthargie). En effet, comme le montrent STRINGER et LYONS (1977), la sensibilité des espèces diffère évidemment suivant leur exposition aux pesticides. Dans un même essai, les espèces consommatrices de litière restant tout le temps actives (*Lumbricus terrestris* L.) sont les plus exposées tandis que celles ayant une diapause pendant les traitements comme *Nicodrilus longus* (Ude) ne présentent qu'une réduction inférieure au test de significativité. De sorte que globalement, en été, la DL 50 au champ pour le peuplement total est de 989 g/ha et n'est que de 218 g/ha pour *L. terrestris* qui est significativement affecté dès la dose de 56 g/ha.

En fait, les mécanismes d'action du bénomyl au niveau du sol sont complexes, ils dépendent de la concentration du soluté, ou du milieu, ou de l'aliment contenant le bénomyl. Par trempage une minute dans une solution aqueuse de bénomyl à 0,5 % WRIGHT et STRINGER (1973) observent après 14 jours une mortalité de 100 %. A noter que cette mort intervient lentement, ce qui explique que nous ayons trouvé un temps léthal 50 quasi identique pour deux doses différentes de bénomyl mêlées à des sols et à des "doses-équivalentes" de 1 kg/ha et 10 kg/ha (BOUCHE et FAYOLLE 1980). Le bénomyl a un effet sensible sur la croissance et la maturité sexuelle à des doses quasi létales dix fois plus faibles ou sublétales vingt fois plus faibles (LOFS-HOLMIN, 1980).

Au plan méthodologique, nous avons varié les essais afin de développer un test de sélection ("screening") reproductible au laboratoire. Cette méthodologie se heurte à deux difficultés, l'une conceptuelle, l'autre matérielle.

La difficulté conceptuelle vient du fait que l'on essaie dans de tels tests d'imiter les conditions naturelles et normes d'usage au terrain, ce qui entraîne l'adoption d'une série de conventions : humidité du sol, température, transposition en dose/ha, etc. parfaitement arbitraires. Ceci ne tient pas compte de l'artificialité de toute façon obligatoire et de la contrainte de reproductibilité. En fait, il faut donner la priorité à la reproductibilité et traduire les résultats par une relation dose/effet et ensuite étudier les limites de signification de tels tests pour chaque situation particulière.

L'autre difficulté est d'ordre matériel, il faut élaborer un procédé réellement reproductible.

Nous avons pris quelque temps à surmonter ces deux difficultés et nos premiers essais ont porté sur un lombricien fréquent, sans diapause et en-

dogé *Allolobophora chlorotica chlorotica* (Savigny) mêlé à un sol naturel non reproductible à 15 °C. Puis nous nous sommes affranchis de ces contraintes grâce à la mise au point d'un sol artificiel convenant à l'élevage des lombriciens (FERRIERE et al., sous presse) et à l'adoption pour commodité d'une espèce épigée facile à reproduire au laboratoire *Eisenia fetida fetida* souche Efp 1756 mais élevée à une température importante (22,5 °C).

La signification des résultats enfin semble, en l'état actuel de nos connaissances, dépendre de divers facteurs édaphiques (ceci a été observé pour d'autres pesticides vis-à-vis des lombriciens : il y a classiquement un effet "argile" et matière organique) mais aussi de la quantité d'eau "diluante" le pesticide dans le substrat ; de sorte que l'expression en ppm par rapport au sol sec ne serait peut-être pas la plus adéquate. Cet ensemble de facteurs explique les disparités entre résultats obtenus sur *A. chlorotica* en sol limoneux (CL 50 = 8 ppm) et *E. fetida* en artisol (CL 50 à 7 jours = 124 ppm). Quoique la première espèce soit peut-être plus sensible (STRINGER et LYONS, 1974). Une étude en fonction du temps, en artisol, à 7,6 ppm entraîne de 40 à 60 % de mortalité à partir de la deuxième semaine. Des recherches plus précises sont actuellement en cours pour définir les modalités d'application de ce test.

1.2 - Le cuivre

Si nous traitons ici du cuivre, c'est en raison de ses propriétés assez différentes de celles des carbamates. Le cuivre est dispersé dans les espaces ruraux comme fongicide mais aussi avec les lisiers de porc ; son étude est souvent associée à celle des métaux lourds, bien que le statut de métal lourd soit contesté. Enfin, il ne se dégrade pas et se fixe fortement au sol de sorte que ses effets doivent être considérés avec l'accumulation des doses apportées.

De fait, les observations effectuées au terrain ont porté sur les vergers (en Grande-Bretagne, aux Pays-Bas, au Japon) et toutes concluent à peu près dans le même sens :

- effondrement de la population des lombriciens par rapport au cas témoin, avec erradication observée à partir de 260 ppm de Cu (NIELSON 1951),
- modification de la structure de la population : le nombre d'adultes est proportionnellement, par rapport au milieu non contaminé, plus élevé que celui des juvéniles (VAN RHEE, 1969),
- disparition ou dégradation du rôle des vers de terre :
 - + accumulation de litière à la surface du sol (avec les formes d'hibernation des champignons pathogènes !),
 - + dégradation de la structure du sol dans les 20 premiers centimètres (VAN DE WESTERINCH, 1972),
- contamination de la litière (jusqu'à 2 500 ppm de cuivre, HIRST, et al., 1961),
- contamination du sol arable 120 ppm (HIRST et al., 1961) à 413 ppm (MOCHIZUKI et al., 1975).

VAN RHEE (1969) montre enfin que le cuivre altère profondément l'aptitude de multiplication des populations. Ainsi *Nicodrilus caliginosus*, apporté dans un verger sur polder initialement sans lombriciens, voit sa population croître faiblement (2,5 à 3 fois en 15 mois par rapport à 72

fois en 29 mois pour le témoin) dans ce même verger traité la population de *Lumbricus herculeus* plus exposée, décroît. VAN RHEE (1977) montre, dans des prairies recevant du lisier, une corrélation significative, et négative, entre taux de cuivre et niveau des populations (pour des taux variant de 10 à 63 ppm). Cet auteur avait déjà montré (1975), malgré la variabilité des conditions locales qu'aux fortes concentrations correspondent les peuplements à niveau bas et une accumulation de matière organique dans le sol, expérimentalement, il montre enfin qu'aux doses croissantes de cuivre correspond une plus faible production de cocons et surtout un nombre de juvéniles nettement réduit (sensibilité nette vers 150 à 300 ppm). HEUNGENS (1970) apporte approximativement 150 ppm dans des pots de culture d'azalées et observe une survie d'un cinquième des lombriciens après 10 semaines.

Nous avons pu, en conditions expérimentales et sol artificiel (artisol), établir la toxicité du cuivre pour *Eisenia fetida fetida*, la CL 50 est de 280 ppm par rapport au poids sec la PPDS (ou CL 5) de 192 ppm (significatif à $p < 0,001$). Avec une moins bonne précision, nous avons également établi la plus grande sensibilité d'*Allolobophora chlorotica* dont la CL 50 se situe entre 10 et 50 ppm et pour *Lumbricus terrestris* dont la CL 50 est aux environs de 45-50 ppm.

Si la toxicité du cuivre est bien montrée, il semble que sa bioaccumulation soit nulle ou négative, sa concentration étant faible dans les tissus (IRELAND et RICHARDS, 1977) et décroît lorsque la concentration dans le sol croît (CZARNOWSKA et JOPKIEWICZ, 1978) ; elle est également inférieure à celle des fèces de lombriciens (HELMKE et al., 1979).

Pour le cuivre, nous avons assez de recul pour souligner un autre aspect de nos méconnaissances : il n'y a aucune étude sur la vigne... ce qui ne signifie pas qu'il n'ait pas de problèmes mais souligne la disparité géographique des études : pratiquement toutes les études sont médio- ou nord-européennes (en outre, japonaises ou nord américaines).

1.3 - Le mercure

Le mercure représente une situation fort différente mais intéressante en tant qu'exemple d'une substance présentant des risques à des valeurs très faibles. Nous avons pu établir la DL 50 à 7 jours en artisol (= 154 ppm pour *Eisenia fetida fetida*). Celle-ci n'a pu être établie aussi rigoureusement pour *Allolobophora chlorotica* (entre 10 et 50 ppm) mais la mortalité est totale à 50 ppm en 7 jours. Placé dans des sols humifères ou argileux *Eisenia fetida* reste insensible, en 7 jours jusque 400 ppm, cette dose présentant un effet létal en sol limino-argileux (mortalité 25 %). De telles concentrations de mercure sont beaucoup plus élevées que celles possibles par des traitements fongiques (apport variant de 0,1 à 5 g/ha/an selon le type de semence, soit au plus 1 ppm en surface) et même des émanations industrielles usuelles (0,1 à 3,8 ppm dans le sol par exemple autour d'une usine de soude : BULL et al., 1977) ou dans les boues d'épuration (très variable : 6,8 ppm selon HELMKE, 1979... mais des valeurs plus élevées existent). Ici la létalité, surtout à partir d'une source unique de traitement fongicide est donc nulle, mais le risque doit être considéré sous l'angle de chaîne trophique. En effet, le mercure est dangereux sous la forme méthylée et a entraîné des catastrophes en milieu aquatique (le tristement célèbre empoisonnement des pêcheurs de Minabata)

une attention particulière a depuis été portée sur les milieux aquatiques marins ou continentaux mais très peu sur les sols où pourtant cette méthylation existe : 8 à 13 % du mercure contenu dans les lombriciens étant sous forme méthylée et la bioaccumulation du mercure dans les lombriciens est d'environ 2 à 2,5 fois (par rapport au sol de surface le plus contaminé) (recalculé d'après BULL et al., 1977).

Nos données préliminaires en milieu artificiel confirment cette bioaccumulation (observée en artisol sur une durée brève de 14 et 28 jours). Les lombriciens, par leur statut de première masse de viande disponible pour de multiples prédateurs en milieu continental, doivent être aussi considérés sous l'angle de chaînon, voire de chaînon de bioaccumulation dans les transferts des fongicides (ou de leurs dégradats), présentant un risque de toxicité. Certaines espèces animales, dont les gibiers consommés par l'homme (bécasse, sanglier, poissons, etc) sont très friands de lombriciens. L'absence de méthode d'étude des régimes alimentaires tenant compte des lombriciens occulte ces transferts. Nous avons pu montrer récemment le biais de sous-estimation pour la bécasse (BOUCHE et al., en prép.). CUENDET (1979) en tenant compte des lombriciens, a pu montrer que 93 % du régime de la mouette rieuse est formé de lombriciens pendant leur séjour semestriel dans le canton de Vaud. Ces études fragmentaires illustrent la nécessité d'intégrer l'estimation des risques, elles pourraient améliorer les interprétations classiques de transfert de contaminants - telle la bioaccumulation de mercure observée chez de nombreux rapaces (RAMADE, 1977) dont certains s'alimentent de lombriciens.

D'une façon générale, tout pesticide utilisé dans la nature devrait être aussi considéré comme un contaminant potentiel, direct ou indirect, par ses formes dégradées, à commencer par la zoomasse principale considérée comme source alimentaire et niveau de bioaccumulation.

11 - CONSEQUENCES

Des trois exemples choisis dans le chapitre précédent, nous pouvons tirer un catalogue des situations.

- 1) la substance a un effet létal qui dépend :
 - + de l'application (la dose, la date (saisons), le mode d'application, la culture),
 - + des lombriciens en place (les catégories écologiques ne sont pas exposées de la même façon, la sensibilité varie avec les espèces et les stades),
 - + de la nature du produit (s'accumulant de traitement en traitement, ou se dégradant (nature des dégradats), la valeur de la DL 50) et le type du sol.
- 2) la substance n'a pas d'effet létal :
 - + elle "disparaît" sans conséquences connues ;
 - + elle se bioaccumule (chaîne trophique) ;
 - + elle a un dérivé toxique à effets pernicieux ;
 - + elle modifie la biologie des lombriciens (croissance, reproduction, etc.).

Ces diverses situations ont des conséquences évidemment fort différentes et appellent, pour leur appréciation, des méthodes d'études variées.

Considérons d'abord les conséquences.

2.1 - L'effet létal

Dans des cas très particuliers (terrain de golf, etc.) les lombriciens ont été considérés comme inopportuns et divers pesticides ont été utilisés pour les éliminer mais d'une façon générale leur utilité est considérable. On ne peut toutefois apprécier les conséquences d'un pesticide hors du contexte pratique.

La dégradation ou l'erradication des lombriciens peut ne pas dépendre du seul paramètre fongicides. Tout une série d'autres pesticides (méthiocarbe, carbofuran, nématicides, etc.) peuvent ajouter leurs effets à ceux de certains fongicides géodrilicides. Enfin d'autres sources de contamination (lisier au cuivre, etc.) jouent aussi un rôle additionnel. La population peut certes cicatriser des pertes partielles si le pouvoir de reproduction n'est pas touché (nous avons vu avec le bénomyl et le cuivre, qu'il n'en était rien). Lorsqu'il y a erradication, celle-ci a des effets durables sur de nombreuses années car les lombriciens agricolement utiles (endogés et anéciques surtout) ont un pouvoir migratoire de recolonisation très faible (inférieur ou à peine supérieur à quelques mètres/an).

La disparition de cette faune a des effets variant avec le type de cultures et de sol et en fonction du temps.

Dans le court terme (une saison culturale) la mort des lombriciens libère une masse non négligeable d'éléments biogènes tel l'azote et de molécules stimulant la minéralisation-humification. La destruction de ce capital peut donc entraîner un coup de fouet très favorable à la végétation, voire à son état sanitaire qui augmentera le rendement. DREIDAX (1931) en apportant des cadavres de lombriciens (539 kg p.h./ha) a accru de 15,3 % la production de blé d'hiver. Ainsi bien des effets positifs d'accroissement de rendement attribué à l'action bénéfique du contrôle du niveau d'un ravageur sont suspects. Faute d'un contrôle du paramètre lombricien (et d'autres d'ailleurs) les interprétations des variations de rendements ne sont pas scientifiquement fondées.

L'effet à moyen terme (un ou deux ans) est modéré en milieu cultivé car le labour, compense en partie la disparition des lombriciens. En milieu non labouré (semi-directs, vergers, prairies, forêts), il est loisible d'observer l'accumulation de litières, de brindilles mortes, etc... souvent lieu de protection des ravageurs. Ainsi l'innoculum printanier de la tavelure est favorisé très sensiblement par l'usage de géodrilicides ainsi certains fongicides deviennent l'année suivante fongicoles. Enfin, la litière s'accumule peu à peu en un paillis caractéristique.

La destructuration des sols consécutive au non renouvellement des "grumeaux" fournis dans le tractus intestinal des lombriciens va de paire avec une modification de l'écoulement hydrique par porosité gravitaire (disparition des galeries). Cette dégradation se fait à partir de la surface et est beaucoup plus lente et limitée en profondeur (VAN DE WESTERLINGH, 1972). L'écoulement des eaux de pluie se fera donc peu à peu plus en ruissellement et avec un glaçage favorable à des eaux superficielles stagnantes en des périodes plus ou moins longues tendant à l'asphyxie des sols. Ceci varie en conséquence avec la nature des sols, des spéculations

végétales et des autres agrotechniques.

Les labours compenseront évidemment en partie ces effets mais ne joueront qu'un médiocre rôle dans le rétablissement des structures et n'éviteront pas les semelles de labour, qui, non perforées par les multiples (souvent une centaine) galeries verticales, favoriseront des nappes d'eau temporaires perchées sur ces couches étanches. Les boues ainsi formées rendent le terrain impénétrable, réducteur et battant. Evidemment, ces effets seront compensés par des opérations avec labour profond et tracteur lourd, taupage, etc. On évoquera le manque de matière organique - autre facteur concomittant à la perte de structure mais nullement les traitements pesticides qui parfois quelques années auparavant ont erradiqué le peuplement. Cela obligera dans certains cas à introduire (ou maintenir) le labour (en verger), interdira le semi direct, etc.

Selon la culture, les effets toutefois peuvent ne pas apparaître sur les rendements, parce que des opérations coûteuses additionnelles compenseront la carence des lombriciens, l'apport énergétique externe se substituera à l'utilisation de l'énergie des débris végétaux faite par les lombriciens (BOUCHE, 1980). Parce que certaines spéculations, arboricoles notamment ne souffriront qu'à long terme d'une telle situation en raison du maintien en profondeur d'une structure lombricienne posthume et en raison de la production fruitière qui ne dépend pas de la vigueur mais de la mise à fruit. Ceci explique que de jeunes arbres en présence de lombriciens anéciques présentent 75 % de production racinaire en plus avec une perméabilité du sol accrue de 70 % et un accroissement de la couronne sensible mais des rendements de fruits équivalents (VAN RHEE, 1971) et que RAW (1962) ne note pas de différence sensible entre verger défauné par traitement cuprique et témoin indemne.

On peut toutefois s'interroger sur l'impossibilité où l'on se trouve d'abandonner le labour pour des opérations plus légères (enherbement) dans les vergers défaunés. Aussi NIKLAS J. et KENNEL W. (1978) comparant 6 couples de vergers montrent l'erradication totale ou partielle des lombriciens sous l'effet des carbamates qui prennent ainsi le relai du cuivre déjà cité. Cette situation existe même lorsque les traitements sont limités, comme dans le verger de lutte biologique de La Minière (I.N.R.A.) où les lombriciens sont totalement absents d'un sol où ils furent abondants. En prairie et en forêt nos connaissances sont plus modestes, mais il est certain qu'en Nouvelle Zélande l'introduction de lombriciens a eu des effets très positifs sur les rendements des herbages (augmentation variant de 30 à 110 %) et que s'exposer à une démarche inverse serait un non sens.

En période de crise énergétique, il paraît aberrant de se priver d'un des rares moyens de transformer in situ de façon positive pour la fertilité, la matière organique morte et l'énergie diffuse (non collectable) de l'essentiel de la production tissulaire végétale. Les effets néfastes à long terme de l'erradication des lombriciens (pertes des qualités physiques des sols, telles stabilité structurale, porosité gravitaire, accumulation organique, effets sur la végétation) sont un non sens totalement injustifié.

Enfin, la raréfaction de la biomasse lombricienne joue probablement un rôle important dans l'appauvrissement de la faune de vertébrés, y compris le gibier et les poissons d'eau douce.

2.2 - Le transfert des contaminants

Les études sur le transfert des pesticides via le chaînon lombricien sont généralement inexistantes ou très partielles. Le cas du DDT et de ses "métabolites" est une exception aujourd'hui classique (voir les synthèses de THOMPSON, 1973 ; RAMADE, 1977). Faute d'études sur les fongicides, je ne peux les évoquer que pour le mercure... essentiellement en référence à des travaux portant sur les contaminations industrielles ou routières. Il n'en reste pas moins que cette ignorance ne saurait servir d'excuse aux risques que l'on prend vis-à-vis des équilibres naturels et de la santé publique. Nombre d'animaux se nourrissent, parfois presque exclusivement, de lombriciens y compris certains rentrant ensuite dans notre alimentation (gibier, pêche d'eau douce).

III - REMARQUES METHODOLOGIQUES ET CONCLUSIONS

La situation de la faune lombricienne dans les milieux de culture intensive est désastreuse, pas uniquement en raison des fongicides mais aussi de la généralisation d'autres pesticides (particulièrement des carbamates) et en raison de l'attitude généralisée qui considère le sol comme un milieu physique aux propriétés permanentes.

Il est totalement aberrant de lâcher dans la nature des macromolécules complexes, dans un milieu complexe, sans avoir au moins esquissé une méthode de contrôle. Le fait que l'on autorise ceci sans que la première masse animale commensale de l'homme soit seulement prise en compte illustre l'absence de fondement scientifique des démarches conduisant à de telles pratiques. Mieux encore, il n'est pas apparu aberrant à TERRY (1973) de considérer que l'on devait laisser faire après les cris d'alarme de WINSOR (1973) et BURCHILL (1973) dans le Commercial grower... en attendant qu'on en sache plus, non pas sur l'effet des molécules, mais sur les vers de terre qui malgré leur importance bien démontrée dès DARWIN (1881) sont généralement considérés comme marginaux donc non étudiés. Ceci ne signifie pas qu'il faille nécessairement se passer des pesticides mais que leurs effets bénéfiques et négatifs doivent être appréciés : même les augmentations de rendement qu'on leur attribue sont suspectes, comme nous l'avons vu.

Il est de l'intérêt de tous ; des industriels qui assurent l'étude pour le coûteux lancement commercial d'un produit ; des agriculteurs qui doivent assurer la pérennité, voire améliorer, la qualité de leurs sols ; des décideurs qui doivent protéger notre patrimoine productif et naturel dans le respect des économies de matières premières dont l'énergie, d'aborder concrètement l'appréciation (au sens de porter un prix) effective des fongicides. Ceci ne peut se faire sans tenir compte de la faune du sol.

Nous vivons en fait sur les "methodologies" héritées de l'époque où les pesticides, tels les arsénates pour le doryphore, ou le DDT pour le complexe moustique-malaria, ont joué un rôle d'extincteur de véritables fléaux. Mais cette époque est révolue et aujourd'hui rien ne justifie une telle légèreté, dans l'introduction de molécules nouvelles.

Après des rapports aux responsables des recherches, BOUCHE (1974) a pu dans cette même assemblée attirer l'attention sur les risques encourus par l'introduction de nouvelles molécules dont le bénomyl sans que cela

infléchisse les pratiques, l'absence d'étude, la non prise en compte de ce paramètre lorsque les sols se dégradent ou les coûts de certaines cultures deviennent prohibitifs. Il y a pourtant une demande réelle de la part des industriels, des décideurs et d'une façon plus générale, voire réactionnelle (agriculture biologique 1), des agriculteurs.

Malgré l'absence de personnel stable sur un tel sujet, il a été possible d'aborder certains aspects méthodologiques, qui se confortent d'ailleurs par une coopération internationale (Belgique, Pays-Bas, etc.) et une aide la C.E.E. Ce point est essentiel car il permet une contribution à l'appréciation des pesticides.

Au plan méthodologique, il y a lieu de retenir des étapes très distinctes. Très tôt dans le développement d'une nouvelle molécule à usage agricole, il y aurait lieu de faire un test sur quelques organismes du sol afin d'établir la CL 50 et la CL 5 (la courbe log-probit de toxicité) par rapport à un système biologique et physique reproductibles et ceci sans référence à telle ou telle situation (sol, faune, culture, climat, dose utilisée, mode d'application) particulière. Il s'agit d'établir les propriétés biologiques du produit considéré par rapport à quelques animaux "de laboratoire" qui servent de révélateurs et d'avoir un test économique permettant une reproductibilité et une comparaison des propriétés des molécules entre elles. Il s'agit aussi grossièrement de cerner les risques et les avantages d'un nouveau produit. Nous avons pratiquement achevé la mise au point d'un tel test permettant une action continue par contact et ingestion des produits pendant un laps de temps de une à plusieurs semaines dans un sol artificiel (= "artisol") reproductible qui pourrait devenir un test commun aux diverses situations locales ou nationales (le milieu a été décrit dans FERRIERE et al., sous presse).

Un tel test devrait permettre de reconnaître lorsque les modalités d'usage sont définies si la substance est assurément dangereuse pour le groupe d'animaux considéré, assurément sans risque léthal ou dans une situation intermédiaire. La dernière éventualité oblige alors à des études locales, dans les conditions pratiques d'utilisation tenant compte des diverses contraintes techniques, économiques, climatiques, faunistiques et pédo-logiques. Ces dernières études sont également possibles mais obligent à des moyens plus lourds ; elles n'ont par ailleurs généralement pas de valeur très générale puisque chacune se rapporte à un contexte particulier.

Nous résumons, malgré leur caractère en partie provisoire, voire en ce qui concerne les carbamates erronés (léthalité observée trop tôt, au 7^e jour), les résultats que nous avons obtenus pour divers fongicides (tableau I). Ceux-ci conduisent à un commentaire révélateur. En 1979 et en France, la protection des céréales en végétation contre les maladies... représentent l'équivalent d'une superficie de deux millions d'hectares (BAILLY, 1980). Les fongicides, d'après la chambre syndicale de la phytopharmacie représenteront 37,4 % des produits phytosanitaires utilisés en France en 1978 et parmi ceux-ci les dithiocarbamates représentent 64 % des matières actives mises en oeuvre. Les informations, aussi préliminaires soient-elles, présentées au tableau I, sont les premières ayant trait à ce groupe ! Elles confirment que ne pas connaître la toxicité d'un groupe faute d'étude ne signifie pas l'absence de nocivité.

Les études de test de sélection, comme celles en artisol ne peuvent

prétendre répondre qu'au cas extrême (grande ou très faible toxicité) par rapport aux conditions locales. La comparaison des courbes de toxicité log-probit établies dans de telles conditions artificielles ne pourra qu'à la longue nous informer sur la signification pratique dans chaque situation particulière des tests de sélection.

La faune du sol peut également jouer à ce stade un rôle remarquable si elle est correctement utilisée. LEBRUN (1980) illustre magistralement l'intérêt d'utiliser la riche mésafaune comme détecteur de l'effet biologique des pesticides et de leurs résidus. L'utilisation de ce réservoir de bioindicateurs et d'espèces propres à des bio-essais reste très largement à mettre en oeuvre et présente un grand avenir.

Signalons enfin que tant au niveau du test de laboratoire, qu'au terrain, les aptitudes de bioaccumulation (positive ou négative) des substances considérées ou de leurs "métabolites" devraient être prises en compte au niveau des principales biomasses vivantes, c'est-à-dire pour le sol au moins celle des vers de terre.

En conclusion, on peut dire qu'aujourd'hui les conséquences des fongicides sur la faune du sol ne sont pratiquement pas étudiées et restent à peu près totalement inconnues et que les conséquences économiques d'une telle carence sont très préoccupantes. Nous disposons pour certains animaux du sol des méthodes d'études élaborées tant au niveau de test artificiel de sélection que pour les études au terrain. La faune du sol dans son ensemble constitue enfin un réservoir d'informations quasi-inexploité qui pourrait beaucoup contribuer à une réelle appréciation des pesticides.

Cette carence d'étude interdit toute appréciation, nous avons vu que pour l'essentiel :

- les divers groupes d'animaux du sol ne sont pratiquement pas étudiés, ce qui ne signifie pas qu'il n'y ait pas d'effets "non intentionnels",
- des cultures importantes ne font pas l'objet d'observation en raison de l'absence de chercheur (l'exemple de la vigne est révélateur),
- des familles entières de pesticides très importants ne sont l'objet d'aucune mention au plan mondial (exemple : le principal groupe de fongicides les dithiocarbamates),
- que les conséquences économiques et techniques des effets inconsiderés rendent en toute rigueur une appréciation objective de qualité des préparations phytosanitaires impossibles, et par conséquent un choix approprié de celle-ci pour la protection de nos cultures.

Une telle carence d'étude n'a aucune justification économique, technique ou scientifique et constitue aujourd'hui une anomalie inexplicable sur une base rationnelle. En définitive, la question est de savoir si les effets non intentionnels sont des effets importants mais qu'il n'est toujours pas intentionnel d'étudier ?

BIBLIOGRAPHIE

BAILLY (R.), 1980 - Avant-propos.

In Index phytosanitaire. Ec. A.C.T.A., Paris, 3.

BOUCHE (M.B.), 1974 - Pesticides et lombriciens : problèmes méthodologiques et économiques.

Phytiatrie - phytopharmacie, 23, 107-116.

BOUCHE (M.B.), 1980 - Valorisation des résidus végétaux directement au terrain : le labour et la fertilisation par les lombriciens, un potentiel à développer.

C.R. coll. intern. "Agriculture et Energie", C.E.N.E.C.A., Paris 1980, 3213.

BOUCHE (M.B.) et FAYOLLE (L.), 1980 - Contamination chimique du chaînon trophique lombricien : problèmes méthodologiques et conséquences.

C.R. 3ème coll. contamin. chaînes biol., Paris. Ed. Minist. environ. coll. recherche environ., 14, 109-113.

BOUCHE (M.B.), FAYOLLE (L.) et RICHARD (Ph.), en prép. - Mesure de l'importance des lombriciens dans le régime alimentaire de leurs prédateurs.

BULL (K.R.), ROBERTS (R.D.) et al., 1977 - Mercury concentrations in soil, grass earthworms and small mammals near an industrial emission source.

Environment Pollut., G.B., 12, 2, 135-140.

BURCHILL (R.T.), 1973 - Fungicides are affecting earthworm activity.

Commercial grower, January 26, 135.

COOK (M.E.) et BURCHILL (R.T.), 1973 - Effects of fungicides on earthworm populations.

Rep. East Malling Res. Stat. for 1972, 151.

CUENDET (G.), 1979 - Etude du comportement alimentaire de la mouette rieuse (Larus ribibundus L.) et de son influence sur les peuplements lombriciens.

Thèse de doctorat, fac. sci. de l'univ. Lausanne, 1979, 1-111.

CZARNOWSKA (K.) et JOPKIEWICZ (K.), 1978 - Heavy metals in earthworms as an index of soil contamination.

Polish j. soil sci., 11, 1, 57-62.

DREIDAX (L.), 1931 - Untersuchungen über die Bedeutung der Regenwürmer für die Pflanzenbau.

Arch. Pflanzenbau, 7, 413-467.

FAYOLLE (L.), 1979 - Conséquences de l'apport de contaminants sur les lombriciens. III. Essais de laboratoire.

Doc. pédzool., 1, 1, 34-65.

FERRIERE (G.), FAYOLLE (L.) et BOUCHE (M.B.), sous presse - un nouvel outil, essentiel pour l'écophysologie et l'écotoxicologie, l'élevage des lombriciens en sol artificiel. Pedobiologia (1981).

HELMKE (P.A.) et al., 1979 - Effects of soil-applied sewage sludge on concentrations of elements in earthworms.

J. environment qual., 8, 3, 322-327.

HEUNGENS (A.), 1970 - L'influence de quelques pesticides sur la faune du sol dans la culture de l'azalée.

Meded. fac. landbouww. Gent, 35, 2, 717-729.

HIRST (J.M.), LE RICHE (H.H.) et BASCOMB (C.L.), 1961 - Copper accumulation in the soils of apple orchards near Wisbeck.

Pl. path., 10, 105-108.

IRELAND (M.P.) et RICHARDS (K.S.), 1977 - The occurrence and localisation of heavy metals and glycogen in the earthworms Lumbricus rubellus and Dendrobaena rubida from a heavy metal site.

Histochemistry, Germ., 51, 2-3, 153-166.

KENNEL (W.), 1972 - Schadpize als Objekte integrierter Pflanzenschutzmassnahmen in Obstbau.

Zeitschrift f. Pflanzhauk. u Pflanzenschutz, 7, 400-406.

LEBRUN (Ph.), 1980 - A preliminary study of the use of some soil mites in bioassays for pesticide residue detection.

In D.L. DINDAL, "Soil biology as related to land use practices", éd. EPA, Washington, EPA-560/13-8C-038, 42-55.

LOFS-HOLMIN (A.), 1980 - Measuring growth of earthworms as a method of testing sublethal toxicity of pesticides.

Swedish j. agric. res., 10, 25-33.

MAZAUD (D.) et BOUCHE (M.B.), 1980 - Introduction en surpopulation et migrations de lombriciens marqués.

In D.L. DINDAL, "Soil biology as related to land use practices", éd. EPA, Washington, EPA-560/13-8C-038, 687-701.

MOCHIZUKI (T.) et al., 1975 - Apple orchard soils contaminated by inorganic agricultural chemicals. I. Effects of the contents of residual copper, lead, and arsenate on the soil macrofauna on an apple orchard in the Tsugaru district of Aomori Prefecture, Japan.

Nippon Dojo-Hiryogaku Zasshi, 46, 2, 45-50.

NIELSON (R.L.), 1951 - Effect of soil minerals on earthworms.

N.Z. J. Agric., 83, 433-435.

NIKLAS (J.) et KENNEL (W.), 1978 - Lumbricidenpopulationen in Obstanlagen der Bundesrepublik Deutschland und ihre Beeinflussung durch Fungizide auf Basis von Kupferverbindungen und Benzimidazolderivaten.

Z. Pflanzenkrankh. Pflanzenschutz, 85, 12, 705-713.

NIKLAS (J.), 1979 - Histochemische Untersuchungen zur Wirkung von Pestiziden als Cholinesterase-Inhibitoren bei Lumbricus terrestris L.

Z. angew. Zool., 66, 359-368.

PRASAD (R.), MOODY (R.P.), 1974 - Translocation of benomyl in elm (Ulmus americana L.) IX. Some ecological consequences of the treatments on population dynamics of earthworms (Lumbricus terrestris L.).

Inform. Rep., Chem. res. inst., Canada, CC-X-81, 12 pp.

RAMADE (F.), 1977 - Ecotoxicologie.

Ed. Masson, Paris, 1-205.

RAW (F.), 1962 - Studies of earthworms population. I. Leaf burial in apple orchards.

Ann. Appl. Biol., 50, 389-404.

STRINGER (A.) et WRIGHT (M.A.), 1973 - The effect of benomyl and some related compounds on Lumbricus terrestris and other earthworms.

Pestic. sci., 4, 2, 165-170.

STRINGER (A.) et LYONS (C.H.), 1974 - The effect of benomyl and thiophanate-methyl on earthworm populations in apple orchards.
Pestic. Sci., 5, 189-196.

STRINGER (A.) et LYONS (C.H.), 1977 - The effect on earthworm populations of methods of spraying benomyl in an apple orchard.
Pestic. sci., 8, 6, 647-650.

TERRY (H.J.), 1973 - Learning more about the earthworms.
Commerciale grower, 2 mars 1973.

THOMPSON (A.R.), 1973 - Pesticides residues in soil invertebrates.
In EDWARDS (C.A.) (réd.) Environmental pollution by pesticides, 6d.
Plenum press, London, 87-133.

VAN DE WESTERINCH (W.), 1972 - Deterioration of soil structure in worm free orchards soils.
Pedobiologia, 12, 6-15.

VAN RHEE (J.A.), 1971 - The productivity of orchards in relation to earthworm activities.
Ann. zool. - écol. anim., N.H.S. 71-7, 99-106.

VAN RHEE (J.A.), 1969 - Effects of biocids and their residues on earthworms.
Meded. Rijksfak. Landbouwwetensch, Gent, 34, 3, 682-689.

VAN RHEE (J.A.), 1975 - Copper contamination effects on earthworms by disposal of pig waste in pastures.
Proc. 5th int. Coll. Soil zool. Prague, sept. 17-22, 1973, 451-457.

VAN RHEE (J.A.), 1977 - Effects of soil pollution on earthworms.
Pedobiologia, 17, 3, 201-209.

WALLACE (E.G.R.), 1976 - A comparison of the control of *Pithomyces chartarum* with three fungicides applied at both the pre- and post-danger levels of spores in pasture.
N.Z. J. experim. agric., 4, 2, 243-247.

WINSOR (P.A.), 1973 - Effect of spraying on worm population.
Commerciale Grower, 2 mars 1973.

WRIGHT (M.A.) et STRINGER (A.), 1973 - The toxicity of thiabendazole, benomyl, methyl benzimidazol-2-yl carbamate and thiophanate-methyl to the earthworm *Lumbricus terrestris*.
Pestic. sci., 4, 3, 431-432.

TABLEAU I

PRODUIT	LOMBRICIEN	SOL	T °C	CL 50 ^a	Test F	SOURCE
Benomyl ⁺	A. chlorotica	limon	15	(4600) ^a	+	Fayolle 79
Benomyl ⁺	E. fetida	artisol	22,5	(120) ^b	-	Original
Quivre	A. chlorotica	limon	15	(> 1000)	-	Fayolle 79
Quivre	E. fetida	artisol	22,5	280	++	Original
Quivre	A. chlorotica	artisol	18	10 à 50	-	Original
Quivre	L. terrestris	artisol	18	50 à 100	-	Original
Carbendazime ⁺	E. fetida	artisol	22,5	534	+	Original
Dazomet ⁺	E. fetida	artisol	22,5	475	+	Fayolle 79
Mandébe	A. chlorotica	limon	15	44	++	Fayolle 79
Mercure	A. chlorotica	limon	15	146	+	Fayolle 79
Mercure	E. fetida	artisol	22,5	154	++	Original
Mercure	A. chlorotica	artisol	18	< 50	-	Original
Mercure	E. fetida	hamifère	22,5	> 700	-	Original
Mercure	E. fetida	argileux	22,5	< 700	-	Original
Mercure	E. fetida	limono-arg	22,5		-	Original
Thiophanate éthyl ⁺	E. fetida	artisol	22,5	390	+	Original
Thiophanate méthyl ⁺	E. fetida	artisol	22,5	995	++	Original
Thirame	E. fetida	artisol	22,5	22	+	Original
Zirame	E. fetida	artisol	22,5	80	-	Original

a : lu au 7^{ème} jour, exprimé en ppm par rapport au poids sec, entre parenthèses les valeurs provisoires, test F (-, +, ++, +++).

a v mortalité à 7 jours mais à ppm = 8,6 la TL 50 est de 8 jours

b : mortalité à 14 jours supérieure à 50 t pour 7,6 ppm

+ : temps de lecture 7 jours, trop court

QUELQUES RESULTATS ORIGINALS, POUR LA PLUPART PROVISOIRES (ENTRE PARENTHESES) DE CL 50 SUR LES LOMBRICIENS. LES RESULTATS ACQUIS SUR LES CARBAMATES⁺ SONT TRES SURESTIMES (VOIR TEXTE) PAR EXEMPLE CELLE DU BENOMYL EST DE L'ORDRE DE 7 à 8 ppm