Contributions des lombriciens aux études environnementales concrètes

Earthworms in applied environmental studies

Par / by

Marcel B. Bouché et Qiu Jiang-Ping

Laboratoire de zooécologie du sol, INRA, 2 place Viala, F. 34060 Montpellier. E-mail. bouche @ ensam. inra. fr.

Mots-clés: Lombricien, toxicologie, écotoxicologie, test, déchet, eau usée, évaluation environnementale, métal lourd, génotoxique, micropolluant, norme, ordure.

<u>Key-words</u>: earthworm, toxicology, ecotoxicology, test, waste, sewage, environnemental assessment, heavy metal, génotoxicity, micropolluant, standard, garbage, rubbish.

<u>Nomenclator taxonomicum</u>: Oligochaeta, Lumbricidae, Eisenia andrei, Koinodrilus faeculentes.

Résumé: Il s'agit d'une mise au point présentant l'ensemble des usages concrets des lombriciens en matière environnementale: évalutations environnementales et notamment écotoxicologiques, tests aigus et chroniques, traitement, des déchets solides et liquides. De nouveaux résultats (tests de déchets notamment) et perspectives sont présentés.

<u>Summary</u>: The various practical use of earthworms for environnemental purposes are reviewied: environnemental (especially ecotoxicological) assessments, chronic and acute tests, solid and liquid waste treatments. New results, mainly on waste tests and perspectives are given.

I Introduction à la problématique environnementale	226
II. Intégration des connaissances	227
II. Usages de la biodiversité lombricienne	
3.1. Les types d'usages	227
3.2. Partage taxonomique des rôles écosystémiques	227
3.3. L'homme agissant sur la biodiversité lombricienne	228
3.4. Bilans écosystémiques des actes humains	228
3.5. Evaluations écotoxicologiques	228
3.5.1. Nécessité d'évaluation	228
3.5.2. Difficultés de l'évaluation	229
3.6. Evaluations et régulations sociales	230
IV. Tests et Normes : toxicologie et biodégration	231
4.1. Objectifs des tests : vers une réévaluation des tests « écotoxicologiques »	231
4.2. Standardisation des conditions des tests	231
4.2.1. L'aération	232
4.2.2. Conteneur et mélange testé	234
4.2.3. Standardisation de l'humanité	234
4.2.4. Miniaturisation	237
4.3. Conduite des tests	237
4.3.1. Le test gaz initial	237
4.3.2. Le test solide/liquide	238
4.4. Extension des tests toxicologiques	240
4.5. Test de biodégradation.	
V. Usages industriels en environique et agro-industrie	240
5.1. Types d'usages industriels	240
5.2. Lombriculture	240

5.3. Lombricompostage	241
5.4. L'approche intégrée du traitement des déchets et le lombricompostage	242
5.4.1. Un modèle général de recyclage et ses contraintes	
5.4.2. Propriétés du lombricompostage pour le traitement des déchets	243
5.5. Le lombricompostage et la diversité des déchets	
5.5.1. Les déchets solides complexes	245
5.6. Le traitement industriel des déchets solides et la lombripolytechnique	246
5.6.1. Les trois procédés de traitements monotechniques classiques	
5.6.2. Le procédé polytechnique avec lombricompostage	
5.7. Traitement des eaux usées par lombrifiltration	
5.7.1. L'optimisation du filtrage	
5.7.2. Développements	249
VI. Environnement et biodiversité	
VII. Remerciements	
VIII Références	251

I. Introduction à la problématique environnementale

La problématique environnementale résulte d'une prise de conscience du caractère limité de l'écosphère - l'écosystème terrestre - à la suite de problèmes environnementaux variés perçus à diverses échelles. Notre travail a été imprégné de cette problématique. Il contribue de façon inégale à trois domaines que l'on peut dénommer biodiversité, intégrologie et écotoxicologie, et touche ainsi à l'ensemble des applications environnementales de la géodrilogie, ou science des vers de terre.

Posons clairement cette problématique environnementale.

Socialement, celle-ci a d'abord été exprimée sous la forme d'une extraordinaire diversité de problèmes d'environnement. Ces problèmes se réfèrent à des variables physiques - tels le bruit ou le réchauffement planétaire, chimiques - tels les nitrates, les cancérogènes, les toxiques, ou biologiques - telles les invasions, les disparitions d'espèces, les biomanipulations, ou encore à des combinaisons de ces variables -telle la désertification.

Les problèmes d'environnement, dans leur grande diversité, ont en commun d'être des préoccupations sociales exprimées comme des **problèmes** ayant trait à des modifications de notre milieu perçues comme préjudiciables à l'homme. Ces préoccupations peuvent être ordonnées selon deux classes non indépendantes où la responsabilité des technosciences n'est pas engagée de la même façon : d'une part les problèmes spontanés et d'autres part les problèmes anthropogènes.

Les problèmes spontanés d'environnement sont ceux qui résultent de causes indépendantes des activités humaines - par exemple : une éruption volcanique. A l'inverse les problèmes anthropogènes résultent d'actes humains, telles l'application de pesticides ou la dispersion planétaire de produits chimiques de synthèse (DDT, polyéthylène). Beaucoup de problèmes ont un statut intermédiaire ; ils sont de sources simultanément spontanées et anthropogènes tels les génotoxiques cancérigènes présents dans nos milieux ayant des origines spontanées et techniques ou telles les interactions amplificatrices ou limitantes de l'effet des inondations résultant de pluies naturelles mais dont

l'amplitude des effets est modifiée par la déforestation, l'aménagement des paysages et des cours d'eau.

La conférence de Rio de Janeiro (1992) a regroupé les demandes environnementales autour de trois thèmes fédérateurs : la biodiversité, le développement durable et les changements planétaires.

A priori notre contribution présentée dans la même livraison des Documents Pédozoologiques et Intégrologiques (volume III : Qiu 1998, Bouché et Qiu, Qiu et Bouché 1998a, b, Qiu et al. 1998) ne porte que sur le thème biodiversité. Il s'agit effectivement d'une recherche visant fondamentalement à accroître les connaissances, et l'accès à celle-ci, vis-à-vis d'un groupe animal contribuant à cette biodiversité.

C'est omettre toutefois que le financement de ce travail a été largement assuré par l'Ademe dont les objectifs dans ce cas essentiellement écotoxicologiques en relation avec les déchets - ont constitué une préoccupation constante de nos travaux inscrits dans celui du laboratoire de zooécologie du sol.

C'est aussi omettre que nous savons, depuis Hensen (1877) et Darwin (1881) que les lombriciens ne sont pas seulement des objets contribuant à la biodiversité mais des organismes ayant un rôle écosystémique majeur, donc essentiel vis-à-vis de l'homme. En raison de l'absence de nuisance et du non usage direct de ces animaux leur prise en compte sérieuse n'a pas été assurée. Il n'y a pas de science constituée, ni de groupe de pression de chercheurs relatifs aux vers de terre. De ce point de vue le message de Darwin est un échec.

Cette situation résulte de l'absence de toute approche écosystémique réelle où le rôle et la place des lombriciens pourrait être perçus. La balkanisation des sciences qui ne peut que s'accélérer en raison de la nécessaire spécialisation à laquelle ce travail participe a interdit le développement de l'écologie avec sa double exigence d'être simultanément scientifique (rigoureuse, réfutable) et globale (non sectorielle). Comme cela est bien connu nous avons conscience que seulement 1% des connaissances acquises sont utilisées et essayer d'assurer son utilisation tant fondamentale qu'appliquée a constitué une préoccupation (l'intégrologie) de notre laboratoire (Bouché, 1996a).

II. Intégration des connaissances

Le présent travail n'est pas centré sur l'intégrologie, mais sur la biodiversité. Comme indiqué ci-dessus la nécessité de mettre à disposition notre contribution de façon effective et opérationnelle nous à conduit à appliquer l'intégrologie à la biodiversité et si possible aux évaluations et solutions environnementales. En inversant le point de vue, ce travail a été l'occasion d'un test de rationalisation de

l'énoncé, puis de la traduction automatique des caractéristiques biologiques que nous illustrerons ci-dessous.

En fait nous avons montré que les éléments de connaissance acquis pouvaient devenir accessibles à la fois de façon exhaustive, explicite (y compris polyglotte) et de façon pertinente (la personne en ayant besoin y accède) (Bouché, 1996a; Qiu et al., 1998).

III. Usages de la biodiversité lombricienne

3.1. Les types d'usages

Selon les situations acquises par les recherches sur la biodiversité se sont souvent séparées en deux domaines avec chacune leurs pratiques quasi incommunicables. D'une part la présentation de la biodiversité intraspécifique des rares espèces animales et végétales où se concentre l'essentiel de nos efforts de sélection, biomanipulations et valorisations économiques et d'autre part les taxons "sauvages" objets d'études descriptives fondamentales... ou d'ignorance. On considère que 1 espèce sur 10000 est utilisée et donc étudiée dans le premier cadre. On admet même que l'on peut parler de biodiversité sur ce 1/10000e, objet normal de tous nos soins économiques. Cette focalisation, hélas bien réelle, ignore la diversité biologique des écosystèmes où nous vivons!

Incontestablement actuellement les lombriciens appartiennent à la seconde catégorie : les organismes sans prise en compte économique. C'est globalement vrai (au sens de prise en compte socio-économique) et parfaitement faux (au sens de rôle dans nos systèmes et surtout d'obligation où nous nous trouvons de finir par tenir compte de leurs multiples fonctions).

En fait la carence d'écologie, d'agronomie intégrée et d'environique non sectorielle place encore notre apport de connaissance sur les lombriciens dans une position marginale. En fait aussi la réalité est actuellement changeante : l'usage des lombriciens, en biotechnologie industrielle par exemple, est aujourd'hui débutant ou envisagé. Les circonstances ont commencé à obliger l'homme à amorcer la prise en compte de son premier commensal animal : les lombriciens.

Ces distorsions entre importance réelle et importance perçue, entre mise en oeuvre importante, mineure ou nulle et signification socio-économique évidente ou subtile rendent difficile de situer dans une évaluation claire chaque relation lombricien/homme.

Illustrons l'importance de la biodiversité lombricienne sur une seule espèce. L'espèce-vedette

actuellement écotoxicologie, en et en usages environnementaux pour le traitement - valorisation des déchets et fluides polluants est Eisenia andrei, Bouché, 1972. Cette espèce a été décrite comme sous-espèce tant l'archaïsme des taxonomistes permettait de prévoir l'inacceptabilité de ce nouveau taxon, cette espèce étant fondée sur des concepts d'espèce biologique non pratiqués par les taxonomistes (Bouché, 1972). Depuis de nombreuses recherches caryologiques et electrophorétiques ont montré le bien fondé de cette espèce, une des rares ayant une base biologique (Bouché et al. 1988). La carence d'étude sur la biodiversité avec intégration des études relatives aux xénogreffes, à l'embryologie... et la persistance d'une taxonomie numérique ou muséologique isolée a obscurcit et assurément retardé l'émergence d'une environique sérieuse domaines de l'écotoxicologie traitement/valorisation des déchets notamment par le maintien d'une nomenclature biologiquement obsolète (Easton, 1983; Bouché et Qiu, 1998b). Ce problème est général (Qiu et Bouché, 1998a). C'est que les lombriciens appartiennent au 9999 sur 10 000 espèces sans intérêt économique... et que Eisenia anidrei devient graduellement une des 1/10 000e qu'il faudrait aussi bien connaître comme les taxons "économiques".

Nous exposerons d'abord, dans ce paragraphe, les usages écosystémiques de la biodiversité lombricienne dans les (agro) écosystèmes. Puis leurs usages dans des applications où la finalité socio-économique prime sur l'étude de la biodiversité seront décrit. Dans ce dernier cas, la problématique socio-économique étant identifiée, on utilise la biodiversité comme une banque d'organismes où l'on puise des outils aussi performants que possible. Ces usages des lombriciens comme outils sont traités sous deux angles : outils de laboratoire : tests et normes au chapitre IV et outils d'actions socio-économiques dans des applications industriels au chapitre V.

3.2. Partage taxonomique des rôles écosystémiques

C'est la prise de conscience de l'usage des populations spontanées... dans leurs écosystèmes plus ou moins régulés par l'homme : agriculture, pastoralisme, foresterie. C'est l'évaluation écosystémique qui est ici en cause.

La biodiversité est avant tout perçue pour ces fonctions écosystémiques. La fonction lombricienne globale

est divisée en fonction des trois principales catégories écologiques.

Les endogés stimulent la vie des sols ; les anéciques assurent sur un à plusieurs mètres de profondeur les échanges de gaz, d'énergie et de matière entre la surface et le sol profond ; les épigés jouent surtout un rôle de décomposeur et

de proies riches en acides aminés indispensables et en acides gras insaturés.

En fait les lombriciens en co-action avec les microorganismes sont responsables de l'essentiel de la fertilité des sols. Ces derniers sont plus totipotents au plan enzymatique mais sans fonctions physiques à la différence des lombriciens qui assurent brassage (400T/ha/an) mouvement d'azote (1,8T/ha/an) dont une fraction dégradée (catabolisme : 400 kgN/ha/an) et autres éléments dont l'eau (infiltration potentielle : 160mm/heure soit 1600 Tonne d'eau/ha/heure) s'écoulent si nécessaire dans les galeries de lombriciens. Il n'y a pas de ruissellement par exemple dans les garrigues Montpelliéraine lors des gros orages (Poissonet et al., 1981).

Enfin les épigés, agissant surtout sur les débris organiques sont avant tout des libérateurs d'éléments nutritifs, des aliments pour la faune vertébrée et invertébrée et des agents de l'humification des moders et, avec les anéciques, des mulls.

Localement la biodiversité en cause pour ces fonctions est faible. 3 à 7 espèces se partagent ces fonctions mais nous avons vu que spatialement les peuplements se diversifiaient en de nombreux taxons reflétant l'histoire de la mise en place des fonctionalités de cette faune (Bouché, 1998q Qiu et Bouché, 1998c).

3.3. L'homme agissant sur la biodiversité lombricienne

Notre méthode d'étude faunistique (Qiu et al., 1998)n'a pas eu pour objet d'étudier l'impact de l'homme sur la biodiversité lombricienne et, réciproquement, les conséquences pour l'homme de cet impact.

Toutefois nous avons constaté qualitativement - ce n'est pas nouveau - la diminution, voire la presque totale éradication de la faune lombricienne en agriculture. La mise en culture intensive des sols a entraîné l'abaissement ou/et la quasi élimination des taxons dans les zones que nous avons échantillonné dans le sud de la France et le nord de l'Espagne. La biodiversité que nous avons constaté est essentiellement celle observée dans des espaces non agroperturbés ou/et des micro-habitats reliques (ex : bords de chemin) dans des paysages globalement défaunés. De ce point de vue la faune décrite dans notre travail est une relique. Les accidents (inondations) liés à l'agriculture intensive, y compris la dévitalisation des sols sous vigne par exemple, s'explique bien. Ceci résulte d'une agriculture non

intégrée n'ayant notamment pas pris en compte le principal commensal de l'homme.

A l'inverse la biodiversité lombricienne peut être enrichie intentionnellement. C'est celle qui a été constatée puis systématiquement utilisée par l'introduction raisonnée de lombriciens dans des agro-écosystèmes où les "manipulations végétales" (déforestation, enrésinnement, mise en culture) n'ont pas été accompagnées par l'apport spontané des lombriciens, mauvais migrateurs. C'est la biostimulation des sols largement pratiquée en Nouvelle Zélande, envisagée en Australie et proposée en France (Brun et al, 1987) notamment pour compenser les effets des enrésinements, des terrils, ..., ou en Inde (champs de théier défaunés par l'intensification). Ce domaine se heurte toutefois, sauf si des introductions spontanées s'imposent à l'évidence (cas de la Nouvelle Zélande) à l'absence de spécialistes compétents et à la non mise en place de l'intégration des connaissances (Bouché 1996, Qiu et al., 1998) comme base d'une écologie appliquée.

3.4. Bilans écosystémiques des actes humains

Il est possible à partir de données quantitatives de calculer les conséquences positives ou négatives induites par le changement des niveaux de peuplement des lombriciens. Ce travail s'intègre peu à peu à partir du modèle REAL (Rôle Ecologique et Agronomique des Lombriciens) dans le projet ROLUMBRIC D'ECORDRE. Il relie le niveau des peuplements des catégories écologiques aux fonctions écosystémiques qui y sont liées. Ce niveau des peuplements a été mesuré par nous mêmes notamment dans les prélèvements P. 2819, P. 2820, P. 2821, conduits dans la suberaie méditerranéenne.

Ce modèle intégrateur permet de tirer les conséquences environnementales des changements quantitatifs des actions humaines (déprise ou intensification, etc.) à partir de nombreux autres travaux sur le rôle de ces animaux, particulièrement en terme de propriétés physiques des sols dont la stabilité de ceux-ci (érosion, battance) et

d'hydrodynamique (infiltrabilité, ruissellement, inondation, érosion,...) (Al Addan et al., 1991, Al Addan, 1992, Bouché et Al Addan, 1997) ou sur le rôle dans le cycle de l'azote observé in situ (Ferrière, 1986; Ferrière et Bouché, 1985, Bouché et Ferrière, 1986; Bouché et al., 1987; Hameed et al., 1994, Bouché et al., 1997) ou encore sur les lombriciens comme source de nourriture et d'intoxication éventuelle visà-vis des vertébrés (Granval, 1988; Granval et Aliaga, 1988, Abdul Rida, 1992).

Ce riche ensemble est actuellement en cours d'intégration et deviendra disponible peu à peu dans le module ROLUMBRIC d'ECORDRE. Ceci permettra de relier à partir d'une base scientifique intégrée et réfutable, la biodiversité quantitative lombricienne sous impacts humains directement aux conséquences environnementales des aménagements et applications techniques pratiquées.

3.5. Evaluations écotoxicologiques

3.5.1. Nécessité d'évaluation

En 1962, Rachel Carlson, dans "Silent Spring" dénonce un désastre écotoxicologique qui touche d'abord à la perception sociale d'un phénomène sensible : des oiseaux familiers meurent ! Nous nous contenterons par

simplification de n'y voir que la réaction à un "accident" ayant affecté une chaîne alimentaire : lombriciens puis oiseaux. L'usage massif et généralisé de pesticides organochlorés de 2ème génération (Heptachlor, Aldrin,

Dieldrin, ...) avait entraîné la mort de multiples lombriciens qui, intoxiqués, étaient venus mourir à la surface du sol; ils ont ensuite été consommés par les oiseaux qui en sont morts. Ceci a touché particulièrement le merle américain (*Turdus americanus*) animal sympathique parcourant normalement les gazons des demeures américaines ... devenues silencieuses de leur chant après cette dégustation mortifère!

Voici planté le tableau de l'évaluation écotoxicologique.

- 1) Le monde des technosciences met au point une technique utile qui est ici un moyen de lutte contre certains ravageurs des cultures.
- 2) Les produits sont commercialisés et largement utilisés sans évaluation environnementale, mais seulement après les appréciations réductionnistes : la plante et le fermier ne sont pas menacés et les ravageurs visés sont détruits. Par contre l'agro-écosystème où s'applique les produits est totalement ignoré dans ces homologations.
- 3) Le public réagit à partir d'une perception anthropocentrique : la disparition de l'agrément procuré par les oiseaux et leur chant. Il amorce un mouvement politique (au sens noble de police de la société) : l'écologisme.
- 4) Ainsi un "problème d'environnement" est soulevé. Il implique normalement une évaluation environnementale et une réponse politique.

L'évaluation devrait faire l'objet d'une démarche associant une perception suffisante des systèmes soumis aux pesticides pour en estimer les effets systémiques puis effectuer une appréciation sociale de ces effets. Dans ce cas quel est le poids du chant des oiseaux face aux ravageurs détruisant le revenu des agriculteurs? Et si l'agro-écosystème était réellement pris en compte (ce n'est pas le cas) quelles sont les conséquences de la mort des vers de terre, par exemple sur les inondations et l'érosion des sols? Etc.

3.5.2. Difficultés de l'évaluation

Les lombriciens peuvent contribuer de diverses améliorer notre aptitude d'évaluation. L'évaluation écotoxicologique doit estimer les effets nocifs de substances dans les écosystèmes. Il faut préciser ici la diversité des substances en cause. Elles peuvent exceptionnellement être une substance chimique pure et bien définie; il s'agit d'un cas particulier car en pratique cela ne constitue qu'une petite fraction des tonnages de substances à évaluer. Plus fréquemment les substances sont des produits techniques aux composants relativement bien identifiés tels les produits phytosanitaires homologués dans leur forme commercialisée ; il s'agit encore ici d'un faible tonnage portant sur des substances chimiques, des virus, des organismes sélectionnés, biomanipulés ou non (5.10⁵ tonnes/an aux U.S.A et 95.103 T/an en France, en 8000 formulations différentes, Rivière, com.pers). Les substances à évaluer sont surtout, de façon massiquement majoritaire, des déchets industriels, ménagers ou agricoles et des produits commercialisés comme des engrais, amendements, matériaux plastiques, etc. Enfin ces substances prennent des formes physiques variées - gazeuses, liquides ou solides - avant ou après introduction dans nos écosystèmes.

Remarquons que ces substances peuvent avoir des effets nocifs par des mécanismes chimiques (poisons), des effets physiques (substances ionisantes, charges inertes stériles) ou des mécanismes biologiques (virus, organismes manipulés, ...), ces mécanismes n'étant pas exclusifs les uns des autres et pouvant se combiner (effets synergiques,

La problématique de l'évaluation environnementale est donc normalement double : une <u>estimation</u> environicienne et une <u>appréciation</u> sociale pour aboutir à une décision (politique).

Trente cinq ans s'étant écoulés depuis la publication de Silent Spring on peut aussi, depuis ce cas particulier, décrire la réponse (la "solution") au problème environnemental posé :

- 1) L'évaluation, obligeant à une connaissance des agro-écosystèmes pour connaître toutes les conséquences des pesticides dans ceux-ci (intégration des connaissances vis-àvis de ceux-ci) n'a pas été effectuée ...
- 2) Devant l'urgence (= pression écologiste) la réponse fut ... politique : les organochlorés furent, pour l'essentiel, interdits.
- 3) Ceci a ouvert un marché pour une nouvelle génération des pesticides (les carbamates notamment) beaucoup plus écotoxiques vis-à-vis des lombriciens que les premiers!
- 4) Incapable de concevoir une approche écotoxicologique, la seule approche des tests toxicologiques de laboratoire, trompeusement qualifiés d'écotoxicologiques (Anonyme, 1991) a été retenue.
- 5) Faute d'avoir poser les exigences techniques minimales de la toxicologie et de l'écotoxicologie pour de tels tests et sous l'effet de la distorsion des connaissances un test non reproductible a été seul diffusé et "retenu" (OCDE, Union Européenne, ISO).
- 6) Le développement de nouvelles normes et tests se poursuit sans prise en compte d'exigences techniques minimales (Bouché, 1996b).

cumulés ou antagonistes) dans les substances massiquement dominantes : les déchets.

Notons que si les substances ionisantes non spontanées sont inventoriées et font normalement l'objet d'une attention particulière, elles se placent, au plan de la prévention, sur le même plan par exemple que les cancérigènes (Choquet et Vinit, 1982). A l'opposé les cancérigènes non ionisants ne font pratiquement l'objet d'aucune évaluation écotoxicologique malgré la croissance de la morbidité par cancer dans nos populations humaines (Schwartz, 1996). Nous verrons que les lombriciens peuvent sensiblement faciliter cette évaluation.

Il serait donc logique dans une évaluation, et sauf cas d'une prognose sur un objet précis, d'effectuer une évaluation écotoxicologique dans la complexité des écosystèmes sans poser *a priori* une hypothèse sur l'origine de l'agent causal d'une éventuelle toxicité. Nous verrons ici que le caractère polyvalent de la biosurveillance permise par les lombriciens permet largement d'éviter une hypothèse causale initiale.

L'évaluation écotoxicologique devrait également partir de la nature des relations avec le milieu. Ceci est important car toute relation écotoxicologique implique une cinèse de l'agent nocif depuis le milieu vers l'organisme et toute évaluation implique l'estimation des conséquences sur le milieu de l'effet nocif observé sur les organismes dans ce milieu.

Précisons ici le sens du mot milieu. Il s'agit de ce qui est extérieur à l'objet central de l'étude : ici les organismes pris en compte. Il s'agit donc dans les écosystèmes de toutes les caractéristiques abiotiques et biotiques hors des organismes pris en compte dans l'étude - ici les vers de terre. Ceci inclut donc les substances toxiques hors organismes étudiés, leurs diversités et leurs interactions (dont leur "biodisponibilité") avec les autres composants du milieu.

Les études "écotoxicologiques" s'effectuent en pratique très souvent avec des "milieux" qui ne sont que des modèles de représentation des milieux réels. C'est le cas des tests toxicologiques dit "écotoxicologiques" où le « milieu » est une création artificielle, souvent sans rapport démontré avec aucun milieu où la substance toxique agit sur les organismes.

Les études écotoxicologiques proprement dites portent, avec un succès relatif, sur les milieux aquatiques qui représentent les 7/10e de la surface du globe; l'eau reste très présente dans le système hydrique et la porosité des terres émergées.

Il n'en reste pas moins que l'homme, ses activités et ses contaminations sont essentiellement liés à la partie terrestre émergée et que les contaminants se fixent et s'accumulent dans la phase solide des terres émergées ou des sédiments où ils sont peu étudiés. La rareté des études in situ dans les milieux triphasiques (solide, liquide, gazeux) que constitue les sols, réceptacle naturel des contaminants et supports et bases de notre production alimentaire illustre la nécessité d'utiliser au terrain des organismes du sols.

Un tel système "sol" traduit en outre une grande diversité structurelle qui ne se compare en aucun cas à la relative homogénéité de l'hydrosphère et de l'atmosphère, naturellement brassées. Prendre en charge la diversité des milieux solides est donc une nécessité comme facteurs de variabilité des modalités d'interaction substances toxiques/organismes. Ceci n'est pas encore mis en place mais est aujourd'hui nécessaire et praticable.

3.6. Evaluations et régulations sociales

Les évaluations des impacts environnementaux ou des techniques permises par la biodiversité lombricienne devraient être aussi explicites que possible.

Cette démarche se fait par rapport aux systèmes réels, aux caractéristiques classées ou situées dans un modèle à compartiments qui peut être interpolé. Mais ces démarches sont très nombreuses et généralement très incomplètes car individuellement personne ne peut mener une étude vis-à-vis des écosystèmes manipulés et des techniques environnementales. Les estimations (cf. 3.5.1) ont donc une valeur relative, exclusivement ou partiellement hypothétique, et ne permettent aucune certitude. Ceci est d'autant plus vrai que chaque spécialiste n'est expert que dans un domaine chaque jour plus étroit en raison même de l'accroissement des connaissances.

Ceci rend chaque jour plus illusoire la validité opérationnelle de comités ("panels") d'experts, ceux-ci, même en grand nombre, sont incapables de représenter les composants des écosystèmes, de leurs interactions et des effets des substances sur l'ensemble des organismes de ceux-ci. Les discours généraux ne peuvent cacher leur superficialité et les études approfondies ne peuvent masquer

Dans la biodiversité de nos milieux le choix des organismes utilisables concrètement doit être pertinent. L'évaluation écotoxicologique est une démarche essentiellement anthropocentrique dans sa motivation mais où l'homme n'est qu'un acteur dans son milieu : l'écosystème où il vit. Elle fut d'abord toxicologique et orientée vers des organismes "représentant l'homme" dans des tests visant à se protéger des substances toxiques ; ce sont surtout les classiques souris et rats blancs de laboratoire qui sont alors utilisés.

La nécessité de prendre en compte l'environnement aurait dû conduire à prendre en compte les biocénoses des écosystèmes (biocénoses = somme des organismes d'un lieu donné). Mais il eut fallu être capable de les connaître de façon globale, ce qui suppose la mise en oeuvre de l'intégration des connaissances que nous avons amorcé (Bouché, 1996; Oiu et al., 1998). Ce fut d'abord des organismes considérés comme importants. On ne sait vraiment sur quels critères si ce n'est les opinions nécessairement anthropocentriques et probablement sectorielles d'experts. Une liste floue de groupes d'organismes a ainsi été dressée, sans véritable limite et dépendant essentiellement de la disponibilité pour raisons extra-écotoxicologique des chercheurs prenant en charge ces études.

Pour une sélection rationnelle il eut fallu posséder des connaissances écologiques qui font défaut, c'est-à-dire à la fois énoncer les critères pertinents tels que l'importance comme maillon alimentaire ou/et comme fonction biologique écosystémique ou/et comme compartiment sensible permettant de servir d'alarme (= sentinelle), etc. Les lombriciens ont été retenus, à côté des poissons, des dauphins, etc... comme organismes de références... sans autre précision, la maîtrise de la biodiversité du groupe échappant aux commissions concernées.

Comme toute démarche scientifique. l'écotoxicologie s'appuie sur des fait, ou liens à des Dics du domaine biophysicochimique, et sur des hypothèses (options et propositions).

leur étroitesse. Il faut intégrer les éléments de connaissance acquis par chacun dans un ensemble accessible à tous.

Il est donc essentiel que les utilisateurs de connaissances puissent accéder, autant que nécessaire, aux sources ayant conduit aux résultats (estimations) qui leur sont présentées. Il faut, si ils en sentent le besoin, qu'ils puissent juger des hypothèses, des dics et des degrés de validation des interprétations présentées pour effectuer leurs appréciations dans le couple estimations + appréciations = évaluations.

Cela concerne différentes familles d'utilisateurs :

1°) Les spécialistes coopérant à un travail commun ou simplement voulant situer leurs propres activités par rapport au contexte où elles s'inscrivent. Actuellement ils font généralement « confiance » en leurs collègues mais ne peuvent sur cette **croyance** fonder une analyse critique des interprétations et faits évoqués. Rendre accessibles les faits et arguments a donc guidé notre action au niveau de la biodiversité (Qiu et al., 1998).

2°) Les décideurs qui sont conduit à transformer les incertitudes des estimations en décision oui/non (faire ou ne pas faire : l'autorisation, l'acte technique, l'étude complémentaire, ...).

3°) Le public : l'"honnête homme" doit être à même de juger de la pertinence des décisions qui sont prises,

souvent en son nom, avec ses moyens (impôts collectés) et qui le concernent (ses aliments, sa santé, son milieu,...)

IV. Tests et Normes : toxicologie et biodégradation

4.1. Objectifs des tests : vers une réévaluation des tests "écotoxicologiques"

Comme indiqué ci-dessus (cf. 3.5) les lombriciens ont été retenus comme organisme de référence en toxicologie/écotoxicologie. Nous avons été amené à utiliser ces organismes pour évaluer des substances standardisées ou des déchets.

Nous nous référons explicitement ou implicitement aux tests, dit improprement "écotoxicologiques", pratiqués pour l'homologation des substances chimiques. Ces tests sont rendus peu à peu obligatoires dans l'Union Européenne en respect de la directive d'homologation des produits phytosanitaires (Anonyme, 1991).

Cette directive énonce notamment clairement dans les tests obligatoires des tests d'écotoxicologie (sic).

Il s'agit en fait de test de toxicologie pratiqué sur des organismes non-cibles ; c'est-à-dire sans intérêt anthropocentrique direct (= la santé et l'alimentation humaine) et "justifié" par leur supposée représentativité des organismes dans les écosystèmes. L'ambiguïté initiale de ces tests (la représentation dans les écosystèmes n'est justifiée par aucun critère et les tests ne sont jamais pratiqués en condition écosystémiques donc écotoxicologiques, ...) est compréhensible pour des raisons politiques : il s'agit d'un progrès sensible car avant il n'y avait rien.

Ces tests ont été largement élaborés et acceptés par l'industrie chimique en réponse à la demande sociale de "faire quelque chose" pour couvrir les indispensables homologations de produits standards. Les démarches actuelles d'homologation des substances chimiques par tests dit d'écotoxicologie ont donc : 1°) écarté ("différé") toute évaluation écosystèmique; 2°) cultivé la confusion reproductibilité / réfutabilité, la priorité étant aux homologations et non pas à l'évaluation dans les écosystèmes où l'application réelle des produits à lieu.

L'évaluation des déchets que nous n'avons pas à homologuer, nous oblige par contre à en évaluer les risques dans les vrais systèmes (de traitement des déchets puis finalement de leur destinée dans les décharges...ou les espaces ruraux, autrement dit des écosystèmes). Il ne s'agit pas d'une autorisation de mise sur le marché mais d'une conduite de processus à optimiser, car cela "fonctionne" déjà : on se débarasse des déchets! Pour ces évaluations des déchets nous tenons ici à distinguer réfutabilité et reproductibilité.

Réfutabilité: pour les déchets leur destinée directe, ou indirecte après traitement, immédiate(par dispersion dans

Réfutabilité: pour les déchets leur destinée directe, ou

4.2. Standardisation des conditions des tests

Pour tester des déchets, nous avons été amenés à reprendre une réflexion à partir d'un test AFNOR (Anonyme, 1984) agréé, depuis les travaux de notre laboratoire, pour des tests aigus de substances chimiques. Ces dernières sont usuellement apportées en quantité "négligeable" au plan de la modification du milieu inerte alors que pour les déchets il

l'espace rural) ou différée (par confinement plus ou moins durable : décharge,...) est dans les systèmes réels. Ces sytèmes sont constitués généralement d'organismes et de composants non vivants aux interactions généralement spontanées (=écosystèmes). C'est donc les conséquences de ces apports dans les systèmes concrets qu'il faut évaluer (diagnostic) et nos tests avec lombriciens en amont des apports ne doivent être que des pronostics visant à faire en sorte que le futur diagnostic résultant de nos pratiques soit aussi positif que possible (en minimisant les inconvénients et maximisant les avantages d'après des critères environnementaux que nous ne pouvons développer ici mais qui doivent être explicites).

Tout pronostic vise donc à faire une prédiction, fondée sur un modèle (=une représentation) que nous nous faisons, donc une série d'hypothèses qui doivent pouvoir être éventuellement fausse (= réfutabilité). Nos tests sont donc des modèles(pas des réels) visant à prédire un risque dans les écosystèmes et à être éventuellement remis en cause : il faut donc exprimer clairement ce qu'ils visent à prédire, c'est-àdire leur champ d'application pour valider et préciser les prédictions. Ils doivent être réfutables vis-à-vis des réels qu'ils prétendent prédire. En l'état actuel beaucoup de tests proposés ne répondent pas clairement à la réfutabilité. L'obscurité est même cultivée (même involontairement). Nombre d'auteurs décrivent leur test artificiel de laboratoire non comme des modèles à valider mais comme reproduisant "raisonnablement" un système naturel qu'ils ne définissent d'ailleurs que vaguement et ignorent à peu près totalement.

Reproductibilité: la reproductibilité a un tout autre objectif. Le test bien décrit doit, appliquant le même objet testé, reproduire le même résultat. Il s'agit de le décrire de façon précise, d'écarter tout composant mal défini qui fait qu'une autre répétition...ne répète pas le résultat par indéfinition des objets mis en oeuvre dans le test.

Ce point est particulièrement sensible si l'on songe à la diversité des composants des déchets. Le microcosme doit être insensible à ceux-ci, c'est-à-dire <u>inerte</u>. Les tests ne répondent pas souvent à la reproductibilité en introduisant des composants non standardisés. L'imprécision est même parfois justifiée par le caractère "raisonnablement" semblable à un réel indéfini.

La standardisation de test de toxicité mettant en oeuvre des lombriciens doit donc assurer la reproductibilité qui doit être aussi "parfaite" que possible.

faut élaborer une procédure adaptée à tous déchets et tous sols, c'est-à-dire à toute substance en toutes proportions (jusqu'à 100% de déchets dans le mélange testé). Cela oblige à prendre en compte les modifications physiques induites par ces substances. D'autre part il a fallu tenir compte de l'état physique des substances (=déchets et sols) : solides, pâteux et

à émanations gazeuses. Ceci conduit à des procédures expérimentales en partie distinctes dénommées ci-dessous liquides, solides, pâteux et à gaz.

Notre effort initial a porté sur la standardisation des conditions de la phase aqueuse / phase solide sur tout type de substrat potentiellement toxique.

Nous avons maintenu les conditions du test AFNOR X.31-250 qui ne posaient aucuns problèmes immédiats : la température : 20°C - inchangée ; le temps de mise en contact toxique/organisme est maintenu à 14 jours ; le contenant a été revu pour sa reproductibilité ; l'aération a été révisée pour la reproductibilité et la fiabilité des expérimentations.

D'une façon générale l'utilisation de composants, autres qu'organismes, et de diluants totalement inertes notamment aux solvants et oxydants, doit être pratiquée.

4.2.1. L'aération

Dans le test AFNOR les conditions d'aération ne sont pas précisées : elle doit être aérobie. Elle peut être passive par diffusion mais cela suppose habituellement une large ouverture du conteneur. Pour éviter que les animaux ne s'échappent, cette ouverture comporte des grillages qui ne peuvent être en plastiques ou en métaux (inox) incompatibles avec les produits chimiques testés (interactions chimiques).

L'aération par ventilation forcée, avec injection d'air frais et filtrage/traitement de l'air émis permet d'assurer le renouvellement des gaz, y compris des gaz délétères issus de la mortalité de certains individus. Si l'aération est insuffisante la mortalité d'un animal entraîne la mort des autres animaux

L'organisme : Eisenia fetida (sensu lato) de la norme AFNOR, OCDE et CEE a été retenu en partie pour sa bonne reproduction mais précisé biologiquement.

Nous avons effectué tous nos essais avec Eisenia andrei, souche P. 1756

Le mélange testé : est revu pour sa reproductibilité.

VOCABULAIRE:

Substance = sol ou déchet à tester.

Diluant = sol artificiel ou synthétique non toxique servant.

Mélange = substance + diluant.

Squelette = élément inerte permettant la porosité et la pénétration des animaux.

Conteneur = flaconnage et accessoires d'aération lié à celui-

Milieu = terme réservé pour décrire les conditions d'ambiances externes.

cohabitant et non leur mort par toxicité de sorte que par défaut d'aération nous avons souvent une réponse en tout ou rien (0 ou 100% de mortalité).

L'aération forcée a donc été considérée comme étant la technique la plus fiable (= aération assurée) et notre dispositif a suivi celle-ci selon nos propres propositions. (fig.1) Toutefois des difficultés sont apparues :

1°) dans la conception d'un contenant sans aucun joint, ou composant susceptible de réagir sur une substance non identifiée d'un déchet (critère d'inertie) : les tubulures d'arrivées sont en principe à l'abri, mais les joints doivent être inertes.

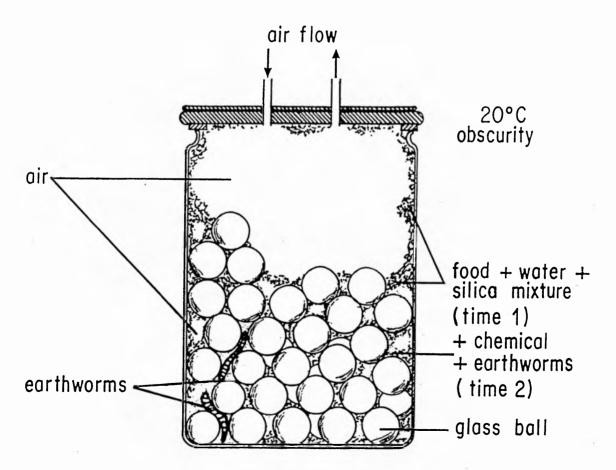


Figure 1. Dispositif initialement proposé de test écotoxicologique à ventilation (d'après Abdul Rida et Bouché, 1997)

2°) dans le maintien de l'hygroscopie optimale.

La ventilation forcée ne doit pas modifier, par évaporation ou condensation, les conditions hydriques. Elle doit être effectuée par de l'air saturé d'eau pour éviter la dessiccation ponctuelle des milieux ; cette condition est difficile à réaliser et oblige notamment à obtenir une température d'air rigoureusement semblable à celle des conteneurs sinon ceux-ci soit sèchent, soit servent de condensateurs.

Nos premiers essais effectués dans une petite enceinte confinée à l'air recyclé dans les bocaux, avec fort débit d'air ont été satisfaisants. Malheureusement le passage dans une salle d'élevage permettant la manipulation simultanée de nombreux conteneurs a introduit un contrôle insuffisamment précis de la température (20°C±1°C); tantôt les élevages étaient noyés d'eau de condensation, tantôt

asséchés.

L'aération passive initialement abandonnée en raison de l'obligation de mettre des grilles en matériaux non inertes vis-à-vis de tout déchets (grille en plastique ou métallique) a été reprise en adoptant un nouveau conteneurs à la fois économique et totalement inerte : des bocaux en verre pour conserves ménagères - dont le joint en caoutchouc a été supprimé et dont le couvercle est maintenu en place mais écarté du bocal grâce à une cale en téflon (un tuyau en téflon de paroi de 1mm d'épaisseur est découpé pour faire cette cale) (fig. 2). Cette aération passive, a été à la fois suffisante et assez ménagée pour ne pas introduire de variations sensibles de la masse des milieux du test (=contrôle gravimétrique de l'humidité) (variation inférieure à 1%); même dans une salle d'élevage où l'air n'était pas totalement saturé.

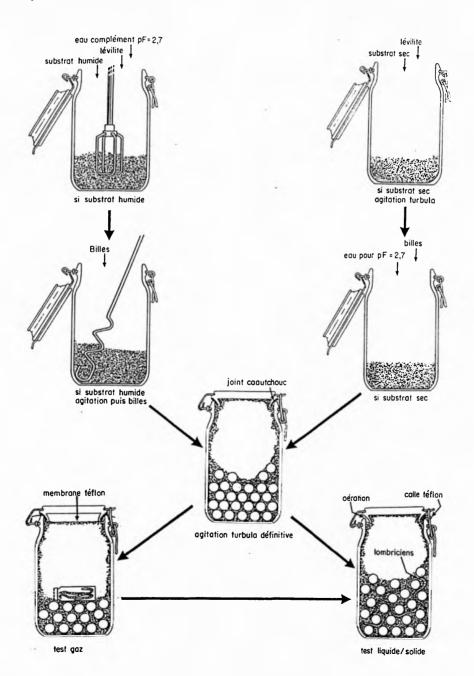


Figure 2. schématisation de la succession des opérations, soit depuis un substrat pâteux (à gauche), soit depuis un substrat poudreux (à droite). Le test liquide/solide peut être effectué seul ou après le test gaz.

4.2.2. Contenteneur et mélange testé

Il a fallu revoir assez complètement la conception des tests à la fois vis-à-vis de la norme à artisol (AFNOR) et de la norme à sol artificiel (OCDE). Ces deux normes ont été conçues pour tester des substances chimiques de composition technique connue et très actives de sorte que les concentrations sont exprimées en quelques % de substances par rapport au diluant (sol artificiel ou artisol)et non par rapport au mélange, l'apport de substance étant négligé. Il ne s'agit jamais d'un pourcentage exprimé par rapport au mélange : diluant + substance.

De même les conditions d'hydratation de ces tests sont assurées avec un apport d'eau constant par rapport, la substance testée de masse négligeable ne modifiant pas les conditions d'humidité du système biphasique eau-sol créé.

Avec la conception du tests "déchets" pour des substrats de composition et de toxicité inconnues, il faut tenir compte des propriétés physiques du substrat qui peut constituer 100% du mélange, les lombriciens étant alors testés dans le substrat pur. Les propriétés physiques, variables avec les déchets, modifient notablement les forces régissant la disponibilité en eau. Il est indispensable de contrôler cette disponibilité biologique. Ce point est traité au sousparagraphe suivant.

La conception d'ensemble des conteneurs, du squelette et des mélanges a été révisée dans un nouveau tests dénommé Synthésol (Bouché, 1999a) pour :

- obtenir une **reproductibilité** "parfaite", sur un même déchet.
- obtenir une comparabilité des résultats entre déchets.
 - réduire les coûts par simplification des opérations.

Le contenant retenu est le bocal à conserve de 1 litre à large col, standard pour la stérilisation des aliments. Il permet de remplir successivement 4 fonctions (fig.2):

- pot de mélange de substance + diluant,
- pot de brassage du mélange avec le squelette et l'eau distillée,
 - pot du test "gaz",
 - pot du test liquide/solide (=test classique).

4.2.3.Standardisation de l'humidité

Contrairement au test AFNOR X 31-250, ou aux tests OCDE, fixer un pourcentage d'eau constant à apporter aux divers substrats testés est totalement impensable pour des déchets et sols. Selon que ces substrats sont plus ou moins sableux, organiques ou argileux, la disponibilité biologique de l'eau varie considérablement par exemple 20% d'eau est excessif dans du sable et constitue un milieu aride et mortel dans de la tourbe. Il faut assurer aux organismes du sol une disponibilité biologique constante de l'eau. Celle-ci s'exprime en force de succion, c'est-à-dire de pression négative exercée par le mélange, pour retenir l'eau. L'usage classique, d'exprimer la succion selon l'échelle pF, sera ici conservé quoique l'échelle métrique soit le standard international (en ce cas la pression s'exprime en Pascal = 1 Newton . m-2). On sait que l'eau est libre (coule hors du mélange) si pF<2,5 et que les organismes ont de l'eau disponible jusque vers pF 3,3 ou 3,5 (la sécheresse croit avec le pF qui est le logarithme de la succion exprimée en cm d'eau).

—si le substrat initial est sec (telle une cendre volante d'incinérateur), il est apporté dans le bocal avec la lévilite, qui est une poudre en une fois ou plusieurs fractions ; si il est composé de plusieurs fractions, le bocal est alors fermé hermétiquement et le mélange est effectué à l'agitateur "TURBULA".

—si le substrat est pâteux (telle une boue industrielle) son humidité (séchage 100°C) est d'abord mesurée. Sur une autre aliquote un mélange préalable (cf. ci-dessous le mode de mélange) est effectué avec le diluant (= lévilite) avec une quantité approximative d'eau. Puis la valeur d'eau biologiquement nécessaire est mesurée (cf. 4.2.3.). Connaissant cette valeur d'eau, celle du substrat et de la lévilite utilisés, le déchet pâteux à tester reçoit la lévilite et l'eau additionnels nécessaires et sont mélangés.

Les modalités délicates de pesée des substrats pâteux sont décrites dans le cadre de la discussion des tests.

Le mélange est en fait effectué selon des modalités de détail différentes selon l'état physique des substrats testés : poudre, pâte et liquide. Ce mélange est effectué avec un batteur de cuisine pour mayonnaise. Les fouets sont en acier inoxydable et ont été rallongés de façon à brasser l'ensemble du mélange (les angles arrondis du pot permettent le brassage total).

Les billes de verre sont apportées ensuite pour créer un squelette poreux. En plaçant temporairement le joint de caoutchouc du bocal le brassage est effectué à l'aide d'un agitateur de bocaux "TURBULA" donnant un double mouvement hélicoïdal de rotation. Ainsi la paroi interne, y compris le couvercle et l'ensemble des billes de verre sont tapissés du mélange (= substrat plus charge) (fig.2). On retire le joint en caoutchouc puis :

—le test à gaz est mis en oeuvre pendant 5 jours en utilisant un joint en téflon et 5 Eisenia andreis dans des nacelles individuelles.

—le test solide/liquide pâteux aéré par convection et la cale en téflon de 1 mm est mis en oeuvre pendant 14 jours avec l'introduction de 10 *Eisenia andrei* adultes au premier jour.

Nous avons opté dans un premier temps pour pF = 3 (=98,067 Pa) mais cette valeur s'est avérée un peu "sèche" les parties du mélange les plus exposées à l'aération pouvant localement devenir inhospitalières aux lombriciens. Finalement nous avons choisi un mélange ayant une bonne disponibilité en eau (= en soluté de toxiques hydrosolubles) soit pF = 2,7 ou 49,23Pa.

La quantité d'eau nécessaire pour chaque mélange est mesurable par diverses techniques indirectes. Les principales sont la centrifugation qui exerce une force d'extraction du soluté et la presse à membrane qui extrait sous pression l'eau en excès. Dans chaque cas la diffusion de l'eau dans la prise de sol soumis à ces forces est trop lente par rapport au temps d'action de ces forces qui par ailleurs déforment la structure du sol soumis à ces pressions. La rétention d'eau dépend de cette structure (de Crécy, 1975).

Nous nous sommes donc essentiellement servi d'une technique "douce" (Bouché et Aliaga, 1986) qui mesure à l'aide d'une paroi hemiperméable l'équilibre entre une solution externe exerçant une succion/pression de référence

(dans nos essais : 98,067 Pa puis 49,23 Pa) par rapport à nos mélanges pendant au moins 48 heures (fig. 3). Cette technique ne déforme pas la structure des mélanges mais permet de mettre graduellement ces mélanges en équilibre hydrique avec la solution de référence (de Crecy,1975). Cette

solution de référence est constituée de polyéthylène glycol (PEG) 6000 :

pF 2.7 = -49.23 Pa = 64g/l de PEG 6000

pF 3.0 = -98,067 Pa = 92g/l de PEG 6000

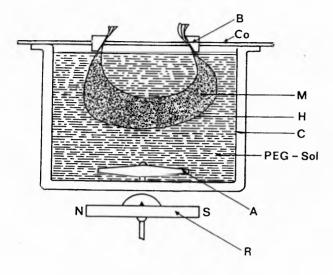


Figure 3. La membrane hémiperméable contenant le mélange à équilibrer (M) est fixée sur le couvercle (Co) du cristalloir C à l'aide de bouchons en caoutchouc (B) et plongée dans la solution de PEG (PEG-sol) qui sera continuellement agitée (A) durant 48 à 72 heures (d'après Bouché et Aliaga, 1986, modifié). Le mélange n'est pas déstructuré avant son introduction dans la membrane.

A partir de ces valeurs nous avons calculé les quantités d'eau à apporter aux mélanges. Ces mélanges, dont le diluant est un silicate hydraté, ont des propriétés physiques variant parfois de façon non proportionnelle à la part des deux composants constitutifs(substrat +charge). Ce dernier cas n'est pas très étonnant les propriétés physiques du tout (=mélange) ne sont pas nécessairement la résultante de celles des parties prises isolément (tableaux 1 à 4 et fig. 4 à 7).

Notons que cette technique est « presque » parfaite. Elle trouve sa limite lorsque les forces osmotiques prévalent dans le mélange dépendant surtout de solutions salines dont les ions sont mobiles à travers la paroi hemiperméable. Ceci nous est arrivé avec du lactate de potassium en abondance. La notion de paroi hemiperméable pourrait donc être un facteur limitant mais dans des circonstances assez exceptionnelles. Elle ne s'est jamais avérée réelle dans la série des sols II, III, IV et déchets I, II, III, IV testés pour le compte de l'Ademe.

Connaissant la quantité d'eau à apporter à chaque mélange il est ultérieurement possible d'effectuer le brassage

de ceux-ci avec le squelette comme décrit ci-dessus. Dans certains cas (déchet IV de l'Ademe), il a fallu procéder à un léger séchage pour le mélange avec substrat à 100% car le taux d'humidité était supérieur à la constante pF = 2,7.

Tableau 1. L'humidité à PF 2,7 pour le test de toxicité du sol 1

0	6.25	12.5	25	50	75	100
0	1,875	3.75	7,5	15	22,5	30
30	28,125	26,25	22.5	15	7,5	U
238	206,72	191,83	169,19	120,98	69,18	24.62
71,4	62.016	57,549	50,757	36,294	20,754	7,386
71,4	67,4	63,398	55.397	39,393	23,39	7.386
	0 30 238 71,4	0 1.875 30 28,125 238 206,72 71,4 62.016	0 1.875 3.75 30 28.125 26.25 238 206.72 191.83 71.4 62.016 57.549 71.4 67.4 63.398	0 1.875 3.75 7.5 30 28.125 26.25 22.5 238 206.72 191.83 169.19 71.4 62.016 37.549 50.757	0 1.875 3.75 7.5 15 30 28.125 26.25 22.5 15 238 206.72 191.83 169.19 120.98 71.4 62.016 57.549 50.757 36.294 71.4 67.4 63.398 55.397 39.393	0 1.875 3.75 7.5 15 22.5 30 28.125 26.25 22.5 15 7.5 238 206.72 191.83 169.19 120.98 69.18 71.4 62.016 57.549 50.757 36.294 20.754 71.4 67.4 63.398 55.397 39.393 23.39

*: Volume de l'eau à ajouter pour PF 2,7 à chaque dose (ml)

Tableau 2. L'humidité à PF 2,7 pour le test de toxicité du sol IV.

Dose (%)	U	6,25	12.5	25	50	75	100
Sol. IV (g)	0	1,875	3.75	7,5	15	22.5	30
Lévilite (g)	30	28,125	26,25	22,5	15	7.5	()
L'humidité à PF 2,7 (%)	238	203,86	194,73	165,45	116,36	66.05	17,89
observe*	71.4	61,16	58,42	49,64	34,91	19,82	5.37
calculé*	71.4	67,273	63,146	54,892	38,384	21,875	5.37

*: Volume de l'eau à ajouter pour PF 2,7 à chaque dose (ml)

Tableau 3. L'humidité à PF 3 pour le test de toxicité du déchet II en fonction du mélange

				F							
Dose (%)	0	1,56	3,13	4,96	6,25	12,5	18,75	25	50	75	100
Déchet II (g)	0	0,47	0,94	1,41	1,875	3,75	5,625	7,5	15	22,5	30
Lévilite (g)	30	29,53	29,06	28,59	28,125	26,25	24,375	22,5	15	7,5	0
L 'humidité à PF 3 (%)	218,53	199,19	200,44	200,62	202,35	215,77	216,23	217,25	242,18	267,36	327,51
Observé*	65,559	59,757	60,132	60,186	60,705	64,731	64,869	65,175	72,654	80,208	98,253
Calculé*	65,559	66,071	66,584	67,097	67,603	69,646	71,689	73,734	81,907	90,08	98,253

* Volume de l'eau à ajouter pour PF 3 à chaque dose (ml)

Tableau 4. L'humidité à PF 3 pour le test de toxicité du déchet IV en fonction du mélange

140	icau ii L iiu	minute a x x .	pour le tes	de toxicité	au acciici i	· ch foliction	au meiange	
Dose (%)	0	25	31,25	37,5	43,75	50	75	100
Déchet IV (g)	0	7,5	9,375	11,25	13,125	15	22,5	30
Lévilite (g)	30	22,5	20,625	18,75	16,875	15	7,5	0
L'humidité à PF 3 (%)	218,53	169,66	159,71	150,91	141,12	136,49	95,10	47,75
Observé*	65,559	50,898	47,913	45,73	42,336	40,947	28,53	14,325
Calculé*	65,559	52,75	49,549	46,34	43,16	39,943	27,134	14,325

* Volume de l'eau à ajouter pour PF 3 à chaque dose (ml)

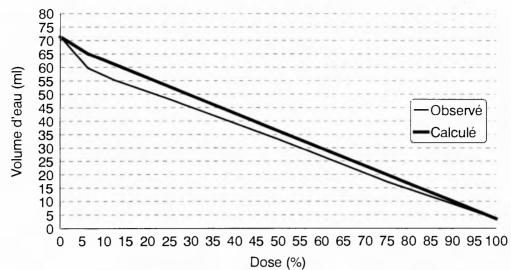


Figure 4. L'humidité à PF 2,7 pour le test de toxicité d'un sol Ademe (I) en fonction de quantités croissantes de celui-ci (= dose en % du mélange).

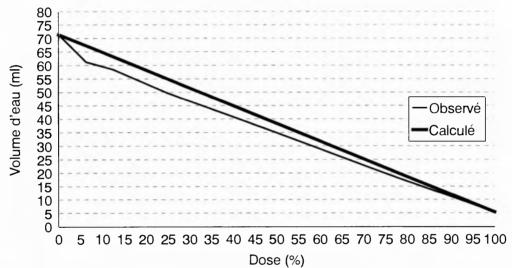


Figure 5. L'humidité à PF 2,7 pour le test de toxicité du sol Ademe IV (dose en % du mélange)

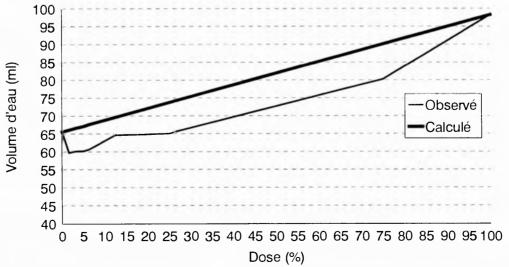


Figure 6. L'humidité à PF 3 pour le test de toxicité du déchet Ademe (dose en % du mélange)II

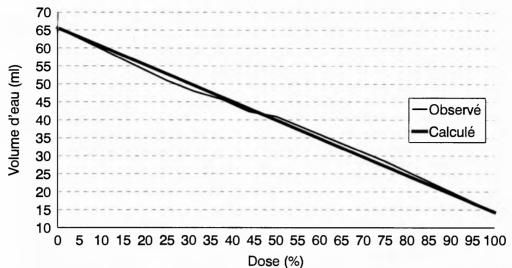


Figure 7. L'humidité à PF 3 pour le test de toxicité du déchet Ademe (dose en % du mélange)IV

4.2.4. Miniaturisation

Pour des raisons d'économie de temps, de matériel et de substrat nous avons cherché à optimiser les *quantités* de mélange et de squelette nécessaires pour tester les déchets sur 10 *Eisenia andrei* adultes par répétition. Ceci n'avait jamais été fait. Le tableau 5 présente les résultats.

Nous avons retenu comme standard la quantité 30g de masse sèche de mélange par bocal, ce mélange étant constitué d'un certain pourcentage de substance (sol ou déchet) potentiellement toxique. Le pourcentage étant exprimé par rapport au mélange sec (=100%) constitué de lévilite et de la substance testée.

Les résultats de ces tests sont décrits ci-dessous (cf. 4.3) mais permettent d'obtenir une évaluation rapide de la toxicité globale de déchets et sols dont l'existence est ainsi

révélée avant de préciser la nature de la toxicité qui est initialement inconnue.

Tableau 5. Optimisation de volume de l'artisol pour 10 E. andrei (20° C)

Sér.	lévilite	bille de verre	eau (ml)	Date de commen-	Résultat le 13/07	Résultat le 17/07
			()	cement		
1	10	10	25	29/06	vivants, très faibles	tous sont mort
2	15	15	40	29/06	vivants, très faibles	vivants, très faibles
3	20	20	50	29/06	vivants, faibles	vivants, très faibles
4	25	25	70	29/06	vivants, faibles	vivants, faibles
5	30	30	80	29/06	vivants, normaux	Vivants, normaux
6	35	35	90	29/06	vivants, normaux	vivants, normaux
7	40	40	105	29/06	vivants, normaux	vivants, normaux
8	45	45	110	29/06	vivants, normaux	vivants, normaux

4.3. Conduite des tests

4.3.1. Le test gaz initial

A la suite des incommodations résultant de l'existence de gaz plus ou moins toxiques se dégageant de substances soumises à test nous avons imaginé une étape préliminaire antérieure aux tests des substrats solides, pâteux ou liquides et où les lombriciens sont soumis aux seuls gaz émis par le substrat.

Nos essais ont porté sur des lombriciens soumis à ces vapeurs gazeuses pendant 5 jours. Cette durée est courte, probablement trop courte pour détecter les effets à faible dose mais doit être limitée car le confinement a deux effets contradictoires. En empêchant le renouvellement de l'air, la cadavérisation d'un lombricien, dont la mort peut résulter d'une autre cause que toxicologique (blessure mortelle par manipulation), dégage des gaz (ammoniac notamment) entraînant la mort des autres animaux du test.

Nous avons donc testé le sol Ademe III fourni à cet effet.

Pour la mise au point de la procédure nous avons aussi simulé une source gazeuse toxique en créant un test artisol avec une solution de formaldehyde à 30 % (=formol) plus ou moins dilué à l'eau distillée.

Nous avons exposé les lombriciens dans un flacon ne recevant pas le mélange toxique mais seulement : soit quelques gouttes d'eau, soit de l'artisol (10 grammes de silice). 5 animaux étaient soumis à ce test à chaque dose. Le flacon les recevant a été obturé par une capsule en polyéthylène perforée pour permettre l'échange gazeux. Le bocal contenant la source gazeuse a été couché, comme les flacons, pour permettre la pénétration des gaz lourds.

Nous avons observé que les lombriciens résistent même aux doses de gaz élevées (formol 100%) pendant quelques heures grâce à leur production de mucus cutané qui les isole dans la solution aqueuse de l'eau ou de l'artisol (tableaux 6 et 7).

Tableau 6. Test de toxicité de gaz de formol (20° C, *E. andrei*, Adulte) Série 1 (avec lévilite)

Dose (%)	0	1,25	2,5	5	1	50	100				
					0						
Nombre de lombricien	5	5	5	5	5	5	5				
Temps du test (jour)	5	5	5	5	5	5	5				
Mortalité (%)	0	0	0	0	0	100	100				

Tableau 7. Test de toxicité de gaz de formol (20° C, *E. andrei*, Adulte) Série 2 (sans lévilite, eau seule)

Dose (%)	0	1,25	2,5	5	10	50	100
Nombre de lombricien	5	5	5	5	5	5	5
Temps du test (jour)	5	5	5	5	5	5	5
Mortalité (%)	0	0	100	100	100	100	100

Nous avons obtenu une mortalité nulle avec le sol III, dont le dégazage avait eu lieu avant l'expérimentation.

Ces essais du test gaz préliminaires ont montré 1°) que le sol III, tel que nous l'avons testé après son dégazage ne présentait pas de toxicité gazeuse décelable. Nous verrons qu'il n'est toxique en test solide/liquide qu'à 100% de concentration (mortalité nulle à 95% de concentration) 2°) que la simulation au formol indique qu'un tel test gaz pourrait constituer un test préventif pour les sols ayant des constituants volatiles. La sensibilité de ce test est d'autant plus grande que les lombriciens ne peuvent se soustraire aux gaz émanés. L'absence de lévilite "protectrice" accroît de 20 fois la sensibilité du test.

Cette première recherche n'a pas permis :

- d'optimiser le temps d'exposition. Notre crainte d'un effet amplificateur des effets par dégagement de gaz toxiques pour les lombriciens depuis les cadavres de lombriciens n'est que qualitative. Une simulation avec une relation quantité de cadavres en fonction du temps dans le cadre du test devrait permettre d'établir les limites réelles d'une telle approche.

- d'optimiser l'exposition des animaux à la diffusion

4.3.2. Le test solide/liquide

Les tests solide/liquide utilisables aussi pour une substance pâteuse ont été conduit sur un ensemble des substrats soumis à évaluation par l'Ademe (sols contaminés et déchets).

Dans un premier temps nous avons effectué des cascades de tests pour préciser la concentration létale. Cette méthode a ensuite été abandonnée car il a été décidé de ne pas établir une CL50 sur une base statistique assez illusoire, mais de définir le seuil de non toxicité observée. On peut toutefois établir cette CL 50, si elle est jugée nécessaire (cf. déchets II et IV, fig. 8).

de gaz. Notamment la période de saturation de l'atmosphère confinée par les gaz et l'existence de flacon à bouchons "confinant" une poche d'air "non" toxique fait problème : le mode d'exposition des lombriciens doit être optimisé pour accroître la sensibilité de ce test.

Remarques

Dans la prise en charge d'un substrat de toxicité inconnue avant le test des phases solides/liquides (=test classique) il sera souhaitable de tester la toxicité de la phase gazeuse.

Nos essais préliminaires montrent sa faisabilité dans la chaîne des manipulations (fig. 2). Tel qu'il a été pratiqué il n'est pas optimal. Il faut, placer chaque Eisenia andrei dans une nacelle chimiquement inerte, constituée d'un tronçon de tube téflon obturé aux deux extrémités par des bouchons en téflon poreux. Chaque nacelle reçoit un seul Eisenia andrei et un morceau de papier filtre humecté. De cette façon l'exposition aux gaz et la reproductibilité en milieu inerte est optimales. Le papier filtre évitera un éventuel stress hydrique local et absorbe une partie des mucus émis par l'animal réagissant à l'atmosphère toxique.

Toutes les doses sont indiquées en % de substance par rapport à la somme substance+diluant, le diluant étant du "gel de silice en poudre impalpable Lévilite" Prolabo.

Les résultats obtenus sont présentés sous forme de tableaux (tableaux 8 à 21), un graphique général ordonnant les divers déchets (figure 8). Nous donnons la totalité de ces résultats, d'abord les sols (I à IV) puis des déchets (II à IV). Nous présentons la succession des tests précisant le seuil de toxicité.

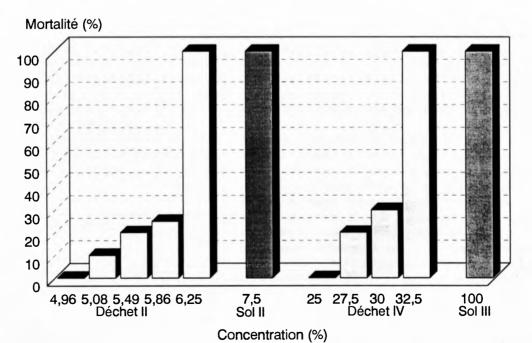


Figure. 8. Expression synthétique des résultats en % de mortalité par rapport aux doses testées ayant eut un effet. Les sols I, IV et déchet III n'ont pas d'effet mortifère décelable. La recherche de doses intermédiaires pour établissement d'une CL-50 a été effectuée sur les déchets II et IV.

L'ensemble des résultats a fait ressortir des situations contrastées . Les mortalités au seuil 100% apparemment dès les concentrations faibles pour les substrats DII (concentration 6,25%) et SII (7,5%). Elle n'apparaît que pour la concentration 100% avec SIII dont on n'observe pas d'effet en 14 jours à 95%. La mortalité totale et la survie totale sont donc très sensibles et séparées par des écarts de 5 à 10%! Les substrats SI, SIV, et DIII n'ont pas exprimés de toxicité lombricienne. Le substrat DII et D IV a fait l'objet d'une étude plus attentive qui montre que la transition entre l'effet 0 et 100% est également très précise.

La figure 8 résume les résultats où un effet mortifère a été observé. Elle donne aussi les résultats de valeurs intermédiaires pour les déchets II et IV. Ces valeurs intermédiaires ayant pour but initial de calculer une CL 50 selon les pratiques des tests d'homologation. On remarque que ce travail supplémentaire, très lourd, n'apporte pas grand chose - les CL 50 étant de 5% inférieures aux CL 100 observées et l'utilité d'une telle précision étant dépendante de l'utilisation des résultats - qui restent à pratiquer donc à valider.

On peut conclure que la recherche d'une CL 50 (concentration létale 50) nécessiterait de répéter les tests avec des volumes de concentrations très exactes pour un résultat d'un intérêt finalement douteux. Etablir la CL 100 à 10% près semble être beaucoup plus rapide et économique, ce qui est essentiel pour fonder un pronostic rapide en cours de gestion réelle de substrats.

Tableau 8. Test de toxicité du sol I (20° C, E. andrei, Adulte)

Dose (%)	0	6,25	12,5	25	50	75	100
Nombre de	10x2						
lombricien							
temps du test (jour)	14	14	14	14	14	14	14
Mortalité (%)	0	0	0	0	0	0	0

Tableau 9. Test de toxicité du sol II (20° C, E. anderi, Adulte) Série 1 (0-100%)

Dose (%)	0	6,25	12,5	25	50	75	100
Nombre de lombricien	10x2						
Temps du test (jour)	14	14	14	14	14	14	14
Mortalité (%)	0	0	100	100	100	100	100

Tableau 10. Test de toxicité du sol II (20° C, E. anderi, Adulte)

Serie 2 (0,23-12,3 /0)											
Dose (%)	6,25	7,5	8,75	10,00	11,25	12,5					
Nombre de lombricien	10x2	10x2	10x2	10x2	10x2	10x2					
Temps du test (jour)	14	14	14	14	14	14					
Mortalité (%)	0	100	100	100	100	100					

Tableau 11. Test de toxicité du sol III (20° C, E. andrei, Adulte) Série 1 (0-100%)

			(0 .00 /	·· /			
Dose (%)	0	6,25	12,5	25	50	75	100
Nombre de lombricien	10x2	10x2	10x2	10x2	10x2	10x2	10x2
Temps du teste (jour)	14	14	14	14	14	14	14
Mortalité (%)	0	0	0	0	0	0	100

Tableau 12. Test de toxicité du sol III (20° C, E. anderi, Adulte) Série 2 (75-100%)

Serie 2 (75-100 76)							
Dose (%)	75	80	85	90	95	100	
Nombre de lombricien	10x2	10x2	10x2	10x2	10x2	10x2	
Temps du test (jour)	8	8	8	8	8	8	
Mortalité (%)	0	0	0	0	0	100	

Tableau 13. Test de toxicité du sol IV (20° C, E. andrei, Adulte)

Dose (%)	0	6,25	12,5	25	50	75	100
Nombre de lombricien	10x2						
Temps du test (jour)	14	14	14	14	14	14	14
Mortalité (%)	0	0	0	0	0	0	0

Tableau 14. Test de toxicité du déchet II (20° C, E. andrei, Adulte) Série 1 (100%-0%)

Dose (%)	0	25	50	75	100
Nombre de lombricien	10x2	10x2	10x2	10x2	10x2
Temps du test (jour)	14	14	14	14	14
Mortalité (%)	0	100	100	100	100

Tableau 15. Test de toxicité du déchet II (20° C, *E. andrei*, Adulte) Série 2 (25%-0%)

Dose (%)	0	6,25	12,5	18,75	25
Nombre de lombricien	10x2	10x2	10x2	10x2	10x2
Temps du test (jour)	14	14	14	14	14
Mortalité (%)	0	100	100	100	100

Tableau 16. Test de toxicité du déchet II (20° C, *E. andrei*, Adulte) Série 3 (6,25%-0%)

Dose (%)	0	1,56	3,13	4,69	6,25
Nombre de lombricien	10x2	10x2	10x2	10x2	10x2
Temps du test (jour)	14	14	14	14	14
Mortalité (%)	0	0	0	0	100

Tableau 17. Test de toxicité du déchet II (20° C, *E. andrei*, Adulte) Série 4 (6,25%-4,96%)

Dose (%)	4,69	5,08	5,49	5,86	6,25
Nombre de lombricien	10x2	10x2	10x2	10x2	10x2
Temps du test (jour)	14	14	14	14	14
Mortalité (%)	0	10	20	25	100

Tableau 18. Test de toxicité du déchet III (20° C, E. andrei, Adulte)

Dose (%)	0	6,25	12,5	25	50	75	100
Nombre de lombricien	10x2						
Temps du test (jour)	14	14	14	14	14	14	14
Mortalié (%)	0	0	0	0	0	0	0

Tableau 19. Test de toxicité du déchet IV (20° C, E. andrei, Adulte) Série 1 (100%-0%)

Dose (%)	0	25	50	75	100
Nombre de lombricien	10x2	10x2	10x2	10x2	10x2
Temps du test (jour)	14	14	14	14	14
Mortalité (%)	0	0	100	100	100

Tableau 20. Test de toxicité du déchet IV (20° C, E. andrei, Adulte) Série 2 (50%-25%)

Dose (%)	25	31,25	37,5	43,75	50
Nombre de lombricien	10x2	10x2	10x2	10x2	10x2
Temps du test (jour)	14	14	14	14	14
Mortalité (%)	0	50	100	100	100

Tableau 21. Test de toxicité du déchet IV (20° C, *E. andrei*, Adulte) Série 3 (37,5%-25%)

Dose (%)	25	27,5	30	32,5	35	37,5
Nombre de lombricien	10x2	10x2	10x2	10x2	10x2	10x2
Temps du test (jour)	14	14	14	14	14	14
Mortalité (%)	0	20	30	100	100	100

4.4. Extension des tests toxicologiques

Les tests toxicologiques on été étendus selon trois directions différentes.

Tests chroniques. Il s'agit d'une amélioration permettant, d'apporter au milieu un aliment pour lombriciens permettant d'augmenter la durée de contact substance/lombriciens pour des tests de durée supérieure à un mois. Ces travaux ont été conduits par Abdul Rida et Bouché (1997) (aliment presque synthétique) puis par Nathalie Alauzet avec *Eisenia andrei* pour obtenir un aliment totalement synthétique (élimination de la levure de bière, produit non standard).

Aujourd'hui nous disposons d'une procédure rigoureuse de test chronique en stade de prénormalisation (Bouché *et al.* 1999).

Tests sur des espèces endogés et anéciques. Il faudrait pouvoir disposer d'élevage de masse d'espèces anéciques et endogés. Malheureusement ces animaux, peu

prolifiques sont d'un élevage, jusqu'à présent peu productifs, de coût prohibitif et de pratique délicate. Des recherches sont conduites dans deux directions : sélection parmi la biodiversité locale de souches moins exigeantes en s'appuyant sur l'échantillonnage faunique et recherche de conditions d'élevage plus performantes.

Evaluation de biomarqueurs. Cette recherche est comme la précédente en cours. Elle permettra de disposer de marqueurs détectant des effets précoces dans les tests d'effets subletaux (marqueurs de stress, de génotoxiques). Ici la recherche est coopérative en relation avec des laboratoires spécialisés. Leur importance est essentielle pour les évaluations de risques toxicologiques voire écotoxicologiques par biosurveillance in situ de l'état des populations spontanées. Dans ce dernier cas la connaissance de la biodiversité et des sols auxquels elle se rapporte (cf. 3..2) est essentielle pour les interprétations.

4.5. Test de biodégradation

La standardisation des tests, décrite au paragraphe 4.2, peut s'appliquer également à l'évaluation de la dégradabilité des matières organiques, point essentiel soit dans l'élimination des déchets qui préexistent (cf. 5.5) soit dans la conception de nouveau produit, tel des polymères plastiques biodégradables (travaux de Nathalie Alauzet en

cours). Cela suppose de créer des simulations de compostages, lombricompostages et conditions au terrain où des déchets et nouveaux matériaux risquent d'être traités ou d'être déposés. Cette perspective d'usage des lombriciens est en cours de validation prénormative.

V. Usages industriels en environique et agro-industrie

5.1. Types d'usages industriels

Depuis les élevages de lombriciens entrepris aux Etats-Unis, vers les années 1930, pour commercialiser les lombriciens comme appâts pour la pêche, diverses activités artisanaleS atteignEnt le stade industriel ça et là. Toutefois l'absence de recherche vis-à-vis de la première masse animale du sol a laissé libre court à une double activité: une promotion commerciale débridée, sans spécialistes compétents pour en dénoncer les malhonnêtetés depuis Barret (1949) et des tentatives, souvent maladroites, d'utilisation des lombriciens dont émergent peu à peu des applications fiables et très prometteuses (Bouché, 1987a).

Il faut ici bien distinguer les objectifs socioéconomiques de ces applications. Dans une application plusieurs objectifs pouvant être combinés mais l'un devant être la justification première, les autres ne jouent qu'un rôle complémentaire.

1) La production de lombriciens : c'est la lombriculture conduisant à des lombrimets commercialisables comme

appâts ; comme aliments pour élevage (avicoles, piscicoles,...) vifs ou sous forme de lombrifarine.

- 2) La production de lombricompost : c'est le lombricompostage transformant des matières organiques, tels du fumier en un terreau de qualité.
- 3) Le traitement-valorisation des déchets solides : c'est le traitement de déchets complexes par la lombri-polytechnique où les lombriciens agissent à côté d'autres moyens physiques (magnétique, tamisage, séchage...) et biologiques (microbiologiques) dans un processus industriel. Les déchets homogènes étant valorisés par lombricompostage (Bouché, 1999b). Ces utilisations reçoivent les déchets solides mais aussi dans une proportion importante des déchets pâteux ou liquides, issus par exemple du traitement des eaux (boues d'épuration).
- 4) Le traitement des eaux usées par lombrifiltration soit pour épurer l'eau avant rejet ou/et pour obtenir une eau réutilisable (irrigation agricole).

5.2. Lombriculture

Ces élevages artisanaux ont surtout été développés aux USA pour produire des appâts. En France ils sont concurrencés par la collecte dans des milieux où vivent spontanément les lombriciens (Eisenia fetida, E. andrei, Dendrobaena veneta, ...) et les ventes directes sont souvent officieuses.

L'objectif d'industrialiser cette production, surtout

pour des lombrifarines a été envisagé (Bouché, 1979), la composition de ces animaux étant remarquable (Chaudonneret, 1977) mais la bioaccumulation des polluants en restreint l'usage (Bouché, 1982), malgré la mise en oeuvre de recherches pour obtenir ce lombrimet (Edwards et Niederer, 1988) cette demande n'a pas débouché, notamment en raison de l'absence d'un procédé efficace de séparation

des lombriciens du milieu d'élevage. Ceci peut être résolu.

Le lombrimet. Les lombriciens constituent un produit - le lombrimet - pouvant être obtenu par lombriculture à partir de déchets. Il s'agit alors d'une lombriculture orientée vers une production maximale de lombriciens. Cette possibilité est grandement limitée par l'aptitude des lombriciens à bioaccumuler des substances toxiques : métaux lourds mais aussi micropolluants organiques et cancérigènes. En pratique des déchets (ordures, déchets industriels banals, boues d'épuration) ne permettent pas la production de lombrimet en raison de cette bioaccumulation.

Toutefois d'importants déchets industriels (boues de

papeteries) ou agricoles (industries agro-alimentaires et invendus organiques, jus d'abattoirs) permettent la production de lombrimet. Les débouchés potentiels des lombriciens vifs ou préparés en farine sont très importants, notamment comme aliment starter ou de finition des animaux en aviculture et pisciculture. Leur propriété principale tient à la présence d'acides gras insaturés, de certains acides aminés indispensables (lysine, méthionine,...), d'iode, etc. (tableau 22). Les lombrimets sont au moins l'équivalent technique des meilleures farines de poisson. L'avenir de la lombriculture industrielle dépend économiquement de la mise au point de méthode d'extraction des animaux du substrat (Fieldson, 1988) et de la préparation technique des lombrimets.

Tableau 22. Composition globale des lombriciens considérés comme un lombrimet (d'après Bouché, 1982)

Composition totale: (endentève vide)	eau 86%, matière sèche 14%							
	protéines 72% Lipides : 15.3 c azote : 11.5 acides aminés libres : 7.1 acides							
Amino acides en % des amino acides totaux	ac aspartique: 12.6 serine: 5.8 glycocolle: 5.8 valine: 5.8 methionine (3.0) thyrosine: 3.5 tryptophane (1.2) histidine: 2.8	hydroxyproline: ϵ glutamine: 15.0 citruline? isoleucine: 5.4 phenylalanine: 4.2 ornithine: ϵ arginine: 7.2	threonine 6.0 proline: 4.4 alanine: 5.8 cystine (4.0) leucine: 8.5 NH ₂ Butr. >0.8 lysine: 6.8					
Acides gras (plus de 40 types !) en percent des acides gras totaux	famille de 11 à 17 carbones : famille de 18 carbones : comprend l'ac stearique : acide oléique : acide linoléique: famille de 20 carbones et plus :	45.4 27.0 7.1 10.0 7.4 26.6						
Eléments % de cendre	Calcium: 7.3 Phosphore:	22.0						

5.3. Lombricompostage

Il s'agit ici d'utiliser les lombriciens pour obtenir par une co-action lombrico-microbienne un terreau de qualité : le lombricompost. En fait ce produit reflète à la fois les qualités du produit initial (richesse en éléments biogènes), le résultat de cette co-action (grumellation, bonne maturité avec C/N voisin de 10 à 13) et la qualité des soins apportés à ce lombricompostage.

Ici aussi seule l'échelle artisanale avec un lien étroit entre la production et le marché s'est avérée lucrative. Il ne faut pas perdre de vue que l'on part généralement d'un produit déjà commercialisable, le fumier, pour obtenir un bon compost et que la marge financière est dépendante de la qualité de l'approche technico-commerciale.

Toutefois le lombricompostage a un important avenir si on le regarde comme un élément de valorisation des déchets homogènes. En voici une description succinte.

Le lombricompost est constitué d'une matière organique ayant effectué au moins un transit intestinal dans le tube digestif des lombriciens (= fèces de lombriciens). Dans les écosystèmes, les lombriciens épigés sélectionnent la matière organique pour s'en nourrir et ingèrent très peu de

matière minérale inorganique. Dans les procédés de traitement, ces épigés font de même.

Au cours du lombricompostage, la matière organique très putrescible est ingérée en premier puis les matériaux organiques, du plus au moins décomposable, sont attaqués par les micro-organismes puis ingérés. En général ce sont les déchets ayant un bas rapport carbone/azote (C/N), tel la viande, les feuilles de légumes,... qui sont les premiers décomposés et ingérés tandis que ceux à haut C/N (tel le bois) le seront beaucoup plus tard (tableau 23). En fait ceci est plus complexe par exemple le papier à très haut C/N est très vite ingéré car il se couvre de micro-organismes fixateurs d'azote augmentant la sapidité du papier qui, mouillé, n'offre pas de résistance mécanique à l'ingestion lombricienne. Les fractions organiques non ingérées, tel le bois, peuvent être réintroduites dans le lombricompostage après criblage.

La composition globale du lombricompost finalement obtenue résulte de 1) la composition initiale des déchets organiques traités, 2) la sélection alimentaire lombricienne, et 3) des effets de l'activité métabolique des micro-organismes et lombriciens.

des lombriciens du milieu d'élevage. Ceci peut être résolu.

Le lombrimet. Les lombriciens constituent un produit - le lombrimet - pouvant être obtenu par lombriculture à partir de déchets. Il s'agit alors d'une lombriculture orientée vers une production maximale de lombriciens. Cette possibilité est grandement limitée par l'aptitude des lombriciens à bioaccumuler des substances toxiques : métaux lourds mais aussi micropolluants organiques et cancérigènes. En pratique des déchets (ordures, déchets industriels banals, boues d'épuration) ne permettent pas la production de lombrimet en raison de cette bioaccumulation.

Toutefois d'importants déchets industriels (boues de

papeteries) ou agricoles (industries agro-alimentaires et invendus organiques, jus d'abattoirs) permettent la production de lombrimet. Les débouchés potentiels des lombriciens vifs ou préparés en farine sont très importants, notamment comme aliment starter ou de finition des animaux en aviculture et pisciculture. Leur propriété principale tient à la présence d'acides gras insaturés, de certains acides aminés indispensables (lysine, méthionine,...), d'iode, etc. (tableau 22). Les lombrimets sont au moins l'équivalent technique des meilleures farines de poisson. L'avenir de la lombriculture industrielle dépend économiquement de la mise au point de méthode d'extraction des animaux du substrat (Fieldson, 1988) et de la préparation technique des lombrimets.

Tableau 22. Composition globale des lombriciens considérés comme un lombrimet (d'après Bouché, 1982)

Composition totale:	eau 86%, matière sèche 14%					
(endentève vide)						
Composantes principales en % o	protéines 72% Lipides : 15.3 cendre : 4.1					
matière sèche	azote: 11.5					
	acides aminés libres : 7.1 acides gras : 6.9					
Amino acides	ac aspartique : 12.6	hydroxyproline : ε	threonine 6.0			
en % des amino acides totaux	serine: 5.8	glutamine: 15.0	proline: 4.4			
	glycocolle: 5.8	citruline?	alanine: 5.8			
	valine: 5.8	isoleucine: 5.4	cystine (4.0)			
	methionine (3.0)	phenylalanine: 4.2	leucine: 8.5			
	thyrosine : 3.5	ornithine : ε	$NH_2Butr. > 0.8$			
	tryptophane (1.2)	arginine: 7.2	lysine: 6.8			
	histidine: 2.8					
Acides gras	famille de 11 à 17 carbones :	45.4				
(plus de 40 types!)	famille de 18 carbones :	27.0				
en percent des acides gras totaux	comprend l'ac stearique :	7.1				
	acide oléique :	10.0				
	acide linoléique:	7.4				
	famille de 20 carbones et plus :	26.6				
Eléments % de cendre	Calcium: 7.3 Phosphore:	22.0				

5.3. Lombricompostage

Il s'agit ici d'utiliser les lombriciens pour obtenir par une co-action lombrico-microbienne un terreau de qualité : le lombricompost. En fait ce produit reflète à la fois les qualités du produit initial (richesse en éléments biogènes), le résultat de cette co-action (grumellation, bonne maturité avec C/N voisin de 10 à 13) et la qualité des soins apportés à ce lombricompostage.

Ici aussi seule l'échelle artisanale avec un lien étroit entre la production et le marché s'est avérée lucrative. Il ne faut pas perdre de vue que l'on part généralement d'un produit déjà commercialisable, le fumier, pour obtenir un bon compost et que la marge financière est dépendante de la qualité de l'approche technico-commerciale.

Toutefois le lombricompostage a un important avenir si on le regarde comme un élément de valorisation des déchets homogènes. En voici une description succinte.

Le lombricompost est constitué d'une matière organique ayant effectué au moins un transit intestinal dans le tube digestif des lombriciens (= fèces de lombriciens). Dans les écosystèmes, les lombriciens épigés sélectionnent la matière organique pour s'en nourrir et ingèrent très peu de

matière minérale inorganique. Dans les procédés de traitement, ces épigés font de même.

Au cours du lombricompostage, la matière organique très putrescible est ingérée en premier puis les matériaux organiques, du plus au moins décomposable, sont attaqués par les micro-organismes puis ingérés. En général ce sont les déchets ayant un bas rapport carbone/azote (C/N), tel la viande, les feuilles de légumes,... qui sont les premiers décomposés et ingérés tandis que ceux à haut C/N (tel le bois) le seront beaucoup plus tard (tableau 23). En fait ceci est plus complexe par exemple le papier à très haut C/N est très vite ingéré car il se couvre de micro-organismes fixateurs d'azote augmentant la sapidité du papier qui, mouillé, n'offre pas de résistance mécanique à l'ingestion lombricienne. Les fractions organiques non ingérées, tel le bois, peuvent être réintroduites dans le lombricompostage après criblage.

La composition globale du lombricompost finalement obtenue résulte de 1) la composition initiale des déchets organiques traités, 2) la sélection alimentaire lombricienne, et 3) des effets de l'activité métabolique des micro-organismes et lombriciens.

Tableau 23. Quelques valeurs relatives à des matières organiques pouvant constituer des composants de déchets agricoles, industriels banals ou urbains (d'après W. B. Bollen, 1953. J. agric. Food chem., 1, 379-391 et (1) original)

	Cendre %	Carbone %	Azote %	C/N
Pinus ponderosa (sciure)	0.33	53.18	0.05	1064
Cèdre rouge (sciure)	0.29	51.05	0.07	729
Sapin douglas (copeaux)	0.27	49.36	0.09	548
Paille de blé	8.54	44.70	0.12	373
Aulne rouge (sciure)	1.21	49.63	0.37	134
Déchets de conserverie : poires	-	32.69	0.52	63
Foin prairial (coupe et séchage)	8.46	45.60	1.07	43
Déchets de conserverie : pêches	-	46.43	1.15	40
Feuilles de chêne ; exposées	32.33	35.11	1.36	26
Déchets de conserverie :	-	42.85	2.32	18
betteraves				
Tonte de gazon	17.98	43.22	3.23	13
Déchets de conserverie : haricots	-	31.47	3.17	10
Boue d'épuration anaérobie	53.65	22.00	2.15	10
Ordures collectées globalement	13.00 +	19.78	0.58	34
(1)	43.00 (inertes)	(des décomposables)	(des décomposables)	(des décomposables)

Les lombricomposts issus de déchets urbains, au sens large, sont donc variables. Par contre les lombricomposts issus d'un procédé de traitement standardisé, recevant le même type de déchet à traiter ont une composition spécifique remarquablement constante, même lorsqu'il s'agit de déchets aussi hétérogènes que des ordures ménagères. Le traitement par lombricompostage implique en effet des mélanges par brassage pour aération et par tamisage qui homogénéisent le produit final. On peut donc obtenir des produits de caractéristique constante ce qui est essentiel pour la commercialisation du lombricompost.

Le lombricompostage modifie la composition initiale des déchets traités essentiellement par les échanges gazeux (perte de carbone sous forme de CO2 et d'eau par évaporation). En outre, si un excès d'eau est apporté on peut avoir des pertes par lixiviation d'éléments, tel le potassium, mais cet apport excessif est techniquement prohibé En général le taux global de carbone diminue de moitié au cours du compostage. Ceci entraîne, avec l'eau évaporée, une perte de masse considérable (30 à 40%). Le taux de carbone dépend beaucoup du produit initial et du degrés des impuretés, parfois très dense (tel du sable) qui est mêlé au lombricompost (des valeurs de 15 à 30 % de carbone sont usuelles). Les autres éléments n'ont en général pas changé de sorte que les taux moyens de phosphore, potassium, métaux lourds, semblent augmenter (la composition étant rapportée à la masse sèche totale qui a diminuée).

L'azote constitue un cas particulier, elle est partiellement échangée sous forme gazeuse. Il est notamment

perdu sous forme d'ammoniac (NH3) surtout s'il y a anaerobiose, c'est-à-dire mauvais lombricompostage. A l'inverse il peut être fixé depuis l'air N2 dans la matière organique, si celle-ci est localement très pauvre en azote (haut C/N), tel le papier.

Le rapport C/N des lombricomposts bien préparés est bas (de l'ordre de 10 à 13) ce qui est généralement recherché pour des amendements organiques.

Nota:

Remarque 1: Une matière organique de bonne qualité est une matière bien stabilisée à C/N bas (10 à 13), c'est à dire n'offrant plus de composés putrescibles mais des formes d'humus peu décomposables. Ceci s'obtient bien par lombricompostage mais entraîne la concentration *relative* des métaux lourds. Les réglementions actuelles se rapportent à la composition totale des métaux. Elles ne tiennent pas compte de la mauvaise qualité de composts à haut C/N (par exemple 25) qui dilue la concentration des métaux lourds alors qu'un lombricompost de bonne qualité l'ayant concentré par départ de matière carbonée peut atteindre des valeurs critiques pour la commercialisation. La réglementation en ce domaine devrait être révisée.

Remarque 2: De la même manière le carbone de la matière organique et des <u>plastiques imputrescibles</u> servent de base pour exprimer le taux de matière organique (généralement C X 2 en Europe dans les déchets et C X 1,73 dans les sols en France). Il faut éliminer les plastiques avant dosage. Les aspects techniques du lombricompostage sont traités cidessous.

5.4. L'approche intégrée du traitement des déchets et le lombricompostage

Le traitement des déchets, et particulièrement des déchets urbains liquides et solides ne peut se faire en dehors d'une approche intégrée où ces traitements constituent une étape suivant les diverses modifications de produits d'origine agricole ou industrielle. Il vise à un recyclage vers les (agro-) écosystèmes et industries en minimisant la mise en décharge de déchets ultimes.

5.4.1.Un modèle général de recyclage et ses contraintes

Tout système de traitement de déchets doit s'intégrer de plusieurs façons :

1°) s'intégrer dans le contexte socio-économique et environnemental en considérant a) les sources de déchets, b)

les modes de traitement, c) les produits recyclés, d) les déchets ultimes, e) l'impact dans les écosystèmes, y compris leur exploitation initiale, f) les transports entre $E \rightarrow S$; $S \rightarrow T$; $T \rightarrow X$; $S \rightarrow E$; $S \rightarrow S$; $T \rightarrow E$; $T \rightarrow S$; $T \rightarrow T$ (fig. 7-9).

2°) s'intégrer dans les diverses opérations élémentaires transformant les déchets au cours du traitement y compris plusieurs modes de traitement successifs avec transports/stockages entre ceux-ci. Chaque système de traitement a son sous-modèle spécifique qui s'inscrit dans le

modèle général.

- 3°) s'intégrer dans les évaluations économiques et environnementales :
- en terme d'*entrée*, comme l'eau, l'électricité ou l'oxygène, de temps de travail, de capital à amortir, etc.
- en terme de *sortie*, comme l'énergie dégradée, le méthane, le bruit, les accidents, les produits commercialisables, les sorties polluantes.

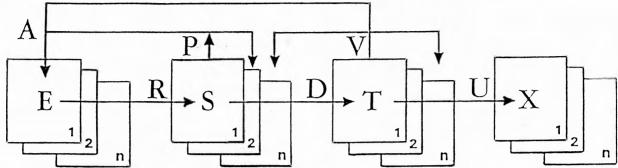


Figure 9 : Echanges entre 1 à n Ecosystèmes (E), (systèmes spontanes plus ou moins conduits et exploités par agriculture, chasse, cueillette, mine, ...) et tout système artificiel (usine, ville, serre, brasserie,...) puis toute unité de Traitement de déchets (T) et enfin tout eXutoire (X) constituant une décharge ultime (d'après Bouché, 1996, 1999).

A = apports aux écosystèmes E ; D = déchets issus de tout S ; P = tous produits issus de tout S ; R = tous prélèvements issus de tout E ; U = déchets ultimes ; V = déchets valorisés recyclés vers S, E ou autre T.

Chaque opération élémentaire génère ces entrées et sorties. On peut aujourd'hui gérer les éléments de connaissances (ou élémances) acquis au niveau des diverses réalisations pour accroître notre efficacité dans l'amélioration des systèmes et dans l'adaptation aux conditions locales (diversité des déchets, climats,...). Cette gestion par l'intégrologie (Bouché, 1996a) permet de concevoir une ingénierie simultanée des systèmes de traitement (comparable à celle de l'industrie automobile). Cette ingénierie doit être elle-même inscrite dans une écologie effectivement intégrée (Bouché, 1990).

Il faut toutefois clairement distinguer: 1) l'exploitation des écosystèmes (E) en produits agricoles, forestiers, miniers; 2) les activités humaines de transformation-utilisation (S) des produits; 3) les traitements (T) des déchets aboutissant à des produits recyclés et déchets ultimes; 4) le stockage des déchets ultimes (X); 5) les conséquences socio-économiques et environnementales de toutes les opérations d'échanges (dont produits recyclés) entre et dans les 4 compartiments: écosystèmes; transformation; traitements; stockage de déchets ultimes (fig. 9).

L'intégration dans ce modèle général de chaque opération unitaire (par exemple un tamisage; un lombricompostage stricto sensu, une ventilation, ...) est indispensable si l'on veut voir les conséquences socioéconomiques et environnementales réelles de cette opération. Par exemple le choix d'une qualité de charbon pour une activité industrielle ou d'un pesticide pour une activité agricole influera sur les caractéristiques des déchets formés. De même, le choix d'une opération de traitement de déchets (e.g. lombricompostage) modifie la qualité des produits recyclés.

Souvent en "environnement", faute d'intégration, les problèmes ne sont pas résolus mais déplacés. Par exemple les métaux lourds présents dans les eaux usées sont fixés dans des boues d'épuration dont on ne sait pas ensuite assurer le recyclage adéquat. De la même façon l'évaluation des toxiques potentiels devrait peu à peu être mise en place. Peut-on mettre sur le même pied un incinérateur qui produit des cancérigènes et un lombricompostage qui en permet le contrôle? On ne résoudra pas correctement nos problèmes environnementaux sans avoir une lisibilité sur l'ensemble des éléments de connaissance en cause dans toute décision.

5.4.2. Propriétés du lombricompostage pour le traitement des déchets

Le lombricompostage est le traitement de déchets qui fait intervenir des lombriciens comme co-acteurs avec les micro-organismes pour transformer les déchets en un amendement organique ayant de meilleures qualités agronomiques que le déchet initial. Le compostage poursuit le même but de transformation, mais sans utiliser les lombriciens. Regardons donc les avantages qu'apportent intrinsèquement les lombriciens, puis l'association lombrimicrobienne et enfin les contraintes propres au lombricompostage.

A. Propriétés intrinsèques des lombriciens en lombricompostage

Les lombriciens apportent des fonctions spécifiques souvent irremplaçables.

le mouvement et cela sous trois formes :

- 1a) le <u>broyage-trituration</u> des déchets organiques ingérés au cours de la digestion,
- 1b) la <u>grumellation</u> : essentielle ; elle calibre les déchets digérés en grumeaux d'une taille dépendant de l'espèce (usuellement 2 mm),
- 1c) la <u>mobilité</u> : les lombriciens assurent un traitement des déchets successivement *i*) dans l'espace ; ils se déplacent

pour sélectionner les matières organiques de bonne sapidité, ii) dans le temps ; il y a par fermentation microbienne successivement des matières organiques devenant ingérables. Par exemple les jus de viandes se décomposent immédiatement tandis que les cartons attendront une décomposition partielle. En se déplaçant, les lombriciens assurent aussi un mouvement relatif des déchets et microorganismes et modifient la physique des déchets par leurs galeries constituant des orifices par où circulent air et eau.

- 2) le métabolisme : comme tout organisme consommateur de matière d'origine végétale ou animale les lombriciens dégradent cette matière organique en puisant une part de son énergie pour leurs besoins. Cette dégradation entraîne la libération partielle et graduelle des éléments chimiques préalablement fixés dans des macromolécules organiques et notamment les trois éléments biogènes majeurs : azote, phosphore et potassium. Ces éléments deviennent ainsi graduellement disponibles pour les plantes. Par exemple, le renouvellement corporel d'azote dans le corps des lombriciens est, chaque jour bien supérieur à 10% de leur propre composition. En outre, les enzymes observables dans leur tube digestif - d'origine lombricienne et microbienne dégradent un grand nombre de composés organiques... mais pas tous et particulièrement les plus résistants constituant l'humus du lombricompost.
- 3) *l'écotoxicologie* porte sur la surveillance et les effets des toxiques agissant sur les organismes dans les écosystèmes. De très nombreuses difficultés méthodologiques, associées à la rareté des études effectivement faites dans des écosystèmes réels, rendent l'information écotoxicologique rare et donc très précieuse. Le fait de pouvoir observer sur les lombriciens dans les déchets les toxicités permet une évaluation des risques au niveau de l'eusystème général modélisé figure 9.

Les lombriciens présentent trois propriétés essentielles en écotoxicologie :

- 3a) Ils couvrent la gamme des toxiques. Ils incorporent, semble-t-il, tout type de contaminant chimique et facilitent leur dosage dans leurs tissus y compris pour les polluants les plus difficiles à caractériser dans les écosystèmes, tels les cancérigènes et les pesticides. Ces dosages peuvent se faire en minéralisant facilement leurs tissus que se soit au niveau du ppm (pour les métaux lourds) ou du ppb pour les micropolluants organiques comme les PCBs, PAHs, pesticides (Tarradellas et al, 1982). Enfin les génotoxiques, de nature extrêmement diversifiée et à effets cancérigènes et tératogènes, sont de recherche analytique impossible (quoi doser ?). Ils s'observent directement comme adduits fixés sur l'ADN des lombriciens (Walsh et al., 1995).
- 3b) Ils permettent une comparaison standardisée. Les substances toxiques sont exprimées en rapports (= bioconcentrations), c'est-à-dire en terme de quantité du toxique observé rapportée à la quantité de substance analysé (250mg de Pb dans 1 kg de substrat analysé = 250 parties pour 1 million ou 250 ppm). Dans les déchets, comme dans les sols la densité des substances est très variable ; par exemple 3 morceaux de verre dans un déchet dosé alourdissent celui-ci et la concentration enregistrée est alors relativement basse, le contaminant étant cependant très abondant à la périphérie de ce verre où il n'a pas pénétré. A l'inverse de ces références aléatoires les lombriciens sont de composition globale et de densité constante. Les résultats qui s'y rapportent sont donc comparables entre-eux.

3c) Ils indiquent le risque écotoxique. Les éléments toxiques dans des milieux hautement hétérogènes comme les déchets peuvent se présenter sous des formes très différentes. A un extrême ils sont fortement liés au substrat et les organismes ne peuvent les assimiler : alors ils ne sont donc pas toxiques. Au contraire l'élément toxique peut être hautement assimilé par les organismes et la moindre trace présente agit dans les organismes. En fait, entre ces deux cas extrêmes de multiples situations intermédiaires existent mais sont imprévisibles tant la diversité des composants des des substances testées, comme les déchets est illimitée et en conséquence du fait que les forces liant les contaminants à ces composants sont inconnues. On a proposé diverses analyses chimiques à extraction partielle pour représenter la « biodisponibilité » des contaminants mais leur choix est arbitraire et n'apporte aucune mesure de cette complexité (Abdul Rida, 1992). Par contre les lombriciens, faciles à séparer des substrats, se nourrissent depuis l'ensemble des organismes (micro-organismes, déchets végétaux et animaux) et échantillonnent ainsi dans leur milieu les toxiques effectivement biodisponibles.

Ainsi les lombriciens constituent un moyen unique d'évaluation non biaisée de l'ensemble des toxiques dans les sols s'ils sont inclus dans un système intégré de traitement de déchets comme le lombricompostage.

B. La synergie lombrico-microbienne du lombricompostage

Le lombricompostage, stricto sensu, met en oeuvre simultanément des lombriciens et des micro-organismes. Cette association lombrico-microbienne a des interactions extrêmement complexes. Il y a une succession d'actions microbiennes et lombriciennes qui ont souvent été décrites de façon précise, mais isolément les unes des autres (Cortez et Bouché, 1997). Dans un lombricompostage, il est évident que certains micro-organismes se développent d'abord sur les déchets organiques. Leur action constitue une "prédigestion" qui conduira les lombriciens à sélectionner dans ce milieu complexe d'abord les déchets très labiles prédigérées avant de consommer ceux où l'attaque microbienne sera plus lente. Ensuite on a pu montrer que la modification profonde de la microflore au cours du transit intestinal (Parle, 1963; Rafidison, 1982) et que les déchets organiques résistant à la digestion sont réattaqués par une nouvelle microflore. La réingestion par les lombriciens de leurs fèces (coprophagie) a été montrée (Bouché et al., 1983) mais nous savons que celle-ci n'intervient qu'après un long délai. En lombricompostage cette ré-ingestion ne doit pas intervenir de façon importante, les fèces récemment déposés étant même toxiques pour les lombriciens les ayant produits (Kaplan et al., 1980).

Le résultat de cette coaction dans le lombricompostage est une accélération globale de la maturation des matériaux organiques (environ 4 fois plus rapide qu'en compostage) et l'obtention d'un produit stable à rapports C/N bas (= 10 à 13) (Bouché et Nougaret, 1997).

L'association lombrico-microbienne ne concerne que les micro-organismes aérobies car les lombriciens fuient les déchets anaérobies ou y meurent. Ainsi, dans les déchets complexes, même en condition globalement aérobie, des microhabitats - tel un composant très putride, comme du poisson ou de la viande morte – deviennent, du fait de l'activité microbienne, anaérobies. Dans ce cas les

lombriciens se tiennent à l'extérieur de ces microhabitats et les micro-organismes aérobies réabsorbent pour l'essentiel les composés semi-dégradés des fermentations anaérobies (CH₄, alcool, NH3, etc.). Certaines fractions volatiles et malodorantes peuvent toutefois s'échapper.

C. Limites techniques du lombricompostage

Le lombricompostage exige de respecter des conditions d'ambiance convenant aux lombriciens utilisés. Il s'agit toujours de lombriciens épigés thermophiles. Epigés, car préadaptés dans la nature aux matières organiques putrides (litières, écorces,...) avec une grande prolificité (compensant la prédation naturelle importante en ces milieux) et thermophiles afin de bénéficier de la meilleure thermodynamique de biodégradation des déchets. Mais ceci à une limite (= 30°C) au dessus de laquelle les lombriciens ne survivent pas. De même les lombriciens prospèrent dans des milieux très humides, idéalement pour des valeurs de succion proches de 49,23 Pa (~ 2,7 pF) (cf. 4.2.3). Toutefois un excès d'humidité, freinant la diffusion d'oxygène, favorise les

anaérobioses mortifères pour les lombriciens. Même une anaérobiose, brève dans le temps entraîne une mortalité abondante 2 à 3 jours plus tard (mortalité massive par *Aeromonas sp.* agent d'une gangrène gazeuse).

Pris globalement, les lombriciens ont donc une plage d'oxydo-réduction pour leur activité biologique beaucoup plus étroite que celles des micro-organismes. La température du substrat doit être comprise entre 0°C-30°C (optimum 25-29°C), l'humidité vers pF = 2,7 devient très insuffisante vers pF = 3,4 ; l'anaérobiose est mortelle. Par exemple, au plan technique, cela interdit de pratiquer en présence de lombriciens l'hygiènisation des déchets (destruction des germes, graines, insectes) obtenue dans les bonnes fermentations thermophiles des compostages (atteignant 75°C). Enfin tout le bénéfice technique de la grumellation de la matière organique calibrée par les lombriciens n'est obtenu que sur des déchets non broyés dans la manipulation des déchets complexes. Ce dernier point est en fait un avantage technique et non une contrainte (Bouché; 1999b).

5.5. Le lombricompostage et la diversité des déchets

Techniquement les déchets se présentent sous deux formes : homogène ou complexe.

Les déchets homogènes ont une composition physique moyenne peu variable à l'échelle du centimètre cube. Ils sont traités sans qu'un fractionnement physique soit possible : ce sont les eaux usées, les boues d'épuration, les sangs et déchets viandeux d'abattoirs, les fruits et légumes, etc.

Les déchets complexes présentent à l'échelle du centimètre cube une hétérogénéité élevée susceptible d'être utilisée pour les fractionner et de permettre des opérations de

5.5.1. Les déchets solides complexes.

Les déchets complexes contiennent simultanément et de façon significative i) des fractions organiques décomposables, ii) des inertes indécomposables généralement inorganiques (fer, pierres, verres, aluminium), parfois organiques (polymères plastiques) ou composites (tissus à mélange de fibres synthétiques et naturelles, circuits imprimés,...) et iii) souvent des composants toxiques (métaux lourds, PCBs,...) ou devenant toxiques après traitements inadéquats (batteries, piles, condensateurs, matériaux plastiques: libérant des micropolluants cancérigènes et métaux lourds, après broyage ou incinération).

Typiquement les déchets complexes sont les ordures ménagères et les déchets industriels banals issus de tous types d'activités artisanales ou industrielles, y compris agroalimentaires. A titre d'indication les ordures ménagères françaises ont la composition suivante: Matières décomposables 57% dont 30% de papier et carton et 2% de

5.5.2. Les déchets homogènes

Les déchets homogènes sont tous les déchets liquides (eaux usées, sang, ...) ou semi-liquides (boues d'épuration) et certains solides, très souvent chargés en eau (légumes, fruits : 80-90% d'eau). Ceux-ci sont en effet brassables. Par rapport à ces déchets le lombricompostage est mis en oeuvre avec quatre objectifs parfois complémentaires :

traitement différents sur chaque fraction.

On distingue encore : 1) les déchets liquides que l'on peut manipuler et transporter comme tels ; c'est le cas des eaux usées et liquides d'abattoirs, 2) les déchets solides qui incluent des déchets pâteux dits pelletables. Ils peuvent contenir parfois un taux élevé d'eau (cas des boues d'épuration : 95%) mais ont souvent un taux d'humidité de 20 à 60 % par rapport à la masse brute (techniquement les masses exprimées le sont généralement en masse brute, c'est-à-dire celles à manipuler en y incluant l'eau).

chiffons; plastiques 10%; métaux 6%; verre 12%; divers (incluant piles, gravats,...) 15% (source ANRED, 1981 *in* Bouché et Nougaret, 1997).

Derrière cette analyse globale se cache une diversité de déchets (blocs moteurs usagés, chiens crevés, produits chimiques inflammables ou toxiques "éliminés", etc.) qui doivent être pris compte. Les traitements en monotechniques, même améliorés, actuellement mis en oeuvre sont inadaptés par nature à cette composition diversifiée dans l'espace-temps. Par contre, lombricompostage est applicable aux déchets complexes dont la structure hétérogène facilite, notamment par sa porosité, l'aérobiose. Les lombriciens en effectuant la grummellation des seules fractions organiques permettent ensuite un criblage précis des déchets complexes. Toutefois le lombricompostage pris isolément n'est pas suffisant, il faut l'inclure dans une approche polytechnique.

A. Dilution-séchage des déchets

Les déchets semi-liquides que sont les boues d'épuration aérobies ou anaérobies, les déchets végétaux (fruits, légumes) et les déchets d'abattoirs posent des problèmes économiques et environnementaux dus à leur charge élevée en eaux souvent 80 à 95% et au moins 45% de la masse brute (après usage de presse à bande) et parfois dus

à la présence de composés indésirables (certains pathogènes, métaux lourds). L'importance de l'eau entraîne 1) la production de mauvaises odeurs, rapide dans les déchets très putrides (abattoirs) ou obtenue par anaérobise (méthanisation) et 2) un coût de transport élevé du à la masse d'eau. Ce coût réduit l'intérêt agricole de la faible fraction organique et d'éléments biogènes (N, P, K, ...) dilués dans ces déchets.

Le lombricompostage industriel des ordures nécessite beaucoup d'eau (en moyenne 8001 d'eau par tonne d'ordure traitée). Cette eau peut-être apportée sous forme de déchets semi-liquides homogènes, telles les d'épuration ou les jus d'abattoirs. La phase thermophile assure l'évaporation de cette eau et le traitement des odeurs est assuré par le biofiltrage de l'air émané. Le calcul théorique des quantités d'ordures produites (base européenne minimale 1kg/habitant/jour) et de boues d'épuration non pressées (90% d'eau) montre que l'ensemble des boues d'une cité est évaporable par le lombricompostage industriel des ordures ménagères. En raison du manque actuel d'intégration des procédés et des contrats commerciaux séparés, cette possibilité d'associer l'élimination des boues d'épuration aux traitements des ordures n'a pas encore été mise en oeuvre.

B. La maturation organique.

Le lombricompostage des boues d'épuration a été beaucoup pratiqué à l'état d'essais (Hartenstein and Hartenstein, 1981). Ceci est assez curieux car l'intérêt de ce traitement sur ces déchets est très faible et sa mise en oeuvre difficile en raison du caractère semi-liquide et sub-anaérobie de ces boues (Loehr *et al*, 1988). De même, on a utilisé des

boues d'épuration issues de méthanisation - c'est-à-dire toxiques pour les lombriciens en raison des produits toxiques issus de cette fermentation (Graziano Casalicchio, 1987). Ces lombricompostages de boues furent évidemment des échecs. Les lombriciens apportent peu aux lombricomposts issus de boues d'épuration ; le rapport C/N initial est bas et témoigne d'une bonne maturité biologique à laquelle les lombriciens ne peuvent plus ajouter grand chose. L'autre produit, les lombriciens constituant "un lombrimet" (cf. 5.2 et ci-dessous) est impossible à partir de tels déchets pour des raisons écotoxicologiques.

C. Le lombrimet : lombriciens vifs ou en farine.

On peut par contre envisager sérieusement l'utilisation des déchets organiques homogènes d'origine alimentaire (légumes, fruits, viandes, déchets conserveries,...) pour la production de lombriciens de qualité. Ces déchets doivent être peu chargés en éléments toxiques et pourraient constituer une source de recyclage à double objectif d'abord un lumbrimet (les lombriciens comme aliments pour élevage animal, piscicole, etc.) (cf. 5.2) et ensuite un lombricompost (cf. 5.3). Les éléments techniques ont été en partie maîtrisés par l'industrialisation des procédures de lombricompostage (Bouché et Nougaret, 1997 ; Fayolle, 1982) et par l'étude du conditionnement du produit lombricien (Edwards et Niederer, 1988).

Toutefois, le développement d'une lombriculture industrielle ayant pour premier objectif de produire une farine de lombricien devra tenir compte du caractère saisonnier de la plupart des déchets homogènes non toxiques. L'échelle industrielle reste à réaliser.

5.6 Le traitement industriel des déchets solides et la lombripolytechnique

5.6.1. Les trois procédés de traitements monotechniques classiques

Actuellement trois monotechniques sont mises en oeuvre pour traiter les déchets solides urbains soit de façon primitive soit de façon plus sophistiquée avec en certains cas des pré-tris (avant le traitement proprement dit) effectués pour réduire les carences de ces trois monotechniques. Toutes trois s'appuient sur une technique commercialisée de traitement classique (rejet, feu ou putréfaction) et ne prennent en compte les caractéristiques des déchets que secondairement et les contraintes environnementales que finalement.

1) Du tas de déchets à l'enfouissement technique

Il s'agit essentiellement d'une mise en tas de déchets en décharge. Ce cadeau aux générations futures devrait théoriquement être minimisé et être seulement réservé aux déchets ultimes (cf. 5.4) (= réellement intraitables) dans l'union européen, par exemple à partir du 1er juillet 2002 en France. Devant l'absence de traitements fiables on voit mal actuellement l'exécution effective de cette loi ou alors tout sera déchet ultime faute de traitements adéquats. Les sites d'enfouissement technique, formes sophistiquées des décharges, comportent en principe une collecte des lixiviats et des gaz émanés par ces dépôts. De coûteux compactages peuvent réduire les volumes.

2) Du feu à l'incinération moderne.

Le feu est souvent pratiqué sur les décharges plus ou moins sauvages. Ces feux-décharges sont encore pratiqués en Europe du sud et sont très répandus ailleurs, tels en Chine. Le feu est utilisé de façon systématique dans l'incinération des ordures ménagères. Des progrès techniques permettent de façon coûteuse une meilleure combustion et récupération d'énergie. L'incinération crée par oxydation de nombreux toxiques libérés sous des formes chimiques souvent très agressives dans les gaz et les cendres-mâchefers (30% du poids brut) qui doivent ensuite être mis en décharge. En principe les filtres des incinérateurs réduisent les nuisances via les gaz mais lorsque exceptionnellement les filtres fonctionnent le problème de l'élimination des filtrats joints aux mâchefers est aggravé.

3) De la putréfaction aux compostages et à la méthanisations

A l'origine il s'agit d'une décomposition de matières organiques (feuilles mortes, etc.) aboutissant à des engrais organiques obtenus en conditions aérobie (compost) et aussi un gaz énergétique en condition anaérobie (gaz de fumier par méthanisation). Aujourd'hui il s'agit d'une putréfaction globale de déchets complexes. Celle-ci n'est praticable que sur des déchets manipulables, c'est-à-dire souvent broyés et produisant des 'composts' extrêmement chargés en inertes (verre brisé, plastiques) représentant usuellement 75% de la masse sèche si le compost est vraiment mûr, c'est-à-dire convenable pour un usage direct comme amendement (50% de la matière organique s'est volatilisée en CO2 + H2O au cours de la décomposition).

La mise en oeuvre de **pré-tris manuels**, soit en faisant appel à la population (tri individuel) soit en usine,

réduit la charge d'inertes dans les composts. En Allemagne on obtient de ''bons'' (sic) composts d'ordures ayant 30% de matière organique, en fait un indice de qualité bas. Les odeurs produites au cours du compostage et les inertes et toxiques des composts urbains limitent fortement l'usage de ce procédé.

Les pré-tris sont effectués à la source ou en tête des monotechniques. A la source ce sont des tris manuels que l'on demande à la population selon deux formes :

- a) le tri manuel est effectué par les particuliers ou les industriels pour les déchets industriels banals et ceux-ci assurent en outre le transport jusqu'aux lieux de dépôts spécialisés (bornes de collecte des verres ou papiers usés) ou de réception multi-déchets (déchetteries où les personnes déposent diverses catégories de déchets).
- b) Le tri manuel à la source est suivi d'une collecte sélective assurée par la collectivité. Ceci implique le passage auprès des particuliers et des entreprises de véhicules collectant chaque fraction séparée par les producteurs de déchets. Ceci suppose aussi que les particuliers ou les petites entreprises effectuent des tris techniquement convenables pour des objectifs qui ne sont pas dans leurs intérêts et

compétences. Cette demande est fondée sur la croyance en la bonne volonté comme substitut à la motivation économique et à l'aptitude technique.

Le tri manuel est aussi pratiqué une deuxième fois par une main d'oeuvre spécialisée travaillant sur tapis roulant en début de certaines unités de traitement, en Allemagne, sur des ordures ménagères déjà pré-triées.

Le tri magnétique est aussi généralement mis en place en tête des procédés de traitement pour récupérer les métaux ferromagnétiques. Son efficacité est limitée par l'hétérogénéité des déchets (souvent composites, telles les piles) et la taille des éléments éloignant la source du champ magnétique des métaux.

Les trois procédés monotechniques de traitement classiques ont en commun l'inconvénient d'avoir <u>d'abord été conçus pour éliminer</u> les déchets et non pour les <u>valoriser avec contrôles de salubrité</u>. L'ajout d'opérations , tel le filtrage des fumées d'incinération, réduit un peu cette carence congénitale sans en supprimer les effets. Ces opérations accroissent sensiblement les coûts car ces procédés sont fondamentalement inadaptés.

5.6.2. Le procédé polytechnique avec lombricompostage

Le dernier né des procédés de traitement d'ordures ménagères a été mis en œuvre, au ¾, uniquement en France, à la Voulte (Ardèche). Il s'agit d'un procédé utilisant les lombriciens. Il a été créé de toute pièce en tenant compte des ordures ménagères telles qu'elles sont, c'est-à-dire complexes (cf. 5.5). Conçu récemment, il a intégré à l'origine l'ensemble des contraintes environnementales. Il n'a pas cherché à justifier a posteriori par des arguments technico-commerciaux une ''solution'' monotechnique pré-existante mais il se fonde sur la nature des déchets. Il s'appuie aussi sur le fait que les lombriciens ingèrent toutes les matières organiques putrescibles et les transforment en ''crottes'' calibrées. Il permet ainsi, si l'intégrité des déchets est respectée (= non broyés), de séparer par tamisage la fraction organique calibrée des inertes (verre, plastiques, cailloux,...).

Lorsqu'il est inclus dans un procédé polytechnique, le lombri-traitement des déchets permet la mise en oeuvre efficace d'autres opérations physiques (tris gravitaires et magnétiques; lavages,...) et biologiques (hygiénisation par compostage) particulièrement importantes pour la réalisation de systèmes intégrés de recyclage des déchets solides complexes. Cette combinaison d'opérations permet le recyclage de nombreux produits. Nous avons déjà décrit les deux produits propres aux lombri-traitements: le lombricompost (cf.5.3)et les lombriciens (cf.5.2).

La vitesse de décomposition (maturation) étant accélérée par les lombriciens de quatre fois, il devient économiquement possible de tout effectuer sous abri et de contrôler totalement les odeurs et les bruits. Le procédé, consommant 800 litres d'eau par tonne de déchets (cette eau est évaporée au cours du traitement), est aussi sans effluents liquides polluants ; même les eaux de pluie et de lavage sont utilisées.

Le procédé complet met séquentiellement en oeuvre des moyens physiques et biologiques combiné en 4 étapes : un tri, un compostage, un lombricompostage et un affinage :

Etape I = **tri** physique et humain :

- 1a) ouverture thermique des sacs plastiques (toute mécanique est impossible dans les déchets complexes bruts); calibrage à < 16cm (= 85% en masse, 99,9% en nombre de pièces) et tri manuel de > 16cm (moins de 0,1% des pièces).
- 1b) les déchets calibrés, inférieurs ici à 16cm, subissent un tri magnétique (fer recyclé) puis un tri balistique (bouteille, aérosols séparés).
- 1c) Le tri manuel sur les > 16cm écarte les ''monstres'' (exemple blocs moteurs) et sélectionne une petite fraction de grands cartons et compostable. 25% des déchets inertes sont ainsi écartés au stade I : verre, fer, chiffons recyclables et 2% de plastiques incinérables.

Etape II = compostage : les 75% restant (2/3 en matière organique) après l'étape I sont alors compostés (stade II) avec aération intense (= chaque jour). La température s'élève par fermentation à 75°C dans toute la masse : il y a hygiénisation (destruction des germes pathogènes, insectes, mauvaises graines, ...). Durée 36 jours ; la température baisse graduellement à 40°C. L'air humide et nauséabond est filtré par un biofiltre fonctionnant effectivement (Vincent et Bouché, 1997).

Etape III = lombricompostage : les déchets issus du compostage sont d'abord trempés dans l'eau (la température revient à 30°C). Ensuite ajoutés sur des lombricubateurs où les lombriciens vivent, traité et calibrent la matière organique et se reproduisent dans le substrat par ajustement spontané de la population. Durée 2 mois au plus (6-8 semaines). Au cours du compostage (étape II) et lombricompostage (étape III) la matière organique perd 50% de son carbone de sorte que le lombricompost calibré en fèces atteint une excellente maturité (C/N ~ 10). Beaucoup d'eau a été évaporée avec quelques gaz délétères éliminés par biofiltration de l'air évacuée.

Etape IV = affinage : Le substrat obtenu en fin de phase III nécessite un <u>affinage</u> car il comporte encore de très

nombreux inertes (détaillés ci-dessous). Cet affinage nécessite 4a) un séchage. Le compost brut contient en effet encore trop d'eau pour être criblé (= séchage selon le même mode que celui de la tourbe, en couche mince sans chauffage). Il y a ensuite tamisage 4b) à 50mm puis 4c) à 6mm. Le rébus de tamisage à 6mm est soumis 4d) à un champ magnétique puissant permettant l'élimination des piles, notamment les plus nocives (piles boutons) car leur enveloppe est ferromagnétique. Le lombricompost (taille < 6mm) est ensuite 4e) épuré si nécessaire (cela dépend des exigences du marché) par voie balistique et ventilation ; les gravillons, éclats de verre, ... denses sont écartés.

Les rébus de tailles > 50mm et > 6mm (sans piles) sont <u>lavés</u> pour extraire par flottaison les plastiques de faible densité (0,9 à 1) et pour nettoyer les inertes. Les inertes denses (cailloux, verre brisé, os, etc.) et propres, débarrassés des matières organiques et plastiques techniquement gênants et des métaux lourds (piles), sont devenus un granulat utilisable dans les travaux publics. Les plastiques lavés peuvent être éliminés par incinération (= source d'énergie). L'eau de lavage, chargée par le lombricompost qui était resté adhérent aux rébus, est re-injectée à l'étape II grosse consommatrice d'eau.

Le contrôle écotoxicologique et de qualité est facilité par les lombriciens (cf. 3.5).

5.7. Traitement des eaux usées par lombrifiltration.

5.7.1. L'optimisation du filtrage

Les effluents liquides sont traités par filtrage, par épuration biologique aérobie ou par traitement anaérobie (méthanisation). Le filtrage est généralement employé dans de petites installations sous forme de biofiltre : une filtration physique retient les particules après action d'une activité bactérienne épuratrice. Reynoldson, (1947) a déjà décrit l'installation spontanée d'oligochètes dans des filtres bactériens. Bouché avait préconisé d'utiliser les lombriciens pour 1) le décolmatage par ingestion des particules et les pédoturbations dans les biofiltres et 2) la synergie lombrimicrobienne réduisant les déchets organiques (cf.5.4). Des essais effectués à l'Université Métropolitaine de Santiago du Chili démontrent une efficacité de la lombrifiltration de 10 fois supérieure à celle du filtrage classique (Toha et al. sous programme franco-chilien développe presse). Un actuellement l'application industrielle et les conséquences agro-environnementales de ce nouveau procédé.

Cette optimisation par lombrifiltrage permet d'obtenir des eaux limpides avec peu de nitrate et de

phosphates (fig. 10).

Ce procédé de traitement comporte 3 étapes :

- Un dégrillage filtrage: il s'agit d'une grille classique mise en place à l'entrée de toute installation pour éliminer les gros déchets solides apportés par les eaux usées (feuilles, plastiques, branches).
- Le lombrifiltrage : l'eau dégrillée est pulvérisée. sur l'ensemble de la surface du filtre qui comporte :
- 1) une couche organique formée de lombricompost grumellisé et traité en permanence pour une population de lombriciens épigés et hygrophiles dont la démographie s'ajuste spontanément à la charge organique apportée et consommée puis décomposée en CO₂, et excrétés en mucoprotéines (Cortez et Bouché, 1987) qui sont rapidement dégradées par les micro-organismes, NH₄OH, etc.

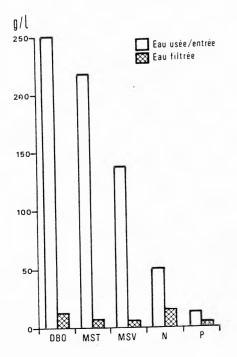


Figure 10. Efficacité du lombrifiltre : Demande Biologique en Oxygène (DBO), matière solide en suspension totale (MST) et volatile (MSV), azote (N) et phosphore total (d'après Tohà *et al.*, sous presse).

- 2) une couche grossière d'éléments type sciure de bois pouvant accumuler une activité biologique décrite cidessus.
 - 3) un drainage gravitaire avec gravillons et tubes
 - 4) une évacuation de l'eau épurée et clarifiée
- Un traitement contre les germes pathogènes (colibacilles) des eaux claires par rayons ultra-violets (fig. 11).

Ce procédé est, comparé aux autres techniques, d'une grande simplicité, fiabilité et efficience, mais sa nouveauté (une unité pilote à Santiago du Chili depuis 2 ans, une autre en démarrage dans l'Hérault et une première application industrielle au Chili) oblige à poursuivre les travaux de recherche.

On comprend les raisons probables de l'abattement

de l'azote totale, donc des nitrates limités dans les eaux épurées. Les fèces de lombriciens constituent des ensembles poreux où chaque grumeau fécal est aérobies extérieurement avec donc nitrification et est anaérobie intérieurement donc avec dénitrification. Ceci conduit à un mécanisme d'élimination de l'azote totale sous forme gazeuse N_2 . On ne comprend pas encore de façon certaine pourquoi le phosphore suit globalement le même résultat très probablement par le dépôt de formes insolubilisées dans le biofiltre. Ces deux processus réduisent l'eutrophisation globalement l'économie du système est très intéressant car il s'agit d'un traitement en phase solide (=le filtre lombricoorganique) des liquides qui ne transitent que quelques minutes dans le système Bouché et al., sous presse).

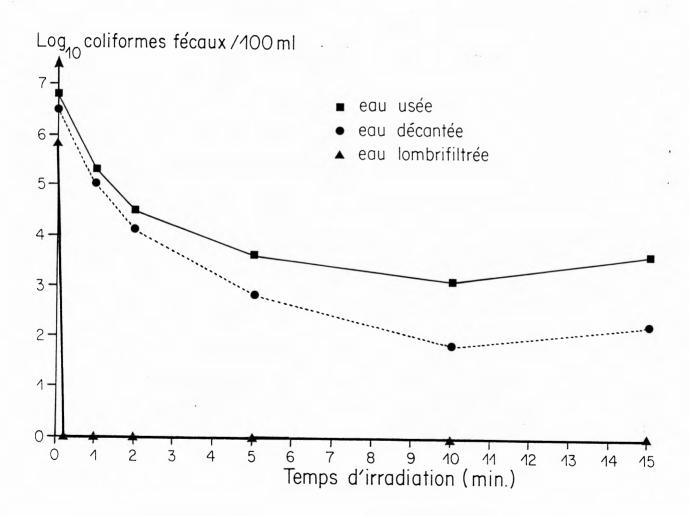


Figure 11. Désinfection des colibacilles de par traitement U.V. et en fonction du temps (minutes) (d'après Tohà et al., sous presse).

5.7.2. Développements

En l'état actuel la lombrifiltration semble promise à un grand avenir ; elle semble particulièrement économique (très peu d'investissement et d'entretien), efficace (très bon abattement des nitrates, phosphates et colibacilles) et fiable (2 ans de fonctionnement continu acquis en pilote). Elle ne produit pas de boues (essentiellement autodigérées) mais nécessite au contraire un petit apport organique (tous les 2 ans ?). L'optimisation et le paramétrage de l'ensemble des

critères à retenir doivent être poursuivis. L'extrapolation dans des conditions variées (plus froides, chaudes à variation de déchets et de composition des charges) reste à faire.

Envisagée prudemment pour de petites communautés, elle est en passe d'être utilisée dans une ville chilienne. Ses performances géométriques semblent particulièrement intéressantes. Il faut 0.1m^2 pour épurer

l'équivalent des eaux d'un habitant par jour. Ceci pourra peut-être encore être amélioré.

L'extension vers des systèmes diversifiés, sous abri avec filtration des odeurs (Vincent et Bouché, 1987) est envisageable dans les grandes conurbations, comme celle de Shanghai ou ce procédé est envisagé.

Enfin l'optimisation par un choix pertinent d'espèces reste à effectuer. Par exemple nous avons découvert l'espèce Koinodrilus faeculentes nov. sp. (P. 2741) dans des conditions (épandages excessifs sursaturés de lisier de porc) qui montrent que cette espèce serait une excellente candidate à l'optimisation des lombrifiltres.

VI. Environnement et biodiversité

Les applications conscientes des lombriciens à la problématique environnementale changent actuellement leur statut. Longtemps, soit proposé par quelques scientifiques sans aucun usage ou au contraire pratiqué par des amateurs sans aucun support technoscientifique, les applications relatives à la première masse animale commensale de l'homme sont restées marginalisées. Surtout science et applications ne se fécondaient pas mutuellement.

Le passage à des applications soit d'évaluations

systématiques de risques (par exemple tests : chap.IV) soit à des usages industriels (cf. 5.6 Lombri-polytechnique ; cf. 5.7 Lombrifiltration) oblige à une prise en compte des savoirs objectifs relatifs à des lombriciens dûment connus et choisis pour ces usages. La connaissance de la biodiversité lombricienne n'est plus un simple catalogue mais une base fondamentale pour toute application. Le tableau (24) résume cette relation entre usages et biodiversité.

Tableau 24. Usages de la biodiversité lombricienne

Usages	Biodiversité/Propriété	§	Publications principales	Avancement
Fonctions spontanées agro-écosystémiques (drainage, fertilité, érosion,)	Toutes catégories écologiques Tous taxons	7.3.4	REAL BOUCHE, M. B., 1980	spontané, R et D absence d'agronomie intégrée
Biostimulation	surtout anéciques et endogés	7.3.3	BRUN, J. J et al, 1987	R et D, généralisé en Nouvelle Zélande
Evaluation métaux lourds écotoxicologique micropolluants vraie génotoxiques	Toutes catégories écologiques	7.3.5	ABDUL RIDA (1992) TARRADELLAS et al 1982 WALSH et al (1995)	R et D R et D R et D
Tests substances chimiques toxicologiques déchets biodégradation	espèces prolifiques actuellement espèces Eisenia andrei et E. fetida souhaité : anécique et endogés de labo (?)	7.4	AFNOR X 31-250 BOUCHE et QIU, 1996 (rapport Ademe)	Homologation et R et D
Lombriculture	Taxons prolifiques : épigés et endogés	7.5.1	BOUCHE, M. B., 1987.	artisanal
Lombricompostage	Eisenia andrei et E. fetida	7.5.3	BOUCHE, M. B., 1987.	artisanal
Traitement des déchets Lumbri-polytechnique	E. andreifutures formes tropicales?	7.5.6	BOUCHE et NOUGARET, 1997	industriel
Lombrifiltration	E. andrei, hygrophile putricole? Koinodrilus faeculentes sp. nov. Helodrilus putricola, Bouché, 1972	7.5.7	TOHA et al (sous presse)	R et D et en industrialisation

VII. Remerciements

La volonté de (tendre à) rendre opérationnel nos connaissances environnementales a été supportée par divers aides, contrats et relations techno-scientifiques; nous tenons à remercier ici les principaux acteurs. Très naturellement le ministère de l'environnement nous a appuyé à travers l'ancien comité « sol et déchet solide », puis plus récemment par divers aides de l'Ademe et l'appui du comité PNETOX. Cette aide étalée sur 20 ans, a fortement contribué au développement de l'écotoxicologie et à la prise en compte intégrée du problème des déchets. Une mention particulière est adressée ici à Denis Savanne qui, par une approche ne perdant jamais de vue la démande sociale, nous a permis de concrétiser beaucoup de nos recherches.

Le soutien du Conseil Général de l'Hérault a permis de valoriser la synergie des connaissances que nous avons pu développer avec le laboratoire de biophysique, Université du Chili, ou les Professeurs Toha et Angélico Soto ont fortement contribué à nos acquis en matière de lombrifiltration. Ici l'aide du ministère des affaires étrangères est déterminante car elle permet de diffuser la connaissance bilatéralement, non seulement avec le Chili mais aussi grâce à des Programmes de Recherche Avancée vers la Chine. Ainsi une recherche interdisciplinaire et internationale conséquente a pu se mettre en place.

Cet ensemble complexe, aux retombées nationales et internationales nombreuses a pu, grâce en partie aux appuis

décrits ci-dessous, permet aussi d'optimiser les échanges par moyens électroniques et planétaires grâce à l'intégrologie dont notre collègue Patricio Soto assure la cohérence. Ici l'appui du L.I.R.M.M. et particulièrement de Thérèse Libourel, et du C.N.U.S.C joue un rôle essentiel, repris par d'autres organismes comme le LIAMA (INRIA – Acad. Sci Beijing)... avec l'optimisation des transferts de connaissances permis par l'A.F.C.R.S.T. et l'association

VERseau et le Pôle Universitaire Européen de Montpellier et le dévouement personnel de Jean-Claude Lévy.

Cette liste non exhaustive n'oublie pas les autres personnes qui nous ont apporté un soutien dans une problèmatique toujours difficile, l'environnement, car elle reste à inscrire dans les démarches techno-scientifiques de nos institutions

VIII. Références

- Abdul Rida, A.M.M., 1992 Biosurveillance de la contamination du sol : apport de l'étude des lombriciens à l'évolution des risques liés aux éléments traces. *Documents Pédozoologiques*, <u>I</u>, 4,1-233.,
- Abdul Rida, A. M. M et M. B. Bouché, 1997 Earthworm toxicology: from acute to chronic tests. Soil Biology and Biochemistry, 29 (3/4): 699-707.
- Al Addan, F., R. Aliaga et M.B. Bouché, 1991 Relations entre peuplements lombriciens et propriétés physiques de sols méditerranéens. <u>In</u> G.K. Veeresh, D. Rajagopal et C.A. Viraktamah (eds) "Advances in management and conservation of soil fauna". Oxford and IBH Publ. Co. New-Delhi, 525-537.
- Anonyme, 1984 Qualité des sols. Détermination de la toxicité d'une substance vis-à-vis des lombriciens (espèce *Eisenia fetida*), méthode "Artisol". Norme AFNOR X 31-250.
- Anonyme, 1991 Directive du conseil du 15 Juillet 1991 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques, 91/414/CEE. J.O. comm. europ.,19-8-91, L230, 1-32.
- Barret, T. J., 1949 Harnessing the earthworm. Ed. Faber and Faber Ltd, London, 1-166.
- Bouché, M.B., 1972 Lombriciens de France. Ecologie et systématique. Ed. INRA, Ann. zool. écol. anim., PU sp., 72-2, 1-672.
- Bouché, M. B., 1982 Des vers de terre pour le traitement des déchets. *BIOFUTUR*, 7, nov. 1982, 43-46.
- Bouché, M. B., 1983 The establishment of earthworm communities. *In*: Earthworm ecology, ed. Satchell, J.E., London: 431-448.
- Bouché, M. B. et G. Ferrière, 1986 Cinétique de l'assimilation de l'azote d'origine lombricienne par une végétation prairiale non perturbée. C.R. acad. sci. Paris, 302, III, 2, 75-80.
- Bouché, M. B., 1987a Emergence and development of vermiculture and vermicomposting: from a hobby to an industry, from marketing to a biotechnology, from irrational to credible practices. <u>In</u> A.M. Bonvicini Pagliari et P. Omodeo (eds) "On Earthworms", Selected Symposia and Monographs, UZI, 2, Mucchi Modena, 519-531.
- Bouché, M. B., 1987b Schématisation spatio-temporelle des inter-relations sol-écosystèmes. *Rev. écol. biol. sol*, 24, 3, 243-259.
- Bouché, M. B., J. Haimi & V. Huhta, 1988 Two earthworm taxa (Oligochaeta, Lumbricidae) new to Finland. Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica, 64: 65-67.
- Bouché, M.B., 1990 Ecologie opérationnelle assistée par ordinateur. Ed. Masson, Paris, 1-572.

- Bouché, M. B., 1996a Intégrologie. L'addressage des connaissances ou le doigt sur la plaie. Marcel Bouché autoédition, 92 rue Pauline Ramart, F-34070 Montpellier France, 1-207.
- Bouché, M. B., 1996b L'évaluation écotoxicologique : logique, concepts, méthode et dysfonctionnements. Rapport Ademe N° 9693016, 1-60.
- Bouché, M. B. & F. Al Addan, 1997 Earthworms, water infiltration and soil stability: some new assessments. *Soil Biology and Biochemistry*, 29 (3-4): 441-452.
- Bouché, M. B. et M. Nougaret, 1997 Use of earthworms for reintroducing of organic matter from towns: a restoration of natural cycle by a new ecotechnology. Features and efficiency of the first industrial unit. In "Advances in solid state fermentation" S. ROUSSOS, B.K. Lonsane, M. Raimbault, G. Viniegra-Gonzales, eds. Kluwer acad. publ., Dordrecht, N.L., 543-557.
- Bouché, M.B., 1998 L'évolution spatiotemporelle des lombriciens.Doc.pédozool.intégrol.3.1-28
- Bouché, M.B., et Qiu J.-P., 1998b liste classée des taxons valides de lombriciens (Oligochaeta : Lumbricoidea) après l'étude des trois cinquième d'entre-eux. Doc.pédozool.intégrol.4,17, 181-199.
- Bouché, M.B., Qiu J. -P., A. Soto, P. Soto et J. Toha sous presse A new sewage and organic liquid waste treament : the vermiflitration. Proc. 6th int. Symp. Earthworm ecol. Vigo, Spain.
- Burn, J. J., D. Cluzeau, P. Trehen et M. B. Bouché, 1987 Biostimulation : perspectives et limites de l'amélioration biologique des sols par stimulation ou introduction d'espèces lombriciennes. *Rev. Ecol. Biol. Sol*, 24, 4, 685-701.
- Carlson, R., 1962 Silent Spring. Fawecett premier publi., Greenwich, CO., USA, 16304.
- Chaudonneret, M. B., 1977 Quelques données sur la composition biochimique des vers de terre, aliment éventuel du bétail et de l'homme. Rapport de fin d'études, INSA, Lyon 5BC, juin 1977, 1-37 (doc. multigraphié).
- Choquet, R., et J. Vinit, 1982 Illogisme... ou pourquoi traiter différemment, sur le plan de la prévention, les substances radioactives et les produits chimiques cancérogènes. XIIe Congrès national sur le contrôle des rayonnements ionisants, A.T.S.R., Montpelier, 26-28/05/82, multigraphie, 1-21.
- Cortez, J. et M. B. Bouché, (sous presse) Field decomposition of leaf: Earthworms-microorganisms interactions. The plooughing effet. *Soil Biol. Biochem*.

- Crecy, de J., 1975 Dessèchement et réhummectation des pâtes argilleuses : unification des résultats. Ann. Agronom., 26,6,651-669
- Darwin, C. R., 1881 The formation of vegetable moud through the action of worms with observations on their habits. Ed. John Murray and CO., London, 1-326.
- Easton, E. G., 1983 A guide to the valid names of Lumbricidae (Oligochaeta). In J. E. Satchell "Earthworm ecology from Darwin to vermiculture", *Chapmann et Hall, London,* 475-485.
- Edwards, C.A., and A. Niederer, 1988 The production and processing of earthworm protein. In « Earthworms in waste and environmental management ». C.A. Edwards and E.F. Neuhauser eds., SPB acad. publ. bv., Den Hague, N.L., 169-179.
- Eisen, G., 1874 On Skandinaviens Lumbricider. Ofv. K. Vet. Ak. Förh., 30: 43-56.
- Fayolle, L., 1982 Etude de l'évolution du système déchetslombriciens-microorganismes : perspectives appliquées. Thèse ing.-doct., Univ. Lyon I, 1-130.
- Ferriere, G. 1986 Mouvements naturels des éléments dans une prairie : quantification des échanges d'azote entre lombriciens, sol et plantes. Thèse doct. d'Etat ès-Sciences, Univ. Lyon I, 23/06/86, 1-148 + Ann.
- Ferriere, G. et M. B. Bouché, 1985 Première mesure écophysiologique d'un débit d'élément dans un animal endogé : le débit d'azote de *Nicodrilus longus longus* (Ude) (Lumbricidae, Oligochaeta) dans la prairie de Cîteaux. *C.R. acad. sci. Paris*, 301, III, 17, 789-794.
- Fieldson, R. S., 1988 The economoic viability of earthworm culture on animal wastes. In « Earthworm in waste and environmental management ». C.A. Edwards and E.F. Neuhauser eds. SPB acad. publ. bv., Den Hague, N.L., 145-153.
- Granval, Ph., 1988 Variations du régime alimentaire de la Bécasse des bois (*Scolopax rusticola* L.) en hivernage. <u>In</u> C.R. 3ème Symp. europ. sur la Bécasse et la Bécassine, ONC, 14-16 oct. 1986, Paris, 60-66
- Granval, Ph. et R. Aliaga, 1988 Analyse critique des connaissances sur les prédateurs de lombriciens. Gibier et Faune Sauvage, 5, 71-94.
- Graziano, P. L., and G. Casalicchio, 1987 Use of worm-casting techniques on sludges and municipale wastes: development and application. In «On Earthworms» A.M. Bonvicini Pagliai and P. Omodeo, eds, Mucchi editore publ. Modena, Italy, 437-457.
- Hameed, R., M. B. Bouché et J. Cortez, 1994 Etudes in situ des transferts d'azote d'origine lombricienne (Lumbricus terrestris L.) vers les plantes. Soil Biol. Biochemistry, 26, 4, 495-501.
- Hartenstein, R., and F. Hartenstein, 1981. Physicochemical changes effected in activated sludge by the

- earthworm Eisenia faetida. J. environm. qual., <u>10</u>, 377-382.
- Hensen, V., 1877 Die Thätigkeit des Regenwurms (Lumbricus terrestris L.) für die Fruchtbarkeit des Erdbodens. Zeitschrift f. wiss. Zool., 28: 354-364.
- Kaplan, D., R. Hartenstein, E. F. Neuhauser & M. R. Malecki, 1980 Role of the pheretimoid worms *Amynthas hawayena* and *A. rodericensis* in soils and recycling. *Rev. écol. biol. sol*, 17, 165-171.
- Loehr, R. C., J.H. Martin Jr. and E.F. Neuhauser, 1998 Stabilization of liquid municipal sludge using earthworms. In «Earthworms in waste and environmental management». C.A. Edwards and E.F. Neuhauser eds., SPB acad. publ. bv., Den Hague, N.L., 95-110.
- Parle, J.N., 1963 Microorganisms in the intestin of earthworms. *J. gen. microbiol.*, <u>31</u>, 1-11.
- Poissonet, P., C. Collin, C. Floret, M. Grandjanny, J. L. Guillerm, E. Le Floc'h, G. Long, J. Poininet, S. Rambal, M. Thiault et L. Trabaud, 1981 Recherches expérimentales sur un système complexe: la garrigue de *Guercus coccifera* L. Rapport D.EG., CEFE, CNRS, Montpellier, 1-348.
- Qiu, J.-P., M.B. Bouché, et P. Soto, 1998 L'acquisition, la rationnalisation et la gestion des connaissances : application à la biodiversité lombricienne. Doc.pédozool.intégrol.3,4,57-118.
- Rafidison, Z., 1982 Rôle de la faune dans l'humification : transformations des feuilles de hêtre par un ver anécique (*Nicodrilus velox*). Thèse doct. ing. pédologie, Nancy I, 1-104 + biblio.
- Reynelodson, T. B., 1947 An ecological study of the enchytraeid worm population of sewage bacteria beds. J. anim. ecol. 16, 26-37.
- Schwartz, L., 1996 Le cancer résiste à la science. La Recherche, 284, 54-60.
- Tarradellas, J., P. Diercxsens & M.B. Bouché, 1982 Methods of extraction and analysis of PCBs from earthworms. Int. J. environ. analyt. chemistry., 13, 55-67.
- Toha, J. C., M. A. Soto & S. Contreras (sousmis) A new ecological waste water treatment combining a dynamic biofilter plus UV irradiation. *Environm. health perspectives*.
- Vincent, N. et M. B. Bouché, 1997 Practical implementation of a biofilter in a composing/vermicomposting plant : Failures and solutions. In S.ROUSSOS, B.K. Lonsane, M. Raimbault, G. Viniegra-Gonzales, eds. Kluwer acad. publ., Dordrecht, N.L. "Advances in Solid State Fermentation", P. 121-130
- Walsh, P., C. El Adouni, M.J. Mukhopadhyay, G. Viel, D. Nadeau et G.G. Poirier, 1995 32P postlabelling determination of DNA adduits in the earthworm. Proc. 6th int. symp. earthw. écol.