ISSN : 0180-9555 Doc. pédozool., 1, 1, 34-65 / Mai 1979

CONSEQUENCES DE L'APPORT DE CONTAMINANTS SUR LES LOMBRICIENS

III. ESSAIS DE LABORATOIRE

par Léon FAYOLLE[1]

Mots-clés proposés : contaminants, pesticides, toxicité, CL 50, létalité, lombriciens, sol, litière, DNOC, DNTBP, méthabenzthiazuron, pyrazone, nitrofène, simazine, aldicarbe, éthyl parathion, méthiocarbe, diméthoate, lindane, bénomyl, manèbe, mercure, cuivre, lisier de porc.

Index taxonomique : Oligochaeta, Lumbricidae, Megadrili, *Allolobophora chlorotica*, *Eisenia fetida*, *Lumbricus terrestris*.

Résumé : L'action, durant 7 jours, de contaminants mêlés au sol est expérimentée au laboratoire sur *Allolobophora chlorotica* ; la toxicité aiguë du DNOC, du DNTBP, de l'aldicarbe et du bénomyl est démontrée. Le bénomyl n'est toxique qu'après un certain délai, probablement en raison des biodégradats. Des contaminations de litière montrent que l'appétence de celle-ci, pour *Lumbricus terrestris*, disparaît au dessus d'un seuil ; dessous ce seuil la toxicité est faible ou nulle (en 7 jours). La sensibilité des espèces est notamment fonction de leur exposition (dépendant de leurs moeurs) aux contaminants.

CONSEQUENCES OF THE IMPACT OF POLLUTANTS ON EARTHWORMS

III. LABORATORY TESTS

by Léon FAYOLLE[1]

Suggested key-words : pollutants, pesticides, toxicity, LC 50, lethality, earthworms, soil, litter, DNOC, DNTBP, methabenzthiazuron, pyrazone, nitrofene, simazine, aldicarb, parathion ethyl, methiocarb, dimethoate, lindane, benomyl, maneb, mercury, copper, pig slurry.

Taxonomic index : (see above).

Summary : The effects after 7 days of pollutants mixed with soil on *Allolobophora chlorotica* is recorded in the laboratory. The acute toxicity of DNOC, DNTBP, aldicarb and benomyl is demonstrated ; benomyl acute toxicity is observed after some delay following probably the formation of biodegradation residues. Feeding tests (7 days) with contamined litter show, with *Lumbricus terrestris*, a critical level beyond which the palatability of litter disappears and below which toxicity is low or absent. Species susceptibilities vary with exposure (dependant on species habits) to pollutants.

---

(1) Adresse : Laboratoire de zooécologie du sol, I.N.R.A., 17, rue Sully F-21034-DIJON (France)

I. INTRODUCTION

Les lombriciens sont présents pratiquement dans tous les milieux et peuvent constituer jusqu'à 80 % de la biomasse animale des sols. Ils y jouent un rôle considérable par leur labour biologique ayant des conséquences sur la stimulation de la microflore du sol, l'aération, le draînage et le brassage des éléments minéraux et organiques. Nos méconnaissances sur ce rôle des lombriciens nous ont conduit, en général, à le négliger dans l'élaboration et l'appréciation des techniques agricoles classiques. Le plus généralement l'impact des agrotechniques destructrices de vers de terre n'est pas observé et des compensations économiques coûteuses se substituent au rôle des lombriciens. Exceptionnellement, quelques auteurs ont étudié les conséquences de l'erradication des lombriciens, ainsi Van de Westeringh (1972) décrit la dégradation des sols ayant reçu des traitements géodrilicides (destructeurs de vers de terre). Leur disparition cause de graves préjudices aux sols affectés et la reconstitution des peuplements est problématique à cause du faible pouvoir recolonnisateur de ces animaux.

Une quantité de produits très divers résultant des activités humaines arrivent au sol et sont susceptibles de provoquer des perturbations dans les écosystèmes. Ces éléments peuvent être des "déchets" évacués dans l'atmosphère, les eaux, le sol par les industries ou les communautés urbaines. A ces contaminations provenant d'activités économiques situées en dehors des milieux ruraux, il y a lieu d'ajouter les apports volontaires liés aux agrotechniques. Par exemple, l'usage d'engrais chimiques qui, pour des raisons de coût, sont insuffisamment purifiés, apportent des métaux lourds ; d'après Barrows (1966), les superphosphates contiennent du plomb (7 à 92 ppm), du cadmium (50 à 170 ppm), du cuivre (4 à 79 ppm). L'emploi de pesticides, qui depuis trois décennies ne cesse d'augmenter, a permis d'améliorer la protection des cultures ; toutefois des problèmes liés à leur toxicité en ont découlé. Le spectre d'action des pesticides tant pour la flore que la faune du sol est étendu et les dénominations d'herbicides, insecticides, fongicides... réduisent leurs propriétés à l'une d'entre elles. Les contrôles actuellement exercés sur ces produits ont privilégié la protection de l'homme et des cultures. Les autres éléments de l'environnement ont peu été pris en compte ; il serait normal de considérer au moins la première masse animale : les lombriciens, ne serait-ce qu'en raison de leur importance économique. La littérature qui existe sur les dangers d'utilisation des pesticides (Edwards, 1965 ; Eijsackers, 1976) a permis de dresser un premier bilan.

Les diverses méthodes d'étude utilisées par les auteurs rendent les comparaisons de toxicité entre produits difficiles. Comprendre les conséquences des modifications chimiques résultant des activités humaines est un objectif à la fois complexe et indispensable (Bouché, 1ère partie) ; tout un ensemble d'études devrait être mis en oeuvre dans ce but. Avant de présenter les résultats, je m'attacherai ici à décrire la méthodologie que nous avons utilisée.

II. ESSAIS DE LABORATOIRE

Ces expériences doivent être compatibles avec des études de plein champ

pour en faciliter l'interprétation (Bouché, 1ère partie). Nous nous sommes attachés à établir, pour chaque pesticide, les différentes formes de nocivité du produit pour toutes doses de contamination.

Très généralement, l'action d'un toxique se manifeste selon trois mécanismes : contact, ingestion, inhalation. La respiration cutanée des oligochètes supprime l'inhalation. Nous avons donc retenu, pour chaque produit, seulement deux types d'essais : contact et ingestion.

La toxicité par contact est celle qui a toutes les chances de se réaliser au champ. Pour cet essai, nous avons exclu les méthodes de trempage dont les résultats sont biaisés par les différences de solubilité des produits et non extrapolables au terrain. Le contaminant est mélangé directement à un sol minéral (peu ou pas ingéré) et agit principalement au niveau cutané.

Le second mode d'action par ingestion affectera surtout les animaux consommateurs de litière (straminivores), ainsi Stringer (1974) a remarqué que l'apport de bénomyl en verger entraîne une réduction plus importante de *Lumbricus terrestris*, espèce plus straminivore que les autres espèces présentes. Il est probable qu'une litière contaminée réduit les peuplements lombriciens straminivores (épigés et anéciques) de deux manières : d'une part, la mortalité survient après l'ingestion de litière, d'autre part, l'inappétence des aliments souillés crée une pénurie alimentaire qui perturbe la croissance et la reproduction des animaux. Dans cet essai, le produit est apporté en association avec une litière bien consommée.

III. MATERIEL ET METHODES

3.1 Essai sol

3.1.1 LA SOUCHE LOMBRICIENNE

Pour cette procédure, nous avons retenu l'espèce lombricienne endogée *Allolobophora chlorotica chlorotica* Sav. forme *anatomicus* souche P. 1947, principalement géophage. Ce taxon présente l'avantage de ne pas avoir de vraie diapause en conditions d'élevage standard (Bouché, 1ère partie), les problèmes de variations d'activité des animaux au cours de l'année sont réduits. Les vers de terre sont prélevés manuellement sur une prairie argileuse peu profonde à sous-sol calcaire. Après une période de trois jours, minimum, d'adaptation en bac de terre à 15 °C, les vers adultes sont utilisables pour l'essai. Pour certains produits, nous avons retenu, à titre de comparaison, une espèce prolifique épigée *Eisenia fetida fetida* souche P. 1756, facile à élever au laboratoire.

3.1.2 SOL ET CONTAMINANT

La terre d'élevage prélevée dans l'horizon B provient d'une prairie permanente de la plaine de Saône. Ce sol limono-argileux, très pauvre en matière

organique, à pH voisin de 7 convient parfaitement pour la souche utilisée. Après séchage, nous avons retenu pour l'essai, la fraction inférieure à 1 cm, obtenue par criblage sur tamis à mailles carrées. Par malaxage de 2/3 de ce sol à 1/3 de sable fin dans une bétonnière, nous obtenons le substrat d'élevage facile à manipuler. Le pesticide est apporté en se référant à une dose N établie à partir de pratiques agricoles ; dans le cas des pesticides enrobant les semences, un calcul identique a été conduit en admettant un ensemencement moyen.

Nous considérons que la dose N diffuse d'une façon homogène sur 1 cm de sol, la quantité de contaminant (X) à ajouter par volume de substrat (V) s'obtient de la façon suivante :

$$X \text{ (en ppm)} = \frac{\text{Poids de produit en matière active (m.a.)/ha}}{\text{V/ha x 1,2 (densité moyenne des sols)}}$$

Ainsi une application de 1 kg m.a./ha de contaminant correspond à 8,3 ppm ou inversement 1 ppm = 120 g m.a./ha.

3.1.3 PREPARATION DE L'ESSAI

Pour l'apport du contaminant au sol, nous avons exclu les méthodes de trempage à cause de la mauvaise solubilité de certains produits. L'aspersion en surface du contaminant ne permet pas une bonne homogénéité du mélange alors que la méthode par brassage dans un excès de solution pesticide suivie d'une évaporation conduit à une perte de contaminant. Nous avons préféré une méthode de brassage intensif utilisant une bétonnière dans laquelle un pulvérisateur projette le contaminant dilué dans un liquide sous forme de fines gouttelettes. Cette pulvérisation est effectuée au cours de la rotation du corps de la bétonnière, elle permet en outre l'humidification simultanée du substrat (jusqu'à 25 % du poids sec). En pratique, ces apports se font en deux temps : un premier volume de liquide contient la totalité du pesticide, puis un deuxième complète la quantité d'eau nécessaire tout en rinçant les organes de pulvérisation. Ce procédé favorise un mélange poussé et homogène du contaminant au sol ceci afin d'éviter les "surdoses" au contact des animaux.

Un poids de 3,5 kg de substrat ainsi préparé est placé dans chaque récipient d'élevage (surface = 300 cm^2, hauteur de terre = 9 à 10 cm). Deux chutes successives de 10 cm assurent le tassement du contenu des boîtes. Les mélanges aux diverses doses sont effectués en suivant un ordre croissant à partir du sol témoin. Un lavage très poussé du matériel est indispensable entre deux séries d'essais.

Les animaux sont regroupés en lots d'environ 6 g ce qui correspond à des groupes de 20 à 25 *A. chlorotica* adultes. Ces lots sont affectés au hasard aux différents traitements à raison de deux répétitions par dose et d'un groupe témoin sans contaminant. Chaque boîte d'élevage reçoit ainsi une biomasse lombricienne correspondant à 2 T/ha. Pour les tests effectués sur *E. fetida*, nous avons utilisé des lots de 8 g pour un total de 20 individus. Pour cette dernière espèce, une seule répétition par dose a été retenue.

3.1.4 CONDUITE DE L'ESSAI

Il est indispensable de placer les animaux en conditions aussi convenables que possible (température, aération, humidité) et d'éviter que la putréfaction de cadavres n'entraîne la mort d'autres lombriciens. Les boîtes sont placées en salle climatisée à l'obscurité ; un courant d'air, saturé d'eau pour éviter la

dessication, assure en permanence une aération en surface. Des températures constantes de 15 °C pour *A. chlorotica* et de 22,5 °C pour l'espèce thermophile *E. fetida* sont maintenues pendant la durée de l'essai. Au bout de 7 jours, les boîtes sont vidées afin de dénombrer les morts et survivants.

3.2 Essai litière

3.2.1 SOUCHE LOMBRICIENNE

Nous avons choisi, parmi les anéciques qui constituent 80 % de la biomasse lombricienne en zone cultivée, l'espèce *Lumbricus terrestris* L. (Bouché, 1ère partie). Ce taxon ne présente pas de diapause, cas assez rare pour cette catégorie écologique.

Les animaux sont prélevés en bordure de ruisseau sur une prairie permanente de la plaine de Saône, n'ayant reçu ni engrais ni pesticide (P. 343). Pour les captures nous utilisons la méthode décrite par Bouché (1969 a ; 1969 b) suivant Raw (1959) par arrosage du sol à l'eau formolée.

Dès leur apparition en surface, les *L. terrestris* sont capturés et lavés immédiatement afin d'éliminer le formol. Les animaux sont replacés en bac de terre à 15 °C pendant un minimum de 3 jours pour réduire les perturbations dues à la capture.

3.2.2 SOL ET CONTAMINANT

Le substrat est préparé de la même façon que pour l'essai sol. L'apport du toxique se calcule sur la base d'une dose N couramment pratiquée rapportée à la surface de la boîte. Le contaminant est pulvérisé sur une quantité de litière correspondant à une consommation normale hebdomadaire.

Les litières (son et foin) sont séchées et criblées, nous retenons pour l'expérimentation l'aliment de taille comprise entre 1 et 2 mm. Des essais préliminaires ont permis de quantifier une consommation minimale de 60 mg de son et de 40 mg de foin de graminées par gramme de ver et par semaine. Pour l'essai proprement dit, nous mettons à la disposition des animaux une quantité d'aliment plus faible (40 mg poids sec/g de ver) pour faciliter une ingestion totale du contaminant. Le liquide contenant le toxique est apporté à raison de 1,5 ml par gramme de litière sèche dans une boîte fixée sur un agitateur afin d'assurer le brassage lors de la pulvérisation du produit.

3.2.3 PREPARATION DE L'ESSAI

Dans une première série d'expériences que je qualifie d'"essai litière en lots", les boîtes d'élevage contiennent 7 kg de terre minérale (surface = 600 cm^2, hauteur de terre = 9 à 10 cm). Des lots de 3 à 5 *Lumbricus herculeus* adultes correspondant à une biomasse d'au moins 2 T/ha sont affectés aux différents traitements. L'apport de litière humidifiée est de 500 mg poids sec par boîte.

En raison des variations de consommation enregistrées dans les "essais

litière en lots", j'ai cherché ensuite à contrôler les animaux individuellement et à éliminer ceux qui sont dans un état physiologique tel qu'ils ne s'alimentent pas. Une seconde série d'"essais litière individuels" dans laquelle chaque *L. terrestris* de poids compris entre 2 et 5 g est placé en boîte d'élevage (50 cm^2 x 4 cm) a été reconduite. Grâce à un premier apport de son, j'ai éliminé dès la première semaine les animaux qui ne s'alimentent pas. On effectue alors dans chaque boîte un apport constant de 120 mg poids sec de son humidifié avec ou sans contaminant.

3.2.4 CONDUITE DE L'ESSAI

Les essais sont réalisés en salle climatisée à 15 °C dans des conditions identiques à celles de l'essai sol. Au bout de 7 jours, on contrôle dans l'essai litière en lots la mortalité et la consommation ; une note allant de 0 (aucune consommation) à 6 (ingestion totale) est attribuée à chaque lot. Pour l'essai litière individuel on enregistre la mortalité et la consommation au septième jour.

3.3 Cas du lisier

Nous utilisons le substrat d'élevage préparé lors de l'essai sol. Dans les 24 heures qui suivent la mise en élevage des animaux, le lisier est épandu en surface des boîtes (600 cm^2 x 10 cm). Les récipients sont placés sous abri pour une durée de sept jours en conditions non climatisées. L'expérimentation qui a eu lieu au printemps et en automne a porté sur deux espèces : *A. chlorotica* et *L. terrestris* à raison de deux répétitions par dose.

3.4 Conventions d'écriture

La quantité (N) de matière active/ha retenue par traitement a été calculée à partir des données de l'ACTA (Anonyme, 1978). La matière active de chaque pesticide est suivie du nom de la spécialité commerciale (voir IV) qui permet à partir du document ACTA (op. cit.) d'obtenir le nom du fournisseur.

Pour exprimer la toxicité j'ai retenu pour constante dans l'essai sol la concentration létale 50 exprimée en ppm qui provoque 50 % de mortalité dans la population étudiée au 7ème jour (CL 50_{7j}). La constante peut également être représentée par la dose létale 50 (DL 50_{7j}) exprimée en kg de matière active par hectare (kg m.a./ha) diffusant sur 1 cm (voir 3.1.2). Nous appellerons dose "ppds" la dose qui correspond à la plus petite différence significative et pour laquelle nous obtenons 5 % de mortalité. Pour certains essais, nous avons établi, par dose donnée, le temps où la mortalité atteint 50 % du lot (abréviation : TL $50_{85\ ppm}$ = temps létal 50 avec la dose de 85 ppm). Le degré d'erradication exprime la toxicité lombricienne (géodrilicité) d'un produit en tenant compte des doses d'application. C'est le rapport entre la concentration d'utilisation (en ppm) diffusant sur 1 cm de sol et la CL 50_{7j} (en ppm). Les risques encourus sont d'autant plus importants que ce degré est élevé.

IV. RESULTATS

De premiers résultats de l'essai sol exprimant la mortalité en fonction de la dose de pesticide appliquée ont été présentés par Bouché et Fayolle (sous presse) ; le présent article complète et prolonge cette première publication.

L'allure sigmoïde des courbes a permis d'établir pour chaque produit la droite d'ajustement entre probit de la survie corrigée et logarithme de la dose (Hadjibiros et al., 2ème partie). Pour chaque pesticide, les résultats de l'essai sol (CL 50_{7j}, DL 50_{7j}, degré d'erradication) figurent au tableau I. Dans le cas du bénomyl nous avons déterminé la TL $50_{86,2}$ ppm et la TL $50_{8,6}$ ppm.

Les résultats de l'essai litière en lots figurent dans l'article de Bouché et Fayolle (sous presse). J'ai reconduit pour trois produits un essai litière individuel.

4.1 Herbicides

4.1.1. DNOC

Nous avons utilisé cet herbicide ($C_7H_6N_2O_5$) du groupe des phénols sous forme de sel d'ammonium (DNOC-NH_4). La toxicité aigüe (tableau I, figure 1) sur *A. chlorotica* par contact reste élevée (DL 50_{7j} = 1,57 kg m.a./ha) et les dangers d'utilisation importants (degré d'erradication = 1,96).

Pour l'"essai litière individuel", j'ai effectué des contrôles de consommation et de mortalité par observation en surface aux 3ème, 5ème et 7ème jours (tableau II). Le son faiblement contaminé est bien consommé, pour des doses subrépulsives (0,3 kg m.a./ha) la vitesse d'ingestion diminue. Pour des quantités de contaminant ne dépassant pas 1,0 kg m.a./ha, les consommations de son sont totales au 7ème jour alors qu'une application de 9,4 kg m.a./ha rend la litière inappétente. La mortalité survient lorsque les litières ne sont plus consommées, la toxicité du DNOC se manifesterait par action cutanée. Van Rhee (1969) constate une réduction des espèces lombriciennes de surface lors d'applications successives de DNOC en verger où l'espèce *Nicodrilus caliginosus* prédomine. Toutefois, cet auteur ne précise pas les quantités utilisées. Aux doses de 4 kg/ha, Van der Drift (1963) conclut à une toxicité modérée de ce produit sur les vers de terre de surface en expérimentation de plein champ. Nous avons mis en évidence une géodrilicité du DNOC qui, lors de son utilisation, semble se manifester pour les espèces de surface.

4.1.2 DNTBP

Le produit de formule $C_{10}H_{12}N_2O_5$ appartient, comme le DNOC, aux composés phénoliques. Sa toxicité par contact (tableau I, figure 2) est légérement plus élevée que celle du DNOC : DL 50_{7j} = 1,00 kg m.a./ha. Nous avons observé une réduction de consommation (Bouché et Fayolle, sous presse) pour du son contaminé à raison de 3,1 kg m.a./ha. La mortalité (7j) après ingestion de litière contaminée reste faible.

Pesticides	Test F	r (1)	Equation (2)	CL 50_{7j} (3)	DL 50_{7j} (4)	DL 50_{rat} (5)	Dose (6)	Degré (7)
DNOC	++	0,92	- 5,6 X + 11,3	13,1	1,57	7 à 10	3,100	1,96
DNTBP	++	0,83	- 4,2 X + 8,9	8,3	1,00	62	2,500	2,50
Méthabenzthiazuron	++	0,92	- 1,0 X + 7,3	214,8	25,88	2500	2,000	0,08
Pyrazone	++	0,88	- 5,6 X + 14,4	47,8	5,76	3600	2,500	0,43
Nitrofène	++	0,93	- 4,8 X + 15,6	166,8	20,09	2600	2,000	0,10
Simazine	N.S.	0,58	-	-	-	5000	2,000	-
Aldicarbe	++	0,94	- 3,8 X + 7,1	3,5	0,42	1	0,500	1,18
Ethyl parathion	++	0,93	- 7,5 X + 12,3	80,1	9,61	3,6	3,300	0,34
Méthiocarbe	++	0,84	- 3,6 X + 8,3	8,1	0,97	100	0,500	0,51
Diméthoate	++	0,92	- 6,4 X + 13,0	18,2	2,18	130	0,500	0,23
Lindane	+	0,64	- 4,3 X + 12,2	49,8	5,98	125	0,600	0,10
Bénomyl	+	0,70	- 0,5 X + 6,9	4600	●	9600	10,000	-
Bénomyl A	++	0,97	- 14,8 X + 18,3	(8,0)	-	-	10,000	0,96
Bénomyl B	++	0,96	- 14,9 X + 18,5	(7,8)	-	-	10,000	9,65
Manèbe	++	0,75	- 4,1 X + 11,8	43,9	5,27	7500	1,000	0,19
Mercure	+	0,58	- 1,6 X + 8,4	146,0	17,52	1140	0,012	ε
Cuivre	N.S.	0,32	-	-	-	-	2,650	-

(1) : r : coefficient de corrélation (2) : Equation de la droite de régression avec X = log de la dose

(3) : CL 50_{7j} lombriciens (en ppm) (4) : DL 50_{7j} lombriciens (en kg m.a./ha sur 1 cm)

(5) : DL 50_{rat} (en ppm) par ingestion d'après l'ACTA (1978)

(6) : Dose d'utilisation (en kg m.a./ha) (7) : degré d'erradication ● : inutilisable : cf. texte

TABLEAU I : Résultats de l'essai sol sur *Allolobophora chlorotica*. Le modèle log de la dose (en ppm)-probit de la survie corrigée a permis de calculer la CL 50 dans le cas où le test F est significatif à 1 % (++) ou 5 % (+). Pour le bénomyl la TL 50 exprime le temps en jours ( ) aux doses 86,2 ppm (A) et 8,6 ppm (B).

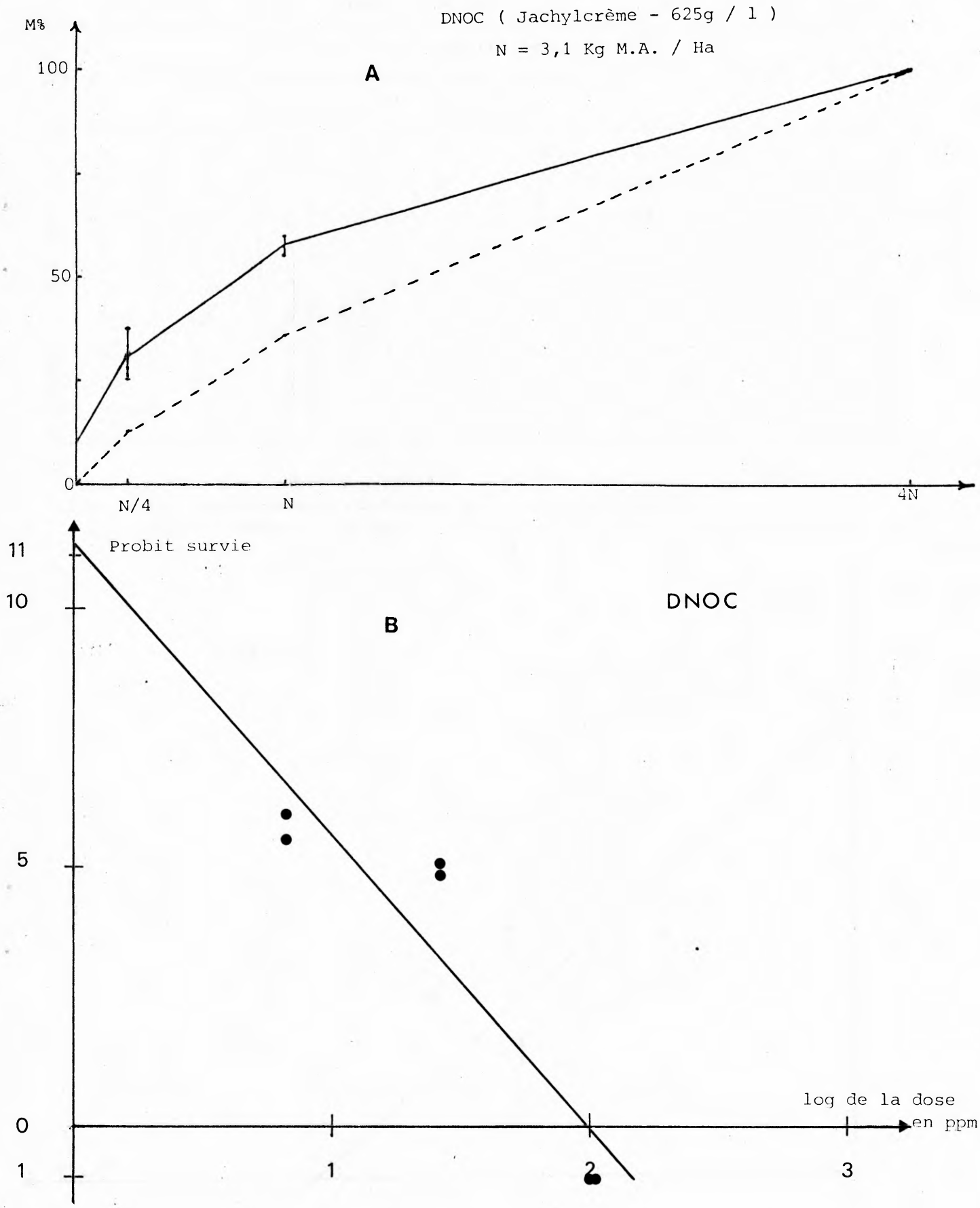


FIGURE 1 : Résultats de l'essai sol observés au 7ème jour. A = mortalité enregistrée sur *A. chlorotica* (traits pleins) et *E. fetida* (tirets). B = modèle log/probit (*A. chlorotica*).

Apport de DNOC		Date du contrôle						7ème jour	
g de m.a./ha	µg/ver	3ème jour		5ème jour		7ème jour		(a) en %	(b) en %
		(a)	(b)	(a)	(b)	(a)	(b)		
0	0	4	0	5	0	5	0	100	0
38,6	19,3	5	0	5	0	5	0	100	0
115,7	57,9	5	0	5	0	5	0	100	0
347,2	173,7	3	0	5	0	5	0	100	0
1 041,6	521,1	3	0	5	0	5	0	100	0
3 125,0	1 563,3	1	0	4	0	4	0	80	0
9 375,0	4 689,9	0	1	0	1	0	1	0	20
28 125,0	14 069,7	0	2	0	3	0	4	0	80
84 375,0	42 209,1	0	2	0	2	0	3	0	60

TABLEAU II : Résultats de l'essai litière individuel sur *L. terrestris*. On désigne par (a) le nombre d'individus ayant consommé la totalité de la litière et par (b) le nombre de morts.

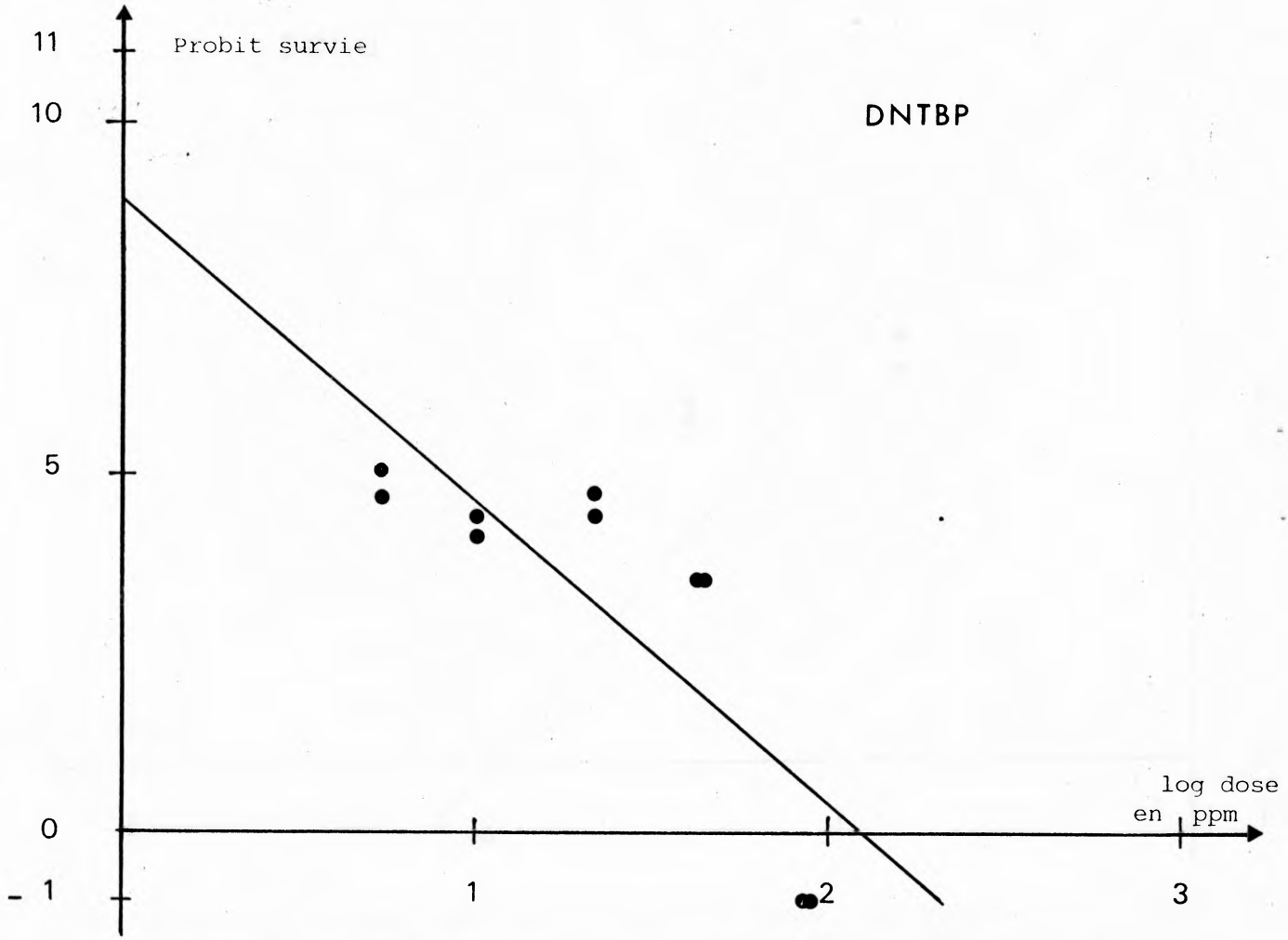


FIGURE 2 : Résultats de l'essai sol (modèle log-probit) observés au 7ème jour sur *A. chlorotica*.

On peut donc conclure à une toxicité lombricienne par contact élevée, comparable à celle du DNOC, lors de son utilisation (degré d'erradication = 2,50).

4.1.3 METHABENZTHIAZURON

Cet herbicide ($C_{10}H_{11}N_3OS$) appartient au groupe des urées substituées et possède une toxicité aiguë très faible sur les lombriciens puisque la DL 50_{7j} est égale à 25,88 kg m.a./ha et les risques d'utilisation (degré d'erradication = 0,08) sont minimes (tableau I, figure 3). Il faudrait cependant vérifier la toxicité à long terme ; les urées substituées présentent généralement une assez longue rémanence dans les sols.

4.1.4 PYRAZONE

Cet herbicide ($C_{10}H_8N_3ClO$) du groupe des phénylpyridazones est utilisé pour le désherbage des betteraves. La toxicité de ce produit paraît modérée : DL 50_{7j} = 5,76 kg m.a./ha ; degré d'erradication = 0,43 (tableau I, figure 4). Le mode d'application en pré-semis avec incorporation dans le sol diffère de celui d'autres herbicides pulvérisés sur adventices au stade plantule. Les risques, de toxicité notamment pour les espèces anéciques devront être vérifiés lors d'applications.

4.1.5 NITROFENE

De formule ($C_{12}H_7O_3NCl_2$), le nitrofène diffère des autres composés phénoliques par son action de contact sur les graines en cours de germination. Les résultats de mortalité en fonction de la dose d'application dans l'essai sol sont présentés à la figure 5 ; la droite d'ajustement entre probit de la survie et log de la dose figure dans la seconde partie (Hadjibiros et al.). Comparée aux autres colorants nitrés (DNOC et DNTBP), la toxicité de ce produit est faible : DL 50_{7j} = 20,09 kg m.a./ha ; degré d'erradication = 0,10 (tableau I).

4.1.6 SIMAZINE

Cet herbicide ($C_7H_{12}ClN_5$) appartient au groupe des triazines, il agit en bloquant la respiration de la plante et l'assimilation du gaz carbonique. Dans nos essais, l'ajustement entre probit de la survie corrigée et logarithme de la dose est médiocre (test F non significatif) car les concentrations utilisées sont insuffisantes (tableau I). Dans la gamme des doses retenues, la toxicité aiguë de la simazine est restée pratiquement nulle ; la plus forte concentration (1 100 ppm) ne provoque que 14 % de mortalité (figure 6). Ghabbour et Imam (1967) obtiennent une survie de 8 jours par trempage d'*Allolobophora caliginosa* f. trapezoïde, dans une solution de simazine à 100 ppm ; cette espèce étant plus sensible que *Pheretima californica* et *Alma* sp. Toutefois, ces résultats de toxicité sont difficiles à extrapoler au champ. Edwards (1965) observe une diminution des populations lombriciennes au champ ; malheureusement, cet auteur ne précise ni les doses ni la durée de l'expérience. La compilation de Eijsackers (1976) indique plusieurs sources concluant à une faible toxicité de la simazine au champ, ce qui semble contradictoire avec nos résultats : en raison de la persistance d'action (plusieurs mois) de la simazine, une étude de toxicité chronique est souhaitable.

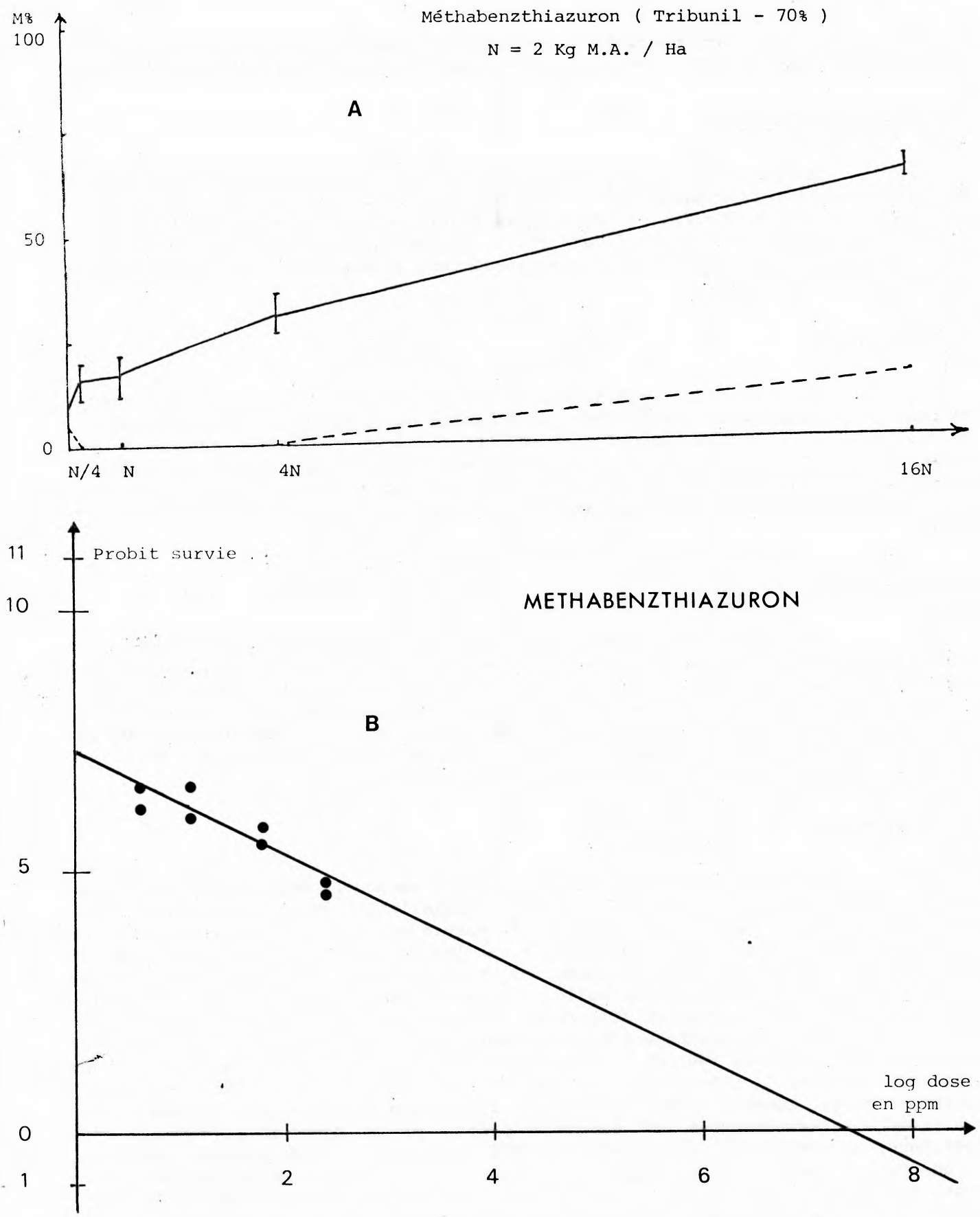


FIGURE 3 : Résultats de l'essai sol observés au 7ème jour. A = mortalité enregistrée sur *A. chlorotica* (traits pleins) et *E. fetida* (tirets). B = modèle log/probit (*A. chlorotica*).

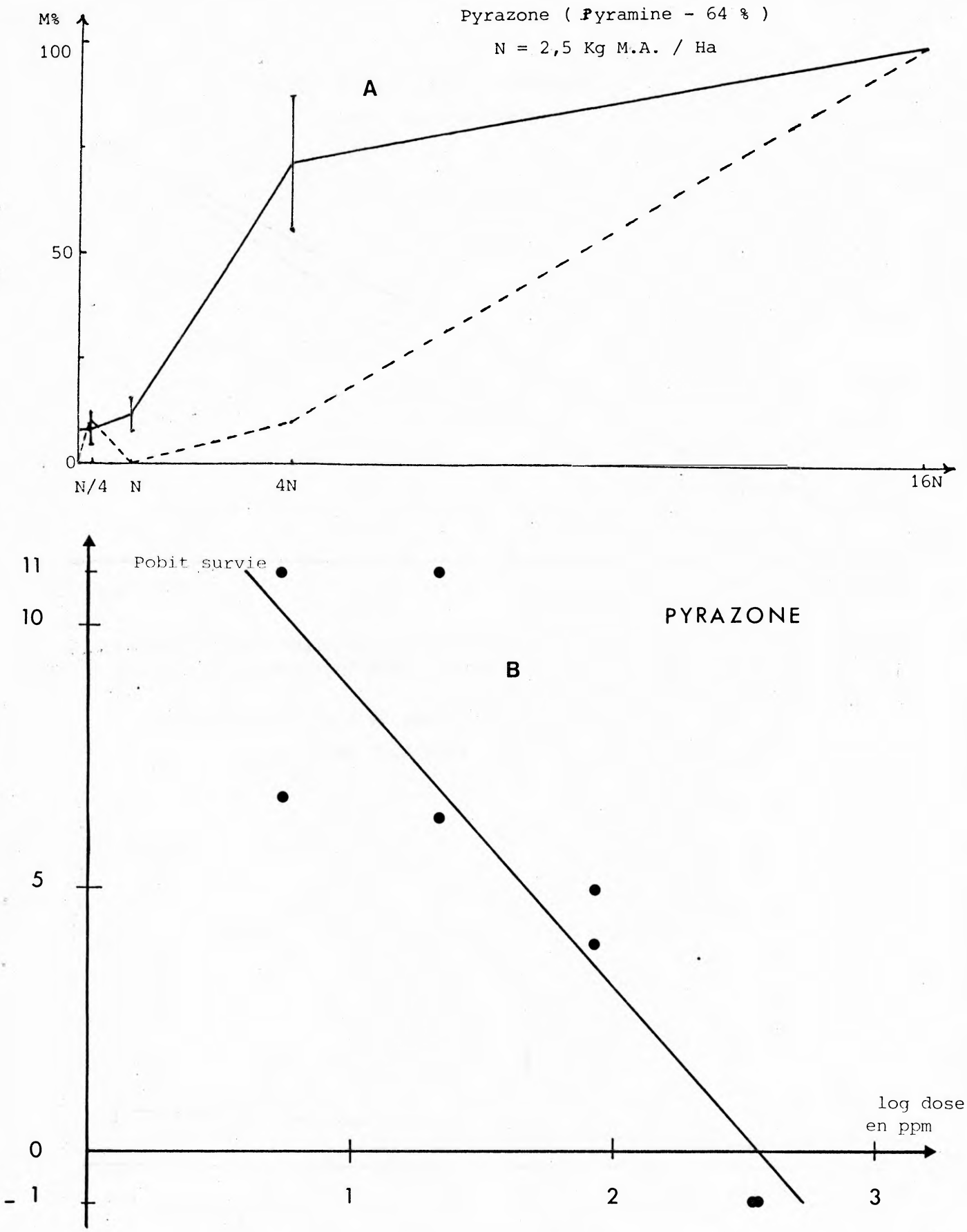


FIGURE 4 : Résultats de l'essai sol observés au 7ème jour. A = mortalité enregistrée sur *A. chlorotica* (traits pleins) et *E. fetida* (tirets). B = modèle log/probit (*A. chlorotica*).

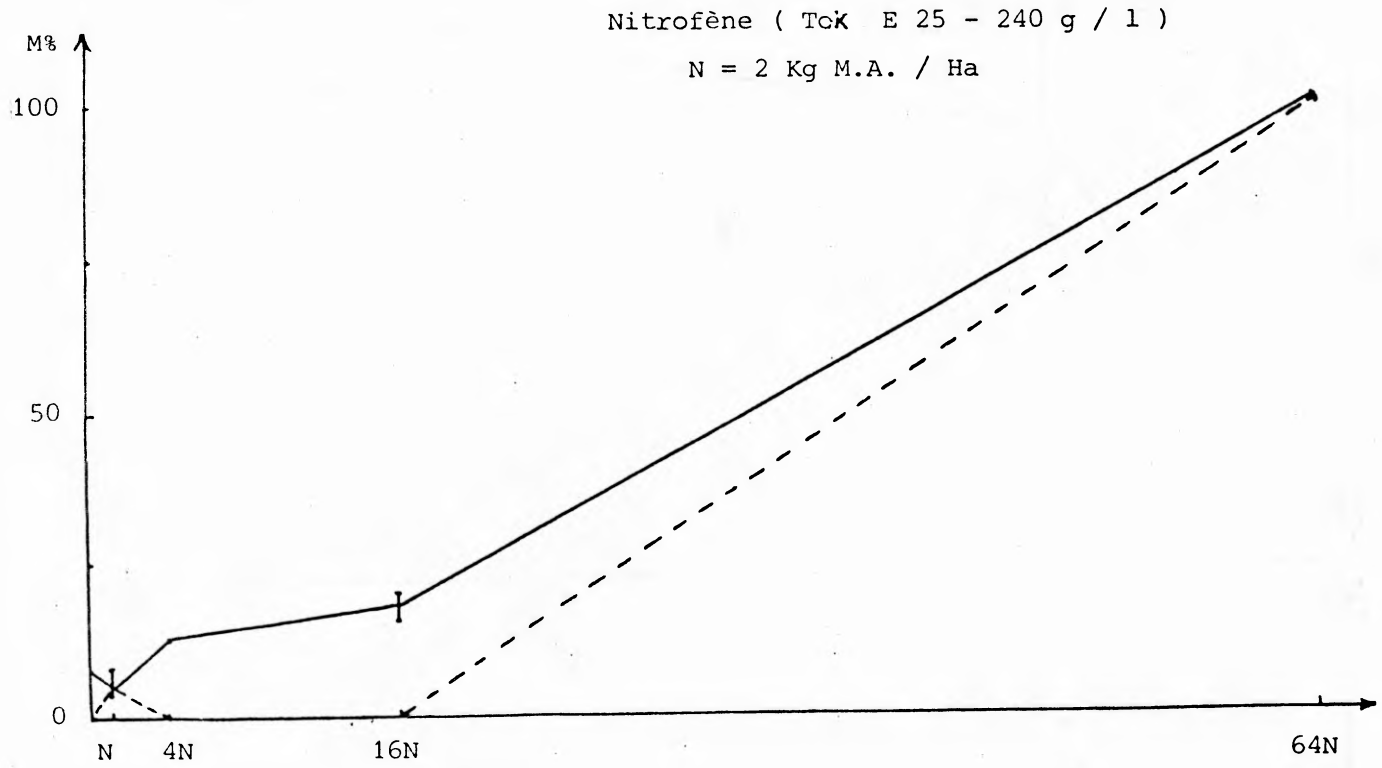


FIGURE 5 : Résultats de l'essai sol exprimant la mortalité (M%) en fonction de la dose d'application (N) observés au 7ème jour sur *A. chlorotica* (traits pleins) et *E. fetida* (tirets).

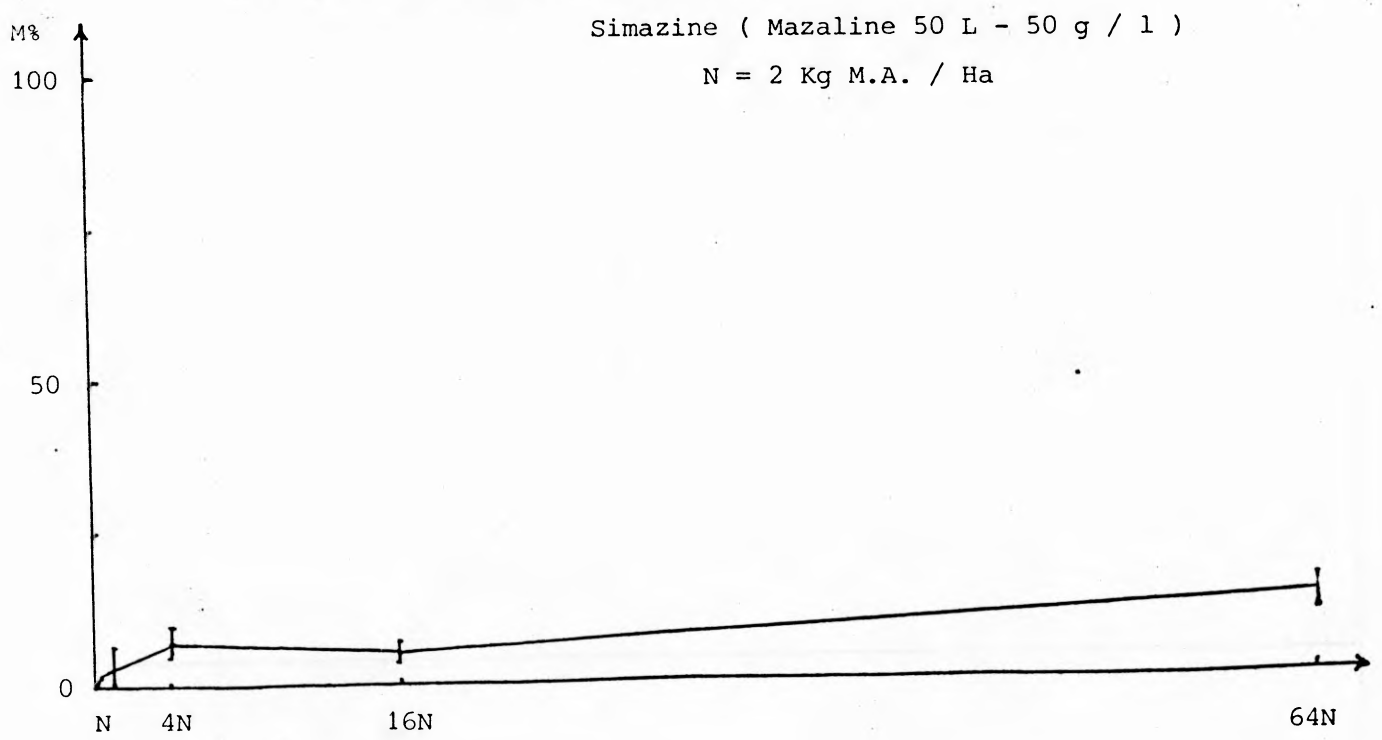


FIGURE 6 : Résultats de l'essai sol exprimant la mortalité (M%) en fonction de la dose d'application (N) observés au 7ème jour sur *A. chlorotica*.

4.2 Insecticides

4.2.1 ALDICARBE

Le produit utilisé est un broyat à 5% de m.a. obtenu à partir de granulés enrobés de rachis de maïs (temik). Ce dérivé ($C_7H_{14}N_2O_2S$) de l'acide carbamique possède une toxicité élevée sur *Allolobophora chlorotica* puisque la DL 50_{7j} est égale à 0,42 kg m.a./ha (tableau I, figure 7). Les dangers potentiels d'utilisation apparaissent très importants (degré d'erradication = 1,18). L'"essai litière individuel" montre que l'aldicarbe est déjà mal consommé pour une dose de 55,5 g m.a./ha (tableau III). La mortalité ne se manifeste que pour des apports de son contaminé correspondant à des applications de 1 500 g m.a./ha. Pour de telles doses, l'action du contaminant serait cutanée car aucune litière n'est consommée en totalité.

Apport d'aldicarbe		Contrôle au 7ème jour			
g m.a./ha	µg/ver	(a)	(b)	(a) en %	(b) en %
0	0	12	0	100	0
18,5	9,3	12	0	100	0
55,5	27,8	8	0	66	0
166,7	83,3	0	0	0	0
500,0	250,0	0	1	0	8
1 500,0	750,0	0	4	0	33
4 500,0	2 250,0	0	5	0	42

TABLEAU III : Résultats de l'essai litière individuel sur *L. terrestris*. On désigne par (a) le nombre d'individus ayant consommé la totalité de la litière et par (b) le nombre de morts.

Ruppel et Laughlin (1977) ont obtenu à 13,9 °C sur trois jours une CL 50 à la dose de 6,39 kg m.a./ha. Toutefois, les auteurs ne précisent ni le nom de l'espèce lombricienne, ni la hauteur de sol utilisée pour les essais. La CL 50_{7j} que j'ai obtenue ici paraît beaucoup plus faible mais il faut tenir compte du mode de calcul. D'après Heungens (1970) une application de 3 mg m.a. d'aldicarbe sous forme soluble par litre de litière fraîche de conifère ne provoque pas de mortalité lombricienne en 10 semaines. A titre de comparaison, la ppds (5 % de mortalité) de 1,3 ppm que nous avons obtenue à 7 jours sur *Allolobophora chlorotica* paraît plus faible ; toutefois, il y a impossibilité de traduire les résultats de Heungens (1970) en ppm ce qui rend cette conclusion hasardeuse. D'autre part, cet auteur a utilisé des espèces (*Dendrobaena* et *Lumbricus*) différentes et nous savons par ailleurs que l'activité d'un pesticide décroît généralement dans les sols riches en matière organique. Klein (1977), par une méthode de trempage, a obtenu une plus grande toxicité de l'aldicarbe sur *L. terrestris* comparativement à deux autres carbamates (carbofuran et thiofanax). Ruppel et Laughlin (1977) lors d'études de plein champ ont pu compter le nombre de vers morts en surface deux semaines après l'ap-

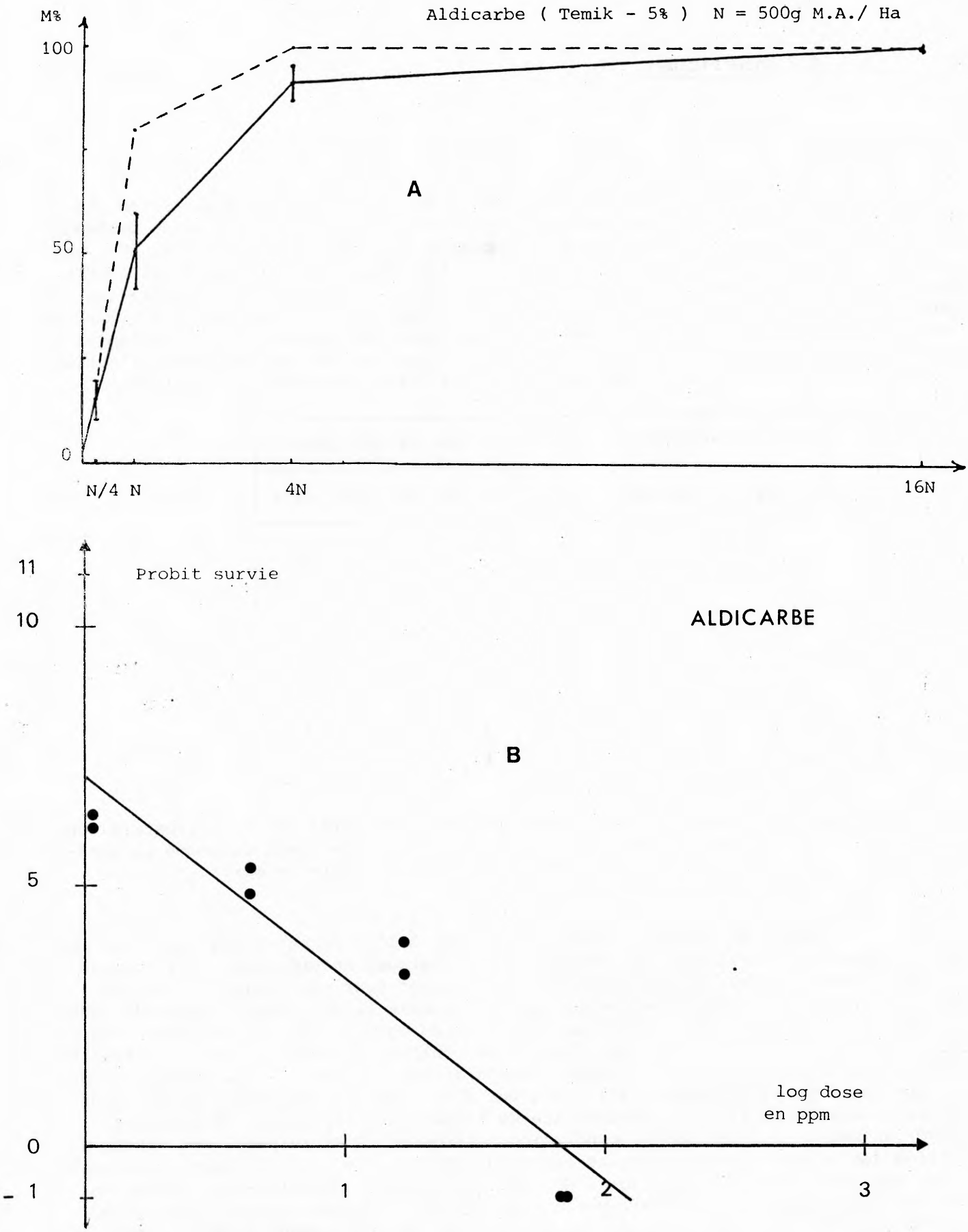


FIGURE 7 : Résultats de l'essai sol observés au 7ème jour. A = mortalité enregistrée sur *A. chlorotica* (traits pleins) et *E. fetida* (tirets). B = modèle log/probit (*A. chlorotica*).

port d'aldicarbe granulé à 10 % m.a. D'après ces auteurs, cet insecticide est toxique pour les vers de terre aux doses de 2,24 et 4,48 kg m.a./ha ; la mortalité diminue lorsque l'application est très localisée dans le sol.

La toxicité aiguë par contact de l'aldicarbe que nous avons mis en évidence semble confirmée par d'autres expériences de laboratoire (Ruppel et al., 1977 ; Klein, 1977). Toutefois, l'application d'aldicarbe sous forme granulée diminue sa nocivité par action cutanée car la matière active enrobée sera libérée progressivement de son support. L'écart entre les observations de Ruppel et Laughlin (1977) in situ et nos données de laboratoire provient de la forme d'apport de ce pesticide.

4.2.2 ETHYL PARATHION

Cet insecticide ($C_{10}H_{14}NO_5PS$) appartient au groupe des organo-phosphorés. Sa toxicité aiguë par contact semble modérée : DL 50_{7j} = 9,61 kg m.a./ha. L'adjonction d'éthyl parathion à une litière entraîne une diminution de consommation pour des doses égales ou supérieures à 6,8 kg m.a./ha alors que l'ingestion de son faiblement contaminé ne provoque pas de mortalité (Bouché et Fayolle, sous presse). Weber (1953) cité par Davey (1963) et Satchell (1955) a montré que les dégâts causés aux vers de terre étaient plus importants avec le parathion qu'avec le HCH ou le HCH mélangé au DDT ; les effets de ces insecticides étaient visibles pendant 2 ou 3 semaines. Hycke (1956) a expérimenté le parathion comme insecticide pour lutter contre les acariens dans les élevages de vers de terre. Des applications de 7,8 à 10 kg m.a./ha tuaient sélectivement les acariens mais étaient sans effet sur les lombriciens. Heungens (1964), dans une expérience de lutte chimique en terre de bruyère sur l'espèce *Lumbricus rubellus*, conclut que le parathion utilisé à raison de 64 kg m.a./ha n'avait en 64 heures aucun effet létal net sur ces animaux alors que les trois nématicides testés étaient mortifères.

Les différents auteurs concluent comme nous à une toxicité modérée du parathion qui, en conditions d'utilisation, paraît peu géodrilicide : degré d'erradication = 0,34 (tableau I).

4.2.3 METHIOCARBE

De formule ($C_{11}H_{15}NO_2S$), cet insecticide est un dérivé de l'acide carbamique. Ce produit est géodrilicide à faible dose : CL 50_{7j} = 0,97 kg m.a./ha (tableau I, figure 8) et d'utilisation dangereuse : degré d'erradication = 0,51. En étudiant l'effet molluscicide de plusieurs produits, Symonds (1975) a déterminé la mortalité lombricienne sans toutefois caractériser les espèces. Ainsi le méthiocarbe en boulettes enrobé de produits céréaliers serait plus mortifère que le même contaminant granulé enveloppé de substrat minéral. L'attraction d'appâts enrobés de matière organique conduit à une ingestion plus importante de méthiocarbe qui provoquerait une forte mortalité. Toujours d'après cet auteur, le produit en boulettes est toxique pour une dose de 5,6 kg m.a./ha.

La géodrilicité de ce produit dépendra lors de son utilisation de son mode d'application (poudre, appâts, etc).

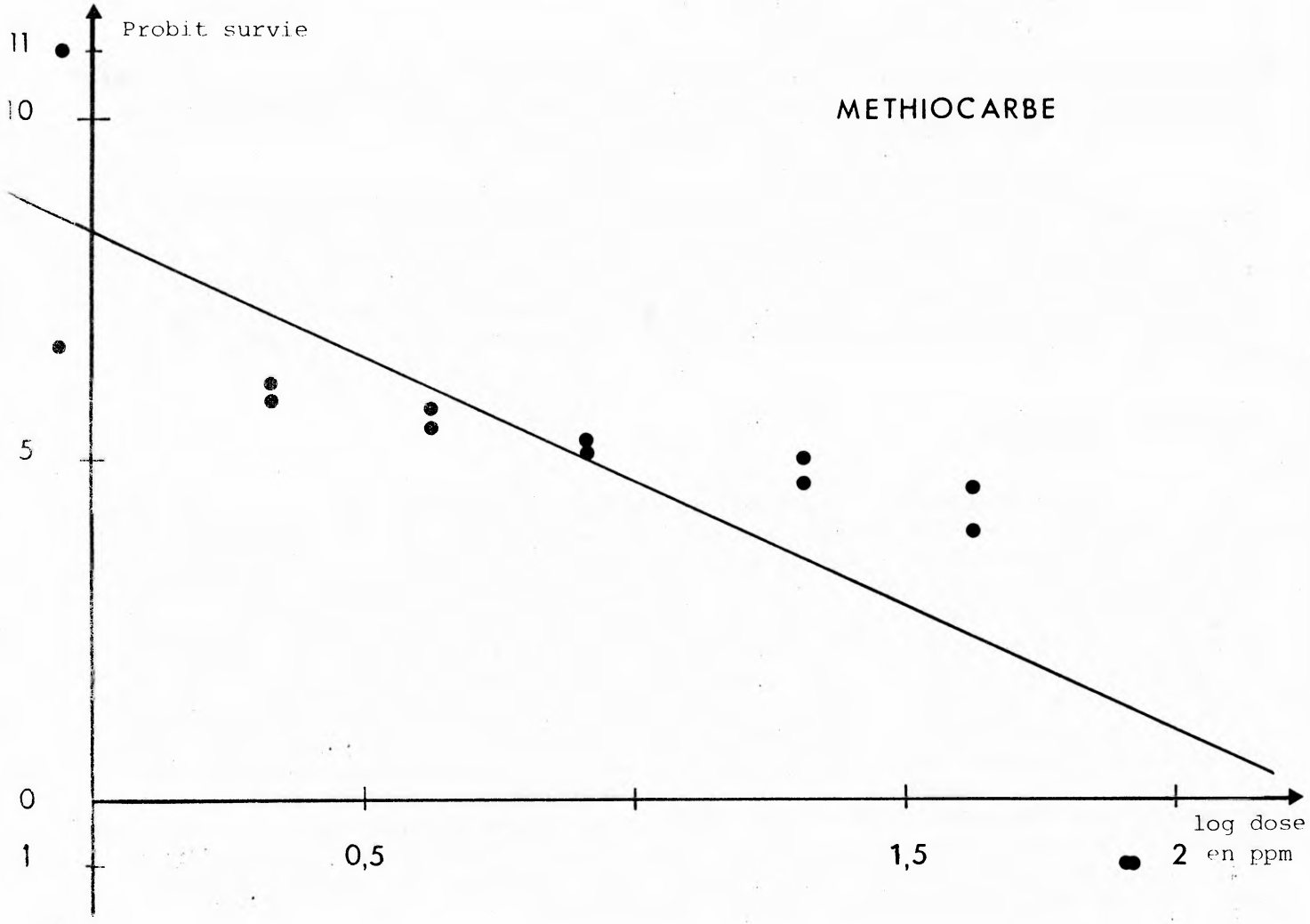


FIGURE 8 : Résultats de l'essai sol (modèle log/probit) observés au 7ème jour sur *A. chlorotica*.

4.2.4 DIMETHOATE

Cet insecticide ($C_5H_{12}NO_3PS_2$) est un organo-phosphoré efficace après diffusion dans la plante. L'essai sol montre une toxicité aiguë modérée de ce produit : DL 50_{7j} = 2,18 kg m.a./ha (tableau I, figure 9). Sa répulsivité observée dans l'essai litière en lots (Bouché et Fayolle, sous presse) se manifeste pour une dose de 0,1 kg m.a./ha alors que la mortalité reste faible. Heungens (1970), pour des doses d'application de 2,5 mg m.a. sous forme soluble de diméthoate par litre de litière fraîche, n'observe pas, au bout de 10 semaines, de différence entre les peuplements lombriciens des pots traités par rapport au témoin.

Les dangers d'utilisation du diméthoate sont peu élevés : degré d'erradication = 0,23. La ppds (5 % de mortalité) égale à 9,8 ppm pour l'essai sol est du même ordre de grandeur que la dose sans effet (2,5 mg m.a./l) utilisée par Heungens (1970).

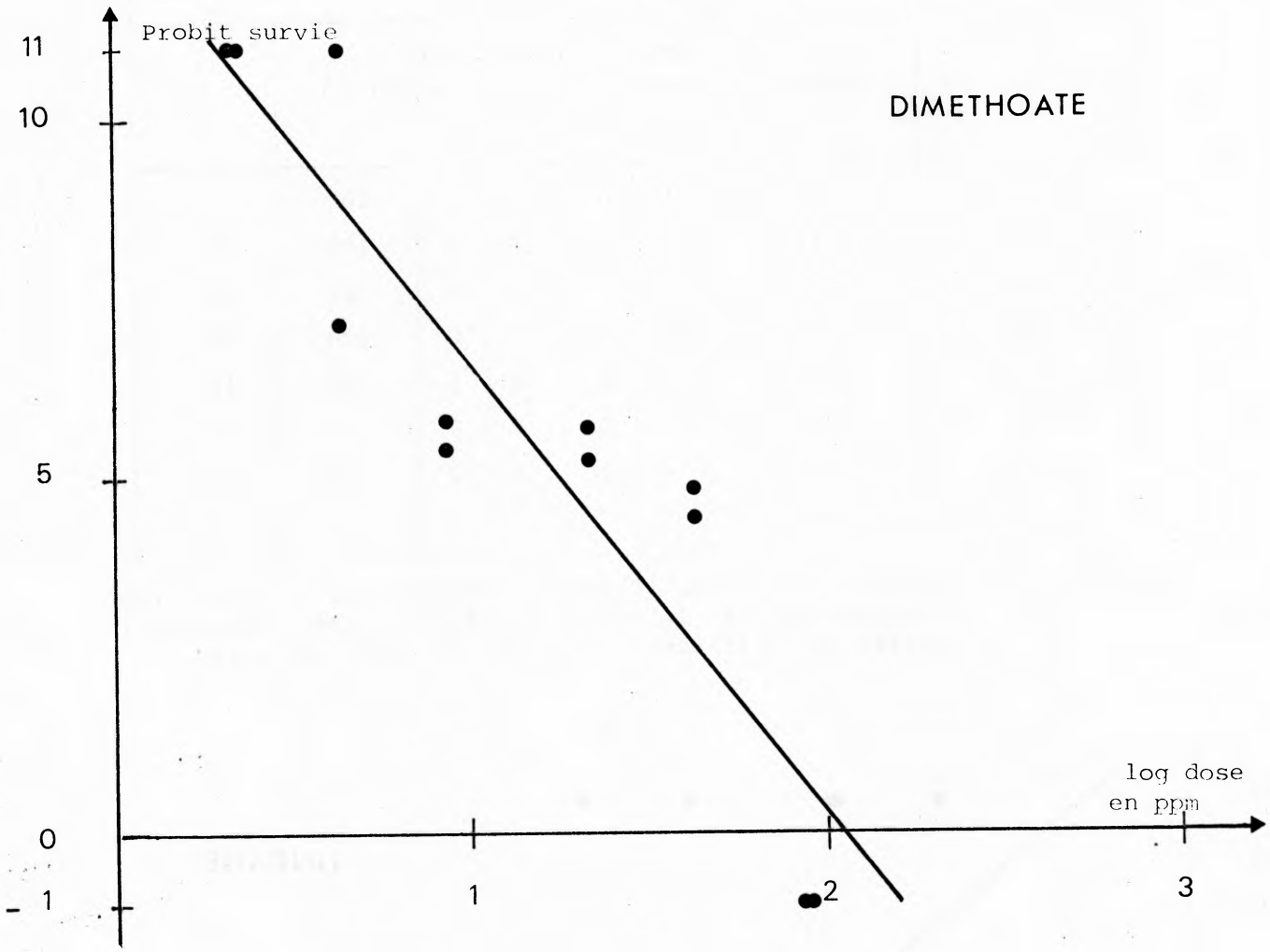


FIGURE 9 : Résultats de l'essai sol (modèle log/probit) observés au 7ème jour sur *A. chlorotica*.

4.2.5 LINDANE

L'isomère gamma de HCH ($C_6H_6Cl_2$) appartient au groupe des organo-chlorés. Ce produit possède une action géodrilicide aiguë relativement faible : DL 50_{7j} = 5,98 kg m.a./ha ; degré d'erradication = 0,10 (tableau I, figure 10). L'essai litière en lots (Bouché et Fayolle, sous presse) montre que le son est consommé en totalité pour une dose ne dépassant pas 120 g m.a./ha ; cette valeur diffère peu dans l'essai litière individuel : 200 g m.a./ha (tableau IV). Pour les deux types d'expériences, la mortalité est pratiquement nulle avec toutefois une légère augmentation pour les fortes doses d'application dans l'essai en lots.

En mélangeant au sol 2,2 et 11,2 kg m.a./ha de lindane, Hoy (1955), cité par Davey (1963), n'observe pas de mortalité après 8 semaines sur les espèces testées : *Lumbricus rubellus* et *Allolobophora caliginosa*. Ce même auteur enregistre une mortalité plus importante aux doses 33,6 et 44,8 kg m.a./ha qu'à celles de 16,8 et 22,4 kg m.a./ha. D'après Hopkins et Kirk (1957), 6,26 kg m.a./ha de lindane mélangé à un sol sableux ne provoquent pas d'effet létal sur *Eisenia fetida* en deux mois. Ces auteurs observent sur 4 jours une DL 50 de 67,8 kg m.a./ha. La DL 50_{7j} que j'ai obtenue paraît faible mais elle se rapporte à 1 cm de sol.

Apport de lindane		Date du contrôle				7ème jour	
g de m.a./ha	µg/ver	3ème jour		5ème jour		(a) en %	(b) en %
		(a)	(b)	(a)	(b)		
0	0	10	0	10	0	100	0
22,2	11,1	10	0	10	0	100	0
66,7	33,3	9	0	10	0	100	0
200,0	100,0	10	0	10	0	100	0
600,0	300,0	5	0	6	1	60	10
1 800,0	900,0	0	0	0	0	0	0
5 400,0	2 700,0	0	0	0	0	0	0
16 200,0	8 100,0	0	0	0	0	0	0

TABLEAU IV : Résultats de l'essai litière individuel sur *L. terrestris*. On désigne par (a) le nombre d'individus ayant consommé la totalité de la litière et par (b) le nombre de morts.

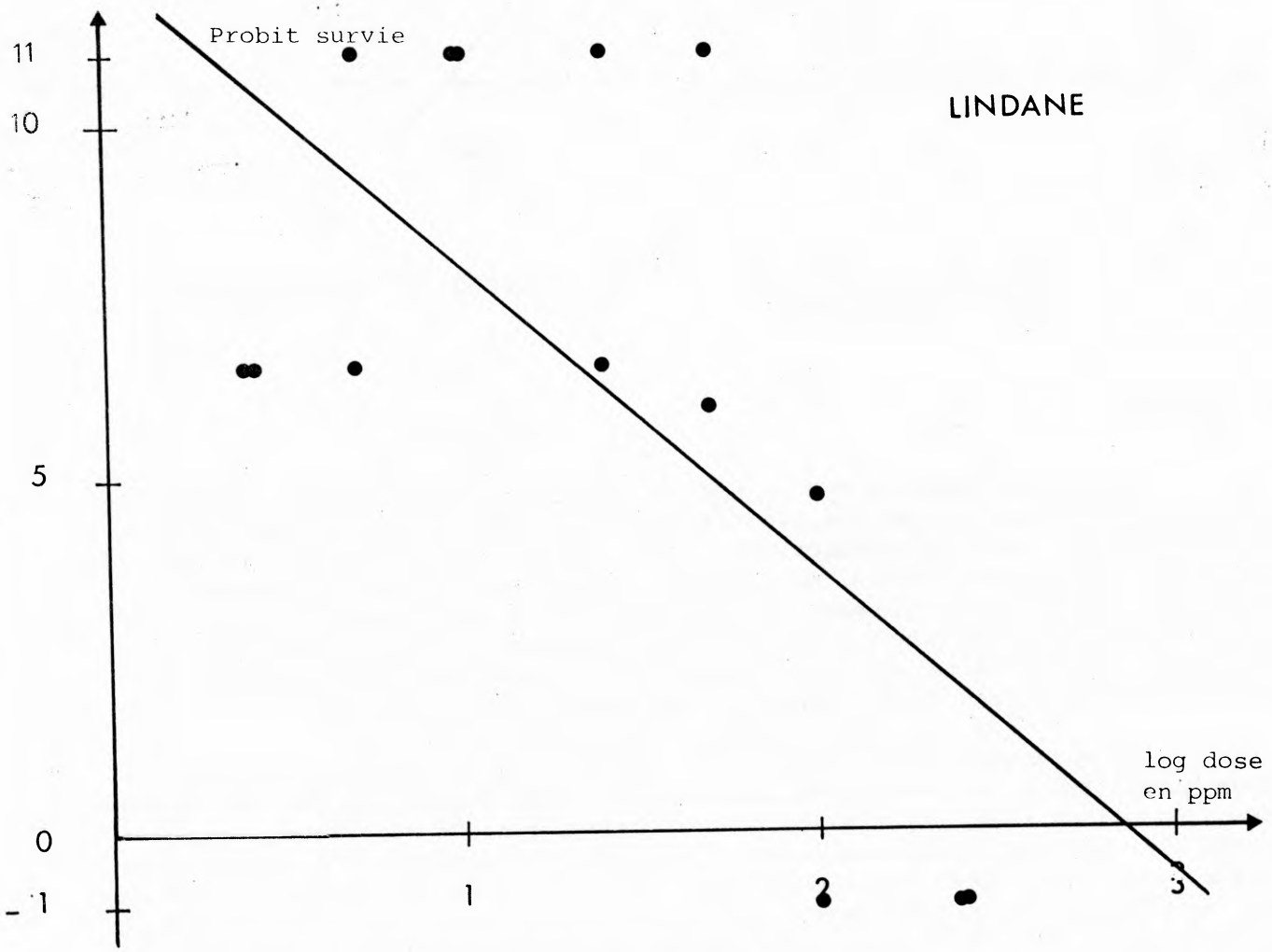


FIGURE 10 : Résultats de l'essai sol (modèle log/probit) observés au 7ème jour sur *A. chlorotica*

Les dangers à long terme dûs à la persistance de ce produit rémanent dans le sol sont à craindre. Les risques de bioaccumulation du lindane au niveau des tissus lombriciens sont importants et ceci d'autant plus que les corps gras des vers de terre constituent 12 à 15 % de leur composante globale en poids sec.

4.3 Fongicides

4.3.1 BENOMYL

Le bénomyl ($C_{14}H_{18}N_4O_3$) est un fongicide dérivé de l'acide carbamique. La dose N préconisée en traitement du sol est de 10 kg m.a./ha alors que sur betteraves la dose n'atteint que 0,15 kg m.a./ha ; nos essais ont été conduits en se basant sur une dose d'application N de 10 kg m.a./ha. L'ajustement linéaire entre probit de la survie et logarithme de la dose est médiocre (Hadjibiros et al., 2ème partie), la CL 50_{7j} ainsi calculée rend compte d'une faible toxicité de ce produit : 4 600 ppm (tableau I). Nous savons grâce à Baude et al. (1974) que le bénomyl se décompose notamment en BMC ($C_9H_9N_3O_2$), produit majeur de la dégradation et en d'autres métabolites dont le AB (2 amino-benzimidazole). Ainsi dans un sol contenant du bénomyl, on retrouve au bout de 14 jours 78 % du pesticide initial, 21,3 % de BMC et 0,7 % de AB (Prasad et Moody, 1974). Ces observations nous ont conduit à étudier la toxicité du bénomyl et de ses produits de dégradation sur une période de 28 jours pour établir le temps létal 50 (TL 50). Pour les doses expérimentées de 86,2 ppm

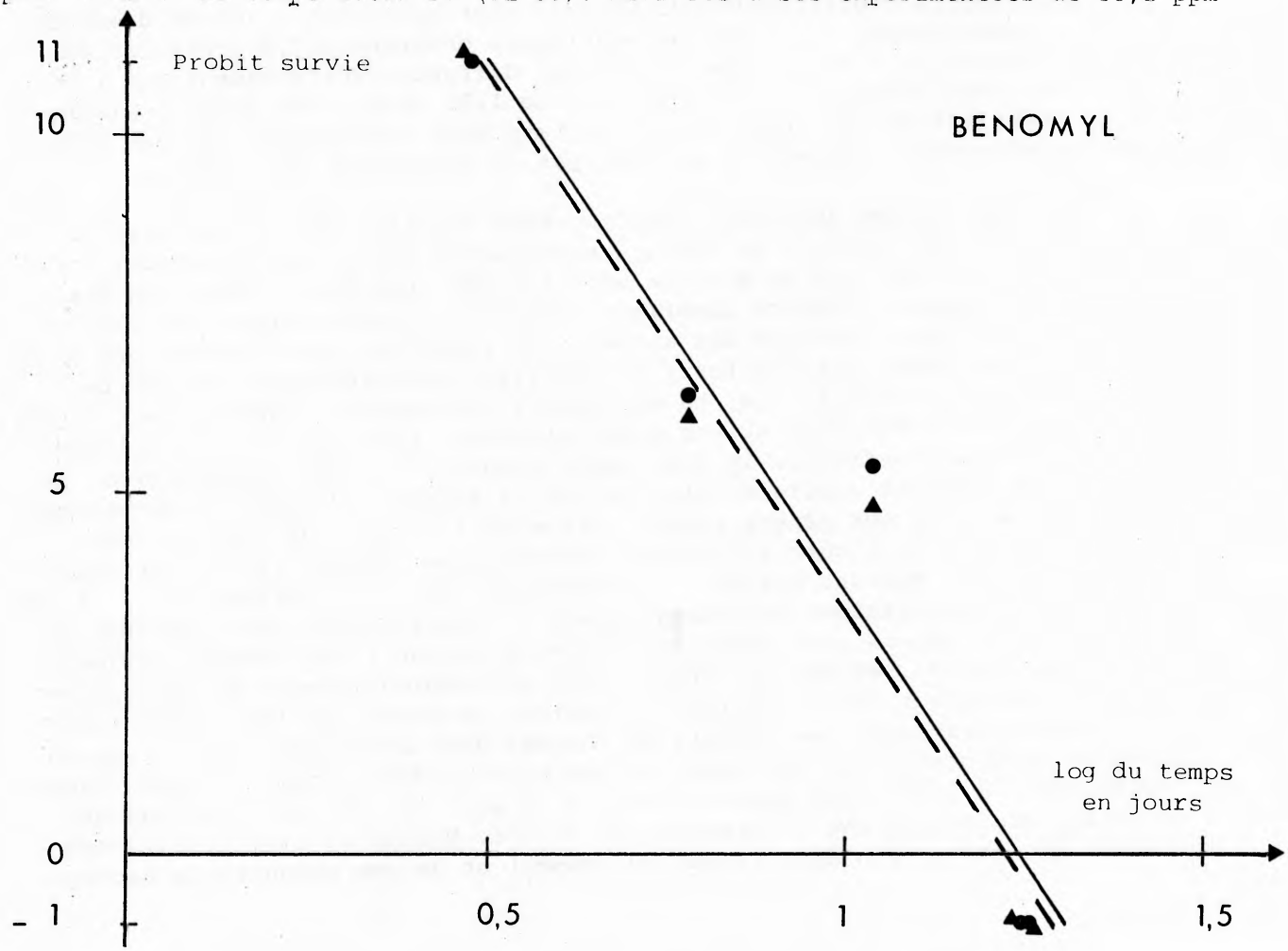


FIGURE 11 : Résultats de l'essai sol (modèle log/probit) observés sur *A. chlorotica* aux doses de 86,2 ppm (tirets) et 8,6 ppm (traits pleins).

et 8,6 ppm, nous obtenons deux TL 50 respectivement à 7,8 et 8 jours (tableau I, figure 11).

La toxicité chronique du bénomyl ne peut à elle seule expliquer la forte mortalité brusquement apparue, une géodrilicité élevée des dégradats formés pourrait justifier ce résultat. Les expériences de Prasad et Moody (1974) confirment cette hypothèse ; la DL 50_{6j} obtenue sur *Lumbricus terrestris* par apport de contaminants en suspension à la surface des boîtes est égale à 3 000 ppm pour le bénomyl et 300 ppm pour le BMC.

Les essais de consommation en lots (Bouché et Fayolle, sous presse) montrent que la litière contaminée devient répulsive pour une dose de 0,5 kg/ha alors que parallèlement aucune mortalité n'est observée. Les expériences de Stringer (1973) sur *Lumbricus terrestris* ont mis en évidence une inappétence des feuilles de pommier ayant reçu 1,75 µg/cm^2 de bénomyl. Les feuilles contaminées à 0,87 µg/cm^2 sont légérement répulsives par rapport au lot témoin et ne provoquent pas de mortalité en 2 jours (Stringer, 1974). Stringer (1976), avec des apports répétés de feuilles contaminées à 0,87 µg/cm^2, obtient 100 % de mortalité au 21ème jour. Nos essais de consommation sur une durée trop courte de 7 jours n'ont pu mettre en évidence une toxicité après ingestion. En expérimentation sur verger, Kennel (1972) a montré qu'une application de 1 200 g/ha de bénomyl réduit considérablement l'enfouissement des litières par les lombriciens. Keogh (1975) observe, après l'apport de 0,56 kg m.a./ha de bénomyl en pâture, une réduction des turricules en surface et une accumulation de litière.

Les dangers d'utilisation du bénomyl sont très élevés (degré d'erradication = 9,6) à moyen terme. La TL 50 que nous avons observée à 7,8 jours correspond à une application de 1 kg m.a./ha de bénomyl diffusant uniformément sur 1 cm de sol. Selon Stringer et al. (1973), un apport de 1,55 kg m.a./ha de bénomyl provoque 60 % de mortalité sur 14 jours. Ces résultats sont peu comparables aux nôtres car dans ses expériences, l'auteur ne précise pas la hauteur de sol retenu.

Les expériences de plein champ montrent une très grande toxicité du bénomyl. D'après Stringer (1974), le bénomyl expérimenté sur verger provoque, après 13 épandages successifs de 0,28 kg m.a./ha dans l'année, une forte réduction des populations lombriciennes. L'espèce *Lumbricus terrestris*, consommatrice de litière contaminée, disparaît plus vite que les autres ; la réduction de *Allolobophora chlorotica* pourrait s'expliquer par une forte sensibilité de cette espèce de petite taille. Des injections de 3,6 kg m.a./ha de bénomyl provoquent, d'après Black (1975), une réduction momentanée des populations lombriciennes ; toutefois le repeuplement est rapide même lorsqu'on effectue le traitement pendant 3 années consécutives. Le mode d'application pourrait expliquer dans ce cas la faible géodrilicité du bénomyl. Un apport de 8 kg m.a./ha sur pâture réduit fortement le nombre de vers de terre lorsque l'application a lieu durant 2 années consécutives (Keogh, 1978). Cet auteur enregistre le printemps suivant une chute de rendement de 23 %. Wallace (1976) n'observe pas d'effets géodrilicides du bénomyl après 53 jours suivant une application de 0,15 kg m.a./ha en pâture. Ces résultats, obtenus durant l'été austral (animaux à l'abri en profondeur ?), et avec un échantillon méthodologiquement et techniquement très faible devraient être confirmés : l'auteur ne donne pas les éléments permettant un jugement critique. Les dangers du bénomyl sont accentués par la rémanence des produits de dégradation. La demie-vie des biodégradats serait, d'après Baude et al. (1974), de 3 à 6 mois sur gazon et de 6 à 12 mois sur sol nu et la majeure partie se retrouverait dans les 10 premiers cm de sol. Rhodes et Long (1974) observent également une stagnation dans le sol du bénomyl et de ses produits de décomposition.

L'utilisation du bénomyl par applications successives même à doses modérées peut entraîner très vite la disparition des vers de terre. Bouché (1974) a exposé les conséquences agronomiques et écologiques que pourrait provoquer l'emploi du bénomyl.

Des études entreprises par Fisher (1976) montrent que le bénomyl induit une transformation des chloragocytes en éléocytes chez *Lumbricus terrestris* et *Octolasium transpadanus* Rosa. Stringer (1976) dans une étude sur le bénomyl conclut que ce pesticide n'inhibe pas chez les vers de terre la chlolinestérase ; ce serait le butyl isocyanate, produit de dégradation du bénomyl, libéré en faible quantité qui serait doté d'une activité anticholinestérasique. Toujours d'après cet auteur, il existe une relation étroite entre l'activité fongique et la toxicité lombricienne des composés benzimidazoles.

4.3.2 MANEBE

De formule ($C_4H_6MnS_4N_2$), ce produit est un dérivé de l'acide dithiocarbamique. Il présente une toxicité relativement faible avec une DL 50_{7j} égale à 5,27 kg m.a./ha (tableau I, figure 12) et les risques occasionnés par son utilisation sont peu importants : degré d'erradication = 0,19. La consommation de foin contaminé est totale pour une dose de dépassant pas 1 kg m.a./ha (Bouché et Fayolle, sous presse). La mortalité due à l'ingestion est pratiquement nulle même pour des doses supérieures qui sont mal consommées.

4.3.3 MERCURE

Nous avons retenu pour l'expérimentation le silicate de méthoxyéthylmercure utilisé comme fongicide en désinfection des semences. La toxicité aiguë reste faible (tableau I, figure 13), nous avons obtenu une CL 50_{7j} pour l'essai sol de 17,5 kg m.a./ha. En conditions d'utilisation, les risques de létalité demeurent pratiquement nuls : degré d'erradication ≃ 0. Les résultats de Randell (1972) montrent que des applications successives sur gazon de phényl mercure acétate à raison de 0,6 kg/ha ne détruisent pas les vers de terre. Cet auteur enregistre également le nombre de galeries et l'accumulation de litière ; il ne constate pas de diminution d'activité des animaux. Les risques de bioaccumulation du mercure au niveau des chaînes alimentaires comportant le maillon trophique lombricien sont à craindre. Bull et al. (1977) ont trouvé en zone contaminée des concentrations de mercure de 3,81 µg/g de sol sec et de 1,29 µg/g de ver frais (*Lumbricus terrestris*). En admettant une teneur moyenne de 85 % d'eau pour les lombriciens, le taux de bioaccumulation serait voisin de 2. D'autre part, ces auteurs font remarquer que 8 à 13 % du mercure serait sous forme méthylée.

Les résultats de l'essai sol montrent une géodrilicité très faible du silicate de méthoxyéthylmercure. Les émissions ponctuelles de mercure (industries, etc.) peuvent entraîner une forte concentration de ce métal au niveau du sol et des tissus lombriciens.

4.3.4 CUIVRE

Ses propriétés fongiques connues depuis très longtemps ont conduit à une large utilisation de ce produit en agriculture. La droite de régression (modèle

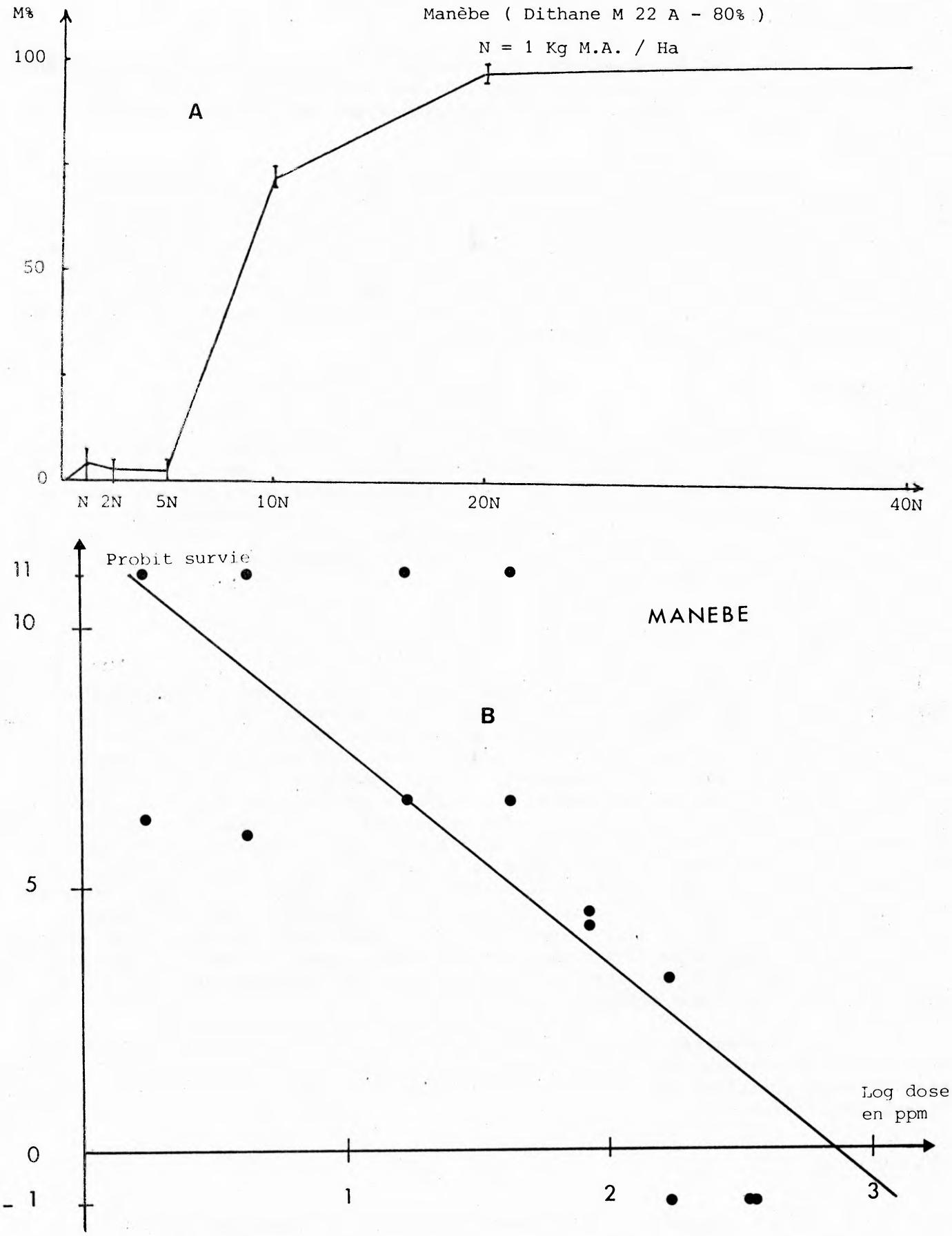
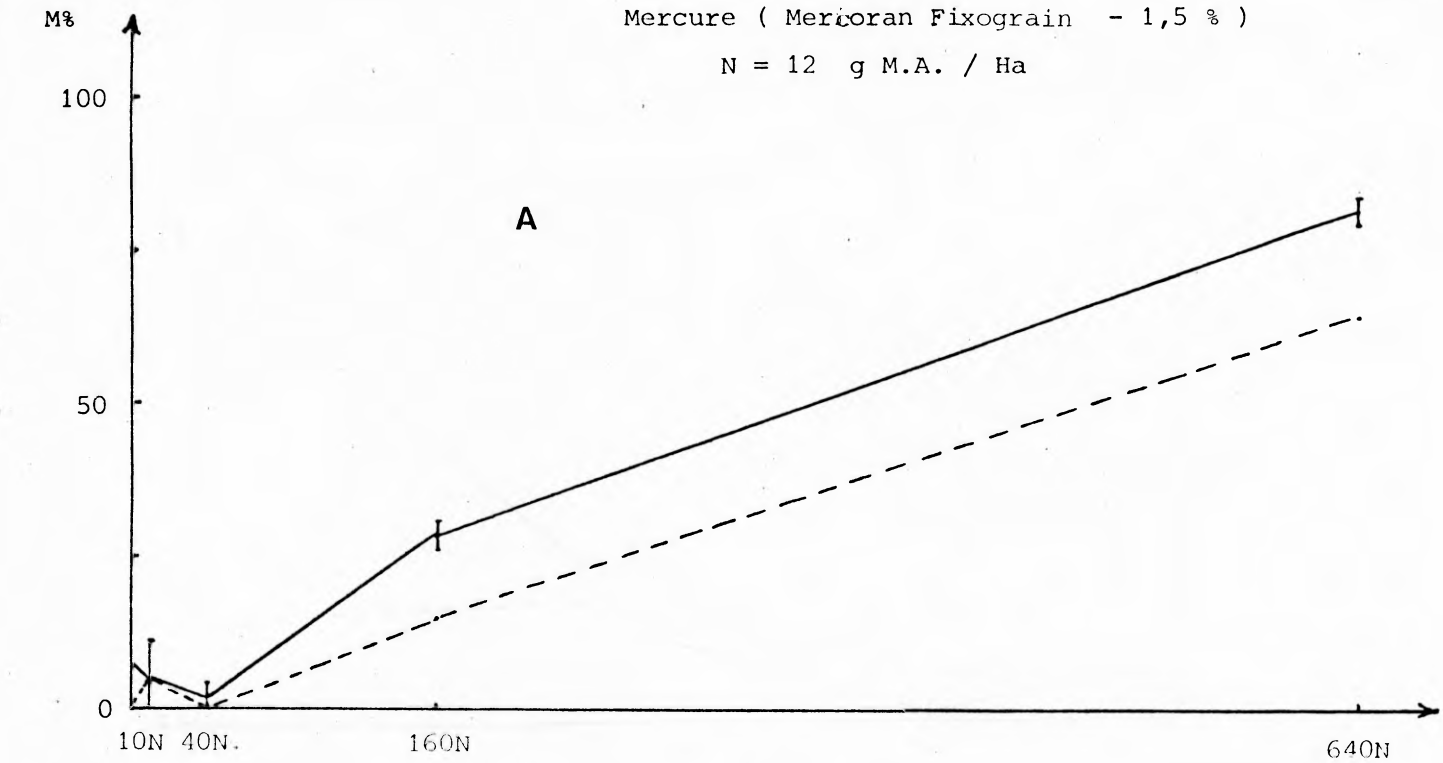


FIGURE 12 : Résultats de l'essai sol observés au 7ème jour. A = mortalité enregistrée sur *A. chlorotica*. B = modèle log/probit (*A. chlorotica*).



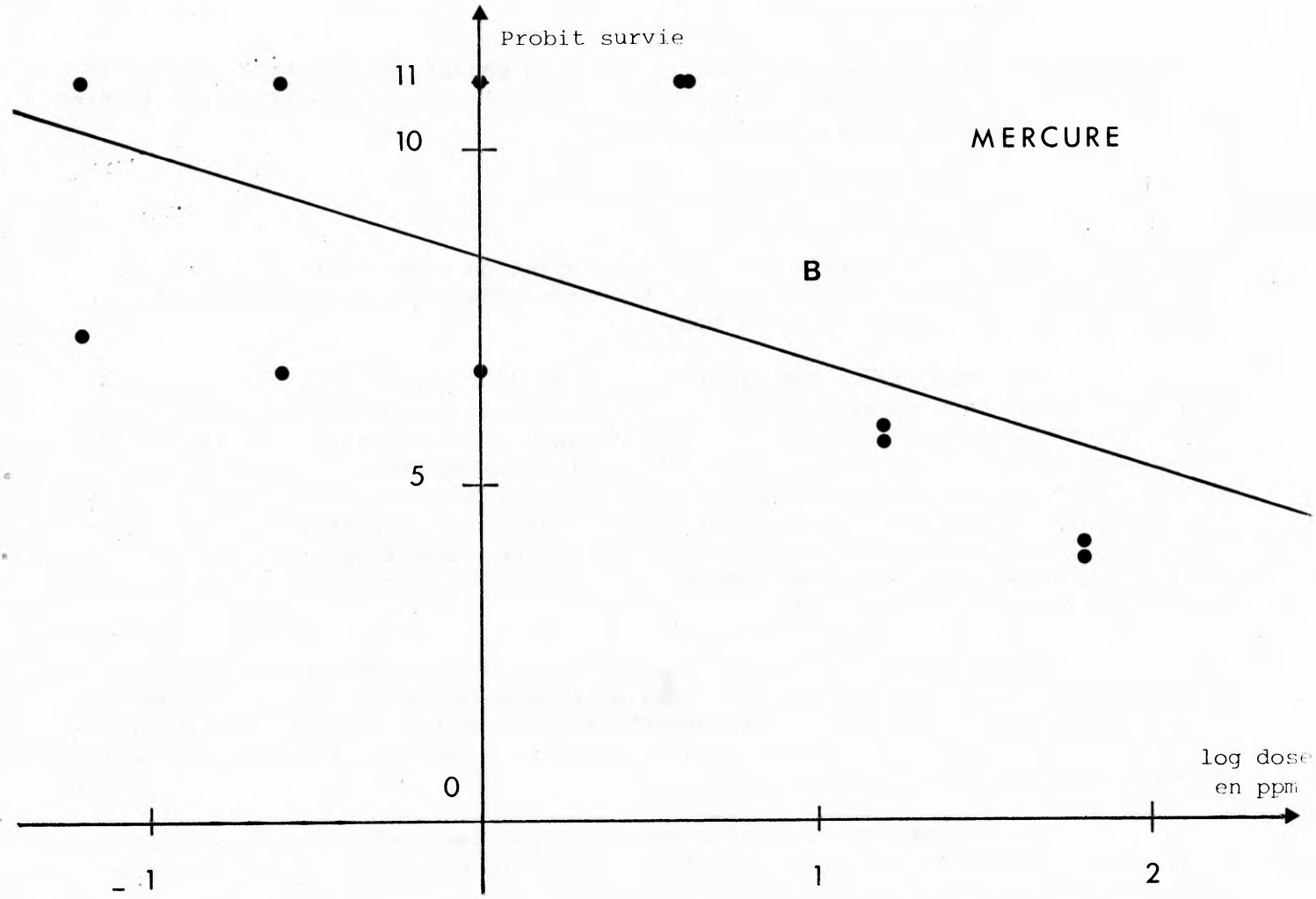


FIGURE 13 : Résultats de l'essai sol observés au 7ème jour. A = mortalité enregistrée sur *A. chlorotica* (traits pleins) et *E. fetida* (tirets). B = modèle log/probit (*A. chlorotica*).

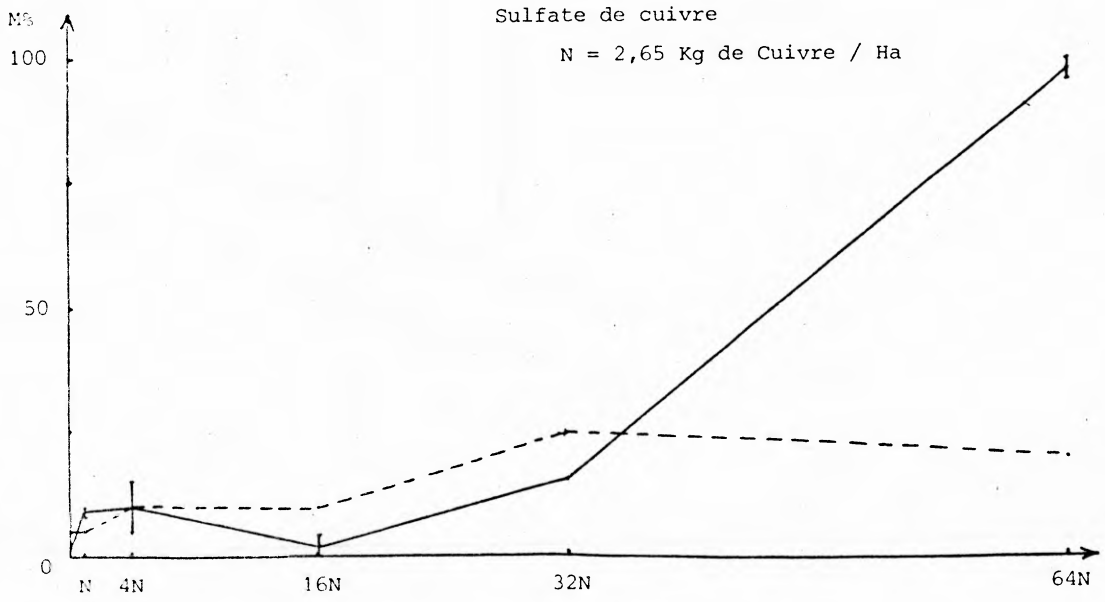


FIGURE 14 : (sulfate de cuivre neutralisé à la chaux). Résultats de mortalité enregistrés au 7ème jour dans l'essai sol sur *A. chlorotica* (traits pleins) et *E. fetida* (tirets).

log/probit) n'a pu être établie car les doses ayant un effet sont insuffisantes (Hadjibiros et al., 2ème partie). La CL 50_{7j} très provisoire que nous en déduisons (figure 14) est de l'ordre de 1 000 ppm.

Heungens (1970) par apport de 400 mg de cuivre par litre de litière fraîche de conifère n'enregistre pas en 10 semaines de diminution des populations lombriciennes composées en majorité de *Dendrobaena* et de *Lumbricus*. En prairie, de fortes concentrations de cuivre (260 - 360 ppm) entraîneraient, d'après Nielson (1951), une réduction des populations lombriciennes. Pour des sols contenant 80 ppm, les capacités de reproduction de *Allolobophora caliginosa* seraient déjà réduites (Van Rhee, 1919). En verger, l'application de cuivre comme fongicide peut, au cours des années, réduire le nombre de vers de terre pour des concentrations ne dépassant pas 80 ppm (Van Rhee, 1963 ; 1967).

La toxicité chronique du cuivre semble donc se manifester pour des doses beaucoup plus faibles que celles établies lors d'études de toxicité aiguë. Par ailleurs, le cuivre migre peu et les apports répétés de cet élément (utilisation comme fongicide, apport de lisier) peuvent conduire à des sols fortement contaminés par accumulation (Hirst, 1961).

Les études d'accumulation du cuivre par les lombriciens ont montré qu'il existe seulement une bonne corrélation entre la teneur du sol en cuivre et celle des tissus lombriciens (Van Rhee, 1977).

Taxon	Droite de régression	Test F	r	DL 50 en m^3/ha	Probabilité de mortalité = 5 %
L. herculeus	Y = - 9,4 X + 25,5	++	0,88	151,7	101,2
A. chlorotica	Y = - 11,1 X + 26,9	++	0,91	96,4	68,4

TABLEAU V : Conséquence de l'apport de lisier sur la survie de deux espèces lombriciennes. Y = probit de la survie corrigée.
X = logarithme de la dose.
r = coefficient de corrélation.

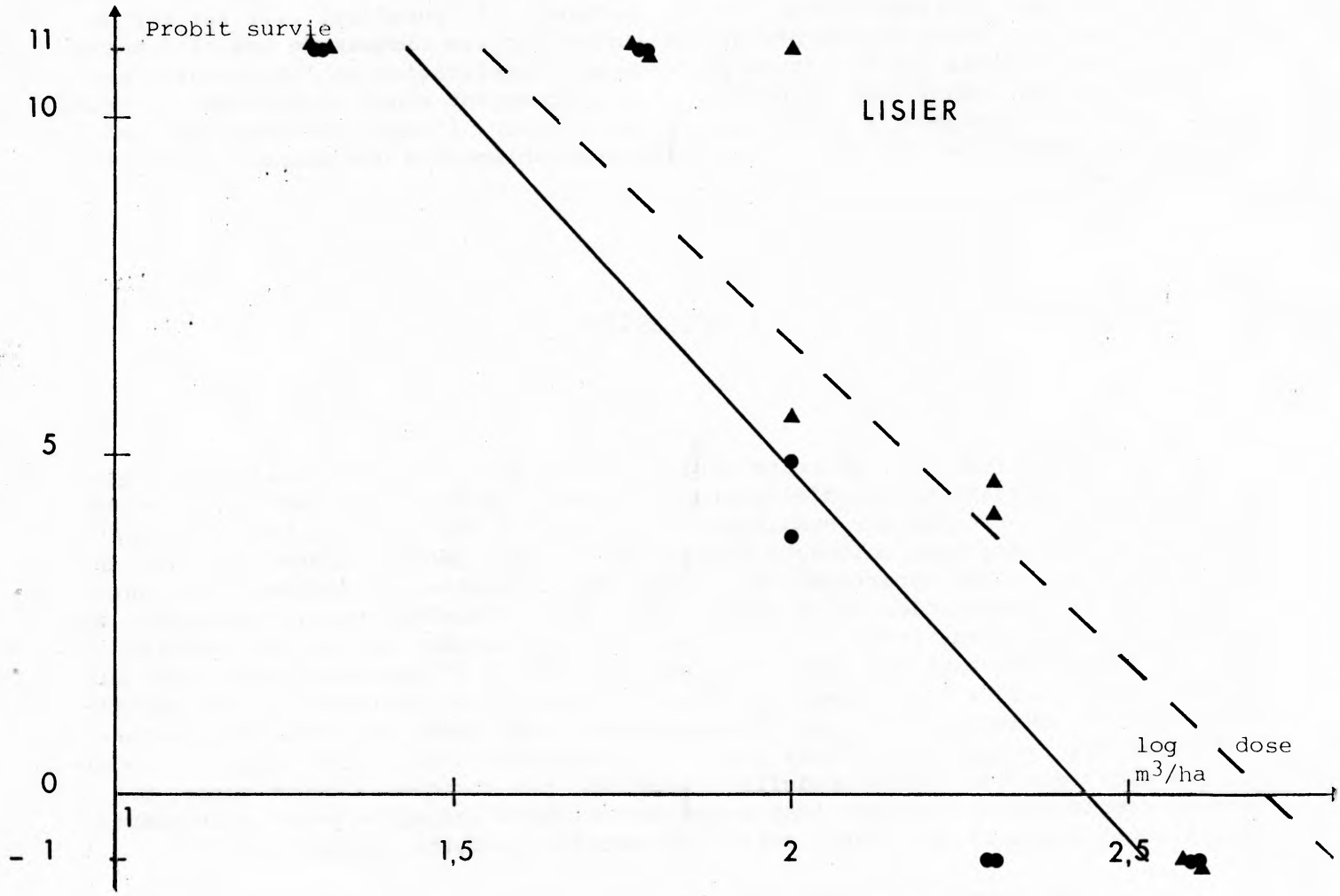


FIGURE 15 : Résultats de l'essai sol exprimant la survie de *L. herculeus* (tirets) et d'*A. chlorotica* (traits pleins) sous application de doses croissantes de lisier (modèle log/probit).

4.4 Lisier

Le lisier de porc utilisé lors de l'expérimentation contenait 37 g de matière sèche au litre, 3,1 % d'azote (Kjeldahl) dont 1,7 % d'azote ammoniacal et 35 mg de cuivre. Pour l'essai sol, les DL 50_{7j} établies pour *Lumbricus herculeus* et *Allolobophora chlorotica* sont respectivement de 151 m^3/ha et 96 m^3/ha (tableau V, figure 14) ; remarquons que ces doses sont appliquées sur 10 cm de sol. La ppds (ou probabilité de mortalité au seuil de 5 %) est obtenue à 101,2 m^3/ha dans le cas de *Lumbricus herculeus* et 68,4 m^3/ha pour *Allolobophora chlorotica*. L'espèce *Allolobophora chlorotica* de petite taille serait plus sensible que *Lumbricus herculeus*, espèce épi-anécique de grande taille. En mélange avec de la tourbe, le lisier de porc se détoxifie rapidement (Curry, 1976). Cet auteur a mis en évidence la géodrilicité de quelques substances présentes dans le lisier : carbonate d'ammonium, acide benzoïque et sulfure de sodium. Ce même auteur montre que 2 à 3 applications de lisier de bovins à 10 % de matière sèche à raison de 112 m^3/ha provoque une diminution des populations mais le repeuplement par les formes épigées, ce qui est normal en raison de leur aptitude migratrice (*L. castaneus*, *L. rubellus*, ...) est rapide. La DL 50 que nous avons déterminée semble surévaluer les risques de toxicité notamment pour les espèces qui vivent en profondeur. L'application de lisier entraîne la migration des lombriciens en profondeur qui échappent ainsi au polluant (Lebrun, comm. pers.). Par rapport à l'épandage en plein champ, l'expérimentation au laboratoire en atmosphère confinée conduit vraissemblablement à une moindre détoxification du lisier.

V. DISCUSSION

Les résultats de cette série d'essais ont permis d'établir la toxicité aiguë d'un certain nombre d'éléments dangereux ; le degré d'erradication permet de rapporter les risques aux conditions d'utilisation (tableau I). Parmi les pesticides expérimentés, deux colorants nitrés apparaissent géodrilicides : le DNOC et le DNTBP. L'aldicarbe appartenant au groupe des carbamates est également toxique ; toutefois, la présentation de ce produit sous forme d'appâts granulés atténuera au champ son action géodrilicide : la libération de la matière active sera progressive. Les risques de toxicité sont essentiellement dûs à l'ingestion. Nous avons mis en évidence la nocivité du complexe bénomyl + produits de dégradation, les expérimentations au champ relatées par divers auteurs, confirment ces résultats. Le méthiocarbe, le pyrazone et l'éthyl parathion paraissent dotés d'une certaine géodrilicité alors que les autres produits ne semblent pas toxiques à court terme. Des essais complémentaires à plus long terme devront être entrepris pour tenir compte des risques encourus par l'utilisation de certains produits rémanents.

Nous avons, à titre de comparaison, effectué des essais de toxicité par action cutanée sur l'espèce *Eisenia fetida* (figures 1, 3, 4, 5, 7, 13, 14). Les résultats de l'essai sol permettent de conclure pour l'ensemble des produits testés à une moindre toxicité sur l'espèce *Eisenia fetida* par rapport à *Allolobophora chlorotica*. La létalité plus faible observée sur *Eisenia fetida* ne serait pas due à une

meilleure résistance de cette espèce mais à sa difficulté de pénétration dans sol. Toutefois, on remarque une toxicité plus grande de l'aldicarbe sur l'espè détritiphage *Eisenia fetida*. L'apport d'aldicarbe sous forme d'appâts broyés cc tenant du rachis de maïs induit une consommation de litière contaminée ; la tox cité par ingestion se surajoute alors à l'action cutanée.

Les essais ont été conduit en utilisant le pesticide commercialisé nous admettons que seule la matière active de ce mélange serait géodrilicide san tenir compte de l'action toxique d'autres substances associées (mouillants, adju vants...).

Pour l'essai sol, l'adoption du modèle log/probit (Hadjibiros et al. 2ème partie) développé dans la seconde partie nous a conduit, au vue des résultat: à modifier le protocole expérimental. Les réponses obtenues avec des lots de 20 individus par boîte apparaissent suffisamment homogènes pour ne conserver qu'une seule répétition par dose. Le modèle log/probit nous conduit à retenir pour chaque contaminant une gamme de doses provoquant de 0 à 100 % de mortalité. Dans nos essais, l'apport de contaminant se fait sans tenir compte des doses utilisées en agriculture, il permet de connaître pour chaque dose d'application la géodrilicité potentielle d'un produit. Connaissant cette propriété, il est ensuite possible d'es timer les risques encourus pour chacune des multiples méthodes d'applications.

Nous avons déjà signalé les difficultés d'ingestion de litières contaminées par de fortes doses de pesticides (Bouché et Fayolle, sous presse). Le son humide frais s'est avéré, par rapport aux feuilles de tilleul ou au foin de graminées, une litière suffisamment appétente pour l'espèce *Lumbricus terrestris*. Toutefois, l'ingestion de litière doit être rapide (24 à 48 heures) car l'apparition de champignons blancs filamenteux sur celle-ci entraîne une non-consommation. L'essai litière individuel a permis d'observer un comportement alimentaire très homogène des animaux. Pour les pesticides expérimentés, il existe un seuil de concentration dans la litière au-delà duquel la consommation devient nulle. Stringer (1973) a lui aussi enregistré sur 3 produits différents (bénomyl, BMC et thiophanate-méthyl) avec des feuilles de pommier contaminées une chute brutale de consommation entre les deux doses suivantes : 0,87 et 1,75 µg de toxique/cm^2 de feuilles. La quantification précise des litières mal consommées n'a pas été possible dans nos essais ; ils permettent cependant de déterminer la quantité maximale de pesticide ingérée et de définir les doses et concentrations pour lesquelles les litières sont peu ou pas consommées. Des expériences complémentaires à plus long terme avec apport fractionné d'aliments contaminés aux doses ingérées devraient permettre s'il y a mortalité de déterminer les niveaux de toxicité dûs à l'ingestion.

La pente de la droite de régression (tableau I) est peu différente pour l'ensemble des produits étudiés, ceci permet de conclure à une action toxicologique globale similaire pour l'ensemble des pesticides étudiés. Le méthabenzthiazuron, le bénomyl et le silicate de méthoxyéthylmercure paraissent avoir une action létale plus lente (tableau I), la gamme des doses ayant un effet reste étendue. S'il existe parfois une correspondance entre la toxicité lombricienne et celle obtenue sur rats (tableau I), la relation entre ces deux tests ne peut être utilisée.

VI. REMERCIEMENTS

Je remercie Monsieur Bouché pour les conseils qu'il m'a prodigués lors la mise au point de cette publication. Mes remerciements vont également à Mesieurs Berenguer, Legeaille et à Mademoiselle Jouin.

VII. BIBLIOGRAPHIE

Anonyme, 1978 - Index phytosanitaire. Ed. A.C.T.A. Paris, 14ème éd., 1-400.

BARROWS, H.L., 1966 - Soil pollution and its influence on plant quality. J. soil water conserv., 21, 6, 211-216.

BAUDE, F.J., H.L. PEASE and R.F. HOLT, 1974 - Fate of benomyl in soil. J. agr. food chem., 22, 1, 413-418.

BLACK, W.M., and D. NEELY, 1975 - Effect of soil-injected benomyl on resident earthworm populations. Pestic. sci., 6, 543-545.

BOUCHE, M.B., 1969a - L'échantillonnage des peuplements d'oligochètes terricoles. In Lamotte et Bourlière "Problèmes d'écologie": l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres, éd. Masson et Cie, Paris, 273-287.

BOUCHE, M.B., 1969b - Comparaison critique de méthodes d'évaluation des populations de lombricidés. Pedobiologia, 9, 1/2, 26-34.

BOUCHE, M.B., 1974 - Pesticides et lombriciens : problèmes méthodologiques et économiques. Phytiatrie - phytopharmacie, 23, 107-116.

BOUCHE, M.B., et L. FAYOLLE, sous presse - Contamination chimique du chaînon trophique lombricien : problèmes méthodologiques et conséquences. C.R. 3ème coll. contamination des chaînes biologiques, Paris.

BULL, K.R., R.D. ROBERTS, M.J. INSKIP and G.T. GOODMAN, 1977 - Mercury concentrations in soil, grass, earthworms and small mammals near an industrial emission source. Environ. pollut., 12, 135-140.

CURRY, J.P., 1976 - Some effects of animal manures on earthworms in grassland. Pedobiologia, 16, 425-438.

DAVEY, S.D., 1963 - Effects of chemicals on earthworms : a review of the literature. U.S.D.A., Spec. sci. rept. widlife, 74, 1-18.

DRIFT, J. Van der, 1963 - Influence of biocides in soil fauna. Tijdsch. Plantenziekten, 69, 188-199.

EDWARDS, C.A., 1965 - Effects of pesticide residues on soil invertebrates and plants. In "Ecology and industrial society", proc. V symp. brit. ecol. soil, ed. Blackwell, Oxford, 239-260.

EIJSACKERS, H., and J. Van der DRIFT, 1976 - Effects on the soil fauna. Herbicides physiology, biochem., ecol., 2, 149-176.

FISHER, E., 1976 - Chloragogenzelle-Eleocyt Transformation, induziert mit Benomyl- und Carbofuran-Vergiftung der Lumbriciden (Oligochaeta). Zool. Anz., 197, 3/4, 225-233.

GHABBOUR, S.I., 1967 - The effect of five herbicides on three Oligochaete species. Rev. écol. biol. sol, 4, 1, 119-122.

HEUNGENS, A., et R. de CLERQ, 1964 - Bestrijding van Regenwormen in Sparregrond. Mededgen. Landbouw-Opzoek, Stat. Gant, 29, 3, 1128-1138.

HEUNGENS, A., 1970 - L'influence de quelques pesticides sur la faune du sol dans la culture de l'azalée. Meded. fac. Landbouw. 35, 2, 717-729.

HIRST, J.M., H.H. Le RICHE and C.L. BASCOMB, 1961 - Copper accumulation in the soils of apple orchards near Wisbech. Sp. pathol., 10, 105-108.

HOPKINS, A.R., and W.M. KIRK, 1957 - Effect of several insecticides on the English red worm. J. econ. entomol., 50, 5, 699-700.

HOY, J.M., 1955 - Toxicity of some hydrocarbon insecticides to earthworms. N.Z. J. sci. techn., 37A, 4, 367-372.

HYCKE, L.L., 1956 - Control of mites infesting earthworms beds. J. econ. entomol., 49, 3, 409-410.

KENNEL, W. von, 1972 - Schadpilze als Objekte integrierter Pflanzenschutzmassnahmen im Obstbau. Zeitschrift f. Pflanrank. u. Pflanzenschuts, 7, 400-406.

KEOGH, R.G., and P.H. WHITEHEAD, 1975 - Observations on some effects of pasture spraying with benomyl and carbendazim on earthworm activity and litter removal from pasture. N.Z. J. exp. agricul., 3, 103-104.

KEOGH, R.G., 1978 - Lumbricid earthworm activities and nutrient cycling in pasture ecosystems. Proc. 2nd Australasian conf. grassl. inverteb. ecol., preed. session 1, 1-10.

KLEIN, E., 1977 - Impact d'insecticides carbamates sur l'activité pédogénétique des lombrics. Mémoire univ. cathol. Louvain, labo. écol., 1-138.

NIELSON, R.L., 1951 - Effect of soil minerals on earthworms. N.Z. J. agric., 83, 433-435.

PRASAD, R., and R.P. MOODY, 1974 - Translocation of benomyl in Elm (Ulmus americana L.) IX. Some ecological consequences of the treatments on population dynamics of earthworms (Lumbricus terrestris L.). Information Rep., Chem. Control Res. Inst., Canada, CC-X-81, 12 pp.

RANDELL, R., J.D. BUTLER and T.D. HUGHES, 1972 - The effect of pesticides on thatch accumulation and earthworm populations in Kentucky bluegrass turf. Hortscience, 7, 1, 64-65.

RAW, F., 1959 - Estimating earthworm population by using formalin. Nature, London, 184, 1661-1662.

RHEE, J.A. van, 1963 - Earthworm activities and the breakdown of organic matter in agricultural soils. Soil organisms, éd. North-Holland pub. Co., Amsterdam, 55-59.

RHEE, J.A. van, 1967 - Developpment of earthworm population in orchard soils. In "Progress in soil biology", éd. Friedr. Vieweg, Braunschweig, 360-371.

RHEE, J.A. van, 1969 - Effects of biocides and their residues on earthworms. Med. Rijkfak. landbouw., Gent, 34, 3, 682-689.

RHEE, J.A. van, 1977 - Effects of soil pollution on earthworms. Pedobiologia, 17, 201-208.

RHODES, R.C., and J.D. LONG, 1974 - Run-off and mobility studies on benomyl in soils and turf. Bull. environ. contamin. toxicol., 12, 4, 385-393.

RUPPEL, R.F., and C.W. LAUGHLIN, 1977 - Toxicity of some soil pesticides to earthworms. J. Kansas entom. soc., 50, 1, 113-118.

SATCHELL, J.E., 1955 - The effects of B.H.C., D.D.T. and parathion on soil fauna. Soil and fertilizers, 18, 279-285.

STRINGER, A., and M.A. WRIGHT, 1973 - The effect of benomyl and some related compounds on Lumbricus terrestris and other earthworms. Pestic. sci., 4, 165-170.

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

STRINGER, A., and M.A. WRIGHT, 1976 - The toxicity of benomyl and some related 2-substituted benzimidazoles to the earthworm Lumbricus terrestris. Pestic. sci., 7, 459-464.

SYMONDS, B.V., 1975 - Evaluation of potential molluscicides for the control of the field slug, Agriolimax reticulatus (Müll.). Pl. path., 24, 1-9.

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. exper. agric., 4, 243-247.

WEBER, G. von, 1953 - Die Makrofauna leichter und schwerer Ackerböden und ihre Beeinflussung durch Pflanzenschutzmittel. Z. Pflanzenernäh., 61, 107-118.

WESTERINGH, W. van de, 1972 - Deterioration of soil structure in worm free orchards soils. Pedobiologia, 12, 6-15.