DSL 301

EXEMPLAIRE RÉSERVÉ

L'EFFET DE LA CONTAMINATION DES SOLS SUR LE RÔLE LOMBRICIEN DANS LA DISPONIBILITÉ DU POTASSIUM

Abdul Motalib Mohammed ABDUL RIDA*

Les lombriciens participent efficacement aux cycles des éléments. Leur rôle le plus connu concerne le cycle de l'azote (Barley & Jennings, 1959 ; Satchell, 1967 ; El-Duweini & Ghabbour, 1971 ; Dash & Patra, 1979 ; Cortez *et al.,* 1989). De même, leur rôle dans le cycle du phosphore est bien étudié (Edwards & Lofty, 1977 ; Lee, 1985), contrairement à celui dans le cycle du potassium qui n'a reçu qu'une faible attention. Il est souvent constaté que les turricules des lombriciens contiennent beaucoup plus d'azote et de carbone que les sols aux alentours (Watanabe, 1975 ; Lavelle, 1978 ; Lee, 1985). On peut donc poser l'hypothèse que les lombriciens peuvent également augmenter la teneur des sols en K et peut- être le rendre plus disponible pour la faune et la flore des sols. Les rares études concernant l'effet des lombriciens sur le K montrent des résultats souvent contradictoires. Selon certains auteurs cités par Atlavinyte & Zimkuviene (1985), les lombriciens augmentent le P et le K échangeables. De même, Lunt & Jacobson, (1944) et Czerwinski *et al.,* (1974) ont montré que les turricules des lombriciens, collectés dans des champs cultivés en présence de sorgho, de soja mélilot, de trèfle et aussi en milieu forestier, contiennent beaucoup plus de K, Ca, Mg et P échangeables que le sol superficiel.

L'augmentation du K échangeable a été également notée par Tiwari *et al.,* (1989) en présence de cinq espèces lombriciennes. Cependant, Nye, (1955) a constaté, dans les zones forestières du sud-ouest de Nigéria, que le Ca^{++} et Mg^{++} échangeables sont plus importants dans les turricules de *Hippopera nigeriae* (Taylor, 1949) que dans le sol superficiel (0-6 cm) alors que le Na et le K échangeables ont les mêmes valeurs dans le sol que dans les turricules. De même, Atlavinyte & Vanagas (1973), en étudiant au laboratoire l'effet lombricien sur la disponibilité du P et du K dans des sols variés et amendés par des engrais différents, ont constaté que *Allolobophora caliginosa typica* augmente la quantité de K disponible dans le sol sans plante et dans le sol amendé avec de la paille, mais cette augmentation est très irrégulière. Par contre l'effet lombricien, sur le potassium échangeable, est négatif dans le sol cultivé en présence d'orge. De même, Basker *et al.,* (1992) ont noté que la présence d'*Aporrectodea caliginosa* a augmenté le K échangeable (extrait par l'acétate d'ammonium) mais elle est sans effet significatif sur le K extrait par l'acide nitrique. Ces résultats montrent donc

* CEFE, CNRS, 1919 Route de Mende, BP 5051, 34033 Montpellier Cedex 1, France.

la nécessité de réaliser d'autres études qui peuvent confirmer ou infirmer l'hypothèse de rôle lombricien dans le cycle et la disponibilité du K.

L'augmentation de la teneur en K des turricules lombriciens vient probablement du fait que la teneur des sols en K est fortement liée à leur teneur en argile. En effet, les minéraux argileux premiers et secondaires jouent un rôle important dans la fixation du K dans leurs cavités hexagonales et sur leurs sites d'échanges internes et externes (Mengel & Kirkby, 1978). Ainsi, le K est présent en forte teneur dans les minéraux primaires silicatés de type feldspaths, feldspathoïdes et micas et il sera libéré lors de l'altération de ces minéraux (Robert & Trocmé, 1979). Le K est également parmi les éléments majeurs qui constituent les plantes. Il représente jusqu'à 5 % de la matière sèche végétale (Callot *et al.,* 1982). Or, le passage des sols dans le tube digestif des lombriciens expose les argiles et les matières organiques végétales aux activités mécaniques, chimiques et enzymatiques des ces animaux (Lee, 1985 ; Abdul Rida, 1994). Ainsi, le résultat final de ces actions lombriciennes, aidées par les microorganismes, est la libération des éléments séquestrés dans les matières organiques. On peut également supposer la possibilité de la destruction complète de la structure silicatée de minéraux argileux au cours de leur passage dans le tube digestif des lombriciens et par conséquence la libération du K fixé en position interfoliaire.

Toutes ces actions lombriciennes, qui peuvent augmenter et favoriser la disponibilité du K, peuvent toutefois être affectées par la présence de contaminants dans les sols. En effet, la présence en teneurs élevées de contaminants, parmi lesquels les éléments traces, a un effet très nuisible et même mortel sur les lombriciens (Van Rhee, 1977 ; Greig-Smith *et al.,* 1992 ; Abdul Rida & Bouché, 1994 ; Doncker *et al.,* 1994).

L'objectif de la présente étude est donc d'étudier, au laboratoire, d'une part les effets de lombriciens (*Lumbricus terrestris* L.) sur le cycle et la disponibilité du K dans le sol, et d'autre part les conséquences de la présence des éléments traces (Cd, Cu, Pb et Zn), à différents niveaux de concentration, sur les activités lombriciennes et par conséquence sur la disponibilité du K dans les sols.

TABLEAU I

Teneurs totales (en mg.kg^{-1}) en éléments traces et en potassium dans les trois microcosmes

Microsormes	Cd	Cu	Pb	Zn	K
0 %	1,6	61	52	85	10 008
50 %	17,2	109	747	701	8 705
100 %	32,3	150	1 419	1 296	6 774

MATÉRIEL ET MÉTHODES

CARACTÉRISTIQUES DES SOLS

Les sols utilisés dans cette expérience ont été choisis parmi 186 échantillons collectés dans le sud-est de la France (Abdul Rida, 1992). Le sol non contaminé

TABLEAU II

Caractéristiques physico-chimiques des trois microcosmes.

Micro.	A	LF	LG	SF	SG	MO	C	N	C/N	pH
0 %	31,9	22,7	11,6	18,1	15,7	3,61	2,10	0,22	9,4	7,63
50 %	21,8	24,5	11,1	17,3	25,3	3,34	1,94	0,19	10,3	7,23
100 %	18,3	22,3	10,0	19,2	30,2	3,32	1,93	0,17	11,5	7,09

Argile (A), limon fin (LF), limon grossier (LG), sable fin (SF), sable grossier (SG), matière organique (MO), carbone (C) et azote (N) présentés en %.

Micro.	CEC	Ca^{++}	Mg^{++}	Na^{+}	K^{+}
0 %	15,4	42,5	1,11	0,14	1,18
50 %	13,1	50,1	1,83	0,89	0,96
100 %	10,8	55,9	2,39	1,49	0,59

Capacité d'échange cationique (CEC) et les cations échangeables présentés en meq. 100 g^{-1} de sol.

provient d'une zone calcaire peu marquée par l'activité humaine. Les sols contaminés ont été collectés dans deux zones différentes. L'une a été polluée par une ancienne activité minière et l'autre contaminée par une activité industrielle récente. Les deux sols contaminés sont mélangés pour obtenir un seul sol à teneur élevée en Cd, Cu, Pb et Zn. Finalement, trois microcosmes ont été préparés avec (1) un sol non contaminé, (2) un sol contaminé à 100 % et (3) un troisième préparé à partir d'un mélange du sol contaminé et du sol non contaminé (rapport 1/1). Les teneurs des sols en éléments traces et en K sont décrites dans le tableau I. Le tableau II présente les propriétés physico-chimiques de ces sols. Les caractéristiques sont assez voisines. Ce choix a été fait pour minimiser au maximum l'effet des propriétés du sol. De plus, pour éviter totalement la différence, il a été préparé des témoins (sans lombricien) pour chaque microcosme.

PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL

Les sols ont été séchés à l'air et tamisés à 2 mm. Du son de blé a été ensuite ajouté à raison de 1 % de la masse du sol pour apporter l'alimentation nécessaire aux lombriciens. Les sols et le son ont été mélangés à la main puis mécaniquement pendant 5 minutes, réhumidifiés à 30 % de leur humidité équivalente et répartis dans des bocaux d'une capacité de 1,5 litre à raison de 1 kg de terre humide par bocal. Deux jours plus tard, la moitié des bocaux a reçu un ver de terre adulte de l'espèce *Lumbricus terrestris* et tous les bocaux ont été placés en salle d'élevage à 14 °C dans une obscurité totale durant toute l'expérience. Cette température est considérée comme la température d'activité optimale convenant à *Lumbricus*

terrestris. Les bocaux ont été analysés après 2, 4, 8, 14, 28, 48 jours afin de mesurer l'évolution du K total dans les lombriciens et la teneur du K disponible dans le sol en présence et en absence de *Lumbricus terrestris.* A chaque date, deux bocaux avec lombricien et deux autres sans lombricien (témoins) ont été analysés. Pour chaque bocal, deux échantillons du sol ont été analysés pour le dosage du K disponible.

ANALYSE ET DOSAGE DU K

Les lombriciens ont été pesés vivants, disséqués pour nettoyer leur tube digestif, lavés à l'eau distillée puis pesés à nouveau. Les tissus lombriciens sont ensuite séchés à l'étuve à 105 °C pendant au moins 12 heures. La minéralisation a été réalisée à 70 °C par l'acide HNO_3 concentré à raison de 5 ml d'acide pour 100 mg de tissus lombriciens secs. La solution a été ajustée à l'eau distillée pour obtenir une solution finale à 10 % d'acide avant le dosage.

Pour extraire le potassium disponible des sols, 30 g du sol séchés à l'air ont été agités mécaniquement pendant 2 heures avec 60 ml de solution DTPA 0,005 M tamponnée à pH 7,3 par Tri-Ethanol-Amine (TEA) et chlorure de calcium (Landsay & Norvelle, 1978). Les sols ont été ensuite centrifugés puis filtrés. Le dosage du K disponible a été fait dans les surnageants.

Le dosage du K a été effectué par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique à flamme air-acétylène, type Varian modèle Spect AA-30.

RÉSULTATS

CROISSANCE PONDÉRALE DES LOMBRICIENS

Dans les trois microcosmes, la biomasse lombricienne a augmenté au cours de l'expérience. Cette croissance est importante en début d'expérience, puis, elle diminue pour atteindre sa valeur la plus faible au 28e jour avant de croître à nouveau. En figure 1 est indiquée la croissance relative de *L. terrestris* présentée par le pourcentage de l'augmentation de la biomasse lombricienne par rapport à la biomasse initiale. Cette croissance relative est beaucoup plus importante dans le sol non contaminé (jusqu'à 44 %) que dans le sol contaminé (le maximum est de l'ordre de 25 %).

EVOLUTION DU POTASSIUM DISPONIBLE

Une variation importante de la teneur des sols en K, extrait au DTPA, a été constatée au début de l'expérience, puis les deux teneurs en K (en présence ou non de *L. terrestris)* se stabilisent jusqu'à 48 jours, à l'exception des teneurs du sol contaminé à 100 % qui augmentent d'une manière générale à partir de deux semaines du début de l'expérience (Fig. 2). D'une façon générale, la présence des lombriciens a favorisé l'augmentation des teneurs disponibles du potassium au

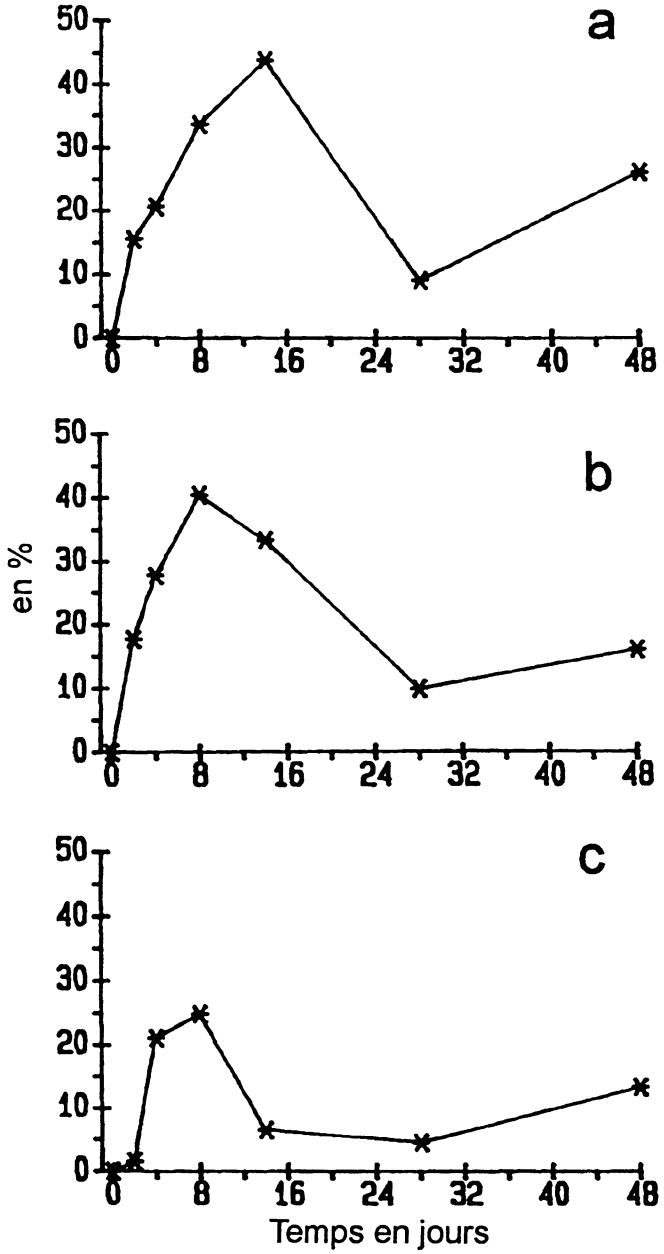

Figure 1. — Croissance relative (pourcentage de l'augmentation de la biomasse des lombriciens par rapport à leur biomasse initiale) de *L. terrestris* dans les microcosmes non contaminé (a), contaminé à 50 % (b) et à 100 % (c).

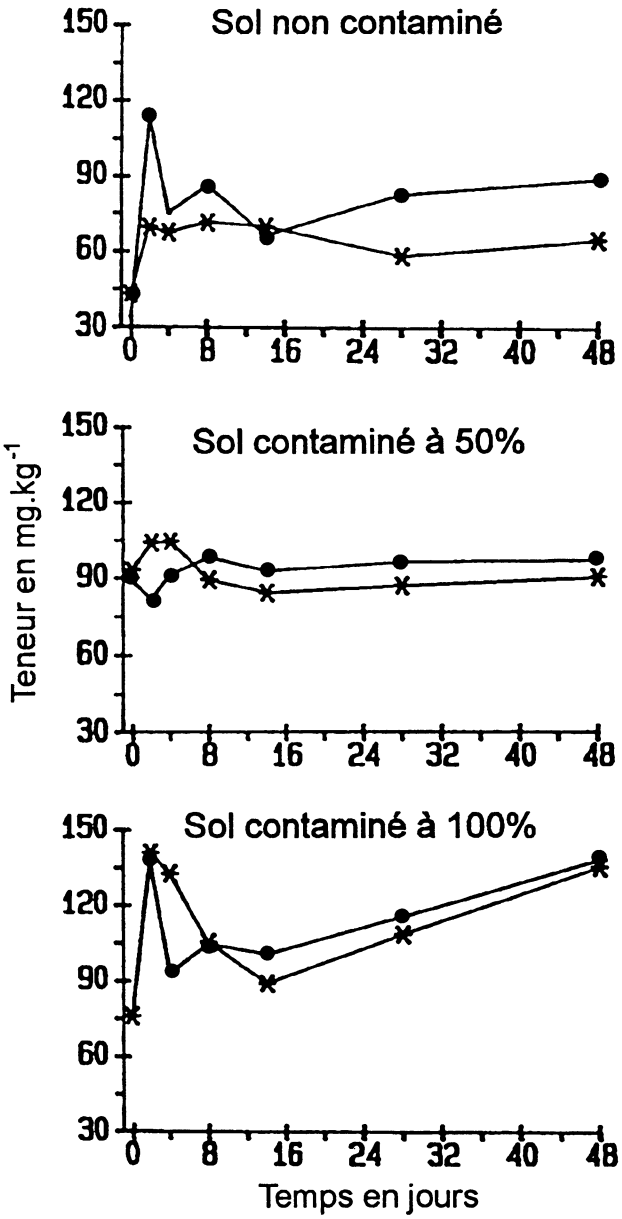

Figure 2. — Evolution de la teneur des sols en K disponible en présence (.) ou non (*) de *L. terrestris* dans les trois microcosmes (les différences ne sont statistiquement pas significatives).

début de l'expérience pour les niveaux 50 % et 100 % de contamination. Toutefois, ces augmentations ne sont statistiquement pas significatives. Au cours de l'expérience et jusqu'à la fin, le K diminue légèrement en présence des lombriciens. On note également que la teneur disponible du K augmente dans les sols, en présence ou non de lombriciens, avec la contamination du sol.

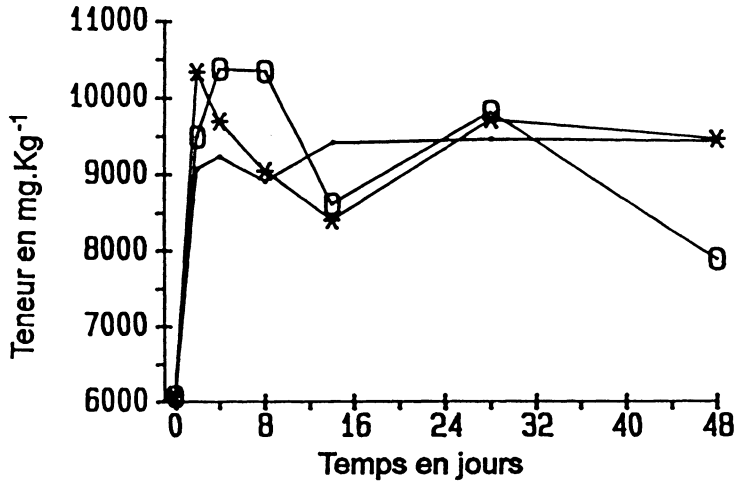

Figure 3. — Evolution de la teneur biologique des tissus lombriciens en K dans les microcosmes non contaminé (.), contaminé à 50 % (*) et à 100 % (0).

TENEURS DES TISSUS LOMBRICIENS EN POTASSIUM

Nous constatons une augmentation rapide des teneurs biologiques en K dès les premiers jours de l'expérience, puis une stabilisation, plus ou moins nette, jusqu'à la fin (Fig. 3). La teneur des tissus lombriciens en K n'excède pas 10 500 $mg.kg^{-1}$ poids sec dans les trois microcosmes, malgré la différence sensible entre les taux du K total des sols non contaminés et contaminés à 100 % (Tab. I).

Le rapport de bioaccumulation du potassium (teneurs des lombriciens sur celles totales des sols) augmente, en général, avec le niveau de contamination. Ce rapport est en moyenne de 88 % dans le sol non contaminé, de 103 % dans le sol contaminé à 50 % et de 132 % dans le sol contaminé à 100 %. Cependant, il faut noter que la teneur des tissus lombriciens est a peu près stable dans les trois types de sols.

EVOLUTION DU pH DES SOLS

Le tableau III montre la valeur moyenne des mesures effectuées à chaque date d'analyse du pH des sols en présence ou non de *L. terrestris*. D'une manière

générale, le pH initial des sols (pH-eau) augmente légèrement, de l'ordre de 0,3 unité dans tous les microcosmes. Toutefois, ce phénomène est amplifié par la présence des lombriciens. Cette augmentation est cependant de courte durée et la valeur initiale du pH se rétablit après environ 14 jours.

TABLEAU III

Valeur moyenne du pH des sols en présence ou non de L. terrestris *dans les trois microcosmes*

Microcosme	pH		
	initial	sans ver	avec ver
0 %	7,63	7,85	7,82
50 %	7,23	7,58	7,55
100 %	7,09	7,52	7,53

DISCUSSION

Les *L. terrestris*, à de rares exceptions près, ont survécu même dans le microcosme le plus contaminé. Mais durant les premiers jours, leur teneur en K a subi des variations quelquefois importantes. Ceci peut s'expliquer par la mise en équilibre du dispositif expérimental et par le temps d'adaptation des *L. terrestris* à leur nouveau milieu.

La croissance relative des lombriciens indique qu'en général les animaux ont été suffisamment alimentés en début d'expérience. Les adultes ont normalement une croissance faible dans les conditions d'équilibre des écosystèmes (Avel, 1959) et l'augmentation pondérale dans notre expérience témoigne que les lombriciens ont été placés dans des conditions plus favorables que dans le sol d'origine. Cet effet s'atténue fortement au 28e jour. On peut supposer que la quantité de matière organique disponible pour les lombriciens diminue au cours de temps, entraînant un ralentissement de leur croissance. Mais il semble qu'après le 28e jour, les animaux réingèrent leurs propres turricules qui sont alors enrichis en microorganismes. En effet, plusieurs études (Parle, 1963a et b ; Lee, 1985, Tiwarie & Mishra, 1993) ont déjà montré que les turricules lombriciens contiennent beaucoup plus de microorganismes (bactéries, champignons,...) que les sols aux alentours. Ceci pourrait expliquer la reprise de la croissance observée lors de la dernière mesure.

La présence des *L. terrestris*, dans notre expérience, a un effet positif sur le K disponible pendant les premiers jours puis l'effet est diminué et même les deux valeurs du K disponible en présence ou non des lombriciens se sont rapprochées lors de la dernière mesure dans le microcosme à 100 % de contamination. Ainsi, le résultat final de cette présence n'était donc pas statistiquement significatif. Cela pourrait s'expliquer par l'effet de la dilution de nos échantillons, car l'analyse du K a été effectuée sur seulement deux prises de 30 g du sol prélevé dans chaque bocal. Une autre explication peut être avancée, c'est la liaison du K avec les argiles

du sol (Mengel & Kirkby, 1978 ; Barber, 1979). En effet, en raison de sa teneur en argile (Tab. II), le sol non contaminé contient beaucoup plus de K total que le sol contaminé à 100 % (10 008 $mg.kg^{-1}$ contre 6 774 $mg.kg^{-1}$). Toutefois, cette liaison avec les argiles rend le K moins disponible et de ce fait, le sol non contaminé relâche moins de K disponible que le sol contaminé, que ce soit en présence ou en absence de lombriciens (Fig. 2). Mais cela peut expliquer la différence des teneurs totales des sols et non pas l'effet de la présence des lombriciens. Or, en rapportant la valeur moyenne du K disponible des sols en présence des lombriciens à celle de leur absence (témoin), nous obtenons les valeurs suivantes : 0,87 ; 1,02 et 1,04 dans le microcosme non contaminé, contaminé à 50 % et à 100 % respectivement. Cela indique que dans les sols non contaminés, les lombriciens ont bloqué davantage le K, probablement par la formation de complexes organo-minéraux, par rapport aux sols témoins. Par contre, dans les sols contaminés, la présence des lombriciens a favorisé la disponibilité du K, du moins comme indiqué dans le rapport, par rapport au traitement témoin. Mais, cette faible augmentation de la disponibilité du K des sols peut être la conséquence directe de la décroissance de lombriciens plutôt que la mise en solution du K total du sol. En effet, la figure 1 montre une diminution de la croissance relative des lombriciens qui s'accentue avec l'augmentation de la contamination des sols. Le K disponible des sols vient donc très probablement du K tissulaire des lombriciens.

Toutefois, le rôle des lombriciens dans le cycle du K est certainement beaucoup plus important que peuvent le montrer les études effectuées au laboratoire puisque les lombriciens peuvent ingérer et transporter un volume important de sol évalué annuellement à 300 tonnes par hectare dans les zones tempérées, dont une grande partie des turricules est relâchée dans le sol (Bouché, 1981 ; Lee, 1985, Lavelle, 1988). Ainsi, les lombriciens peuvent donc éventuellement transporter le K entre les différentes couches et de ce fait jouent un rôle important dans le cycle du K dans les sols. Il est donc nécessaire d'interpréter les résultats concernant l'augmentation du K dans les turricules lombriciens déposés à la surface avec beaucoup d'attention. Les lombriciens ingèrent aussi des litières végétales, qui sont riches en K, et de ce fait ils déposent des turricules plus riches en K que les sols aux alentours.

On a observé assez rapidement une légère augmentation du pH malgré l'introduction dans les microcosmes de matière organique, qui a globalement un rôle acidifiant dans le sol (Mengel & Kirkby, 1978). Cette augmentation du pH puis son retour vers sa valeur initiale ont déjà été notés après application de lisier de porcs dans le sol (Cooper, 1975 ; Debry, 1979). Ce phénomène pourrait s'expliquer : soit par ammonification du son de blé et des matières azotées normalement bien représentées au sein des excrétats lombriciens (Bachelier, 1978) ; soit par une dissociation même faible du $CaCO_3$ abondant dans nos microcosmes (Buckman & Brady, 1965). Toutefois, le travail physique des *L. terrestris* a amplifié ce phénomène. Ainsi, la présence des lombriciens a entraîné un retour plus rapide vers l'état initial, du fait de la consommation de matière organique et de l'oxydation de l'ammoniaque par l'aération du sol. Mais il semble que ce faible changement du pH n'ait qu'un effet très limité sur la croissance des *L. terrestris* et sur la teneur du K disponible dans les sols. Par contre, la contamination des sols, par les éléments traces (Cd, Cu, Pb et Zn) dans notre expérience, a entraîné un effet négatif sur la croissance des lombriciens, puisque cette croissance est plus faible dans le sol contaminé à 100 % que dans les deux autres sols (Fig. 1). De ce fait, la contamination du sol par les éléments traces, en

particulier dans les microcosmes à 100 % de contamination, a pu avoir un effet indirect sur la disponibilité du K dans la mesure où leur présence a entraîné un effet nuisible sur les *L. terrestris* et par conséquence sur leur activité dans les sols.

Par ailleurs, il semble qu'il existe un phénomène de régulation biologique du K par *L. terrestris*. En effet, la teneur moyenne en K dans les tissus lombriciens est de l'ordre de 9 300 $mg.kg^{-1}$ poids sec dans les trois microcosmes malgré les différences importantes entre les teneurs totales des sols en cet élément. D'autres études (Bernhard, 1968 ; Amiard-Triquet, 1989 ; Abdul Rida, 1992) ont noté la possibilité chez des organismes à réguler l'absorption pour les éléments qui sont biologiquement indispensables tels que le Cu, le Fe, etc. Il est donc très probable que *L. terrestris* régule sa teneur en K. Cependant, le rapport de bioaccumulation (teneur de lombricien/teneur totale de sol), qui est souvent utilisé pour exprimer la capacité biologique à concentrer un élément, donne l'impression que les lombriciens du sol contaminé à 100 % ont concentré plus de K que ceux du sol contaminé à 50 % ou ceux du sol non contaminé. Or, ces différences sont dues principalement aux différences des teneurs totales des trois microcosmes (tableau I) plutôt qu'à l'augmentation des teneurs lombriciennes.

CONCLUSION

La présence en teneurs élevées de certains éléments traces (Cd, Cu, Pb et Zn) dans le sol a un effet négatif sur la croissance de *L. terrestris* et probablement sur son rôle concernant la disponibilité du K dans le sol. L'étude a bien montré que les effets nuisibles de ces éléments sur la croissance des lombriciens augmentent avec la contamination des sols. Alors que l'effet des lombriciens sur la disponibilité du K dans les trois microcosmes a été moins net et n'était pas significatif. Ceci pourrait s'expliquer d'une part par une fixation du K par les complexes organo-minéraux formés par les lombriciens dans le sol non contaminé, et d'autre part par l'effet négatif des éléments traces sur la croissance des lombriciens dans les sols contaminés à 100 %. On note également que les lombriciens ont concentré une teneur quasi-constante en K dans les trois microcosmes malgré des teneurs totales des sols en K très différentes. Ce qui suppose une régulation biologique du K par *L. terrestris*. En outre, un changement de pH a été constaté en début de l'expérience et le retour plus rapide du pH initial en présence des lombriciens.

REMERCIEMENTS

L'auteur remercie tout particulièrement Messieurs M.B. Bouché et J. Cortez pour l'intérêt critique qu'ils ont porté lors de la mise au point du manuscrit. Mes remerciements vont également à M.J. Blondel pour ses précieux conseils.

RÉSUMÉ

Le rôle lombricien dans la dégradation de la matière organique et la libération des éléments, en particulier le N et le P, a été bien étudié et démontré. Cependant,

certaines recherches montrent des résultats contradictoires concernant le rôle lombricien dans la disponibilité du potassium dans les sols. Le but de ce travail a consisté à étudier, au laboratoire, l'effet d'une espèce lombricienne anécique (*Lumbricus terrestris* L.) sur la disponibilité du K dans différents sols, contaminés par quatre éléments traces (Cd, Cu, Pb et Zn). Il en ressort que la contamination du sol par ces éléments a un effet indirect sur la disponibilité du potassium. En effet, la contamination des sols a un effet négatif sur la croissance des lombriciens et par conséquent sur leur activité dans le sol ce qui entraîne un freinage du rôle lombricien dans la disponibilité du K. Par ailleurs, le K semble être un élément régulé biologiquement par les lombriciens.

SUMMARY

The earthworm role in organic matter degradation and in the liberation of elements in particular N and P has been known and well-established. However, certain studies show contradictory results regarding potassium. This work consisted in a study on the effect of an anecique species of earthworm (*Lumbricus terrestris* L.), in the laboratory, on the availability of K in different soils contaminated by four trace elements (Cd, Cu, Pb and Zn). The results of the experiment show that the soil pollution by these elements has an indirect effect on the availability of K. In fact, soil contamination has a negative effect on the growth of earthworms and consequently on their activities in the soil. In addition, the potassium seems to be an element that can be regulated biologically by earthworms.

REFERENCES

ABDUL RIDA, A.M.M. (1992). — Biosurveillance de la contamination du sol : Apport de l'étude des lombriciens à l'évaluation des risques liés aux éléments traces. *Documents Pédozoologiques*, Vol. I, Fasc. 4, Montpellier, France : 234 pp.

ABDUL RIDA, A.M.M. (1994). — Les vers de terre et l'environnement. *La Recherche,* 25 : 260-267.

ABDUL RIDA, A.M.M. & BOUCHÉ, M.B. (1995). — The eradication of an earthworm genus by heavy metals in southern France. *Appl. Soil Ecol.,* 2 : 45-52.

AMIARD-TRIQUET, C. (1989). — Bioaccumulation et nocivité relatives de quelques polluants métalliques à l'égard des espèces marines. *Bull. Ecol.,* 20 : 129-151.

ATLAVINYTE, O. & VANAGAS, J. (1973). — Mobility of nutritive substances in relation to earthworm numbers in the soil. *Pedobiologia,* 13 : 344-352.

ATLAVINYTE, O. & ZIMKUVIENE, A. (1985). — The effect of earthworms on barley crop in the soil of various density. *Pedobiologia,* 28 : 305-310.

AVEL, M. (1959). — Classe des annélides oligochètes. pp. 224-470 *In* : Grassé P.P. (ed.), *Traité de zoologie ; anatomie, systématique, biologie,* V(I). Masson, Paris.

BACHELIER, G. (1978). — *La faune des sols, son écologie et son action.* ORSTOM, Paris : 391 pp.

BARBER, R.G. (1979). — Potassium fixation in some kenyan soils. *J. Soil Science*, 30 : 785-792.

BARLEY, K.P. & JENNINGS, A.C. (1959). — Earthworms and soil fertility. III. The influence of earthworms on the availability of nitrogen. *Aust. J. Agr. Res.,* 10 : 364-370.

BASKER, A., MACGREGOR, A.N. & KIRKMAN, J.H. (1992). — Influence of soil ingestion by earthworms on the availability of potassium in soil : An incubation experiment. *Biol. Fertil. Soils,* 14 : 300-303.

BERNHARD, M. (1968). — Research on the metabolism of some radioactive element in the marine environment. *Rev. Inter. Océano. Méd.,* 11 : 11-59.

BOUCHÉ, M.B. (1981). — Contribution des lombriciens aux migrations d'éléments dans les sols tempérés. *Coll. Inter. du CNRS,* 303 : 145-153.

BOUCHÉ, M.B. (1984). — Les vers de terre. *La Recherche,* 156 : 796-804.
BUCKMAN, H.O. & BRADY, N.C. (1965). — *Les sols : nature et propriétés. Précis d'édaphologie.* Les éditions d'organisation, Paris : 499 pp.
CALLOT, G., CHAAMAYOU, H., MAERTENS, C. & SALLSAC, L. (1982). — *Mieux comprendre les intéractions sol-racine.* INFRA, Paris : 325 pp.
COOPER, J.E. (1975). — Nitrification in soils incubated with pig slurry. *Soil. Biol. Biochem.,* 7 : 119-124.
CORTEZ, J., HAMEED, R. & BOUCHÉ, M.B. (1989). — C and N transfer in soil with ot without earthworms fed with ^{14}C- and ^{15}N-labelled wheat straw. *Soil Biol. Biochem.,* 21 : 491-497.
CZERWINSKI, Z., JAKUBCZYK, H. & NOWAK, E. (1974). — Analysis of a sheep pasture ecosystem in the pieniny mountains (the carpathians). XII. The effects of earthworms on the pasture soil. *Ekol. Pol.,* 22 : 635-650.
DASH, M.C. & PATRA, U.C. (1979). — Wormcast production and nitrogen contribution to soil by a tropical earthworm population from a grassland site in Orissa, India. *Rev. Ecol. Biol. Sol.,* 16 : 79-83.
DEBRY, J.M. (1979). — Essai de fertilisation forestière par du lisier de porcs. I. Aspects physico-chimiques. *Pedobiologia,* 19 : 138-152.
DONKER, M.H., EUSACKERS, H. & HEIMBACH, F. (eds) (1994). — *Ecotoxicology of Soil Organisms.* CRC Press, Boca Raton, Florida : 470 pp.
EDWARDS, C.A. & LOFTY, J.R. (1977). — *Biology of earthworms.* 2e édition, Chapman and Hall, London : 333 pp.
EL-DUWEINI, K.A. & GHABBOUR, S.I. (1971). — Nitrogen contribution by live earthworms to the soil. pp. 495-501 *In* : D'Aguilar, J. (ed.), *IV Colloquium Pedobiologiae.* INRA, France.
GREIG-SMITH, P.W., BECKER, H., EDWARDS, P.J. & HEIMBACH, F. (eds) (1992). — *Ecotooxicology of earthworms.* Intercept, Andover : 269 pp.
LAVELLE, P. (1978). — *Les vers de terre de la savane de Lamto (Côte d'Ivoire). Peuplements, populations et fonctions de l'écosystème.* Thèse de doctorat, Université de Paris VI, 301 pp.
LAVELLE, P. (1988). — Earthworm activities and the soil system. *Biol. Fertil. Soils,* 6 : 237-251.
LEE, K.E. (1985). — *Earthworms : their ecology and relationships with soils and land use.* Academic Press : 411 pp.
LINDSAY, W.L. & NORVELL, W.A. (1978). _ Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and cooper. *Soil. Sci., Soc. Amer. J.,* 42 : 421-428.
LUNT, H.A. & JACOBSON, H.G.M. (1944). — The chemical composition of earthworm casts. *Soil Science,* 58 : 367-375.
MENGEL, D.K. & KIRKBY, E.A. (1978). — *Principles of plant nutrition.* International Potash Institute, Switzerland : 593 pp.
NYE, P.H. (1955). — Some soil-forming processes in the humid tropics. IV. The action of the soil fauna. *J. Soil Science,* 6 : 73-83.
PARLE, J.N. (1963a). — Micro-organisms in the intestines of earthworms. *J. Gen. Microbiol.,* 31 : 1-11.
PARLE, J.N. (1963b). — A microbiological study of earthworm casts. *J. Gen. Microbiol.,* 31 : 13-22.
ROBERT, M. & TROCME, S. (1979). — Le potassium. pp. 379-385 *In* : MONNEAU, M. & SOUCHIER, B. (eds), *Pédologie 2. Constituants et propriétés du sol.* Masson, Paris.
SATCHELL, J.E. (1967). — Lumbricidae. pp. 259-322 *In* : BURGES, A. & RAW, F. (eds), *Soil biology.* Academic press, London.
TAYLOR, A.G. (1949). — A west african earthworm. *Proc. Zool. Soc. Lond.,* 119 : 703-710.
TIWARI, S.C. & MISHRA, R.R. (1993). — Fungal abundance and diversity in earthworm casts and in uningested soil. *Biol. Fertil. Soils,* 16 : 131-134.
TIWARI, S.C., TIWARI, B.K. & MISHRA R.R. (1989). — Microbial populations, enzyme activities and nitrogen-phosphorus-potassium enrichment in eathworm casts and in the surrounding soil of a pineapple plantation. *Biol. Fertil. Soils,* 8 : 178-182.
VAN RHEE, J.A. (1977). — Effects of soil pollution on earthworms. *Pedobiologia,* 17 : 201-208.
WATANABE, H. (1975). — On the amount of cast production by the megascolecid earthworm *Pheretima hupeiensis. Pedobiologia,* 15 : 20-28.