

CONSEIL SCIENTIFIQUE

D
E
L
A
C
O
N
F
E
R
E
N
C
E
R
E
G
I
O
N
A
L
E

Gestion des sols
et
apports de déchets organiques
en Bretagne



DE L'ENVIRONNEMENT

BRETAGNE

INTRODUCTION	1
A.I - LE SOL : Une ressource aux multiples fonctions	3
1. <i>UNE RESSOURCE NATURELLE</i>	3
2. <i>UN BIEN INDIVIDUEL mais de PORTEE UNIVERSELLE</i>	3
3. <i>DES FONCTIONS ESSENTIELLES</i>	4
4. <i>UN MILIEU EXCEPTIONNEL D'EXPRESSION de LA BIODIVERSITE</i>	6
A. II - LES SOLS en BRETAGNE : Connaissances et Enjeux	7
1. <i>LES REFERENTIELS EXISTANTS</i>	7
1.1 - Cartographie des états du sol	7
1.2 - Réseaux de suivi de la qualité des sols et des fonctions environnementales	8
2. <i>EVOLUTION des SOLS en lien avec les APPORTS ORGANIQUES</i>	9
2.1 - Baisse des teneurs en matière organique des sols	9
2.2 - Accumulation de phosphore	11
2.3 - Contamination par les éléments traces métalliques (ETM) : cuivre et zinc	13
2.4 - Modification de l'activité biologique	15
2.5 - Autres paramètres	17
A. III – RECOMMANDATIONS	19
B.I – LES DECHETS ORGANIQUES : Définition et gisement	24
1. <i>DECHET OU PRODUIT ?</i>	24
1.1 - Définition juridique du déchet	24
1.2 - Définition juridique des matières fertilisantes organiques	24
1.3 - Logiques « déchet » ou « produit » pour le retour au sol.	25
1.4 - Conclusions	26
2. <i>GISEMENT de DECHETS et PRESSION d'EPANDAGE</i>	28
2.1 - Le gisement global breton	28
2.2 - Les boues de stations d'épuration des eaux usées urbaines	29
2.3 - Les déjections animales	29
2.4 - Des nouveaux déchets	30
2.5 - Conclusions	31
B.II – L'EPANDAGE AU SOL : Des enjeux environnementaux	34
1. <i>VALEURS DES DECHETS ORGANIQUES</i>	34
2. <i>DANGERS POTENTIELS</i>	35
2.1 - Dissémination de microorganismes à potentiel pathogène et de molécules médicamenteuses.	36
2.2 - Accroissement du stock d'éléments traces métalliques (cuivre, zinc) dans les sols	38
2.3 - Apports en excès d'éléments fertilisants (azote N, phosphore P)	39
3. <i>NOTION de RISQUE</i>	41
4. <i>CONCLUSION</i>	43
B.III – RECOMMANDATIONS	44
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	48

Avant-propos

Ce rapport répond à une saisine du Conseil régional, suite à un souhait de l'association Eaux et Rivières de Bretagne de voir examiner les conséquences d'ordre environnemental et sanitaire qui pourraient résulter des pratiques d'épandage des sous-produits des unités de traitement des lisiers et des boues des stations d'épuration.

Au fur et à mesure de sa réflexion, le Conseil scientifique a souhaité replacer la question dans le contexte général de la ressource SOL et de sa qualité. D'un point de vue environnemental, la gestion des déchets organiques est le plus souvent abordée dans le cadre de la problématique « azote et qualité de l'eau » alors qu'elle doit être appréhendée avant tout sous l'angle de l'adéquation entre les besoins et les capacités fonctionnels du sol (physiques, chimiques et biologiques) et l'apport de matière organique. De ces modalités de gestion, découlent les risques environnementaux pour le sol, l'eau et l'air.

Ce document est le fruit de maintes réunions de travail réunissant les membres du Conseil scientifique dont vous trouverez la composition ci-après. Le secrétariat de rédaction a été assuré par Mme Josette Launay, coordinatrice du Conseil scientifique.

Le Conseil scientifique a consulté d'autres experts et il tient à remercier, pour leurs différentes contributions et/ou relecture,

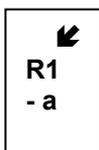
M. Claude CHEVERRY, professeur émérite à l'ENSAR et ancien membre du Conseil scientifique régional de l'environnement ;

M. Christian WALTER (ENSAR, UMR-INRA S.A.S.) et M. Daniel CLUZEAU (Université de Rennes I, UMR-CNRS Ecobio), enseignants-chercheurs et co-auteurs du rapport Gessol, programme de recherche mené dans le cadre de la fédération de recherche CAREN ;

et M. Philippe MORAND, chercheur (UMR-CNRS Ecobio) ;

ainsi que Mme Mélanie CHAUVIN (ADEME) et M. Richard GIOVANI (INRA) pour leur éclairage sur le chapitre des déchets.

Information pratique



Des encadrés, tel que celui ci-contre, sont insérés dans la marge gauche au fil du texte. Ils renvoient à une recommandation en fin de chapitre :
recommandations R1, R2 et R3 (a,b,c,d) pour la première partie « Sol » (p.19 à 23) ;
recommandations R4 (a,b) et R5 (a,b) pour la deuxième partie « Déchets » (p.44 à 47).

COMPOSITION DU CONSEIL SCIENTIFIQUE REGIONAL DE L'ENVIRONNEMENT

Président : M. Paul TREHEN

<i>Ecologie du milieu terrestre</i>	M. Paul TREHEN , Université de Rennes I -Professeur émérite. M. Jean-Claude LEFEUVRE , Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN), Université de Rennes I, UMR-CNRS « Ecobio » - Professeur.
<i>Agronomie / Sciences du sol</i>	M. Pierre AUROUSSEAU , ENSA Rennes, UMR-INRA « Sol – Agronomie– Spatialisation » (SAS). Professeur M. Philippe LETERME , ENSA Rennes, UMR-INRA SAS. Professeur. M. Philippe MEROT , INRA Rennes, UMR SAS - Directeur de recherche et directeur de l'UMR.
<i>Géologie</i>	M. Gérard GRUAU , CNRS, UMR-Université de Rennes I « Géosciences » – Directeur de recherche.
<i>Ecologie marine et littorale</i>	M. Alain MENESGUEN , IFREMER Brest, Département Ecologie côtière - Directeur de recherche. M. Paul TREGUER , UBO Brest / IUEM - Professeur - Directeur de l'Institut Universitaire Européen de la Mer (IUEM). Mme Frédérique VIARD , Station Biologique de Roscoff, UMR-CNRS « Evolution et génétique des populations marines » – Chargée de recherche.
<i>Gestion du littoral et impact des aménagements</i>	M. Jean-Louis MAUVAIS , IFREMER Brest , Direction de l'Environnement littoral- Retraité.
<i>Traitement de l'air et de l'eau</i>	M. Alain LAPLANCHE , Ecole Nationale Supérieure de Chimie (ENSC Rennes – Professeur, directeur du Laboratoire de Chimie des Nuisances et Génie de l'Environnement (CNGE).
<i>Traitement et Valorisation des déchets</i>	M. José MARTINEZ , CEMAGREF Rennes – Responsable de l'Unité de Recherche « Gestion des effluents d'élevage et des déchets municipaux ».
<i>Santé et Environnement</i>	M. René SEUX , Ecole Nationale de la Santé Publique (ENSP Rennes) - Professeur, directeur du Laboratoire Environnement et Santé.
<i>Santé humaine</i>	Dr. Alain BAERT , Centre Hospitalier Pontchaillou (CHU) de Rennes, Centre anti-poisons - Médecin.
<i>Economie de l'Environnement</i>	M. Maurice BASLE , Université de Rennes I, CREREG-IREIMAR-CNRS – Professeur. M. Pierre RAINELLI , INRA Rennes, Economie et Sociologie Rurales - Directeur de recherche.
<i>Droit de l'Environnement</i>	M. Patrick LE LOUARN , Université de Nantes, CRUARAP – Maître de conférence. M. Dider LE MORVAN , UBO Brest /IUEM-CEDEM (Centre de Droit et d'Economie de la Mer) – Professeur.
<i>Géographie</i>	M. François CUQ , CNRS, UMR - UBO Brest / IUEM « Géosystèmes » - Directeur de recherche. M. Jean-Pierre MARCHAND , Université de Rennes II, UMR-CNRS « COSTEL » - Professeur.
<i>Sociologie</i>	Mme Véronique Van TILBEURGH , Université de Rennes II, Sociologie - Maître de conférence.

INTRODUCTION

Première partie : A - LA RESSOURCE « SOL »

A. I - LE SOL : Une ressource aux multiples fonctions

A. II - LES SOLS en BRETAGNE : Connaissances et enjeux

A. III – RECOMMANDATIONS

Seconde partie : B - L'APPORT DE DECHETS ORGANIQUES

B.I – LES DECHETS ORGANIQUES : Définition et gisement

B.II – L'EPANDAGE AU SOL : Des enjeux environnementaux

B.III – RECOMMANDATIONS

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

INTRODUCTION

- **Parmi les divers domaines abordés par les politiques de l'environnement, le sol est probablement le plus négligé.**

Les préoccupations environnementales, et en particulier la protection de la nature ont été orientées pendant très longtemps, essentiellement vers la flore et la faune plus facilement accessibles à l'opinion publique. Quelques espèces sont devenues à juste titre, des symboles universellement reconnus (le Panda symbole du WWF, le Gorille symbole des forêts tropicales primaires africaines, le saumon et la protection des rivières en Bretagne etc...). Si le rôle sensibilisateur de ces espèces symboles est indiscutable, il doit maintenant être mieux adapté à la complexité du fonctionnement des écosystèmes. C'est bien là l'orientation moderne actuelle de la protection de la nature qu'il faut absolument encourager et soutenir.

Les mesures de protection et de gestion des espaces naturels mises en oeuvre en référence aux principes élaborés lors de la conférence de Rio sur la biodiversité reposent dans leur presque totalité sur des critères de protection de la faune et la flore. Le sol, bien que souvent présenté comme un milieu vivant dans les introductions des divers documents officiels, n'est en réalité plus traité que comme un système physique et chimique dans lequel la diversité biologique n'est pas considérée comme une ressource renouvelable et ne fait l'objet d'aucune réglementation applicable localement. Comment, dans ces conditions, s'ajuster aux concepts de développement durable si souvent évoqués ?

D'autre part, **la connaissance et la prise en compte du sol sont le plus souvent limitées à l'une de ses composantes.** Ceci est vrai des scientifiques selon qu'ils s'intéressent aux phénomènes biologiques, géologiques et hydrologiques mais aussi des économistes, des juristes, des historiens ou des sociologues, qui font référence au sol au travers de questions beaucoup plus larges comme par exemple l'évolution de l'urbanisation ou des usages en milieu rural. C'est de cette manière que l'on peut expliquer aujourd'hui le cloisonnement des connaissances et des données scientifiques. Les domaines de recherche font généralement référence à différents compartiments du sol mais moins souvent à l'entité « sol » considérée comme un écosystème, aussi complexe soit-il.

Pour répondre aux préoccupations liées à la dégradation des sols dans l'Union européenne, **la Commission européenne vient de définir, pour la première fois, les premières étapes d'une stratégie en faveur de la protection des sols.** Une communication intitulée «Vers une stratégie thématique pour la protection des sols»¹ publiée en avril 2002, par la Commission, aborde la question de la protection des sols par une approche à la fois large et descriptive, tout en posant les bases des travaux qui seront réalisés dans ce domaine. *«Nous plaçons désormais la protection des sols au même plan que l'épuration de l'air et de nos ressources en eau. Pendant trop longtemps, nous avons considéré le sol comme un bien acquis. Or, l'érosion, la diminution de la qualité et l'imperméabilisation des sols sont des problèmes majeurs dans toute l'Union européenne. Il s'agit d'un enjeu pour le développement durable car ces tendances sont en grande partie irréversibles et le sol est essentiel pour notre subsistance»*².

¹ CCE, 2002 - Texte disponible sur le site : http://www.europa.eu.int/comm/environment/agriculture/soil_protection.htm

² Margot WALLSTRÖM, commissaire européen chargée de l'environnement

- **Le sol, composante essentielle de tous les écosystèmes terrestres**, est reconnu pour être à l'origine des 2/3 de la production primaire exploitée par l'humanité pour sa nourriture, son habitation, son énergie. Les sols assurent également une part importante du cycle de l'eau tant des points de vue hydraulique que biologique. Il est un réservoir immense, probablement le plus important, de la biodiversité microbienne dont l'exploration à grande échelle ne fait que commencer. L'exploration des fonctions microbiennes s'est fortement accrue depuis le début du siècle et plus récemment grâce aux techniques de la biologie moléculaire. Nous voyons aujourd'hui émerger des applications concrètes en matière de fixation de l'azote, ou la lutte contre les pathogènes, grâce à l'essor des biotechnologies. La réussite de cette révolution biotechnologique demande une approche intégrée du sol pris comme une entité fonctionnelle à l'interface entre le vivant et le minéral.

Les sols, dont chacun est conscient de l'importance majeure pour l'humanité, **sont soumis à des pressions naturelles** (érosions pluviales et aériennes, phénomènes géologiques, ..) **et humaines** (pratiques culturales, apports d'éléments minéraux et organiques,..). Les diverses utilisations du sol mettent ses fonctions à rude épreuve. Des indices de plus en plus fréquents -tassement et érosion, acidification, diminution de la matière organique, concentration de polluants, disparition d'espèces- montrent que le sol ne peut pas remplir parfaitement ses fonctions écologiques tout en subissant une destruction graduelle et incessante.

En Bretagne, la question des épandages d'effluents agricoles ou leurs sous-produits, de composts, de boues de station d'épuration doit être replacée dans ce contexte général d'altération de la qualité des sols, c'est-à-dire toutes les conséquences fonctionnelles physiques, chimiques et biologiques. Le sol est exploité par l'homme en première priorité à des fins agricoles. Faut-il rappeler que l'homme a progressivement intensifié l'exploitation du sol par une spécialisation des productions. Cette intensification a aujourd'hui dépassé les capacités d'absorption et de régulation de leurs déchets par les sols. En effet, la production industrielle hors-sols a tenté de faire assurer par les sols une grande part de cette fonction de recyclage et de minéralisation de ses déchets.

D'un point de vue environnemental, la gestion des déchets organiques est le plus souvent appréhendée dans le cadre de la problématique « azote et qualité de l'eau » alors qu'elle doit être placée avant tout sous l'angle de l'adéquation entre les besoins fonctionnels du sol et l'apport de matière organique. De ces modalités de gestion, découlent les risques environnementaux pour l'eau et l'air.

Nous avons donc souhaité placer le SOL au centre de notre réflexion. **Dans la première partie de ce document (A)**, il nous a donc paru nécessaire, de rappeler d'une part comment le sol en tant que ressource vivante doit être perçu et appréhendé pour que soient garanties la pérennité et l'évolution naturelle de ses différentes fonctions ; et d'autre part, quelles sont les évolutions des sols bretons à surveiller de façon plus spécifique dans le cadre des apports de déchets organiques.

Dans la seconde partie (B), nous rappelons la production de déchets organiques en Bretagne (quantité produites) et les conditions de leur valorisation agricole par épandage au sol. Cette valorisation présente de nombreux intérêts mais elle a aussi ses contraintes. Doivent être posés les risques environnementaux et sanitaires d'apports de substances potentiellement polluantes soit de par leur nature, soit de par leur excès quantitatif. Le contexte spécifique des excédents des effluents agricoles en Bretagne nécessite une gestion territoriale englobant l'ensemble du gisement de déchets organiques en lien avec les capacités des sols, la préservation de leurs fonctions et la maîtrise des risques environnementaux et sanitaires.

A.I - LE SOL : Une ressource aux multiples fonctions

1. UNE RESSOURCE NATURELLE

- Le sol est la couche la plus externe, marquée par les êtres vivants, de la croûte terrestre. **Il est le siège d'un échange intense de matière et d'énergie entre l'air, l'eau et les roches.**

Le sol est une mince pellicule, épaisse en moyenne de 1 à 2 mètres seulement en milieu tempéré. Il est le plus fertile dans sa partie superficielle ³ (5 à 50 cm = Litière + Horizon organo-minéral de surface). Cette partie est le carrefour principal entre les mondes vivant et minéral, lieu de leur relation intime au sein du complexe argilo-humique. La litière s'y transforme, la faune et la microflore du sol y sont les plus actives et, souvent, les plantes vasculaires s'y enracinent préférentiellement. Situé en surface de la couverture pédologique, c'est la partie la plus exposée aux perturbations, en particulier dans les sols agricoles.

- Il est plus approprié de parler " des sols " et non " du sol ", sachant qu'il s'agit en réalité de **systèmes écologiques complexes** dont les aptitudes et les propriétés résultent des échanges physiques, chimiques et biologiques entre la fraction minérale et la fraction vivante :

La **partie minérale** du sol peut être considérée comme une **ressource non renouvelable** dans la mesure où il faut au moins de 1000 à 10000 ans pour former un sol. Il suffit de quelques jours pour l'entraîner par érosion, sous des climats agressifs. La structure et les qualités agronomiques d'un sol étant le fruit de cette longue construction dans laquelle l'histoire agricole a sa place, **chaque sol constitue un patrimoine et un objet de développement durable.**

Le **potentiel biologique** d'un sol constitue une **fraction renouvelable de cette ressource**. Elle inclut la matière organique, la faune, la flore, la rhizosphère. Son non-renouvellement ou sa dégradation entraînent une modification, une perte partielle ou totale de ses potentialités.

R1

2. UN BIEN INDIVIDUEL mais de PORTEE UNIVERSELLE

La sensibilisation croissante de la communauté internationale à la nécessité de protéger le sol comme ressource, a engendré progressivement des initiatives internationales (cf. annexe 1). La communication de la commission européenne (avril 2002) est une nouvelle étape prometteuse qui pose la question de la protection des sols en tant que telle.

Il n'existe pas au stade actuel de politique explicite de protection des sols. Toutefois au niveau européen et national, différentes politiques et législations participent indirectement à la prise en compte du sol et à sa protection : la législation environnementale générale, la législation environnementale spécifique relative à l'eau et à l'air, la législation en matières de déchets, la politique agricole commune et la politique d'aménagement du territoire (cf. annexe 2).

- **Le statut du sol en tant que milieu naturel n'existe pas vraiment en droit français.** En tant que milieu récepteur, le sol est défini principalement au travers de la législation

³ appelée *Episolum humifère* = ensemble des horizons supérieurs d'un solum contenant de la matière organique et dont l'organisation est sous la dépendance essentielle de l'activité biologique (AFES, 1995).

des sites pollués et partiellement au travers de la législation liée aux épandages de déchets : une logique de prévention des risques sanitaires et de protection des milieux (air, eau, sol) y est affirmée.

- **L'usage du « milieu sol » est du ressort du droit privé (usus, fructus et abusus).** A la différence de l'air et de l'eau, le sol est totalement un accessoire de la propriété privée. Certaines règles d'usage sont définies par exemple sous forme de guides de bonnes pratiques agricoles, de cahiers des charges ou encore dans la réglementation des carrières s'agissant des terres de découverte, mais ces règles sont souvent ponctuelles et contractuelles.
- **Pour la dimension territoriale du sol, le droit public domine :** le sol est un support occupé, une surface définie par le droit de l'urbanisme qui va imposer la répartition de l'occupation du sol en tant que territoire (patrimoine commun de la nation). Cette dimension territoriale ne concerne pas le sol comme milieu naturel sauf dans le cas de protections particulières de la nature ou de politique de lutte contre l'érosion, par exemple la restauration des terrains en montagne.

Le droit « absolu » du propriétaire, et plus particulièrement de l'agriculteur, est progressivement contesté par la société : les atteintes potentielles de dégradation, d'accumulation et/ou de transfert de polluants sont de moins en moins bien perçues et acceptées socialement ; **le sol est revendiqué de plus en plus comme un patrimoine commun qui nécessiterait d'être mieux traduit ainsi dans le droit français.**

R1

3. DES FONCTIONS ESSENTIELLES

Le sol remplit des fonctions indispensables à la vie végétale, animale et humaine sur terre :

➤ **Fonctions économiques :**

- Le sol est le lieu de la *production agricole et sylvicole*
- Il est une *source de matières premières* : argile, sable, gravier,....
- Il sert de *support aux constructions humaines* : bâtiments, infrastructures de transports...

➤ **Fonctions écologiques :**

- Le sol est *un puits pour le carbone* : c'est un site majeur de stockage du carbone provenant du CO₂ atmosphérique. Il est *une source potentielle d'émissions de gaz à effet de serre* (CO₂, CH₄, N₂O) qui varient en fonction des écosystèmes (forêts, zones humides, agrosystèmes,..). Par conséquent, le sol contribue pour une part à la régulation des cycles naturels de l'eau, de l'air, des substances minérales et organiques. C'est un maillon déterminant dans le flux incessant de l'énergie et de la matière au sein de l'écosystème.
- Le sol est une *source d'énergie et d'éléments nutritifs* pour l'ensemble de la diversité des organismes terrestres y compris l'homme.
- Le sol est un *milieu structuré offrant une diversité d'habitats*. Les micro- et macro-habitats du sol sont le cadre d'activités et de refuges de nombreux organismes vivants.
Il est *un réservoir immense de la biodiversité microbienne et faunistique* répartie entre les formes libres des microorganismes présents dans les différentes structures des sols et les formes liées aux systèmes racinaires, aux animaux du sol et aux autres

microorganismes comme par exemple les champignons. Certains de ces microorganismes sont indispensables à l'assimilation et au fonctionnement des écosystèmes alors que d'autres sont pathogènes, ou peuvent le devenir à la suite de modifications de l'usage que l'on peut faire des sols.

Il est le *lieu d'habitat d'espèces et de biocénoses* : d'une part le sol abrite des espèces protégées et d'autre part, il participe de l'équilibre des écosystèmes de surface dans les zones protégées telles que les biotopes, réserves, ZNIEFF.

- Les sols ont un rôle dans la *prévention de catastrophes par inondation ou coulées de boues* : importance de la qualité d'absorption des sols.
- Les sols constituent *un passage obligé intervenant directement dans les modifications de la qualité de l'eau*. L'essentiel des eaux de pluie circulent dans des aquifères superficiels et dans les sols avant de venir gonfler les rivières essentiellement par un mode de circulation diffus.

➤ Fonctions biologiques :

Le sol est un réacteur biogéochimique qui assure des fonctions de transformation, d'accumulation et de transfert.

- *Sol transformateur* : dégradation de la matière organique et autres substances, à l'aide d'organismes vivants.

L'intégration de la matière organique au matériel minéral, qui aboutit à la formation du complexe argilo-humique, se fait sous l'influence de mécanismes physique, chimique et biochimique qui sont régulés par la faune et les microorganismes du sol ; ceci se traduit par la décomposition continue de biomasse morte dont les éléments sont en partie soit minéralisés, soit accumulés au sein de l'humus du sol.

- *Sol réservoir* : stockage et accumulation d'éléments en fonction de leur solubilité. Ce phénomène d'adsorption aux particules du sol et aux racines des plantes peut varier dans le temps (remobilisation).

- *Sol échangeur / filtre* : voie de passage vers d'autres compartiments des écosystèmes.

Les sols sont un milieu d'écoulement pour les substances qui sont peu ou pas adsorbées. Elles sont transportées par différentes voies :

- . entraînement avec l'eau de percolation vers les couches plus profondes ou même vers les eaux souterraines (lessivage en profondeur ou lixiviation) ;
- . entraînement vers les eaux superficielles par le ruissellement, l'érosion (érosion éolienne ou hydrique), le lessivage en sub-surface.
- . transfert vers l'atmosphère par volatilisation
- . exportation par les plantes (bioassimilation).

En résultante de toutes ces fonctions, nous pouvons affirmer la valeur patrimoniale de la ressource Sol. Il est, de plus, un *élément constitutif du paysage* et joue un rôle de *mémoire historique et culturelle*, il est un miroir de l'histoire des civilisations et des cultures. Cette "mémoire sédimentaire" est précieuse pour des disciplines comme la géomorphologie, l'archéologie, la paléontologie, l'étude des changements climatiques...



4. UN MILIEU EXCEPTIONNEL D'EXPRESSION de LA BIODIVERSITE

- Il est important d'insister sur **le rôle fondamental de la vie dans les sols, joué par la rhizosphère, les micro-organismes et la faune du sol.**

Sans micro-organismes telluriques, il n'y aurait pas de décomposition organique (minéralisation, solubilisation, et immobilisation) pas d'assimilation optimales par les racines, pas de défenses naturelles de restauration des fonctions disparues sous l'action d'une pollution et d'une contamination.

Les micro-organismes du sol, bactéries et champignons, se nourrissent de la matière organique du sol. Ce faisant, ils libèrent des éléments minéraux (nitrate, phosphate...) qu'absorbent les plantes et ils participent à la synthèse des acides humiques. Ces derniers vont alimenter des pools de matière organique de plus en plus résistants dont le temps moyen de résidence dans le sol peut atteindre plusieurs siècles⁴. De fait, dans le sol, le temps de turn-over moyen de la biomasse microbienne varie de 1 an à 1 an 1/2 car les micro-organismes sont le plus souvent inactifs. Le réveil périodique de cette microflore est induit le plus souvent par les racines et les invertébrés du sol (macro-organismes), et dans de nombreux cas aussi par les interactions multiples entre les micro-organismes auto et hétérotrophes. Ces micro-organismes dégradent aussi les molécules dites xénobiotiques, pesticides, désherbants, antibiotiques, avec une efficacité variable selon l'intensité et la périodicité des apports.

Les macro-organismes créent des conditions qui stimulent l'activité microbienne : les racines dans leur rhizosphère ; les vers de terre dans leur drilosphère ; certains vertébrés fouisseurs, les multiples arthropodes saprophages et les racines superficielles dans les premiers centimètres du sol.

- Toutes ces interactions impliquent **des échanges de gaz avec l'atmosphère terrestre** (oxygène, gaz carbonique, méthane, gaz azotés, ..)

- D'autre part, **l'eau (fraction hydrique essentielle) qui circule en permanence entre tous les compartiments du sol, est le substrat de vie indispensable** à tous les microorganismes bénéfiques ou pathogènes, elle est assimilée par les plantes à travers leur système racinaire ou ingurgitée par les animaux directement ou indirectement lorsqu'ils se nourrissent. Elle est le vecteur principal de la communication chimique entre les organismes édaphiques c'est à dire présents dans les sols ou y puisant leur énergie. Elle est le support de particules en suspension et le moyen de stockage plus ou moins long de molécules solubilisées, de complexes chimiques qu'ils soient nutritifs ou toxiques, assimilables ou non par les racines, la faune du sol, les microorganismes. Il n'est donc pas possible de bien en comprendre le cycle sans une connaissance approfondie et intégrée de sa place et ses fonctions dans chacun des compartiments du sol.

Ainsi les systèmes biologiques jouent un rôle fondamental dans le maintien et la régulation des qualités physiques et chimiques des sols. Toutes ces interactions issues des organismes vivants constituent un réseau complexe qui conditionne la fertilité d'un sol. **La majeure partie des perturbations des sols a une répercussion sur l'ensemble de leur biodiversité.** Ces atteintes à la biodiversité diminuent d'autant la capacité des sols à autoréguler les pollutions et/ou les contaminations par des agents pathogènes et toxiques.

↙
R1
et
R3-d

⁴ Jenkinson et al., 1987

A. II - LES SOLS en BRETAGNE : Connaissances et Enjeux

1. LES REFERENTIELS EXISTANTS

1.1 - Cartographie des états du sol

➤ **Au niveau national**

- A l'échelle de la France, une première cartographie a été initiée par des experts dans les années 60 et mise à jour dans les années 80 en intégrant les progrès cartographiques. A l'échelle du millionième (1/1.000.000), elle représente une vision d'ensemble assez sommaire des sols français.
- Un programme de Cartographie Pédologique de la France (CPF) a été lancé en 1968 à l'échelle de 1/100.000 : actuellement près de 9 millions d'hectares sont cartographiés, autant sont en cours. *En Bretagne, une seule feuille a été réalisée (secteur de Janzé en Ille-et-Vilaine)*

Parallèlement, en 1980, la loi d'orientation agricole lance une opération de Couverture d'ensemble du territoire français (CDTA, Cartes Départementales des Terres Agricoles) à l'échelle du 1/50.000, en se basant sur le découpage IGN. L'objectif était de fournir au Ministère de l'agriculture une « appréciation globale de la valeur agricole des terres » (classement combiné en 6 catégories de la potentialité des sols et de la productivité des terres). Les cartes sont assez inégales et ne reposent pas obligatoirement sur des levés pédologiques. Environ 15% de la surface française a été couverte, *5-6 feuilles ont été réalisées en Bretagne (secteurs St Malo, Dinan, Loudéac, Lorient, La Guerche)*. Cette cartographie a été abandonnée.

- Ces 20 dernières années, plusieurs opérations basées sur l'élaboration de « typologies des sols » et centrées sur des objectifs bien définis, ont été lancées pour répondre à des problèmes concrets posés par les professionnels de l'agriculture ou de la forêt (drainage-irrigation, stations forestières,...)
- A partir de 1990, a été conçu et mis en œuvre un programme « Inventaire, Gestion et Conservation des Sols » (IGCS) s'appliquant à l'ensemble du territoire français et tentant d'obtenir une caractérisation fine des sols à l'échelle des petites régions naturelles françaises.

Un référentiel régional pédologique a été établi à l'échelle du 1/250.000 pour les raisons suivantes : coût de revient, délai de réalisation, bonne lisibilité, échelle de référence au niveau européen). *En Bretagne, les zones cartographiées dans ce cadre sont principalement en Ille-et-Vilaine*. Cette démarche nécessite une disponibilité d'experts et un accompagnement scientifique.

➤ **Au niveau régional**

- Parallèlement à ces programmes nationaux, des cartes des sols existent en Bretagne, à différentes échelles (1/100.000, 1/50.000, 1/25.000, 1/5.000) sur des petits secteurs. Elles sont réalisées par différents acteurs (bureaux privés, chambres d'agriculture, organismes de recherche,...) à partir de critères variables suivant les objectifs fixés : tracé routier, carte départementale des terres agricoles, aménagement foncier, aptitude à l'épandage, protection de captage, ...

Dans plusieurs cas, la méthode Tarière⁵ basée sur 4 critères (roche-mère, hydromorphie, développement du profil, profondeur de sol) est privilégiée et associée à des analyses physico-chimiques. Ainsi, près de la moitié de l'Ille-et-Vilaine a fait l'objet d'une cartographie des sols (1/25.000) et les données sont principalement centralisées à la Chambre départementale d'Agriculture qui a développé un service pouvant mener ces expertises. En Finistère, la Chambre d'Agriculture a créé son propre bureau d'étude et utilise également la même méthode.

Les différents travaux de cartographie (connaissance spatialisée des sols) n'ont pas permis à ce jour de couvrir encore tout le territoire français (un peu moins des 2/3)⁶

La Bretagne est peu couverte. Une certaine centralisation existe en Ille-et-Vilaine et en Finistère par le biais des Chambres départementales d'agriculture.

Toutefois, en majorité, les cartographies existantes en Bretagne sont la propriété des demandeurs (principalement agriculteurs), ce sont des pièces jointes aux dossiers administratifs qu'ils sont amenés à constituer. Il n'y a ni inventaire précis des cartes existantes, ni archivage, ni mise à disposition obligatoire.

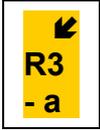


1.2 - Réseaux de suivi de la qualité des sols et des fonctions environnementales

- A la suite de l'observatoire de la qualité des sols (OQS) initié en 1986, un Réseau national de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS) a été mis en place récemment afin d'évaluer quantitativement l'évolution des sols à l'échelle du territoire français. Il repose sur le suivi d'environ 2000 points (sites « légers » dits d'alerte) répartis uniformément selon une maille carrée de 16 km de côté, calée sur un réseau européen existant (paramètres physiques et chimiques relevés tous les 5 ans ainsi que environnement et historique de la parcelle). Ce maillage sera accompagné de sites dits « lourds », destinés à analyser plus finement les processus et les interactions avec les autres compartiments des écosystèmes. Ce RMQS n'est pas encore commencé en Bretagne.
- Différents suivis existent en Bretagne dans le cadre notamment d'observatoire agronomique ou de recherche environnementale : sites-atelier, observatoire Lisier du Finistère, fermes expérimentales (Kerguehenec, ...).
Différents programmes de recherche sont développés à l'Inra-Ensar et à l'Université Rennes 1-CNRS, notamment dans le cadre du CAREN (érosion, impact des pratiques agricoles sur la qualité et le fonctionnement des sols, évaluation de la sensibilité des sols à la dégradation,..) et plus particulièrement dans le programme GESSOL (gestion durable des sols) du Ministère de l'Environnement (en Bretagne, caractérisation, déterminisme spatial et surveillance de la qualité des sols cultivés en milieu acide).
- D'autre part, une synthèse régionale des analyses de terre faites par les laboratoires départementaux agréés permet de suivre quelques caractéristiques des horizons de surface des sols (matière organique, phosphore assimilable, pH). Un premier bilan a été fait pour la période 1980-1985 puis 1990-1995 et est en cours pour 1995-2002. Une périodicité de tous les 2 ans est visé au niveau national (convention avec les laboratoires). Ceci permet d'avoir des tendances d'évolution de quelques paramètres à l'échelle régionale. Les paramètres mesurés sont ceux demandés par les agriculteurs qui envoient leur échantillon de terre dans ces laboratoires.

⁵ Chambre d'agriculture de Bretagne et INRA, 1992.

⁶ Bornand M. & Lehman C., 1997



Un dispositif de suivi de la qualité des sols serait à organiser à l'échelle régionale, en valorisant au mieux les travaux et recherches existants au niveau national et régional. Certains paramètres doivent être mieux quantifiés et spatialisés (cf. chapitre 2 ci-dessous).

2. EVOLUTION des SOLS en lien avec les APPORTS ORGANIQUES

Il est important de rappeler brièvement quelques caractéristiques du contexte pédologique en Bretagne :

- **Sols limoneux**
- **Sols acides**
- **Sols plus ou moins riches en matière organique :**

La synthèse cartographique bretonne, à partir de données d'analyses de terre⁷, a révélé en particulier **l'existence d'un gradient régulier des teneurs en matière organique des sols**, depuis des valeurs très élevées de 7 à 8% à l'ouest/sud-ouest de la Bretagne jusqu'à des valeurs inférieures à 2% à l'est/nord-est.

Ceci est lié à des facteurs pédoclimatiques et d'occupation des sols :

- facteurs climatiques (dynamique atlantique de la matière organique) ;
- substrat géologique : d'une part, sols granitiques et schisteux plus au Sud et d'autre part, importance de la couverture limoneuse (limons éoliens) au Nord ;
- mise en culture des sols plus ancienne dans la partie Est de la Bretagne (favorise la dilution de matière organique et la minéralisation).

Contrairement à ce que l'on peut penser habituellement, les apports de déjections animales, même massives, sous forme de lisiers n'entraînent pas une augmentation du taux de matière organique des sols, en raison de leur minéralisation rapide.

2.1 - Baisse des teneurs en matière organique des sols

➤ De nombreux indices, et notamment la comparaison en Ile-et-Vilaine des données obtenues par la "relance Agronomique" en 1980-1985 et par le Référentiel agro-pédologique (période 1985-1990) ainsi que les données obtenues au niveau régional pour la période 1990-95 (travaux de Walter et al.)⁸, démontrent **une tendance à la diminution des teneurs en matière organique depuis trente ans dans les sols de Bretagne** : en moyenne, la baisse est de 0,6% de matière organique au niveau des moyennes communales en dix ans (cf. annexe 3). Il apparaît que la baisse des teneurs moyennes est d'autant plus importante que les teneurs initiales étaient fortes.

La diminution de la teneur en matières organiques des sols affecte l'activité biologique des sols, la stabilité de sa structure et ses capacités à stocker les nutriments comme le phosphore, à absorber et à biodégrader des polluants. Elle a donc des conséquences environnementales notamment en ce qui concerne le ruissellement, l'érosion, le lessivage et la dispersion des molécules potentiellement polluantes.⁹

⁷ Leleux A. et al, 1988

⁸ Walter C. et al., 1997

⁹ Bornand M. & Lehman C., 1997

Deux facteurs explicatifs sont à considérer en Bretagne :

- une évolution des pratiques agricoles : la mécanisation a incité à un labour profond qui entraîne une dilution de la matière organique dans une plus grande profondeur du sol, la mise en culture de prairies permanentes favorise la minéralisation de la matière organique ;
- une modification des apports organiques liés à l'élevage : réduction du cheptel bovin dans certaines zones, augmentation des cheptels porcins et avicoles, produisant un lisier pauvre en carbone et riche en azote, avec faibles restitutions humiques (cf. annexe 4 sur la minéralisation).

Le phénomène serait particulièrement sensible dans les zones qui présentent une couverture limoneuse, dans le cas de monoculture du maïs ou de cultures légumières dominantes.¹⁰

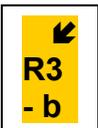
➤ Une question récurrente adressée à la communauté scientifique est celle de **la teneur optimale en matière organique des sols cultivés** : *afin de garantir la qualité des sols cultivés, quels sont les seuils de teneur en matière organique des sols, en dessous desquels il ne faudrait pas descendre ?*

L'examen de la littérature ne permet pas de définir un seuil-standard de matière organique de façon générale. L'objectif est de maintenir une teneur en matière organique qui permette d'une part, d'amender¹¹ les sols et d'autre part, de fertiliser¹² sans générer des excédents, du lessivage et des pertes d'azote vers le réseau hydrographique ? Il convient de tenir compte du contexte pédo-biologique, climatique et agronomique.

Les fonctions des matières organiques dépendent non seulement des quantités présentes, mais également de la nature des matières organiques, de leur dynamique et de leur localisation dans le profil du sol. Si la matière organique n'évolue plus ou peu (compartiment très stable), elle va s'accumuler de façon inerte. Si au contraire, la matière organique est active, il y aura une bonne stabilisation du sol, une bonne activité microbologique et une augmentation de la minéralisation, pourvoyeuse d'éléments minéraux pour la végétation.

Actuellement en Bretagne, il est nécessaire d'une part, de passer à un redressement des teneurs en matière organique dans les sols aux teneurs les plus basses (bassin de Rennes, zones légumières du littoral Nord) et de maintenir des teneurs dans les sols où la teneur est encore assez élevée.

La quantité mais aussi la nature des apports organiques jouent un rôle dans le problème du maintien des teneurs en matière organique des sols en Bretagne : les effluents agricoles peu riches en éléments carbonés (paille ou autre litière carbonée) ont surtout une valeur fertilisante et non une valeur d'amendement organique ; par exemple les apports fréquents de lisiers (faible rapport C/N) contribuent à accélérer la minéralisation de la matière organique ainsi apportée mais aussi de celle déjà présente dans le sol (cf. annexe 4).



¹⁰ Cheverry C., 1994

¹¹ amender : participer à la structure des sols (par exemple, assurer sa stabilité)

¹² fertiliser : participer à la nutrition des plantes (assurer les récoltes)

2.2 - Accumulation de phosphore

L'activité agricole et l'activité d'élevage constituent la source principale du phosphore dans les bassins versants. Aux apports de phosphore sous forme d'engrais minéraux dans les années 1960-1980 (scories de déphosphoration et phosphore contenu dans les engrais binaires et ternaires), s'est ajoutée ensuite une diversité de sources d'origine organique (lisiers, fumiers et boues) liées notamment au développement des élevages hors-sols à partir des années 1970. Les déjections animales constituent la source principale de phosphore apporté sur les sols aujourd'hui en Bretagne.

➤ **Teneurs en phosphore dit assimilable (P_2O_5)**

Les sols de Bretagne étaient dans une situation de carence vis-à-vis du phosphore à la fin de la deuxième guerre mondiale. La teneur en phosphore assimilable P_2O_5 (méthode Dyer)¹³ était inférieure à 150 mg/kg de terre, soit inférieure à la teneur recommandée de 220-240 mg/kg de terre. Pendant la période 1980-1985, les sols de Bretagne contenaient en moyenne 300 mg/kg de P_2O_5 " assimilable ", avec des valeurs moyennes de plus de 500 mg/kg en zones légumières ou en zones d'élevage intensif¹⁴. Dix ans plus tard, une mise à jour de ces données a été réalisée : l'accumulation des éléments nutritifs (phosphore et potasse) a été confirmée ; à ce jour, **la teneur moyenne dans les sols de Bretagne est de près de 400 mg/kg de terre (ppm)**. Plus de la moitié des communes seraient en situation d'excès, et près de 10% dépassent même 500 mg/kg (cf. cartes annexe 5).¹⁵

➤ **Stock de phosphore total dans les sols**¹⁶

Actuellement, il n'y a pas de dispositif permettant d'évaluer directement le stock de phosphore dans les sols et sa variabilité géographique. Pour ce faire, on est contraint, de contourner la difficulté en évaluant le stock de « phosphore assimilable » et sa distribution spatiale, puis d'utiliser une relation statistique entre « phosphore assimilable » et « phosphore total ».

Les résultats conduisent à une estimation de stock avec une assez grande incertitude (à cause de la méthode indirecte utilisée) : **le stock régional de phosphore total dans les sols de Bretagne est ainsi estimé entre 8 et 12 millions de tonnes (exprimé en P)**.

Les apports annuels de phosphore agricole sur les sols ont été estimés en 2000 à 86 000 tonnes de P pour la Bretagne. En prenant en compte les besoins des cultures (environ 57 000 tonnes de P) et le phosphore domestique apporté sur les sols, **on estime l'excédent du bilan à environ 30 000 tonnes par an**. Pour l'essentiel ce phosphore excédentaire apporté aux sols va contribuer à l'augmentation du stock de phosphore dans les sols (environ 26 500 tonnes de P par an en 2000) (cf. schéma annexe 6).

Consécutivement à la baisse du phosphore d'origine minérale qui est apporté aux sols, l'excédent du bilan phosphaté régional diminue d'année en année. Mais cette évolution

¹³ Le phosphore Dyer constitue un indicateur du P assimilable par les plantes, mais la fraction extraite par le réactif utilisé n'est pas strictement égale à celle réellement assimilée par les plantes, qui reste généralement inconnue et variable selon les espèces et les caractéristiques biologiques du milieu (notion de biodisponibilité).

¹⁴ Leleux A., Arousseau P., Roudaut A., 1988

¹⁵ Ces estimations sont réalisées avec une certaine fourchette d'erreur car les seules analyses de teneur en phosphore qui sont réalisées sont des analyses de phosphore dit assimilable faites à la demande des agriculteurs pour ajuster leur politique de fertilisation.

Schvartz C., Walter C., Claudot B., Bouedo T., Arousseau P., 1997

Walter C., Schvartz C., Claudot B., Bouedo T. & Arousseau P., 1997

Arousseau P., 2001.

¹⁶ Arousseau, 2002

régionale moyenne cache de très fortes disparités avec notamment les secteurs de production animale intensive où les stocks dans les sols continuent à augmenter fortement.

➤ Fuites de phosphore vers le réseau hydrographique

Le surplus de phosphore n'a pas d'incidence négative connue sur la plante ou aux différents niveaux de la chaîne trophique. En revanche, le phosphore est un facteur important dans l'eutrophisation des eaux douces. Parmi les voies de transferts possibles vers les milieux aquatiques, superficiels ou souterrains, le ruissellement de surface et l'érosion sont les voies prépondérantes qu'emprunte le phosphore, du fait notamment de la facilité avec laquelle il se fixe sur les particules de sol.

Les fuites de phosphore des sols vers le réseau hydrographique dépendent des conditions pédo-climatiques et agro-environnementales telles que la pente, l'occupation du sol, la fréquence de fortes averses à caractère orageux, la présence de protection aval (cultures minimisant le ruissellement, haies et talus ralentissant la vitesse de l'eau), la distance des parcelles au réseau hydrographique.

Le taux de matière organique est également un facteur important, il **joue un rôle majeur dans l'immobilisation et le stockage du phosphore dans les sols** : plus le taux de matière organique est faible, plus le risque d'entraînement du phosphore vers le réseau hydrographique serait fort. Dans l'ouest de la région, les pertes moyennes varient dans une fourchette de 0,5 à 1,5 kg de P par ha et par an. Dans l'est, les pertes moyennes varient dans de 1,5 à 3 kg de P par ha et par an. La baisse, au fil du temps, du taux de matière organique des sols (cf. chapitre précédent) constitue une menace vis-à-vis des transferts de phosphore des sols vers le réseau.

La contribution des sols au flux de phosphore qui atteint le réseau hydrographique est de l'ordre de 3000 à 4500 tonnes par an pour la Bretagne. Les stocks qui ont été constitués dans les sols au fil des trente à quarante dernières années représentent ainsi plusieurs siècles de fuites potentielles.

Les sols constituent le site principal de stockage du phosphore dans l'écosystème Bretagne. **Un deuxième site d'accumulation du phosphore s'observe dans les sédiments estuariens.** On peut estimer l'augmentation annuelle de ce deuxième site de stockage aux alentours de 4000 tonnes par an (cf. schéma annexe 6).

Actuellement en Bretagne, les apports sont nettement supérieurs aux prélèvements par les plantes et contribuent donc à l'accumulation de phosphore dans les sols et aux fuites vers le réseau hydrographique.

On ne dispose aujourd'hui ni d'une estimation réelle du stock global de phosphore total dans les sols de Bretagne, ni de la connaissance de sa distribution spatiale. Les seules analyses de teneur en phosphore qui sont réalisées sont des analyses de phosphore dit assimilable (représentant une proportion variable du phosphore total) faites à la demande des agriculteurs pour ajuster leur politique de fertilisation. Pratiquement, aucune détermination de phosphore total n'est réalisée.

L'évaluation précise des quantités de phosphore total (organique et inorganique) dans les sols et l'étude de leur distribution spatiale est absolument indispensable en Bretagne.



2.3 - Contamination par les éléments traces métalliques (ETM)¹⁷ : cuivre et zinc

Le phénomène de stockage dans les sols du cuivre (Cu) et du zinc (Zn) apportés en particulier par les épandages de lisiers est connu en Bretagne mais les quantités stockées et les modalités d'immobilisation ne sont pas bien précisées. Le risque écotoxicologique doit être considéré.

➤ **Prépondérance de l'accumulation et possibilité de remobilisation** (cf. annexe 7)

Le phénomène de fixation aux particules solides et donc d'accumulation dans les sols est prépondérant. Dans la majorité des situations, eu égard aux processus physico-chimiques et aux processus microbiens, il apparaît que les éléments traces métalliques dans les sols sont surtout associés à la matrice solide, sous des formes chimiques très variées dépendant de la composition du sol et des conditions du milieu¹⁸. La part présente en solution dans le sol ne représente qu'une fraction faible de la quantité totale.

Le sol joue un rôle de stockage des éléments en traces. Toutefois, des processus de remobilisation sont possibles (mise en solution par des phénomènes d'oxydo-réduction, changements des conditions du sol ou des usages,...) . La disponibilité des éléments traces est alors accrue (mobilité et biodisponibilité)¹⁹ et des transferts vers les eaux ou les plantes (et la chaîne alimentaire) peuvent se produire.

Des transports particuliers vers les cours d'eau (éléments métalliques associés aux particules solides) peuvent également avoir lieu par érosion ou ruissellement.²⁰

➤ **Ecotoxicité**

En terme de dégradation de la **qualité des sols**, les risques les plus à craindre sont ceux qui ont rapport à l'écosystème sol (écotoxicité pour les organismes du sol) et aux plantes cultivées (phytotoxicité)

Les phénomènes de **toxicité vis-à-vis de la microflore du sol** ne sont pas encore suffisamment connus. Des études ont montré qu'ils peuvent altérer notamment la vie biologique des sols (micro-organismes et macrofaune) : diminution du nombre et de la variété des organismes du sol, entrave à leur croissance, perturbations des systèmes enzymatiques, interruption de processus du métabolisme...²¹ affectant en conséquence des processus tel que la respiration du sol, la décomposition de la matière organique, la minéralisation de l'azote et la fixation de l'azote par les cyanobactéries. Les données suggèrent une relative toxicité des éléments traces sur les organismes du sol qui décroît dans l'ordre mercure > cadmium > cuivre > zinc > plomb.

L'enrichissement des sols en éléments métalliques peut également ralentir la vitesse de dégradation des pesticides en leur différents métabolites.

En ce qui concerne le cuivre et le zinc, le seuil de phytotoxicité se situerait aux environs de 120 ppm de cuivre et/ou de zinc EDTA²² (ce qui équivaut approximativement à 480 kg/hectare) dans des sols acides tels qu'en Bretagne. Toutefois ce seuil peut varier en fonction de différents facteurs, notamment l'espèce végétale et la biodisponibilité (mobilité) de l'élément métallique dans le sol.

¹⁷ On parle d'éléments traces ou éléments métalliques car ce sont des métaux ou parfois métalloïdes (arsenic, antimoine, sélénium) présents en faibles quantités dans la matière vivante (<0.01% en poids). Toutefois ici, par simplification, nous utiliserons également le terme de « métaux ou métaux lourds » étant donné que nous parlons principalement du cuivre et du zinc.

¹⁸ Bourrelier P.-H & Berthelin J., 1998

¹⁹ Mobilité = aptitude pour un élément à changer de place dans les divers compartiments du sol. Biodisponibilité = faculté, pour un élément du sol, d'être puisé dans le stock présent par un être vivant.

²⁰ Bourrelier P.-H & Berthelin J., 1998

²¹ Meyer K., 1991

²² Les formes facilement extractibles sont habituellement déterminées analytiquement par des extractions à l'EDTA. La phytotoxicité peut s'observer aussi bien avec 120 ppm de cuivre ou 120 ppm de zinc ou encore 120pp de cuivre + zinc cumulés.

➤ Situation dans les sols bretons

Aujourd'hui, les apports annuels de métaux lourds sur l'ensemble des sols bretons sont de 400 tonnes de cuivre métal et de 700 tonnes de zinc métal par an. Les stocks seraient de 15000 tonnes de cuivre métal et entre 15000 et 20000 tonnes de zinc métal pour l'ensemble de la Bretagne.

Ils résultent principalement du passage dans les déjections animales de métaux ajoutés aux aliments des animaux élevés en hors-sol²³. Les métaux lourds peuvent provenir également des engrais (scories de déphosphoration et des phosphates naturels), des boues de station d'épuration, des retombées atmosphériques.

Dans les sols qui reçoivent des apports de lisiers de façon régulière et assez intensive depuis une trentaine d'années, il semble que le niveau soit de l'ordre de 15 ppm de Cu EDTA et de 20 à 25 ppm de Zn-EDTA, soit un total Cu+Zn de 35 à 40 ppm (140 à 160 kg / ha). Les travaux de Coppenet et Golven avaient déjà montré, en 1984, des accroissements en cuivre dans les parcelles d'un réseau de 60 exploitations agricoles suivies dans le Finistère (INRA Quimper). Les travaux de l'EDE du Morbihan, pendant sept années, sous culture de fétuque fauchée et non pâturée confirment le phénomène²⁴.

Sur la parcelle Solepur, après 5 années d'épandage massif (environ 1000 m³/ha/an), les teneurs en métaux lourds dans le sol ont significativement augmenté pour atteindre 35 mg/kg et 65 mg/kg de Cu et de Zn dans l'horizon supérieur. Les résultats ont permis de confirmer que les métaux lourds sont principalement retenus dans le sol et très peu entraînés vers les eaux de surface ou les nappes²⁵.

L'accumulation des éléments métalliques implique une obligation de prudence vis-à-vis du risque environnemental (écotoxicologique), du fait qu'ils ne sont pas conservatifs (non dégradables), ce qui conditionne leur persistance dans l'environnement :

- l'augmentation des teneurs en éléments métalliques dans le sol pose la question du devenir et de l'impact sur les écosystèmes cultivés à moyen et long terme, en particulier sur les organismes vivants de l'écosystème. Les recherches dans ce sens doivent être poursuivies.

- étant donné les seuils potentiels de phytotoxicité (120 ppm de Cu+ Zn EDTA), des problèmes pourraient se poser à l'échelle de quelques dizaines d'années ou de quelques siècles, en fonction des teneurs déjà atteintes et des pratiques d'épandage. Les données analytiques dont on dispose, ne nous permettent pas de connaître les teneurs en métaux lourds des parcelles les plus enrichies, qui pourraient atteindre le seuil de phytotoxicité dans des délais plus courts. La stratégie classique de lutte contre la phytotoxicité du cuivre et du zinc consiste à faire remonter le pH du sol par des chaulages et sur-chaulages afin de faire évoluer les formes mobiles de ces métaux vers des formes plus insolubles. En Bretagne, on peut être conduit dans certains cas à pratiquer le sur-chaulage mais il est difficile de maintenir le pH à des niveaux élevés en grandes cultures car l'ambiance n'est pas calcique (substrat non calcaire) et les coefficients de lessivage sont élevés. Une telle stratégie conduirait à des apports de chaux importants et répétés compte tenu du niveau des pertes annuels en CaO dans les eaux de drainage des sols.

dans le contexte breton, avec des sols limoneux acides et sensibles à l'érosion, les risques de migration du cuivre et du zinc vers les hydrosystèmes ne doivent pas être

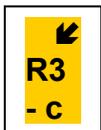
²³ Dans les années antérieures, les aliments pour les porcs étaient plus riches en cuivre.

²⁴ Cheverry, 1996 (Coppenet M. et Golven J., 1984 - Taureau J.C, Cheverry C., De Pous M. et Coutard D., 1986)

²⁵ Daumer M.L., Peu P. & Martinez J, 2001

sous-estimés. Dans ce cas, il faut considérer les circuits plus longs, comme la contamination des sédiments d'estuaires et des eaux littorales. En 1990, une corrélation linéaire a ainsi pu être mise en évidence entre la teneur en cuivre de sédiments côtiers de Bretagne et le nombre de porcs à l'hectare élevés sur les bassins versants correspondants.²⁶

Il convient de maintenir une situation limitant les dangers en prévenant la contamination en éléments métalliques par les différents produits apportés sur les sols agricoles.



2.4 - Modification de l'activité biologique

L'activité biologique d'un sol est assurée par les macroorganismes (racines, lombriciens,...) et les microorganismes (bactéries, protozoaires,..). La faune assure la fragmentation de la matière organique et sa dispersion dans les horizons de surface au sein des agrégats et structures du sol. Les microorganismes (bactéries, champignons, ..) jouent un rôle très important sur la minéralisation de la matière organique et la mise en solution des nutriments disponibles pour les racines ou d'autres microorganismes.

Peut-on parler d'altération de l'activité biologique des sols de Bretagne ? Certains phénomènes sont constatés tels qu'une abondance moindre de la macrofaune du sol en cas de compaction²⁷ et dans certains cas de pratiques culturales, ou une faiblesse de la biomasse microbienne pour certains types de rotations ou de pratiques culturales²⁸.

La perte de l'activité biologique des sols est une notion difficile à évaluer. D'une part, l'interprétation des données biologiques doit tenir compte de diverses sources de variation : les conditions pédo-climatiques (notamment le type de sol), le système de culture (prairies, rotations, monocultures), les pratiques culturales (apports de matières organiques, de pesticides ou contaminants divers). D'autre part, l'activité biologique met en jeu des processus microbiens complexes et multiples, en réorganisation perpétuelle au gré des stimulations externes (climatique, racinaire ou faunique). Pour ces microorganismes -activés ou non- la qualité, l'intensité et les délais de leurs réponses sont très variables selon les ressources disponibles et leur localisation dans les multiples microsites existants.

L'activité biologique potentielle est révélée assez souvent par des mesures de minéralisation, in situ ou in vitro sur des cultures²⁹. Cette activité potentielle se maintient grâce à la diversité des habitats. La diversité et la multiplication des habitats dépend de la nature minéralogique des argiles constitutives des sols, ainsi que de la structuration des sols en agrégats. Les agrégats ont des capacités différentes selon leur taille, leur composition minérale et organique et leur stabilité.

L'activité biologique exprimée est très inférieure à l'activité potentielle car elle répond à des sollicitations chimiques et biologiques émanant des autres organismes présents : en premier lieu les racines à travers la rhizosphère, les autres microorganismes pathogènes par exemple, et maintenant tous les apports extérieurs parvenant au sol : les engrais, les lisiers, les fumiers et composts, les molécules de synthèse (pesticides,.. y compris les antibiotiques). Chaque sollicitation nouvelle entraîne une sélection de microorganismes

²⁶ Arzul G & Maguer J.F., 1990

²⁷ Binet F., 1993

²⁸ Gessol, 2002

²⁹ La multiplication des techniques moléculaires d'amplification de l'ARN rendront possibles à terme des estimations quantitatives et qualitatives très précises des fonctions microbiennes.

capables de percevoir les signaux émis par l'agent extérieur et d'y répondre. Les souches ainsi sélectionnées se multiplient et dans certains cas sont capables de produire des populations mieux adaptées par exemple aux pathogènes, ou aux molécules introduites de pesticides.

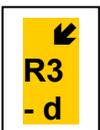
L'exemple de la rhizosphère illustre bien la nécessaire distinction à faire entre la biomasse microbienne et l'expression réelle des fonctions des microorganismes. Les racines de chaque plante créent par leurs exsudats les conditions particulières qui sont résumées par le terme général de rhizosphère. Chaque espèce végétale émet ses propres signaux à travers ces exsudats, c'est pourquoi la rhizosphère d'une plante donnée comme le maïs, recèle une abondance microbienne 50 fois plus importante que le sol environnant bien que le nombre de fonctions qui s'y expriment soit très inférieur au potentiel biologique du sol environnant. Il se développe en fait une compétition entre les bactéries telluriques du sol environnant et les « rhizobactéries » intervenant par exemple dans la croissance des végétaux plus directement sensibles à la fixation de l'azote, la production d'hormones de croissance, ou de substances protectrices contre les microorganismes pathogènes.

Il est connu aussi que l'introduction d'une molécule xénobiotique sur un sol ou la plante cultivée entraîne une réponse ciblée de bactéries capables de la dégrader, mais aussi parfois d'acquérir et de transmettre une résistance à cette molécule. Par la suite cette population est en mesure de transmettre cette résistance à d'autres souches microbiennes. Les plasmides présents dans les sols, adsorbés sur les argiles, effectuent dans les sols et les boues, des transferts de gènes, analogues par leur mécanisme, au génie génétique.

La diminution de l'activité biologique des sols qui nous préoccupe en matière environnementale intègre à la fois la diminution de la diversité des organismes potentiellement actifs (en raison de la perte de structure des sols) et la spécialisation de leurs fonctions, voire l'acquisition de formes de résistance aux xénobiotiques d'une façon générale (antibiotiques, pesticides,...). Ces souches spécialisées peuvent entrer en compétition avec les souches naturelles plus diversifiées. L'appauvrissement de la diversité rhizo-bactérienne dû à la réduction de la diversité végétale des monocultures sarclées est aussi bien entendu l'un des facteurs d'appauvrissement de la diversité de l'ensemble de l'écosystème.

Des outils opérationnels sont aujourd'hui disponibles pour caractériser la microflore de façon globale en termes d'abondance et de diversité. Toutefois, en ce qui concerne les principales fonctions environnementales des sols, d'importants travaux restent nécessaires pour élucider les relations entre les activités observées et les caractéristiques des communautés microbiennes responsables. Plus que la présence de gènes de fonction, c'est leur expression qu'il faut étudier³⁰.

Il ne faut pas sous-estimer les conséquences de la destruction de la composante faunique des sols et en particulier la macrofaune invertébrée dont les vers de terres sont sous nos latitudes des représentants importants par leur biomasse et leurs rôles sur le cycle la matière organique et la structure des sols. Ils constituent un indicateur de la qualité des sols³¹.



³⁰ Chaussod R., 2002

³¹ Gessol, 2002

2.5 - Autres paramètres

➤ Acidification

En Bretagne, la situation naturelle de sols acides avec un faible pouvoir tampon sous un climat à caractère lixiviant pendant l'hiver (favorable au lessivage) pose, de fait, cette problématique de l'acidification des sols agricoles. L'acidification correspond à l'abaissement progressif de la capacité du sol à neutraliser des acides par épuisement de ses systèmes tampons. Il s'agit d'un processus naturel, récemment accru par l'action de l'homme.

Cette baisse est due soit à une diminution des chaulages, soit à une intensification agricole qui s'est manifestée par une augmentation des doses d'azote, une augmentation des exportations de calcium par les cultures et une baisse de matière organique des sols.

Le risque environnemental peut être accentué. L'acidification, en libérant le calcium, le magnésium et le potassium, contribue ainsi à leur lessivage et donc à l'appauvrissement chimique des sols. En dessous de pH très acides (pH<5,5), d'autres éléments contenus dans les sols sont libérés : (des ions aluminium qui sont phytotoxiques, des ions métalliques) et peuvent alors migrer et polluer les eaux.

L'évolution vers une acidification n'est pas évidente à mesurer en Bretagne car elle est habituellement compensé par le chaulage. Toutefois, l'acidification a été démontré en Ile-et-Vilaine entre la période 1980-84 et 1990-94³². De nombreuses communes qui avaient des pH compris entre 2 et 6,5 en 1980-84 sont passées dans les classes de pH comprises entre 5,8 et 6,2 ou entre 5,5 et 5,8.

L'acidification des sols est un mécanisme qui doit être surveillé.

➤ Compactage – tassement

Les phénomènes observés de compactage et de tassement des sols ne se cantonnent pas aux seuls horizons de surface mais peuvent concerner les couches plus profondes. Les causes sont multiples et cumulatives et notamment liées au travail du sol et à la généralisation des systèmes de monocultures, qui ont pour corollaire la diminution des teneurs en matières organiques (absence de retour de matière organique, apports de matière organique au rapport C/N trop bas, minéralisation lié au labour,...).

³² Joubert A., Aurousseau P., Dupont C. & Walter C, 1996.

Types de dégradation de la qualité des sols envisagés dans le contexte
des sols limoneux acides du Massif armoricain

Types d'évolution	Cibles menacées	Risque environnemental	Origines de l'évolution	Voies de remédiation
Baisse des teneurs en matière organique	Sol Eau Air	Baisse de stabilité structurale et de l'activité biologique Effet sur le cycle de l'azote Emissions de CO2	Baisse des restitutions humiques Travail du sol profond	Apports d'amendements organiques Travail du sols simplifié Modifications des assolements
Accumulation de phosphore dans les sols	Eau	Pertes par ruissellement, voire lessivage Eutrophisation	Fertilisation non raisonnée – apports d'effluents	Réduction des apports – protection des cours d'eau
Contamination des sols par les éléments traces	Plante Santé humaine	Phytotoxicité Introduction dans la chaîne alimentaire	Apports d'effluents agricoles et urbains	Contrôle des apports – Chaulage
Compaction du sol	Plante Sol Eau Air	Enracinement médiocre Ruissellement et érosion Réduction de l'activité biologique	Travail du sol Baisse de la stabilité structurale	Maintien du statut organique Amélioration du travail du sol
Baisse de l'activité biologique (biomasse microbienne et macrofaune)	Sol Plante Eau	Compaction du sol Effets sur les cycles biogéochimiques	Dégradation des facteurs mésologiques Travail du sol Produits phytosanitaires	Maintien de la qualité physique et chimique des sols Baisse de l'écotoxicité des produits Amendements organiques Agriculture biologique
Acidification	Eau Sol Plante	Toxicité aluminique Solubilisation des métaux	Faible pouvoir tampon des sols Apports d'effluents organiques	Chaulage

Source : C. WALTER, 2002 – *Analyse spatiale des sols en vue de leur gestion précise et de leur surveillance*.
Habilitation à diriger des recherches, Univ Nancy I., ENSAR.

A. III – RECOMMANDATIONS


R1

Considérer le sol comme une ressource patrimoniale commune et comme un système écologique complexe aux multiples fonctions

Le sol ne doit plus être considéré comme un simple support inerte pour la culture ou simple filtre pour l'environnement conditionnant la qualité de l'eau mais être considéré comme un système interactif complexe aux multiples fonctions.

D'une façon générale, le sol doit être replacé dans son contexte naturel et historique en intégrant les usages, les pratiques culturelles, la nature des apports extérieurs, etc. Il y a lieu de définir non seulement leurs potentialités agronomiques à court et moyen termes, mais aussi leurs potentialités vis-à-vis d'autres fonctions, notamment écologiques et patrimoniales.

La capacité du sol à assurer ses fonctions de production et de transformation de la biomasse, de régulation des flux géochimiques, de contrôle des changements climatiques (séquestration du carbone), de conservation du patrimoine écologique etc., est liée à des caractéristiques lentement acquises notamment sous l'effet des agents biologiques (micro et macrofaune, végétaux). La disparition de ces agents n'entraîne pas la disparition immédiate de cette capacité, mais la fragilise à moyen et long terme.

Chaque sol constitue un patrimoine et un objet de développement durable.

- **La préservation des fonctions de ce patrimoine commun nécessiterait d'être mieux traduite dans le droit français à l'image, de « la loi fédérale de protection des sols » adoptée en Allemagne (17/8/1998) et qui pose les principes et obligations à respecter pour la protection ou la restauration des diverses fonctions des sols.** Une législation spécifique sur le sol comme milieu récepteur, milieu naturel et patrimoine agronomique obligerait à intégrer certaines précautions en matière de contrats civils ou en droit de l'urbanisme comme dans la réalisation d'ouvrages publics
- **L'objectif d'une utilisation du sol répondant au concept de développement durable est de garantir la pérennité du système écologique dans toute sa complexité et donc de restreindre les atteintes irréversibles.**
Toute atteinte environnementale des sols a une répercussion sur l'ensemble de la biodiversité. Ces atteintes diminuent d'autant les capacités d'autorégulation des pollutions et des contaminations par des agents pathogènes et toxiques.



Renforcer la connaissance du sol et sa prise en compte dans les opérations d'aménagement et les programmes d'environnement.

La nature et le fonctionnement des sols sont méconnus, y compris par les agriculteurs dont c'est l'outil de production. Malgré les compétences acquises dans les différents services (agriculture, environnement,..), le sol est peu ou mal pris en compte dans les programmes d'aménagement, de la gestion des déchets ou des effluents.

L'expérience des remembrements où la classification des parcelles est basée sur la caractérisation pédologique des sols, fut un premier pas : elle permet la découverte de leurs sols par les agriculteurs aboutissant à une approche consensuelle d'évaluation des terres.

Lors de l'établissement des plans d'épandage, la carte des sols n'existe pas systématiquement. Cette faible prise en compte du sol dans ces opérations d'aménagement avait en effet été notée à l'occasion de l'analyse des études d'impact concernant les installations classées agricoles³³.

Dans le cas des actions BEP 2, alors que cela était proposé dans certains projets initiaux (ex. BV du Miny), il n'y a aucune obligation de cartographie des sols associée aux actions «réduction des intrants». D'autre part, des campagnes d'analyses de sol sont financées mais la détermination de la teneur des sols en matière organique n'est pas subventionnée (or le taux de matière organique est un des facteurs d'évaluation des risques de contamination des eaux par les phytosanitaires).

- **Organiser à l'échelle régionale (ou départementale) une mise en commun des cartographies ponctuelles existant et proposer des protocoles de cartographies permettant une certaine homogénéité régionale**
- **Demander (imposer) dorénavant une obligation de dépôt légal aux organismes ou particuliers réalisant une cartographie local des sols (exploitation agricole, plan d'épandage, périmètres de protection , étude environnementale, ..), surtout dès lors que la cartographie est réalisée avec l'aide d'un financement public**
- **Associer les paramètres de biologie du sol (microflore et faune) ainsi que la plante.** La composante sol est appréhendée essentiellement au travers de ses paramètres physiques et chimiques. Des critères d'activité biologique sont parfois notés mais n'apparaissent pas ou que de manière embryonnaire dans le diagnostic final.

Des travaux scientifiques ont permis de préciser les fonctions et potentialités des sols à évaluer afin de les associer à une nouvelle carte des sols (paramètres pris en compte dans le cadre d'un diagnostic agro-pédo-biologique). Les connaissances acquises dans ce domaine notamment dans le cadre du programme GESSOL permettent de mettre en œuvre cette démarche ³⁴.

³³ Conseil scientifique régional de l'environnement, 1995 - « Pour une meilleure efficacité des études d'impact en Bretagne : un cahier de recommandations en 16 propositions » . Juillet 1995.

³⁴ Thèses dans le cadre de la fédération de recherche CAREN : G. Péres (Univversité de Rennes I) et M. Lamandé (INRA Rennes) - Gessol, 2002.



Suivre l'évolution de la qualité des sols bretons

Nous avons rappelé l'évolution de quelques facteurs importants dans le contexte breton : la baisse de la teneur en matière organique des sols, l'accumulation de phosphore et de métaux lourds (cuivre, zinc), les modifications de l'activité biologique, les phénomènes de tassement, les risques d'acidification,...

L'effort de suivi de la qualité des eaux auquel les collectivités locales et territoriales participent depuis quelques années doit impérativement s'étendre au suivi de la qualité des sols.



La modification ou la dégradation des fonctions des sols constitue, pour notre région, un risque majeur encore mal identifié et à surveiller.

- **Un dispositif régional de suivi de la qualité des sols est le seul moyen d'évaluer les conséquences multiples de l'utilisation des sols. Il pourrait être confié à la fédération de recherche CAREN et devrait permettre de :**
 - Identifier la nature et l'ampleur des modifications des différentes propriétés et fonctions des sols ;
 - Comprendre cette évolution pour réadapter en conséquence les pratiques et les protocoles de suivis ;
 - Intégrer l'influence des changements d'usage des sols sur la mobilité des éléments afin de prévoir les risques³⁵ d'écotoxicité et de transferts vers les autres compartiments (eau, air, chaîne alimentaire) ;
 - Prendre en compte l'importance du facteur temps et de la réversibilité ou non des phénomènes : si un sol est laissé " au repos ", va-t-il récupérer, va-t-il retrouver toutes ses capacités et en combien de temps ?

Après des modifications profondes des sols, la restauration d'un sol ou sa biorémediation par rapport à une accumulation de polluants peuvent être très longues, voire impossibles. Dans ce cas, le changement vers des systèmes de production soumis à des exigences de qualité (labellisation) pourrait être compromis.

- **Profiter du Réseau national de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS), en le complétant au niveau régional, pour répondre aux besoins et aux problématiques identifiées en Bretagne**
- **A l'échelle régionale et sous conditions d'attribution de financements spécifiques, il pourrait être envisagé de valoriser le potentiel d'échantillons des analyses de terre des laboratoires départementaux agréés en demandant l'analyse systématique d'autres paramètres. Nous disposerions ainsi d'indicateurs statistiques de tendance, qu'il faudra bien entendu toujours utilisé avec précaution (échantillonnage non maîtrisé).**

³⁵ Un changement des conditions du milieu peut entraîner un changement des modalités de mobilité et de biodisponibilité des éléments apportés au sol. Ces processus conditionnent les possibilités de bioaccumulation et de toxicité (caractère polluant potentiel).

R3
- b**La Bretagne est une région qui doit se préoccuper de la teneur et de la qualité de la matière organique de ses sols.**

La baisse du taux de matière organique des sols affecte l'activité biologique des sols, la stabilité de sa structure et ses capacités à stocker les nutriments comme le phosphore, à absorber et à biodégrader des polluants. Elle a donc des conséquences environnementales notamment en ce qui concerne le ruissellement, l'érosion, le lessivage et la dispersion des molécules potentiellement polluantes.³⁶

Des problèmes de qualité peuvent se poser également. La matière organique apportée par les épandages de lisiers n'a pas la même nature que la matière organique de végétaux enfouis dans les sols. Les modalités de minéralisation sont différentes.

- **Un état des lieux quantitatif et spatialisé des besoins** paraît nécessaire. Un redressement des teneurs en matière organique est nécessaire dans les sols aux teneurs les plus basses (bassin de Rennes, zones légumières du littoral Nord) ainsi qu'un maintien des teneurs dans les sols où la chute n'est pas trop rapide. La synthèse à partir du recueil des analyses de terre effectuées en Bretagne doit être poursuivie, voire élargie.
- La teneur en matière organique d'un sol est un critère de référence largement utilisé. **Sa qualité doit être précisée** (dynamique, fractions biochimiques, ..). De plus elle doit être associée à une référence aux processus biologiques impliqués dans la disponibilité des nutriments pour les plantes.
- La quantité mais aussi la nature des apports organiques jouent un rôle dans le problème du maintien des teneurs en matière organique des sols en Bretagne. **Des connaissances nouvelles sont requises** avant d'évaluer le rôle des matières organiques provenant des déchets sur diverses fonctions dans les sols. Un important travail de recherche relayé à l'échelle nationale par les Ministères concernés et l'ADEME reste à poursuivre sur la relation entre la qualité de la matière organique restituée et la fertilité des sols car de grandes inconnues subsistent.

R3
- c**Face aux situations d'accumulation dans les sols bretons, plus particulièrement de phosphore et de métaux -cuivre et zinc-, des réponses restent à acquérir :**

- **Evaluer précisément le niveau des stocks** : phosphore total (organique et inorganique)³⁷, éléments traces (cuivre et zinc)
- **Définir leur répartition spatiale** car ces stocks ne sont pas distribués de façon homogène sur le territoire régional, que ce soit pour les métaux ou le phosphore.

En s'appuyant sur les laboratoires d'analyse de sol de la région, nous proposons :

- qu'un financement d'analyse soit accordé aux laboratoires pour qu'une proportion fixe d'échantillons arrivant dans ces laboratoires soit analysée pour déterminer la teneur des sols en phosphore total, la teneur en cuivre et en zinc

³⁶ Bornand M. & Lehman C., 1997

³⁷ Cette recommandation va dans le même sens que les orientations du CORPEN qui « suggère aux organismes compétents de l'administration, de ses établissements publics, de réaliser un inventaire de la teneur en phosphore total des sols, minéral et organique, à une échelle territoriale appropriée, par exemple la Petite Région Agricole. Il s'appuiera sur un protocole d'investigation préalablement établi en termes tout autant de représentativité spatiale que de préconisations d'échantillonnage et d'analyse. » . CORPEN, 1998.

- qu'une cartographie de ces résultats d'analyse soit réalisée au niveau régional en vue d'estimer les stocks et de caractériser la distribution spatiale de ces stocks.
- **Suivre aussi ces éléments dans les sédiments, dans les zones estuariennes** (notamment le bouchon vaseux), pour comprendre les effets sur l'écosystème breton dans son ensemble.
- **Apprécier l'effet réversible ou non des situations de stockage des métaux** et identifier quels sont les phénomènes de remobilisation possibles dans les différentes situations bretonnes (régime hydrologique, reforestation, acidification....)
- **Poursuivre les recherches sur l'impact d'une augmentation des teneurs en métaux dans le sol** vis-à-vis des écosystèmes cultivés à moyen et long terme, en particulier sur les organismes vivants de l'écosystème

R3
- d

Il est indispensable d'intégrer des critères d'évaluation des potentialités biologiques des sols.

La caractérisation actuelle des sols fait appel entre autres à des paramètres pédologiques (topographiques, physiques, chimiques, hydrauliques, hydrologiques, etc..) dans lesquels les composantes biologique et microbiologique sont quasiment absentes.

- **Mettre en place un cahier des charges en vue de l'évaluation des potentialités biologiques des sols et des risques de leur dégradation :**

Certains critères d'évaluation des activités biologiques sont disponibles actuellement à l'échelle de la parcelle ou de la petite région mais il faut un référentiel en fonction des conditions pédo-climatiques, des usages et pratiques culturelles :

- biomasse microbienne : la biomasse totale par fumigation est un outil opérationnel à condition de disposer d'un référentiel permettant son interprétation en terme notamment de pouvoir minéralisateur,
- abondances spécifique et fonctionnelle des lombriciens,
- activité structurante de la macrofaune au sein du profil.

D'autres critères existent mais sont des critères de quantification du fonctionnement du sol à l'échelle des microsites (ex : rhizosphère, galeries de vers de terre).

- **Inclure des critères sanitaires dans la caractérisation des sols :** quantification des contaminations biologique, chimique et métallique

B.I – LES DECHETS ORGANIQUES : Définition et gisement

1. DECHET OU PRODUIT ?

1.1 - Définition juridique du déchet

En droit français, la loi du 15 juillet 1975 modifiée par celle du 13 juillet 1992³⁸, définit le déchet comme : « tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon ». Le droit communautaire³⁹ le définit de façon similaire : « toute substance ou tout objet qui relève des catégories figurant à l'annexe I, dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire ».

Il s'agit d'une définition empreinte de relativité :

- *La qualification de déchet dépend du détenteur* : c'est lui qui décide de se débarrasser d'un objet ou d'une substance. Il est donc à l'origine de la qualification d'une substance de déchet. Le comportement du détenteur peut être obligatoire⁴⁰, effectif ou intentionnel :
 - il doit s'en défaire : par exemple parce qu'une substance est interdite d'utilisation
 - il s'en défait : il recourt aux procédés de transformation ou de valorisation
 - il a l'intention de s'en défaire : des circonstances doivent montrer que même s'il stocke sur sa propriété des substances et qu'à ce titre, il ne s'en est donc pas défait, il a l'intention dans un avenir proche de le faire.
- *L'utilisation future par des tiers de la substance* dont le détenteur n'a plus l'utilité *ne change en rien la qualification de déchet*. A partir du moment où le détenteur s'est défait d'une substance, cette substance constitue un déchet pour lui et pour les autres, tiers⁴¹.

Le déchet se définit donc par la notion de « se défaire », notion dont le sens ordinaire signifie aussi bien se débarrasser que vendre ou donner. Cette définition s'applique en effet aux substances que le détenteur n'a pas encore abandonnées mais dont il en a seulement l'intention, et aussi aux substances qu'il destine à la transformation ou à la valorisation (substances qui peuvent être réutilisées). Ce n'est qu'une fois valorisées, qu'elles obtiennent la qualité de produit.

1.2 - Définition juridique des matières fertilisantes organiques

Le texte de base fixant le cadre réglementaire français est la loi du 13 juillet 1979 relative à l'organisation du contrôle des matières fertilisantes et des supports de culture : *les matières fertilisantes comprennent les engrais, les amendements et d'une manière générale, tous les produits dont l'emploi est destiné à assurer ou à améliorer la nutrition des végétaux ainsi que les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols.*

³⁸ JO du 13 juillet 1975, modifiée par la loi du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement, JO du 14 juillet 1992.

³⁹ JOCE N L 194 du 25 juillet 1975, modifiée par la directive 91/150/CEE du 18 mars 1991, JOCE N L 78/32.

⁴⁰ Comportement envisagé au sein du droit communautaire mais non au sein du droit français.

⁴¹ OJCE, 28 mars 1990, « La notion de déchet ne présuppose pas dans le chef du détenteur qui se défait d'une substance ou d'un objet, l'intention d'exclure toute réutilisation économique de cet objet ou de cette substance par d'autres personnes ». La jurisprudence française est tout aussi explicite sur ce point : CE 13 mai 1983, S.A. René Moline, Rec p. 191, elle considère que « doivent être regardées comme des déchets, des matières usées tant qu'elles n'ont pas fait l'objet d'un traitement en vue de leur régénération ou de leur recyclage, et alors même que leurs détenteurs auraient l'intention de les céder en vue de leur vente et non de les destiner à l'abandon ».

Toute matière fertilisante ou support de culture mis sur le marché doit avoir fait l'objet d'une homologation ou d'une autorisation provisoire de vente (APV) ou d'importation, même pour une distribution à titre gratuit. Elle précise cependant que, « *sous réserve de l'innocuité des matières fertilisantes et supports de culture à l'égard de l'homme, des animaux, ou de leur environnement, dans les conditions d'emploi prescrites ou normales* », des exemptions au principe d'homologation sont prévues dans les cas de figures suivants :

- *les produits répondent à une norme rendue d'application obligatoire ;*
- *les produits répondent aux dispositions réglementaires prises en application de directives européennes ;*
- *les produits sont réglementés par l'application de la loi sur l'eau ou au titre des installations classées pour la protection de l'environnement.*

Les matières organiques élaborées, notamment à partir de déchets (boues, composts, etc) peuvent accéder au statut de produit selon des règles très strictes, dans le cadre de la loi 79-595 du 13 juillet 1979 sur les matières fertilisantes. Le statut de produit nécessite de caractériser le produit (paramètres agronomiques, éléments traces métalliques, composés traces organiques, paramètres microbiologiques), de démontrer sa constance de composition (homogénéité, stabilité, invariabilité entre les lots), son efficacité agronomique et son innocuité dans les conditions d'utilisation préconisées.

Si le produit n'est ni normalisé, ni homologué ou ne répond pas aux dispositions réglementaires, il est considéré comme un déchet.

1.3 - Logiques « déchet » ou « produit » pour le retour au sol.

Logique « produit »	Logique « déchet »		
<ul style="list-style-type: none"> • Normalisation <ul style="list-style-type: none"> - amendement organique - engrais organique - support de culture • Homologation • APV / API <p><i>Engrais de commerce, composts de déchets verts, composts d'ordures ménagères, fumier....</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Règlement sanitaire départemental <p><i>Effluents d'élevage et d'IAA non soumis à la loi sur les ICPE...</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Réglementation sur les ICPE soumises à autorisation <p><i>Boues et effluents des IAA et des élevages</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Réglementation sur les boues résiduelles urbaines <p><i>Boues des stations d'épuration urbaines et des IAA non ICPE mais soumises à la loi sur l'eau</i></p>	<p><i>Graisses et matières de vidange non traitées</i></p> <p><i>Effluents et boues non conformes à la réglementation</i></p>
Commercialisation / vente	Epandage permis (plan d'épandage non obligatoire)	Plan d'épandage obligatoire	Epandage interdit
Le producteur n'est responsable du produit que jusqu'à sa mise sur le marché	Le producteur est responsable du produit et des incidences sur le milieu jusqu'à destination finale		

APV = Autorisation Provisoire de Vente

API = Autorisation Provisoire d'Importation

IAA = Industrie agro-alimentaire

ICPE = installation classée pour la protection de l'environnement

D'après D.Plumail & S.Ducottet (*Environnement et Technique*, N°205, avril 2001)

Différents textes et procédures encadrent la mise en œuvre d'un plan d'épandage des déchets organiques, notamment les réglementations sur les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE), la loi sur l'eau et la directive nitrate.

- Les règles d'épandage *des effluents d'élevages et d'industries agro-alimentaires non soumis à la loi sur les ICPE*, sont définies par le règlement sanitaire départemental (RSD)
- Les règles d'épandage *des effluents des installations classées ICPE* relèvent de l'arrêté du 29 mars 1995 (élevages classés ICPE) et des arrêtés du 2 février et du 17 août 1998.
- Les *boues de stations d'épuration urbaines* sont régies par le décret du 8 décembre 1997⁴², l'arrêté du 8 janvier 1998 et la circulaire du 16 mars 1999

Le passage de déchet à produit commercialisable est parfois recherché pour entrer dans une démarche de commercialisation et ne pas être confronté aux difficultés des plans d'épandage. A titre d'exemple, le groupe « Cooperl-Hunaudaye », producteur et abatteur de porc, produit des boues d'effluents d'abattoirs et des boues de traitement de lisier (objectif 600000 tonnes de lisier traité par an, sachant qu'une tonne génère 120 kg de boues). Dans l'impossibilité de trouver localement des plans d'épandage, leur choix a été de soumettre ces boues séchées à la procédure d'homologation des matières fertilisantes. Deux familles de produits sont ainsi homologuées (APV pour 2 ans) et commercialisées depuis 2001. La vente se fait sur des niches bien ciblées (maraîchages, arboriculture, viticulture). Sur le marché, ces « engrais organiques » ne sont pas vraiment concurrentiel sur la base NPK (azote, phosphore, potasse) mais plutôt grâce à leur valeur en matière organique.

1.4 - Conclusions

➤ Différentes réglementations selon la nature des déchets organiques

La définition de déchets organiques n'est pas établie en tant que telle dans la réglementation. Il existe une réglementation particulière définissant les matières fertilisantes et support de culture –catégorie dans laquelle peuvent rentrer certains déchets après homologation ou normalisation. D'autres réglementations encadrent l'utilisation des déchets organiques selon leur nature (effluents agricoles, boues de stations d'épuration, déchets d'industrie agro-alimentaires,...).

La définition juridique de « déchets » nous permet de considérer que les déchets organiques englobent **l'ensemble des résidus ou sous-produits organiques engendrés par l'agriculture, les industries agro-alimentaires ou les collectivités**, à savoir :

- Les déjections animales et les issues de traitement des effluents d'élevages (boues, composts, eaux résiduaires) ;
- Les effluents et boues d'industries agro-alimentaires, leurs déchets de transformation ;
- Les boues de station d'épuration des eaux usées urbaines et industrielles ;
- Les boues de station de traitement d'eau potable ;
- *Les déchets verts, les algues vertes ;*
- *Les boues et vases de curage des retenues d'eau, des rivières, des ports..*
- *Les composts ayant permis les transformations des différents déchets ci-dessus et des ordures ménagères, ...*

Un déchet est un produit potentiel. Il n'est jamais éliminé : il est stocké, transformé ou valorisé. Cependant, il est potentiellement un produit pour un autre utilisateur et peut donc devenir une matière première à part entière, dite matière première secondaire.

⁴² Selon ce décret, elles constituent un déchet au sens de la loi du 15 juillet 1975 sur les déchets. Toutefois, le même décret précise qu'elles ne peuvent être épandues sur les terres agricoles que si elles présentent un intérêt pour l'alimentation des cultures. A ce titre, les boues constituent également une matière fertilisante au sens de la loi 79-595 du 13 juillet 1979, mais sans que cela confère un nouveau "statut" aux boues d'épuration : celles-ci restent bien des déchets. Seule l'homologation, ou la conformité à une future norme matières fertilisantes (non existante actuellement), peut faire perdre le statut de déchet à la boue ainsi transformée. (ADEME)

De ce fait, le terme de « **produits organiques résiduaire**s » est parfois préféré, notamment par l'ADEME, car il permet d'une part, d'englober clairement l'ensemble des matières organiques issues d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation et d'autre part, de positiver l'image de ces matières dont la logique de valorisation agricole est préconisée, sans négliger pour autant les risques environnementaux et sanitaires.

➤ **Le cas particulier des déjections animales :**

Les déjections animales peuvent constituer un cas particulier lorsqu'elles font partie intégrante du fonctionnement de l'exploitation agricole, en tant que matière fertilisante produite et valorisée directement sur l'exploitation agricole. **Mais quand il y a un excédent, comme actuellement en Bretagne, la notion de « déchets » apparaît clairement** car le détenteur cherche soit à se débarrasser des excédents ou à les traiter pour qu'ils puissent être valorisés et utilisés par lui-même ou un tiers.

Devraient donc être distinguées d'une part les déjections animales qui entrent dans le circuit interne du fonctionnement de l'exploitation agricole (rejets directs au sol lors de la mise au pâturage des animaux, épandage en liaison avec les contraintes agropédologiques et les cultures produites sur l'exploitation) et d'autre part, les effluents agricoles industriels dont la production a peu ou pas de lien avec les capacités d'épandage sur les sols de l'exploitation.

➤ **La traçabilité de tout produit épandu sur un sol doit être assurée**

Qu'il s'agisse de déchets ou de produits issus de déchets, il est nécessaire de développer une démarche de traçabilité pour maîtriser les risques environnementaux potentiels.

↙
R5
- b

Dans les situations excédentaires comme en Bretagne, il peut y avoir « profusion de produits organiques à venir sur le marché ou à l'exportation ».

Les filières « épandage » des déchets -notamment celle des boues de station d'épuration- sont encadrés par des cahiers des charges précis et des plans de fertilisation. Par contre, pour les produits normalisés et homologués, il y a un suivi et contrôle tout au long du procédé de fabrication mais après la commercialisation, le vendeur n'est plus responsable. Les doses d'utilisation relèvent de la recommandation et non plus du contrôle. Cela présente des limites en terme de traçabilité et contrôle des apports au sol.

Face aux problèmes environnementaux liés aux usages tant pour les épandages d'engrais minéraux, organiques ou de phytosanitaires, il est nécessaire de s'interroger sur les suivis de fertilisation lorsqu'il n'y a pas de plan d'épandage.

Les plans de fertilisation et de fumure, étendus à tous les fertilisants et amendements utilisés, devraient être mis en oeuvre si la traçabilité veut être conservée afin de suivre notamment les effets bénéfiques ou problématiques pour les sols et l'environnement, et de réagir en conséquence.

➤ **Un objectif d'amélioration des sols**

La valorisation d'un déchet ou l'utilisation d'un produit organique est principalement définie en fonction des éléments nécessaires à la nutrition des plantes et non en fonction « des besoins pour une qualité du sol » car ceci n'est pas un objectif premier pour les utilisateurs des sols (agriculteurs) ni pour les producteurs de déchets ou de produits fertilisants.

R4
- a

La fonction de maintien ou d'amélioration des qualités physiques, chimiques et biologiques des sols doit être mieux affirmée et mise en pratique afin que soient développés par exemple les produits organiques résiduels qui augmenteront la teneur en matière organique des sols (rapport carbone/azote élevé)

2. GISEMENT de DECHETS et PRESSION d'EPANDAGE

2.1 - Le gisement global breton

Le gisement global breton est connu dans ses grandes masses mais pas de manière précise. Il est intéressant de rappeler la diversité des produits : déchets provenant des activités agricoles ou sylvicoles (déjections, déchets verts, de culture, bois), des industries de transformation de produits agricoles (industries agro-alimentaire, abattoirs) et des activités d'assainissement et de traitement des déchets (ordures ménagères, boues, graisses).

La Bretagne se caractérise par le fort poids de l'élevage comparativement à celui des 2 autres secteurs : industries agro-alimentaires et collectivités. Il est clair que les déchets d'origine agricole représentent la plus grande partie du gisement que ce soit en matière sèche, en éléments fertilisants ou en matière organique.

<u>Tonnage des déchets organiques en Bretagne (1995)</u>	<i>tonnes de M.S.</i>	<i>%</i>
Agriculture dont :	6 358 000	90,0
Déjections animales	6 340 000	89,5
Résidus, retraits	18 000	0,5
Industrie IAA dont :	241 000	3,5
Bois	159 000	2,0
Autres Productions Végétales	23 000	0,5
Productions Animales	59 000	1,0
Collectivités dont :	444 000	6,5
Déchets des ménages (OM, cartons, déchets verts)	390 000	5,5
Déchets collectivités (STEP, algues vertes)	54 000	1,0
TOTAL	7 043 000	

(*)MS = matière sèche ; OM = Ordures ménagères ; STEP = boues et graisses de stations d'épuration

Source : Bailly M.L., 1996 (étude CRAB / ADEME)

Un bilan est en cours à l'ADEME sur les déchets organiques compostés (déchets verts, ordures ménagères, algues vertes, boues,...).

Les algues vertes, comptées dans les déchets des collectivités lors de cette étude, nécessiteraient d'être différenciées : leur volume est loin d'être négligeable. Elles posent des problèmes spécifiques de traitement et de compostage liés notamment à leur nature et aux sables et sel associé.

Il est important de mentionner ici les farines animales stockées et destinées à l'incinération et qui constituent un nouveau déchet non négligeable en Bretagne.

2.2 - Les boues de stations d'épuration des eaux usées urbaines

Un bilan par département a été fait par l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne en 1995⁴³ (cf annexe 8).

La production bretonne de boues des stations d'épuration était de 43250 tonnes de matières sèches en 1995. L'estimation pour 2002 serait proche de 55000 tonnes soit une augmentation de 26,2%.

Près des trois-quarts du gisement de boues des stations d'épuration des eaux usées urbaines étaient recyclés en agriculture. Aujourd'hui, plusieurs projets d'incinération sont en cours ou programmés : villes de St Malo, de Dinan, de Vannes et Lorient. Les boues des agglomérations de Rennes, de Quimper et Brest sont déjà incinérées.

En 1995, l'ensemble des boues résiduaires urbaines de la Bretagne génèrait un gisement d'environ 2600 tonnes d'azote (N) et 2350 tonnes de phosphore (P_2O_5). Ces éléments fertilisants ne représentent toutefois que 1 à 1,5% des apports d'azote et de phosphore utilisée en agriculture (situation retrouvée sur l'ensemble du bassin Loire-Bretagne)

Il serait nécessaire de distinguer les boues de station d'épuration urbaine qui peuvent contenir des métaux lourds (surtout s'il y a quelques industries) **des boues de station d'épuration rurales** pour lesquelles la filière compostage peut être intéressante (bien adaptée en termes de quantité valorisable sur la commune, stock de paille, acceptabilité).

2.3 - Les déjections animales

Quantité (cf annexe 9)

Une estimation en tonnes d'azote et de phosphore (P_2O_5) produites par les déjections animales a été faite récemment par R. Giovanni⁴⁴ à partir des cheptels d'animaux d'élevage recensés en Bretagne en 2000 (à partir des données DSV, RGA, ...) et des références CORPEN publiées en 1996 (porcs, ovins, lapins, volailles), en novembre 1999 (vaches laitières) et juin 2001 (vaches allaitantes)

Les quantités d'azote et de phosphore d'origine animale produites en Bretagne approcheraient respectivement 244 000 tonnes de N et 142 500 tonnes⁴⁵ de P_2O_5 , dans des conditions moyennes de marchés et de productions. En conditions optimales de production animale, les quantités de N et P produites atteindraient au moins 252 000 tonnes de N et 146 000 tonnes de P_2O_5 .

Cette évaluation est supérieure à celle du plan d'action pour un développement pérenne de l'agriculture qui estime à 227 000 tonnes l'azote d'origine animale en Bretagne (122 000 T N bovins, 61 000 T N porcins, 40 000 T N volailles, 4 000 T N autres).

Excédent régional (cf annexe 9)

La Mission Régionale et interdépartementale de l'Eau (MIRE) a évalué l'excédent d'azote régional à environ 110000 tonnes. Ce bilan est calculé par différence des apports potentiels d'azote (organiques et minéraux) et de l'exportation des cultures : azote organique 235000 T (227000 origine animale et 8000 T origine urbaines et industrielles), azote minéral entre 140000 et 170000 tonnes N, azote exportée par les cultures 290000 tonnes N par an.

⁴³ Société d'Etudes et de Développement pour l'Environnement, 1998

⁴⁴ Giovanni R., 2002

⁴⁵ Ces 142500 tonnes de P_2O_5 d'origine animale correspondent à 62000 tonnes de P, chiffre donné dans le schéma page 12.

Cette évaluation de l'excédent est vraiment minimale. Un autre moyen d'apprécier l'excédent régional est de mesurer les flux sortant des bassins versants auxquels il faut ajouter un défaut de flux, appelé « abattement » lié à un ensemble de processus naturels consommateurs d'azote comme la dénitrification, la volatilisation, la réorganisation de l'azote dans la matière organique. Le flux annuel d'azote apporté par les rivières dans les eaux littorales est estimé à 110 000 tonnes en année de pluviométrie moyenne. Sachant que l'abattement régional moyen a pu être évalué approximativement à 50000 tonnes, l'excédent du bilan annuel d'azote apporté sur les sols bretons serait de l'ordre de 160 000 tonnes pour la Bretagne.

Ces différents bilans donnent des ordres de grandeur de l'excédent azoté apporté sur les sols bretons. Mais il faut également rappeler l'importante quantité d'azote immobilisée sous différentes formes dans les sols et les nappes. Enfin, à l'échelle régionale, l'importance de la fixation de l'azote atmosphérique par les plantes n'est pas précisément connue.

Pour le phosphore, le bilan est encore plus difficile. Nous l'avons abordé dans le chapitre Sol précédent (p.11). L'excédent du bilan serait de l'ordre de 30 000 tonnes de P total par an. Pour l'essentiel, ce phosphore excédentaire apporté aux sols va contribuer à l'augmentation du stock de phosphore dans les sols (environ 26 500 tonnes de P par an en 2000). Consécutivement à la baisse du phosphore d'origine minérale qui est apporté aux sols, l'excédent du bilan phosphaté régional diminue d'année en année mais cette évolution régionale moyenne cache de très fortes disparités avec notamment les secteurs de production animale intensive où les stocks dans les sols continuent à augmenter fortement.

Apport net d'azote et de phosphore d'origine animale, ramené à l'hectare (ha)

Ces apports sont de l'ordre de 220 kg N et de 130 kg P₂O₅ par ha de SAU⁴⁶ épandable avec des variations importantes entre département : en Ille-et-Vilaine et en Morbihan, elles sont de l'ordre de 190 kg N et de 90-120 kg P₂O₅ tandis que dans les Côtes d'Armor et le Finistère, la moyenne est égale ou supérieure à 240 kg N et 150 kg P₂O₅. De plus, il existe de grandes disparités locales : les données communales varient de 130 à 230 kg N ; en Côtes d'Armor et Finistère, ces pressions peuvent dépasser 350 kg N, voire 1000 dans certains cas⁴⁷.

Les Zones en Excédents Structurels (ZES) correspondent aux cantons où la quantité totale d'effluents d'élevage produite annuellement conduirait, si elle était épandue en totalité sur le territoire du canton, à un apport annuel d'azote supérieure à 170 kg par hectare de surface épandable. En 2002 en Bretagne, 104 cantons sur 201 sont ainsi classés en ZES.

2.4 - Des nouveaux déchets

La multiplication des stations de traitement des eaux usées ou des effluents d'élevage (station d'épuration des collectivités rurales ou urbaines, des unités de production agricole ou agroalimentaire), les diverses opérations de curage (retenues, rivières), entraîneront dans les quelques années à venir une production très importante de différentes boues et vases.

Jusqu'à présent, l'épuration urbaine et industrielle a été traitée séparément de l'épuration agricole⁴⁸. La construction en cours ou en projet de centaines de stations de traitement des

⁴⁶ SAU = Surface agricole utile

⁴⁷ Giovanni R., 2002

⁴⁸ Journée d'étude AGHTM Ouest Bretagne – Pays de Loire, 2002 - « Le devenir des sous-produits de l'épuration urbaine » - ENSP Rennes, 8 février 2002

effluents d'élevage pose le problème de façon différente. La MIRE (2001) prévoit que le traitement pourrait représenter les trois quarts de l'objectif de résorption de 80 000 tonnes d'azote organique à répartir entre les élevages hors-sol responsables des excédents : cela devrait représenter le traitement individuel ou semi-collectif de 1650 exploitations porcines à 20 tonnes d'azote par unité, 7 unités d'incinération collectives de fientes de volailles à 1500 tonnes, et 300 unités individuelles de volailles à 10 tonnes par unité, auxquelles il faut ajouter le compostage de 7 000 tonnes de fumier de volailles.

En 2001, le CEMAGREF a mené une étude sur 26 installations de traitement biologique aérobie de lisiers de porcs : La conception des stations repose sur peu de données scientifiques et principalement sur des données empiriques et un savoir-faire « industriel ». Le manque de connaissances scientifiques sur les transformations de l'azote, les transferts d'oxygène et les processus de transformation de la matière organique dans un milieu concentré en matières en suspension, en azote et en carbone tel que le lisier de porcs, entraîne un certain nombre d'interrogations sur la conception (dimensionnement optimal) et sur l'optimisation du procédé et donc sur le bon fonctionnement des unités de traitement.

Vis-à-vis des co-produits issus des traitements, plusieurs problèmes demeurent non résolus⁴⁹, notamment :

- l'accumulation du phosphore, du potassium et des métaux lourds dans les co-produits issus des traitements⁵⁰. Ceci risque d'entraîner un accroissement des teneurs dans les sols agricoles recevant les épandages avec les risques environnementaux qui peuvent survenir (cf. p.11-13 et p.38-39)
- le problème du transfert potentiel de pollution azotée dans l'atmosphère (cf. p.40)
- les incertitudes sur le marché des boues et co-produits excédentaires, destinées à l'exportation⁵¹.

2.5 - Conclusions

- **La problématique de gestion des déchets organiques en Bretagne est due aux surplus de déjections animales liées aux élevages intensifs, par rapport à la capacité d'épandage sur nos sols. Ce contexte exige un plan régional global de gestion des déchets organiques permettant de mettre en perspective l'ensemble des déchets destinés à l'épandage agricole.** Ce qui suppose notamment :

R4
- a

- un inventaire précis des flux de déchets organiques, toutes origines confondues ainsi que l'évaluation de leur mode de gestion,
- l'identification des besoins agronomiques et fonctionnels des sols et des attentes des utilisateurs potentiels pour définir les qualités et quantités des déchets acceptables sur les sols bretons

- Le fait de présenter les données de façon globale à l'échelle régionale ne doit pas gommer **les particularités et les effets locaux forts** (forts excédents localisés, épandage non réparti sur l'ensemble des surfaces épandables,...). **Il faut se donner les moyens de maintenir une clairvoyance sur cette hétérogénéité régionale et donc de développer une analyse fine des situations à l'échelle locale** : bilan précis des excédents avec une gestion de plus en plus précise à la parcelle en fonction des besoins réels des cultures et des sols.

R4
-a2

⁴⁹ Mahé L-P. et Le Goffé P., 2002

⁵⁰ Beline F., Daumer M.L., Guiziou F. & Rapon P., 2001
Beline F. et al, 2002

⁵¹ Teffène O. et Texier C., 2001

- **La situation excédentaire bretonne est définie essentiellement en fonction de l'élément azote, à cause de la réglementation (Directive nitrates). Une gestion agronomique de nos déchets organiques nécessiterait de prendre en compte impérativement l'élément phosphore :** Actuellement en Bretagne, les apports en phosphore sont supérieurs aux prélèvements par les plantes et contribuent donc à l'accumulation de phosphore dans les sols et indirectement dans les sédiments estuariens. La quantité effective de phosphore qui peut se fixer durablement dans un sol et les conséquences, à long terme, de l'accroissement des teneurs qui en résultent sont encore à l'heure actuelle des inconnues, très dépendantes des conditions pédo-climatiques. Pour certains, cet enrichissement peut constituer une "bombe à retardement" vis-à-vis de l'environnement.

R4
-a3

Les nouveaux déchets issus des procédés de traitement des lisiers (faible teneur en azote mais plus forte concentration en phosphore) ne feront qu'accroître cette accumulation dans les sols si un plafond d'épandage en unités de phosphore n'est pas élaboré en fonction des besoins réels des cultures et du niveau de stock dans les sols.

- Si l'importance de la matière organique dans la fertilité des sols est unanimement reconnue, de nombreuses questions restent en suspens sur les apports de matière organique : quel type de matière organique, à quelle dose, avec quelle fréquence d'apport...

Les effluents d'élevage constituent la part principale des déchets organiques disponibles et épandus sur les sols bretons. Cette prépondérance quantitative ne doit pas faire oublier **la grande diversité du statut organique des déchets, leur rôle étant différent selon notamment leur richesse en composés carbonés, plus ou moins humifiés** (fonction de la nature du déchet, du procédé de valorisation).

R4
-a3

- En matière d'évaluation des incidences sur l'environnement, nous avons fait remarquer dans notre analyse des études d'impact (juillet 1995) que chaque projet soit mieux resitué dans le contexte régional afin de prendre en compte les effets cumulés sur l'environnement. En juillet 2002, une décision de la Commission européenne est allée dans ce sens à l'encontre de la France pour mauvaise application de la directive sur l'évaluation des incidences sur l'environnement⁵².

Parmi les différentes méthodes d'évaluation des impacts environnementaux potentiels (par des calcul de flux) ou d'évaluation d'une performance environnementale d'un système (en attribuant des scores), la méthode d'analyse du cycle de vie (ACV) peut être appropriée. Elle est fondée sur la loi de conservation de la matière (Lavoisier 1789) et permet une identification des éléments potentiellement polluants, une évaluation des quantités émises et une agrégation des flux polluants par catégories d'impacts environnementaux. La méthode peut faire ressortir d'éventuels transferts de pollution et tenir compte d'impacts environnementaux locaux avérés (pollution des eaux) ou pressentis (altération de l'activité biologique des sols).

R5
- a

Une telle analyse environnementale a été faite sur les différentes filières de gestion des boues urbaines au niveau national⁵³. **Ce type d'approche mériterait d'être étudié pour l'ensemble des filières de production et de valorisation des déchets organiques en Bretagne.**

⁵² 19 juillet 2002 : La Commission européenne ordonne la saisine de la Cour de justice à l'encontre de la France pour mauvaise application de la directive sur l'évaluation des incidences sur l'environnement. Elle estime que la législation française ne garantit pas de manière adéquate que les petits projets qui sont susceptibles d'avoir un impact important du fait de leur effets cumulés feront l'objet d'une présélection visant à déterminer si une évaluation des incidences est nécessaire.

⁵³ Cabinet Arthur-Andersen, 1999

La fertilisation minérale se limite à l'apport de quelques éléments (N,P,K,...) dont les plantes ont besoin, ils sont directement assimilables.

La fertilisation organique stimule l'activité biologique du sol. Les organismes du sol ont des fonctions centrales dans la nutrition des plantes, à la fois par leur implication dans les processus de décomposition et le recyclage des nutriments pour la fourniture d'éléments nutritifs et pour le transfert de ces éléments à la plante, notamment via les mycéliums des champignons mycorhiziens.

La fertilisation organique est donc un moyen d'optimiser le fonctionnement biologique du sol pour que les cultures disposent de tous les éléments dont elles ont besoin en quantité suffisante. Seulement, lorsqu'elle est excessive, la fertilisation organique conduit à une activité biologique exacerbée qui « brûle » rapidement tout le carburant représenté par la matière organique. Pour trouver le juste milieu, la quantité et le type de matière organique apportée doivent tenir compte de la capacité de fixation du sol et des populations microbiennes en place : minéralisantes (bactéries) et humifiantes (champignons).

La matière organique peut être apportée sous différentes formes, plus ou moins décomposées : résidus de culture, fumiers, lisiers, compost. Utilisés seuls, les lisiers sont une source d'éléments fertilisants intéressante, mais le manque de lignine et de cellulose limite leur effet structurant. Dans les fumiers, la lignine et la cellulose, précurseurs d'humus stable, sont apportées par les pailles, et les déjections procurent différents éléments facilement assimilables. Le compostage de déchets verts et/ou d'effluents d'élevage est un bon moyen d'augmenter rapidement le taux d'humus des sols, mais l'apport de matière organique déjà humifiée ne stimule pas l'activité des champignons humificateurs de façon optimale.

En général, les amendements organiques qui permettent d'apporter à la fois des éléments facilement accessibles aux micro-organismes et aux plantes et des précurseurs d'humus stable (lignine, cellulose) sont les plus intéressants pour le fonctionnement biologique des sols. Le maintien d'un pH proche de la neutralité par des amendements minéraux basiques (chaulage) est également important pour permettre le fonctionnement biologique optimal du sol.

Extrait de LEMERCIER B., 2002 - « L'écosystème-sol ». Revue Techniques Culturelles Simplifiées N°20

B.II – L'EPANDAGE AU SOL : Des enjeux environnementaux

Les enjeux environnementaux liés à la valorisation agricole par épandage au sol de l'ensemble des déchets organiques produits en Bretagne n'est pour l'instant pas entièrement résolue d'un point de vue quantitatif mais aussi qualitatif. **Les sols sont-ils capables d'absorber les différents déchets ou produits organiques sans devenir des sources nouvelles de contamination diffuse impossible à contrôler ?** C'est l'une des grandes questions à résoudre en Bretagne.

Le sol ne peut être ramené à un filtre poreux, c'est un réacteur biogéochimique complexe, assurant des fonctions de transformation, d'accumulation et de transfert y compris de gènes. Des risques de dégradation des fonctions biologiques du sol et de transferts de pollution dans les eaux et l'air existent et doivent être pris en compte dans la gestion de ces situations nouvelles, contraignantes et complexes.

1. VALEURS DES DECHETS ORGANIQUES

➤ **Richesse en éléments nutritifs et/ou en matière organique.** Le recyclage des déchets organiques se justifie avant tout par leur valeur agronomique :

- comme engrais : apports d'éléments fertilisants N, P, K et d'oligo-éléments qui contribuent à la nutrition minérale des cultures ;
- comme amendement organique : effet structurant pour le sol par l'apport de matière organique qui entretient un taux d'humus, stimule l'activité microbienne et améliore les propriétés physiques des sols (rétention en eau, stabilité de la structure du sol, porosité, ..) ;
- comme source d'oligo-éléments qui contribuent à la nutrition minérale des cultures ou à l'accélération de la croissance des plantes ;
- comme amendement calcique éventuellement (action sur l'alcalinité du sol), si le déchet a été traité avec de la chaux ou contient beaucoup de calcium (fientes de volailles, algues vertes mélangées avec du sable calcique).

Le retour au sol de matières organiques trouve aussi un regain d'intérêt du fait qu'il peut contribuer à l'accroissement et à la séquestration du carbone dans les sols dans une perspective plus globale en rapport avec la problématique de l'effet de serre.

Un produit organique est d'autant plus intéressant s'il ne répond pas uniquement à la nutrition de la plante mais aussi à la restitution d'humus stable qui contribue ainsi à la stabilité de la structure et de la vie dans les sols (cf. p.9)

➤ **Présence potentielle de contaminants chimiques et biologiques**

Un contaminant est un produit chimique ou un élément biologique présent de façon indésirable dans un milieu ⁵⁴ :

- soit un produit ou élément qui serait déjà présent dans ce milieu et dont la teneur viendrait à augmenter jusqu'à se rapprocher d'un seuil, au-delà duquel des effets indésirables pourraient apparaître,
- soit un produit ou élément qui serait habituellement absent dans ce milieu et qui, par sa nature dangereuse, viendrait à altérer ce milieu, ou à remettre en cause ses usages.

⁵⁴ A.D.E.M.E., 2001

Les déchets organiques, selon leur origine, peuvent contenir des éléments traces métalliques, des composés traces organiques (PCB, HAP,..), des micro-organismes pathogènes, des molécules médicamenteuses (antibiotiques, dérivés hormonaux) qui par leur nature, par leur puissance d'action et leur persistance sont des sources de dangers potentiels pour le milieu récepteur.

Ces contaminants dans les déchets et leurs incidences sont largement décrits dans différentes publications, notamment de l'ADEME, du CSHPF⁵⁵, ..

Le recyclage des déchets en agriculture est une pratique très ancienne, justifiée par la constatation que la fertilité du sol est améliorée par de tels apports, à une époque où les engrais « chimiques » n'existaient pas. La différence entre hier et aujourd'hui réside à la fois dans la quantité et la nature des déchets produits par l'homme. D'une quantité limitée de déchets « biologiques et naturels » recyclés facilement dans l'environnement, nous sommes passés à une quantité importante de déchets « techniques et artificiels » dont les caractéristiques physique, chimique et biologique présentent une variété difficilement contrôlée. Les produits présentent, en effet, une grande hétérogénéité et une variabilité importante dans leur composition. Les teneurs et disponibilité en éléments fertilisants, en matière organique et en substances indésirables sont très variables selon les déchets considérés.

Il est logique de valoriser les déchets organiques par un retour aux sols dans la limite des capacités du sol à les stocker puis les dégrader pour les utiliser, c'est-à-dire valoriser au mieux les éléments utiles au sol et aux plantes, sans dénaturer les différentes fonctions du sol (cf. p.4) et sans devenir des sources nouvelles de contaminations diffuses difficile à contrôler.

La qualité doit donc devenir le maître mot tant dans la production que l'utilisation des déchets :

- **qualité intrinsèque du déchet, satisfaisante par rapport aux besoins des sols et aux risques de contaminations environnementales et sanitaires**
- **qualité des usages : organisation rigoureuse de toutes les activités de mise en circulation et d'épandage des déchets.**

R5
-b1

2. DANGERS POTENTIELS

Puisque l'on passe de déchets concentrés et stockés à une dispersion moins maîtrisée sur les sols, il faut être conscient des dangers inhérents à la mise en oeuvre des épandages. Il ne s'agit pas de « créer de nouvelles peurs » mais de poser les problèmes existants ou les incertitudes engendrées, pour mieux prendre les mesures de gestion, de suivi et de veille adaptées à une meilleure maîtrise des risques environnementaux.

Nous prendrons trois exemples d'évolution qui pourraient s'avérer défavorables pour le sol lui-même ou en tant que voie de transfert vers d'autres compartiments (eau, air) (nous ne traitons pas des transferts potentiels via la chaîne alimentaire qui pourrait faire un sujet à part entière)

- Dissémination de micro-organismes à potentiel pathogène et de molécules médicamenteuses,
- Accroissement du stock d'éléments traces métalliques dans le sol,
- Excès d'éléments fertilisants (azote et phosphore principalement).

⁵⁵ ADEME = Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie – CSHPF = Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France

2.1 - Dissémination de microorganismes à potentiel pathogène et de molécules médicamenteuses.

Nous avons choisi d'insister sur ce sujet car il s'agit d'un vaste champ d'investigation où les connaissances sont insuffisamment développées, notamment en écologie microbienne.

⇒ Contamination par les micro-organismes pathogènes

Les travaux du COST 68/681 ont montré que les problématiques sanitaires entre boues résiduelles et déjections animales étaient finalement assez proches. La contamination des boues sera différente selon la nature de l'effluent, le type de stations, et pour une même station entre deux périodes. Pour des déjections animales, sont évoqués des charges en salmonelles, virus et parasites⁵⁶. De nombreux microorganismes sont excrétés par les animaux d'élevage. Certains sont responsables de zoonoses, c'est-à-dire pathogènes tant pour l'homme que pour les animaux⁵⁷. Pour *Salmonella* par exemple, il faut noter la présence d'animaux porteurs sains (près de 10% de bovins seraient porteurs sains en France)⁵⁸.

Les microorganismes pathogènes sont le plus souvent mal adaptés au milieu extérieur et la décroissance des populations est le cas le plus fréquent. Toutefois, selon les conditions, une partie peut survivre, voire se multiplier dans le déchet et dans le milieu extérieur (maintien de populations résistantes, aptitude à se multiplier, forme de dormance,..). Toutes ces raisons nécessitent de faire des suivis et recherches pour mieux suivre les populations microbiennes.

R5
-c1

⇒ Persistance variable dans les sols et transferts vers les eaux

De nombreux facteurs jouent un rôle dans la survie des bactéries sur le sol après épandage. Les streptocoques fécaux peuvent persister après une dizaine de semaines alors que *Campylobacter* a une durée de vie inférieure à 24H en juin (3 semaines en mars). Lorsqu'il y a épandage de boues, la plupart des auteurs s'accordent pour estimer que 90 à 95% des micro-organismes restent à la surface du sol (au plus à 5 cm), le reste ne transitant que sur de très faibles profondeurs. D'une manière générale, la lumière solaire, la sécheresse, une température élevée, l'absence de matière organique assimilable seront défavorables à une survie bactérienne (donc risques de persistance plus importants en hiver qu'en été).

Pour les prions, très peu de choses sont publiées sur leur présence dans les sols et leur persistance.⁵⁹ La question de survie des prions dans l'environnement est en suspens et il serait coupable de ne pas s'en préoccuper, connaissant d'autant plus le rôle prépondérant de la flore microbienne dans toutes les structures composant les sols, en premier lieu la rhizosphère, les microagrégats formés par l'association des colonies bactériennes au repos dans les compartiments multiples des sols.

Les micro-organismes sont véhiculés par la solution du sol mais ils sont très souvent agrégés ou adsorbés aux particules solides de toute nature. A la différence, les risques

⁵⁶ Strauch (1991) : présence fréquente d'un protozoaire tel que *Eimeria* sp. ou d'helminthes comme *Strongylida*, *Ascaris* spp., *Fasciola hepatica*, etc..

⁵⁷ On peut citer : *Salmonella*, *Yersinia enterocolitica*, *Shigella*, *Campylobacter*, *Vibrio cholerae*, *Listeria monocytogenes*, *Clostridium*, responsables de gastro-entérites, mais aussi de méningites et septicémies (*Listeria*)

⁵⁸ Une étude réalisée par le CNEVA-Ploufragan en 1993, sur la contamination par *Salmonella* de boues de station d'épuration et d'effluents d'élevage en Côtes d'Armor, a montré, avec 2000 échantillons prélevés sur 12 mois, que 34 % des prélèvements de station d'épuration contenaient plus de 10³ bactéries par 100 g.

Les effluents liquides d'élevage (fientes et lisiers) étaient aussi fréquemment et fortement contaminés, surtout en élevage bovin, mais aussi en élevage avicole et porcin dans le cas de production hors sol concentrant des effectifs animaux importants sans gestion sanitaire stricte (DEA de J.M. LEGOUX, Septembre 1993. Lyon)

⁵⁹ Brown P., Gajdusek SDC., 1991 : Du fluide surnageant issu d'un homogénat de cerveau infecté de hamster a été mélangé à du sol, conservé dans des boîtes de Petri perforées elles mêmes incluses dans du sol en pot puis enterrées dans un jardin pour trois ans. Entre 2 et 3 unités log de l'infectivité de l'implant de près de 5 unités log ont survécu à une exposition de trois ans sans que pour autant il y ait une contamination importante du prion dans le sol plus profond..

de **contamination bactériologique des eaux**, en particulier par ruissellement superficiel, sont à considérer, notamment ceux des zones conchylicoles et de baignade. Ceci se pose de façon encore plus aiguë dans les zones maraîchères côtières qui demandent des apports de matières organiques pour enrichir leur sol. Les facteurs de risque de contamination bactérienne des eaux côtières sont synthétisés dans le tableau annexe 10. Le facteur « proximité du littoral » par rapport au site d'épandage est un critère important car la diffusion vers les eaux côtières sera plus rapide et le risque de contamination d'autant plus grand.

La contamination des zones littorales intervient lorsque la dispersion des apports dans la masse d'eau est insuffisante et que les micro-organismes résistent aux conditions hostiles du milieu marin (salinité élevée, température basse, carence nutritive...). Les stratégies bactériennes sont diverses et se traduisent soit par l'élaboration de spores, soit par une adaptation et une réduction du métabolisme. Les bactéries peuvent alors évoluer vers des formes de « dormance » difficilement détectables par les méthodes classiques de culture. De plus, on sait maintenant qu'une succession de stress n'est pas toujours fatale à la bactérie. Elle peut s'adapter à un premier stress et surmonter ensuite des conditions de milieu défavorables à sa survie⁶⁰.

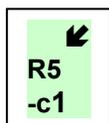
⇒ Résistances aux antibiotiques

Deux citations extraites d'un article scientifique⁶¹ montrent la complexité de la question posée. « On n'a aucune idée de la proportion de médicaments actifs que les usines d'épuration relarguent dans l'environnement »⁶² ; « Les boues des stations d'épuration sont « des pays de cocagne pour des milliards de bactéries qui ingèrent, modifient, concentrent ou stockent les molécules, hydrophobes ou non. On trouve même dans les stations, des bactéries extrêmement résistantes aux biocides les plus classiques (eau de javel) »⁶³.

S'y ajoute un élément déjà annoncé par de nombreux travaux d'écologie microbienne : Le sol, les boues de station d'épuration, les effluents d'élevage, les vases contiennent une multitude de bactéries qui, en condition de stress, sont capables d'échanger des gènes de résistance. Des recherches menées en France montrent que l'eau est une voie privilégiée de dissémination des bactéries résistantes : 9 gènes différents de résistance aux antibiotiques ont été identifiés dans des bactéries non pathogènes présentes dans les eaux de consommation de Paris⁶⁴.

Une étude allemande concernant la pollution des sols par les antibiotiques administrés aux animaux d'élevage fait apparaître que des quantités, parfois importantes, d'antibiotiques très solubles, en particulier la tétracycline, sont détectés dans les sols et les eaux. Cependant, les effets écotoxicologiques et le mode d'infiltration de la tétracycline n'ont pas encore été analysés⁶⁵.

La sélection et le développement de bactéries résistantes aux antibiotiques, aux pesticides, aux biocides est une problématique environnementale à



Dupray E. et al, 1999

⁶¹ Delphine CHARDON – Article dans la revue « le quotidien du médecin » du 12 mars 2002

⁶² T. Serfaty du Centre d'information sur l'eau

⁶³ J.M. Porcher de l'INERIS

⁶⁴ Claude Danglot, (médecin du Centre de recherche et de contrôle des eaux de Paris) : les 9 gènes identifiés dans les eaux de consommation de Paris sont les gènes de résistance à l'ampicilline, la vancomycine, la kanamycine, la streptomycine, la tylosine + 4 antibiotiques utilisés en élevage animal.

⁶⁵ Etude demandée par l'office fédéral de l'environnement allemand à l'Université de Göttingen – Source : Vigie Environnement, N°58, Déc.2000/Janv.2001.

surveiller, et ce d'autant plus que l'eau est un vecteur idéal de dissémination de ces bactéries.

A cela, s'ajoute la résistance des germes induite par un usage inadéquat des antibiotiques tant en pathologie humaine que dans les élevages. A court terme, il est important d'étudier les mesures à mettre en oeuvre pour diminuer les quantités d'antibiotiques présents dans les sols. La question que doivent se poser l'agriculture et la médecine est la diminution des antibiotiques ingérés par les animaux (en particulier les porcs) et les hommes.

2.2 - Accroissement du stock d'éléments traces métalliques (cuivre, zinc) dans les sols

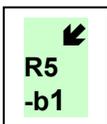
Des apports réguliers de boues ou d'effluents d'élevages peuvent conduire à une accumulation d'éléments métalliques dans le sol. Ils sont immobilisés tant que les conditions du milieu ne changent pas. (cf. p.13)

La réglementation de l'épandage des boues impose une teneur-limite en métaux (g/ t MS) pour les boues et un apport au sol maximum cumulé sur 10 ans (g métaux/ha/10 ans). Ces teneurs et flux limites réglementaires ont été proposés par les instances consultatives scientifiques dans un souci de ne pas modifier de façon durable et irréversible les concentrations en métaux des sols récepteurs sans en connaître véritablement les effets environnementaux à long terme (écotoxicité, phytotoxicité).

Dans certains cas, les flux de Cu et Zn apportés sur 10 ans par épandage de lisier en Bretagne sont proches des valeurs maximales des normes d'épandage des boues.

D'autre part, les procédés de traitement des déjections animales aboutissent à des boues où les concentrations en cuivre et zinc sont plus importantes. Comme pour les lisiers bruts, les règles d'épandage préconisées sont basées sur les apports en éléments fertilisants (azote, phosphore). Si les boues issues des traitements biologiques de lisier sont épandues en fonction d'apports maximaux de 110 kg de P/ha, les flux de cuivre et de zinc correspondant sont largement supérieurs aux quantités admises pour les boues de stations d'épuration des eaux usées urbaines. Un apport correspondant à environ 40-45 kg de P/ha serait nécessaire⁶⁶.

Les conséquences d'épandages d'effluents d'élevage, sur les teneurs en métaux lourds du sol et des végétaux cultivés et sur la qualité des eaux souterraines, ne font pas l'objet de directives ou recommandations, contrairement à ce qui est en place pour l'utilisation des boues résiduelles et des composts ménagers.



Il est important, dans l'utilisation de ces produits issus de traitement de lisiers, de ne pas séparer les problèmes azote et phosphore des autres éléments, notamment cuivre et zinc, sinon l'accumulation de ces éléments métalliques s'accroîtra dans les parcelles destinées à leur épandage. **Ne serait-il pas nécessaire de prendre en référence les valeurs réglementaires appliquées à l'épandage des boues urbaines pour limiter l'ensemble des flux métalliques susceptible d'être apporté sur un sol, quel que soit le déchet organique épandu ?** Ceci implique de surveiller les flux d'entrée en éléments-traces dans les sols bretons en tenant compte également de toutes les autres sources potentielles d'apports (fertilisants minéraux, retombées atmosphériques).

⁶⁶ Beline F., Daumer M.L., Guiziou F. & Rapon P., 2001

2.3 - Apports en excès d'éléments fertilisants (azote N, phosphore P)

⇒ Accumulation et/ou transfert dans les sols, les eaux et les sédiments.

La quantité d'**azote** lessivée vers les eaux superficielles et rejetée en mer est importante en Bretagne (de l'ordre de 110000 tonnes N). Il est intéressant de traduire ce flux annuel en termes de flux spécifiques (flux annuels d'azote ramenés par unités de surface de bassin versant) : les bassins versants de la Bretagne ont un flux spécifique inter-annuel moyen de l'ordre de 3700 Kg de N par km² de bassin versant et par an alors que le flux spécifique des bassins versants de la Seine, du Rhin et de l'Elbe moyen serait de 1450 kg N/km²/an⁶⁷. La moyenne des bassins versants de l'Atlantique Nord se situe aux alentours de 600 kg de N/km²/an.⁶⁸

D'autre part, on pense aujourd'hui que les nappes phréatiques constituent un réservoir de l'ordre de 1 million de tonnes de nitrate, capables d'alimenter les sols au cours des périodes pluvieuses lorsque la nappe affleure, et donc de maintenir les taux actuels pendant plusieurs années. De même, les stocks d'azote inclus dans la matière organique se mesurent en dizaine de millions de tonnes au niveau de la région.

Le **phosphore** est aussi la source d'une préoccupation majeure probablement plus complexe à appréhender en raison de la multiplication des formes solubles, non solubles et des délais plus ou moins longs de séjour dans les sols et sédiments, les eaux interstitielles, les nappes et les couches géologiques profondes.

Le phosphore se lie en général très solidement au sol et peut y séjourner plusieurs années, tant qu'il n'est pas entraîné avec les particules du sol vers les écosystèmes aquatiques ou assimilé par des plantes (phosphore biodisponible). Parmi les voies de transferts possibles vers les milieux aquatiques, le ruissellement de surface et l'érosion sont les voies prépondérantes qu'emprunte le phosphore, du fait notamment de la facilité avec laquelle il se fixe sur les particules de sol.

R5
- b

L'élément fertilisant en excès peut donc s'immobiliser dans le sol (azote organique, phosphore) ou être entraîné vers les eaux superficielles ou profondes (azote minéral essentiellement et phosphore dans les eaux superficielles). Il devient polluant s'il vient perturber l'équilibre d'un écosystème.

Ainsi, l'eutrophisation des eaux douces et eaux littorales résulte de l'enrichissement des eaux et de l'accumulation de nutriments dans les réservoirs, principalement l'azote et le phosphore. Cet excès est responsable de dysfonctionnement des écosystèmes dont on peut extraire deux phénomènes généraux principaux : la prévalence, c'est à dire à terme la pullulation d'une espèce au détriment de la diversité des populations de l'écosystème, et l'abaissement de l'oxygène disponible pour l'écosystème (hypoxie). Les perturbations environnementales sont connues en Bretagne : prolifération d'algues et de cyanobactéries productrices de toxines dans les retenues d'eau douce (étangs, plans d'eau, réservoirs d'eau potable,...) ; accélération de la sédimentation et de l'envasement des retenues d'eau et des cours d'eau ; prolifération algales (phytoplancton et macroalgues) dans les eaux littorales pouvant être accompagnée de phénomène d'hypoxie, voire anoxie (déficit en oxygène).⁶⁹

⁶⁷ L'IFEN vient de confirmer le flux spécifique de la Seine à 1160 kg de N/km²/an, soit environ 3 fois en dessous du flux spécifique moyen des bassins versants de Bretagne.

⁶⁸ Arousseau P., 2000

⁶⁹ Conseil scientifique régional de l'environnement, 1998 – « Les apports de nitrates aux eaux littorales bretonnes : Caractérisation et évolution des flux ; rôle dans les proliférations algales (macroalgues et phytoplancton) ». Octobre 1998.
P. Tréhen, 2002

L'érosion des sols et l'enrichissement des eaux en azote et phosphore se traduisent par une augmentation des teneurs en matières organiques dans les réservoirs d'eau potable contraignantes pour la préparation des eaux alimentaires.

⇒ Transfert de pollution azotée vers l'atmosphère

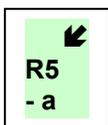
La France s'est engagée dans la diminution des flux gazeux. L'application des différentes réglementations et protocoles internationaux en cours et à venir, exige des estimations globales de l'origine des flux de composés gazeux azotés à impact environnemental atmosphérique. Ainsi, la partie du protocole de Kyoto relative à l'émission des gaz à effet de serre prévoit que les pays industrialisés doivent réduire leurs **émissions d'oxydes d'azote**, dont celles de N_2O (protoxyde d'azote). Le protocole de Göteborg, dit «Multi-polluants-Multi-effets», traite de la vulnérabilité des écosystèmes naturels à l'acidification et à l'eutrophisation. La France s'est engagée, dans le cadre de ce protocole, à réduire d'ici 2010 les **émissions de gaz ammoniac** (NH_3) de plus de 4 % par rapport aux émissions de 1990⁷⁰. Or la Bretagne participe pour près de 20% aux émissions d'ammoniac françaises : elles proviennent quasi-exclusivement du secteur agricole (essentiellement de l'activité d'élevage)⁷¹

L'azote ammoniacal, qui constitue une part importante de l'azote des déjections animales, est susceptible d'être volatilisé à tous les stades de la gestion des effluents d'élevages intensifs. En terme de qualité de l'air, la gestion des bâtiments, du stockage et du traitement des lisiers est tout aussi importante que celle des épandages. Les émissions lors de l'épandage au champ, puis après l'épandage, représenteraient environ la moitié des pertes totales. Les boues d'épuration des eaux usées contiennent aussi de l'azote ammoniacal mais en moindre concentration.

Les systèmes de traitement des effluents d'élevage peuvent augmenter, dans certains cas, l'émission de gaz azotés réduits (ammoniac) ou oxydés (monoxyde, dioxyde ou protoxyde d'azote). Il faut qu'il y ait diminution de la pollution globale azotée sans transfert de pollution de l'eau vers l'air (volatilisation de NH_3 , transformation de l'azote en N_2O ...).

- Le problème des composés azotés doit être traité de manière globale, en prenant en compte l'ensemble des composés allant de NH_3 aux nitrates en passant par NO_x et N_2O ; le seul état acceptable dans l'air est N_2 . Cela passe par l'établissement de bilans environnementaux complets, intégrant les flux gazeux. En Bretagne, une première estimation des flux gazeux azotés d'origine agricole a été faite dans le cadre du Programme Régional pour la Qualité de l'Air (PRQA) (cf. annexe 11), il faut améliorer la précision de ces données.
- Pour les différents procédés de transformation des déchets (compostage, traitement des lisiers,...) ou la conception d'installations d'élevage (développement des litières), des bilans sur les flux gazeux engendrés sont impératifs et ils doivent être comparés entre eux. Un outil d'évaluation de l'impact sur l'air de l'activité d'élevage a ainsi été étudié en appliquant la méthode d'Analyse du Cycle de Vie (ACV)⁷² dans le cadre du PRQA.
- Les émissions gazeuses azotées peuvent être plus ou moins maîtrisées :

Des recherches existent déjà pour mieux gérer l'azote des effluents aux différents stades de l'élevage (réduction du taux protéique de l'aliment, conception des bâtiments, couverture des fosses de stockage, injection ou enfouissement des lisiers



⁷⁰ Martinez J. & Béline F., 2002

⁷¹ D.R.I.R.E., 2000 - Programme Régional pour la Qualité de l'Air en Bretagne

⁷² Vacher V. & Robin P., 2001

dans le sol, aération séquentielle dans les procédés de traitement biologique aérobie du lisier pour éviter les transferts sous forme de N₂O, gestion de l'azote à la parcelle...). Ces différentes voies de recherche doivent être poursuivies pour mieux appréhender le cycle de l'azote et développer des technologies limitant les impacts environnementaux.

Les unités de traitement des déjections animales en Bretagne sont prévues pour diminuer une partie des excédents d'azote. On sait qu'il sera difficile de résorber tous les excédents actuels. Par conséquent, **les conditions nécessaires à un développement durable veulent que les traitements de lisiers envisagés ne s'accompagnent en aucun cas d'une augmentation du cheptel** : toute augmentation de cheptel génère une augmentation d'azote à toutes les étapes de gestion des déjections animales.

R4
- a4

3. NOTION de RISQUE

Après avoir identifié des dangers potentiels dans l'épandage de déchets, il nous paraît important de développer ici succinctement la notion de risque. C'est le besoin de développer une stratégie rationnelle pour prendre des décisions et définir les pratiques de gestion de l'environnement à partir des données scientifiques existantes, qui a fait émerger l'évaluation des risques comme une discipline scientifique à part entière, avec son vocabulaire et ses méthodes. Dans cette démarche, il est nécessaire d'une part, d'identifier le danger et d'autre part, de caractériser le niveau d'exposition ou de vulnérabilité d'un individu, d'une population ou d'une situation donnée.

- En toxicologie, le danger est identifié au moyen d'essais sur des mammifères et se traduit par des effets aigus ou par des effets à long terme (mutagénicité, cancérogénicité, etc..). Le risque est l'expression mathématique (la probabilité) de la survenue de cet événement « danger ». A partir de la connaissance du danger (données de toxicologie expérimentale, d'épidémiologie, observations cliniques), l'exposition des populations cibles est évaluée. Une limite d'exposition est alors définie en fonction du niveau de risque accepté ou consenti afin de protéger au mieux la population. Ces limites ne sont pas des valeurs de protection totales, elles peuvent varier au cours du temps en fonction des connaissances acquises et des évolutions sociologiques.
- Dans un autre domaine, tels que celui des risques naturels, le risque se définit comme le croisement entre deux dimensions : l'aléa et la vulnérabilité. L'aléa est un phénomène physique aléatoire qui implique une notion de probabilité et qui dépend de plusieurs facteurs environnementaux qui peuvent interagir entre eux positivement (synergie) ou négativement (compensation). On parle ainsi de l'aléa "crue"⁷³, où interagissent des facteurs tels que le climat, le contexte hydrologique, La vulnérabilité est le pendant de l'aléa, en termes de vie humaines ou en termes économiques. Elle est donc intimement liée à l'occupation du sol et à l'activité humaine. Une situation à risque résulte alors d'une incompatibilité entre un niveau d'aléa et un niveau de vulnérabilité. Un principe tend à s'imposer progressivement dans la gestion des risques naturels : « ce n'est pas parce qu'on diminue l'aléa qu'il faut augmenter la vulnérabilité ». Le renforcement ou la construction d'une digue contre les inondations ne doit pas inciter à l'urbanisation du terrain en aval, car si un tel dispositif de protection diminue l'aléa, il n'est pas certain qu'une augmentation parallèle de la vulnérabilité ne conduise pas, *in fine*, au même risque voire à une augmentation du risque.

Ces différentes applications montrent la complexité du sujet qu'il nous est difficile de détaillée ici et que l'on retrouve également dans **le risque écotoxique qui s'applique plus particulièrement dans le cadre de l'épandage de déchets au sol.**

Le risque peut être par exemple la probabilité d'apparition d'effets toxiques après l'exposition des organismes à un objet dangereux. Les risques peuvent être plus grands avec un

⁷³ Dans le langage courant, il est fréquent que l'on parle de risque alors que l'on devrait parler de l'aléa c'est-à-dire du danger.

polluant peu dangereux, répandu sur de vastes surfaces pendant de longues périodes qu'avec un produit très dangereux, produit en petites quantités, stocké dans de bonnes conditions et réservé à des usages très limités⁷⁴.

L'évaluation du risque écotoxique peut être subdivisée en 2 branches principales, l'évaluation du risque sanitaire (risques pour la santé humaine) et l'évaluation du risque écologique (risques pour les milieux et les organismes végétaux et animaux autres que l'homme). Ce n'est que très récemment que les concepts et les méthodes d'évaluation du risque sanitaire se sont étendus à l'évaluation du risque pour les écosystèmes (années 80).

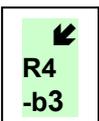
La difficulté d'évaluation du risque écologique est dû notamment à :

- L'identité des récepteurs : l'évaluation du risque sanitaire se fixe, dès le départ, l'homme comme objet alors que l'évaluation du risque écologique doit inclure les populations et les écosystèmes. Les éléments soumis au risque (les récepteurs) sont donc beaucoup plus difficiles à définir, ils se situent à des niveaux d'organisation biologique différents : par exemple les effets du DDT sur les invertébrés étaient prévisibles, puisque ce produit est un insecticide puissant, mais pas les effets sur les oiseaux ;
- L'existence de boucles rétro-actives : les effets négatifs avérés sur une population peuvent ensuite constituer une source de risques pour d'autres éléments de l'écosystème ; on doit tenir compte de la possibilité de risques en cascade, par exemple la disparition d'espèces fonctionnelles importantes dans une communauté ou dans un écosystème.⁷⁵

Le sociologue introduit une notion supplémentaire, celle de risque comme une construction sociale à un double niveau. Les acteurs, les parties concernées vont se comporter différemment face au risque, certains groupes sociaux voulant éradiquer tout risque alors que d'autres tolèrent un certain seuil de risque. Il est donc nécessaire pour légitimer l'action publique d'ouvrir un débat pour définir le risque. Pour cela quatre situations sont possibles :

- Les connaissances du danger sont certaines. 1) Si l'accord social est réalisé, la définition du risque ne pose pas de problème, la solution est techniquement étudiée et calculée. 2) S'il y a désaccord social, la solution est soit imposée par des contraintes réglementaires, soit négociée par la discussion.
- Les connaissances sont incertaines. 3) Si l'accord social est réalisé, il s'agit simplement de continuer les recherches pour mieux connaître le risque. 4) Si l'accord social sur la définition du risque n'est pas obtenu, le risque devient un compromis entre les différents intérêts. Dans notre société contemporaine, de nombreux problèmes de risque, notamment environnementaux, relèvent très souvent de ce 4^{ème} cas de figure.

Une fois le risque évalué, arrive la phase de **gestion du risque** qui aboutit à une prise de décision, c'est à dire faire un choix, en situation d'incertitude et selon un cadre de référence variable. La prise de décision peut être liée à des éléments de connaissance scientifique ou des paramètres de santé publique proprement dits. Mais d'autres paramètres sont aussi parties intégrantes du processus de décision : les paramètres sociaux, économiques, politiques, culturels, psychologiques, éthiques et esthétiques.



L'évaluation des risques est une étape préalable de plus en plus indispensable pour gérer les problèmes environnementaux : elle doit permettre d'intégrer les connaissances scientifiques et la demande sociale, pour aboutir à une gestion appropriée de ces risques par les décideurs.

⁷⁴ Rivière J.L., 1998

⁷⁵ Rivière J.L., 1998

4. CONCLUSION

Le rappel des dangers potentiels et des risques encourus n'est pas fait pour apeurer les citoyens mais pour poser la problématique avec toutes ces zones d'ombre et de lumière.

Il est important de préciser qu'en Bretagne, les problèmes environnementaux au niveau des sols se répercutent de façon complexe au niveau des écosystèmes aquatiques, et notamment littoraux, en raison du contexte géographique breton fait de petits bassins versants communiquant entre eux, ou avec la mer, et en raison aussi de l'importance primordiale du ruissellement et de l'érosion. Il y a de très fortes interactions et échanges entre les zones intérieures et littorales. Le pouvoir auto-épurateur des rivières est d'autant plus restreint que le temps de séjour est limité entre la source de pollution et l'embouchure. En conséquence, la pollution littorale est d'autant plus sensible que la plupart des rivières bretonnes débouchent directement à la mer par des estuaires qui pénètrent profondément vers l'intérieur des terres.

Les dangers potentiels liés aux pratiques d'épandage de boues et/ou d'effluents d'élevages sont plus ou moins bien encadrés par la réglementation et il est impératif de mieux les surveiller et les maîtriser, notamment du fait qu'en Bretagne, les quantités d'effluents d'élevage sont excédentaires et des procédés de traitement se mettent en place (nouveaux produits, nouveaux modes de circulation, stockages concentrés, ...)

Une gestion responsable des risques nécessite à la fois le développement des connaissances pour réduire des incertitudes et un changement des attitudes des acteurs pour mieux respecter les prescriptions techniques ou réglementaires. Dans ce domaine, la traçabilité a encore des progrès à faire. Les risques pour l'environnement sont à évaluer au regard du développement durable (limiter les atteintes irréversibles aux composantes de l'environnement et à leurs fonctions). Quand aux risques sanitaires, pour être évalués, ils nécessitent un minimum de connaissances des expositions, ce qui n'est pas simple à obtenir.

Les problèmes d'environnement n'auront jamais de solutions définitives car à chaque progression économique et technologique, doivent correspondre de nouvelles mesures environnementales adaptées. Les questions récurrentes se renouvellent en même temps que les sources nouvelles de perturbations se multiplient et s'amplifient. Toutes ces questions ont jusqu'à présent souvent été traitées à posteriori, privant ainsi les études d'impact de leur rôle initial. Il est primordial de faire un effort supplémentaire d'anticipation grâce à une meilleure exploitation en réseau des observations et des mesures effectuées par de nombreux organismes. Une meilleure surveillance et un effort de compréhension des mécanismes de circulation de l'eau et de fonctionnement des écosystèmes permettra de mieux intervenir en amont et de s'inscrire dans une perspective de développement durable.

B.III – RECOMMANDATIONS

↘
R4

Organiser une gestion territoriale englobant tous les déchets organiques

Le monde des déchets et celui du sol sont encore trop éloignés. Les responsables du traitement des déchets essaient de modifier un certain nombre de propriétés des déchets, des caractéristiques physico-chimiques des boues et des déjections sans se préoccuper suffisamment du milieu récepteur. Même si des liens se développent ponctuellement, il faut prendre conscience des besoins de cohérence entre les acteurs de ces 2 « mondes » et de leurs préoccupations.

En amont, l'inventaire des flux de déchets organiques est nécessaire, toutes origines confondues (agricole, industrielle, urbaine), ainsi que l'évaluation de leur mode de gestion. En aval, l'identification des besoins agronomiques et des attentes des utilisateurs potentiels apparaît incontournable pour définir les qualités et quantités des déchets acceptables sur les sols bretons.

L'ADEME et la Chambre régionale d'agriculture ont déjà initié des travaux dans ce sens. Ils doivent être poursuivis par la mise en œuvre concrète d'un projet qui rassemble les divers acteurs.

R4
- a

Mettre en adéquation « capacité et besoins des sols » et « production de déchets »

1. **Connaître précisément le gisement réel des différents déchets organiques** (boues, composts, déjections animales, co-produits issus du traitement des effluents d'élevages, ...) **et leur qualité (composition)** : quantités produites, caractérisation des différents types de déchets si possible avec les mêmes indicateurs (valeurs matière organique, azote N, phosphore P, potassium K, ..), part destinée à une valorisation agronomique par un épandage aux sols.
2. **Connaître les possibilités réelles d'épandages, les pratiques actuelles et les apports exacts réalisés par épandage au sol pour les différents déchets organiques** : cartographie des surfaces disponibles selon la réglementation et selon les aptitudes des sols, des parcelles à risques (érosion, ruissellement)... , cartographie des divers plans d'épandage à l'échelle régionale. Une adéquation est nécessaire entre la nature des déchets, la nature des sols et les activités développées, et la nature du sous-sol.
3. **Gérer les apports organiques en fonction du besoin des cultures mais aussi en relation avec le maintien ou l'amélioration des qualités physiques, chimiques et biologiques des sols.** Cela nécessite de :
 - disposer d'une bonne connaissance de nos sols, de l'impact agro-environnemental des différents apports et des pratiques culturales.
 - respecter les prescriptions techniques et réglementaires qui encadrent notamment les pratiques d'épandages.

- ne pas séparer le problème azote de celui du phosphore ou des éléments métalliques, notamment cuivre et zinc, sinon l'accumulation de ces éléments s'accroîtra dans les parcelles destinées à l'épandage, notamment celles devant recevoir les co-produits issus de traitement de lisier.
- accompagner les différentes filières pour produire ou transformer des déchets adaptés aux besoins des sols. Développer, par exemple, des produits organiques résiduels qui augmenteront la teneur en matière organique des sols (rapport carbone/azote élevé).

4. Résorber les excédents de déjections animales (élevages porcins et avicoles) en privilégiant chaque fois que possible la **liaison au sol** des systèmes agricoles .

Les unités de traitement des déjections animales en Bretagne sont prévues pour diminuer une partie des excédents d'azote. On sait qu'il sera difficile de résorber tous les excédents actuels. Par conséquent, **les conditions nécessaires à un développement durable veulent que les traitements de lisiers envisagés ne s'accompagnent en aucun cas d'une augmentation du cheptel** : toute augmentation de cheptel génère une augmentation d'azote à toutes les étapes de gestion des déjections animales.

R4
- b

Favoriser le partenariat et la concertation sociale

- 1. Un schéma de gestion des déchets et effluents organiques à des échelles géographiques pertinentes mériterait d'être organisé.** Un tel schéma ne peut se résumer à la juxtaposition d'unités de traitement ou de plans d'épandage, mais son élaboration suppose une large concertation entre tous les acteurs d'un même territoire.
- 2. Un travail d'information, d'explication et de dialogue** s'impose pour que l'épandage des différents déchets organiques, qui s'appuie sur la logique naturelle du cycle biologique, soit accepté socialement.
- 3. Un débat régional « citoyen »** doit être lancé pour :
 - faire prendre conscience des différents déchets produits par l'ensemble de la société,
 - définir les objectifs et les limites acceptables pour un développement durable,
 - informer et échanger sur les risques, leur acceptabilité et leur gestion.

Dans notre société contemporaine, de nombreux problèmes de risque, notamment environnementaux, relèvent très souvent d'un compromis entre les différents intérêts. Une telle concertation doit permettre d'intégrer les connaissances et la demande sociale, pour **développer une culture du risque et aboutir à une gestion du risque négociée.**

Le « centre de ressources sur la résorption » et « l'association interprofessionnelle de valorisation/transformation/exportation des matières fertilisantes organiques », dont la mise en place est proposée à l'échelle régionale dans la charte pour un développement pérenne de l'agriculture, devraient intégrer l'ensemble de ces points et se doter en conséquence de toutes les compétences nécessaires.



Maîtriser au mieux les impacts environnementaux et sanitaires de l'épandage au sol des déchets organiques

Il est logique de valoriser au mieux les éléments utiles au sol et aux plantes, mais sans dénaturer les différentes fonctions du sol et sans créer des sources nouvelles de contaminations diffuses difficiles à contrôler ou des transferts de pollution.



Evaluer les incidences environnementales des différentes filières « déchets organiques » dans le contexte régional.

Parmi les différentes méthodes d'évaluation des impacts environnementaux potentiels (par des calcul de flux) ou d'évaluation d'une performance environnementale d'un système, **la méthode d'analyse du cycle de vie (ACV)** peut être appropriée. Elle prend en compte l'ensemble des étapes de la « vie » d'un déchet selon le principe « du berceau à la tombe », en intégrant l'écobilan des flux de matière et d'énergie, les impacts de ces flux sur l'environnement, la recherche des améliorations pour minimiser les impacts. La méthode peut donc faire ressortir d'éventuels transferts de pollution et tenir compte d'impacts environnementaux locaux avérés (pollution des eaux) ou pressentis (altération de l'activité biologique des sols).

Une telle analyse environnementale a été faite sur les différentes filières de gestion des boues urbaines au niveau national⁷⁶. Ce type d'approche pourrait être étudié pour l'ensemble des filières de production et de valorisation des déchets organiques en Bretagne. Elle permettrait d'appréhender de façon globale et comparative l'ensemble des flux émis vers les sols, l'atmosphère, le réseau hydrographique et la mer.



Limiter les risques environnementaux

1. Faire de la qualité, un maître mot tant dans la production que l'utilisation des déchets :

- **Qualité intrinsèque du déchet**, satisfaisante par rapport aux besoins des sols et aux risques de contaminations environnementales et sanitaires

Une vigilance vis-à-vis de la présence dans les déchets organiques, d'éléments indésirables ou potentiellement pathogènes doit rester la règle de première précaution pour limiter les nuisances et transferts possibles. Les normes sur les teneurs en métaux et en polluants organiques des boues fondent une référence en droit français qu'il serait nécessaire d'étudier pour l'ensemble des déchets organiques apportés au sol.

- **Qualité des usages** : organisation rigoureuse de toutes les activités de mise en circulation et d'épandage des déchets.

Il est important, dans l'utilisation des produits issus de traitement de lisiers, de ne pas séparer le problème azote de celui du phosphore et des autres éléments,

⁷⁶ Cabinet Arthu-Andersen, 1999

notamment cuivre et zinc, sinon leur accumulation s'accroîtra dans les parcelles destinées à leur épandage.

- 2. Développer une démarche de traçabilité** pour tout produit épandu au sol, qu'il s'agisse de déchets ou de produits issus de déchets. Ceci nécessite d'encadrer toutes les filières « épandage » par des cahiers des charges précis et des plans de fertilisation et de fumure, et de se doter des moyens d'accompagnement et de contrôle.
- 3. Pratiquer une gestion des sols et des épandages qui limite les facteurs de transferts de pollution** (lessivage, ruissellement, érosion, compactage,...) et intègre de façon effective les parcelles sensibles ou à risques en distinguant les aspects géographiques, pédologiques, hydrogéologiques, ...

R5
- c

Développer une veille scientifique pour une meilleure gestion des risques

- 1. Mettre en oeuvre une veille technologique et scientifique sur le devenir dans les sols de différents contaminants** (éléments métalliques, molécules médicamenteuses, prions, pesticides et produits de dégradation, ..), **les risques d'écotoxicité et de transferts dans les différents compartiments** (eau, air, chaîne alimentaire)

Ceci demande de s'appuyer sur les réseaux de surveillance et de recherches relatifs aux impacts des déchets sur les sols et de les développer en fonction des nouvelles problématiques posées, notamment le suivi du risque microbiologique.

- 2. Approfondir la démarche de gestion du risque environnemental et du risque sanitaire** : utilisation des méthodes d'analyse de risques, d'évaluation et de gestion des risques.
- 3. Développer une information objective et rapide au fur et à mesure de l'acquisition de nouvelles connaissances** : les résultats des programmes de recherche doivent être analysés rapidement afin d'être exploités et diffusés à tous et que les mesures à mettre en oeuvre puissent être appliquées.
La mise en œuvre du RIEB (Réseau d'Information sur l'Environnement en Bretagne) en Bretagne va dans ce sens. Ce réseau est destiné à favoriser le croisement entre les informations contenues dans les banques de données aujourd'hui gérées séparément par de multiples structures et de faciliter l'accès à ces sources de données.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

A.D.E.M.E., 1997- *Epandage des boues d'épuration urbaines : aspects sanitaires et environnementaux.* Paris, Actes des journées techniques des 5 et 6 juin 1997. ADEME, Paris. 320 p.

ADEME, 2001 – *Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture.* Dossier documentaire ISBN 2-86817-561-9

A.G.H.T.M., 2002 - *Le devenir des sous-produits de l'épuration urbaine.* Journée d'étude AGHTM Ouest Bretagne-Pays de Loire, , 8 février 2002 - ENSP Rennes.

AUROSSEAU P., 2000 – *Les flux d'azote sortant des bassins versants de Bretagne pendant la période 1980-2000.* Disponible sur : <http://viviane.roazhon.inra.fr/spanum/diagnostic/fluxn/azote.htm>

AUROSSEAU P., 2001 – *Le phosphore dans les sols et les eaux de Bretagne.* Disponible sur internet : <http://viviane.roazhon.inra.fr/spanum/diagnostic/phosphore/phospho1.htm>

AUROSSEAU P., 2002 – *Les flux d'azote et de phosphore provenant des bassins versants de la Rade de Brest. Comparaison avec la Bretagne.* Séance de l'Académie des Sciences.

ARSHAD M.A. & COEN G.M., 1992 - *Characterization of soil quality : physical and chemical criteria.* Am. J. Alterm. Agri. 7 : 25-30.

ARZUL G. & MAGUER J.F., 1990 - *Influence of pig-farming on the copper content of estuarine sediments in Brittany, France.* Marine Pollution Bull. 21, n°9, 431-434.

BAILLY M.L., 1996 - *Inventaire du gisement breton de déchets organiques.* ADEME- Chambre régionale d'agriculture Bretagne. Mémoire de DAA, ENSA Rennes. 46 p.

BAIZE D., 1997 - *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France).* Eds INRA, Paris. 408 p.

BALESDENT J., 1996 - *Un point sur l'évolution des réserves organiques des sols en France.* Etude et gestion des sols, 3 (4) : 245-259.

BARRIUSO E., CALVET R., SCHIAVON M. & SOULAS G., 1996 - *Les pesticides et les polluants organiques des sols : transformations et dissipation.* Etude et gestion des sols, 3 (4) : 279-296.

BELINE F., DAUMER M.L., GUIZIOU F. & RAPION P., 2001 - *Bilan de fonctionnement des unités de traitement biologique aérobie du lisier de porcs. Etude des flux de matières et compréhension des processus.* Rapport d'étude, CEMAGREF. Agence de l'eau Loire-Bretagne, Conseil régional de Bretagne. 122 p.

BELINE F., DAUMIER M.L., GUIZIOU F., PEU P. & MARTINEZ J., 2002 - *Gestion et traitement des déjections animales (lisiers) en agriculture.* CEMAGREF Rennes. Note.

BINET F., 1993 – *Dynamique des peuplements et fonctions des lombriciens en sols cultivés tempérés.* Thèse de doctorat, Université de Rennes I. 299 p.

BROWN P. & GAJDUSEK DC., 1991 - *Survival of scrapie virus after 3 years interment*. Laboratory of CNS Studies, National Institute of Neurological Disorders and Stroke, National Institute of Health, Bethesda, Maryland 20892. *The Lancet*, 337 : 269-270.

BORNAND M. & LEHMAN C., 1997 - *Connaissance et suivi de la qualité des sols en France : Etat des lieux. Besoins en données. Propositions pour une gestion raisonnée de la ressource en sol*. Rapport d'expertise demandé par les Ministères de l'Agriculture et de l'Environnement et l'Institut, INRA Montpellier. 176 p.

BOURRELIER P.-H & BERTHELIN J., 1998 - *Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion*. Rapport N°42 de l'Académie des sciences. Ed. Lavoisier, Coll. Technique et Documentation, Paris. 440 p.

Cabinet ARTHUR-ANDERSEN, 1999 – *Audit environnemental, sanitaire et économique des filières d'élimination des boues d'épuration*. Agences de l'Eau. Agence de l'eau Rhin-Meuse.

CCE, 2002 – *Vers une stratégie thématique pour la protection des sols*. Communication de la Commission au Conseil, au Parlement européen, au Comité économique et social et au Comité des régions. Commission des Communautés européennes, Bruxelles, 39 p.

Chambre d'agriculture de Bretagne & INRA, 1992 – *Méthode tarière, Massif armoricain, Caractérisation des sols*. 21 p.

CHASSIN P., BAIZE D., CAMBIER, Ph. & STERCKEMAN T., 1996 - *Les éléments traces métalliques et la qualité des sols : impact à moyen et à long terme*. *Etude et gestion des sols*, 3 : 297-306.

CHAUSSOD R., 1996 - *La qualité biologique des sols : évaluation et implications*. *Etude et gestion des sols*, 3, 4 : 261-278. Numéro spécial.

CHAUSSOD, 2002 - *Qualité biologique des sols : biodiversité et activités microbiennes* – Forum Qualité des sols, 15-16 mai 2002, Paris.

CHEVERRY C., 1992 - *Les pollutions sur le terrain : l'exemple de la Bretagne*. *C. R. Acad. Agric. Fr.*, 78, n°7, pp. 52-59.

CHEVERRY C., 1994 - *La dégradation chimique des sols en Bretagne*. *Etude et gestion des sols*, 1 : 7-21.

CHEVERRY C., 1996 - *La science des sols, au service d'une agriculture respectueuse de l'environnement, dans un contexte d'élevage intensif*. *C. R. Acad. Agric. Fr.*, 82, n°6, pp. 90-98.

CHEVERRY C. & GASCUEL-ODOUX C., 2002 – *Les Français et leurs sols : essai de prospective à l'horizon 2030*. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, Paris, octobre 2002, n°47, pp 5-14.

Collectif, 1998 - *Préserver les sols, source de vie : Proposition d'une convention sur l'utilisation durable des sols*. Ed. Charles Léopold Mayer, Paris. 150 p.

Collectif, 1998 - *Ecotoxicologie des sols et des déchets : enjeux réglementaires, normalisation et recherches*. Paris, 4 décembre 1998. ADEME - Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement., Paris. 136 p.

Conseil scientifique régional de l'environnement, 1995 - *Pour une meilleure efficacité des études d'impact en Bretagne : un cahier de recommandations en 16 propositions*. Juillet 1995. 24 p.

Conseil scientifique régional de l'environnement, 1998 – *Les apports de nitrates aux eaux littorales bretonnes : Caractérisation et évolution des flux ; rôle dans les proliférations algales (macroalgues et phytoplancton)*. Octobre 1998. 24 p.

COPPENET M., 1981. *Copper accumulation in Brittany soils through enriched pig-slurry ; phytotoxic risks*. In : Copper in animal wastes and sewage sludge, Edit. Reidel Publishing Compagny, London, pp. 154-161.

COPPENET M. ET GOLVEN J., 1984 – *Etude lisier-sol-plante. Bilan de dix années de suivi dans une soixantaine d'exploitations intensives du Finistère*. INRA-Quimper et Chambre d'agriculture du Finistère. 33 p.

COPPENET M., GOLVEN J., SIMON J.C., LE CORRE L. & LE ROY M., 1993 – *Evolution chimique des sols en exploitation d'élevage intensif : exemple du Finistère*. Agronomie, 13, pp.77-83.

C.O.R.P.E.N., 1998 - *Programme d'action pour la maîtrise des rejets de phosphore provenant des activités agricoles*. Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates, les phosphates et les produits phytosanitaires provenant des activités agricoles. - Octobre 1998.

C.S.H.P.F. 1998 - *Risques sanitaires liés aux boues d'épuration des eaux usées urbaines*. Ed. Lavoisier, Coll. Technique et Documentation, Paris. 107 p.

DAUMER M.L., PEU P. & MARTINEZ J, 2001 – *Les apports de métaux et d'éléments traces par les effluents d'élevage et leur devenir*. In « Les Nouveaux défis de la fertilisation raisonnée », Ed. Thevenet G (COMIFER) & Joubert A. (GEMAS). pp.

DEFAYE S., PLUMAIL D. & VITRE E., 1998 - *Les boues d'épuration comportent-elles un risque de pollution des sols ?* Environnement & Technique, Juin 1998, N°177, pp 41-44.

D.R.I.R.E., 2000 – *Programme Régional pour la Qualité de l'Air en Bretagne (PRQA)*. Préfecture de la Région Bretagne, Direction régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement. 41 p.

DUPRAY E. et al, 1999 - *Rejets agricoles et bactériologie (baie de la Fresnaye)*. IFREMER (Direction de l'environnement littoral, Département Microbiologie et phycotoxines (DEL/MP). 71 p.

DUXBURY J.M., 1994 – *The significance of agricultural sources of greenhouse gases*. Fertilizer Research, 38, 151-163.

ELISSALDE N., 1994 - *Les germes pathogènes dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines*. Ed. ADEME, Coll. Connaître pour agir, Paris. 88 P.

FROSSARD E., 1996 - *Le rôle de la fertilité du sol dans l'agriculture durable*. Revue suisse Agric., 28 : 193-197.

Gessol, 2002 – *Caractérisation, déterminisme et surveillance de la qualité des sols en milieu limoneux acide*. Rapport final du programme Gessol « Fonctions environnementales des sols ». Fédération de recherche CAREN Bretagne, INRA Dijon.. 177 p.

GIOVANNI R., 2002 – *Evaluation des potentiels d'azote et de phosphore d'origine animale de la région Bretagne pour les années 1998-2001*. Fourrages, 170 : 123-140.

GOBAT J.M., ARAGNO M. & MATTHEY W., 1998 - *Le sol vivant*. Ed. Presses polytechniques et universitaires romandes. Coll. Gérer l'environnement. Besançon-Thise. 519 p .

- GOMEZ A., 1993** - *Les métaux lourds dans les sols, étude de la biogéochimie des éléments traces*. In La qualité des sols, Chambres d'agriculture N°817, décembre 1993. pp 23-25.
- HABERLI R., LUSCHER C., PRAPLAN CHASTONAY B. & WYSS C. 1991** - *L'affaire Sol : pour une politique raisonnée de l'utilisation du sol*. Eds Goerg. Genève. Rapport final du programme national de recherche : utilisation du sol en Suisse. 170 p.
- HOUBEN Y., 1995** – *Analyse des interactions sol-climat-plante, construction et spatialisation d'un modèle en composantes du rendement du blé en Bretagne*. Thèse ENSA Rennes. 231 p.
- JAUZEIN M., FEIX I. & WIRAT J., 1995** - *Les micro-polluants organiques dans les boues résiduelles des stations d'épuration urbaines*. Ed. ADEME, Coll. Connaître pour agir, Paris. 221 p.
- JOUBERT A., AUROUSSEAU P., DUPONT C. & WALTER C, 1996** – *Les sols d'Ille-et-Vilaine*. Laboratoire d'analyses agricoles de Combourg, ENSA Rennes, Conseil Général et Chambre d'agriculture d'Ille-et-Vilaine. 46 p.
- JUSTE C., FEIX I. & WIRAT J., 1995** - *Les micro-polluants métalliques dans les boues résiduelles des stations d'épuration urbaines*. Ed. ADEME, Coll. Connaître pour agir, Paris. 205 p.
- LAVELLE P., 1987** - *Interactions, hiérarchies et régulations dans le sol : à la recherche d'une nouvelle approche conceptuelle*. Rev. Ecol. Biol. Sol., 24, 3 : 219-229.
- LE DROFF E., 2000** – *Bilan global des émissions d'azote gazeux d'origine agricole en Bretagne*. DRAF-DRIRE-CRAB. Rapport d'étude dans le cadre du P.R.Q.A., 95 p.
- LELEUX A., AUROUSSEAU P., ROUDAUT A., 1988** - *Synthèse cartographique régionale à partir de données d'analyses de terre*. Science du Sol- 1988/1- Vol.26, 1, 29-40.
- LEMERCIER B., 2002** - *L'écosystème-sol*. Revue Techniques Culturelles Simplifiées N°20 pp. 8-22.
- LOPEZ-ALONSO M., BENEDITO J.L., MIRANDA M., CASTILLO C., HERNANDEZ J. & SHORE R.F., 2000** – *The effect of pig farming on copper and zinc accumulation in cattle in Galicia (North-Western Spain)*. The Veterinary Journal, 160 : 259-266.
- MAHE L-P. & LE GOFFE P., 2002** - *La résorption des excédents d'épandage : principes économiques d'un plan d'action pour la Bretagne*. Rapport ENSA Rennes. Juin 2002. 63 p.
- MAMY J., 1993** - *Qualités, usages et fonctions des sols*. In La qualité des sols, Chambres d'agriculture N°817, décembre 1993. pp 6-7.
- MARTINEZ J. & BELINE F., 2002** – *Gestion de l'azote en système d'élevage développé. Enjeux scientifiques et environnementaux*. NNS, 2002, vol 10, suppl.1, pp.52-61
- MEYER K., 1991** - *La pollution des sols en Suisse : Etat actuel des recherches et sélection de résultats sur la charge en substances polluantes des sols*. Rapport du PRN Sol, Liebefeld Berne, 241 p.
- MOAL J.F., 1995** – *Volatilisation de l'azote ammoniacal des lisiers après épandage : quantification et étude des facteurs d'influence*. Thèse d'agrochimie. Université de Perpignan, équipement pour l'eau et l'environnement – CEMAGREF, 230 p.

- MORVAN T., LE HOUEROU B., MARTINEZ J. & HACALA S., 1996** – *La valorisation des effluents d'élevage*. In : Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes, Reims 19-20 novembre 1996. Ed. INRA, Paris 1997 (Les Colloques N°83). pp. 233-254.
- PEDRO G., 1996** - *La science des sols à l'aube du XXIème siècle*. Etude et gestion des sols, **3** : 135-143.
- PETITJEAN S., 1996** – *Utilisations des déchets en agriculture*. Courrier de l'environnement de l'INRA, n°28, pp.116-117.
- PLUMAIL D. & DUCOTTET S., 2001** - *Recyclage agronomique des matières organiques : clarifier la position des acteurs et refondre la réglementation*. Environnement et Technique, N°205, avril 2001. pp.21-27.
- PORTEJOIE S., MARTINEZ J. & LANDMANN G., 2002** - *L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel*. INRA Prod. Anim., 15 (3) : 153-160.
- PUJOL J.L. & DRON D., 1998** - *Agriculture, monde rural et environnement : qualité oblige*. La Documentation Française, Collection des rapports officiels. Paris. 589 p.
- RAINELLI P. 1996** - *Pollution des sols : problèmes économiques*. Etude et gestion des sols, **3** : 307-317.
- RIVIERE J.L., 1998** - *Evaluation du risque écologique des sols pollués*. Ed. Lavoisier, Coll. Technique et Documentation, Paris. Etude réalisée sous la direction de l'Association RE.CO.R.D. 440 p.
- ROBERT M., 1992** - *Le sol, ressource naturelle à préserver pour la production et l'environnement*. Cahiers Agricultures, **1** : 20-34.
- ROBERT M., 1996** – *Le sol : interface pour l'environnement, ressource pour le développement*. Masson, Paris, 244 p.
- ROBERT M., 2001** – *Séquestration du carbone dans les sols*. Recherche Environnement. Lettre du service de la recherche et de la prospective de la D4E, n°1, p.1. Note dans le bulletin du service recherche du Ministère de l'Environnement.
- ROBERT M. & CHEVERRY C., 1996** - *Les ressources mondiales en eau et en sols: une limitation pour l'avenir*. Cahiers Agricultures, **5** : 243-248.
- RUELLAN A., 1996** - *La dégradation des sols*. In : 12 questions d'actualité sur l'Environnement., Ministère de l'Environnement, Paris, pp. 69-74.
- SEBILLOTTE M., 1989** - *Fertilité et systèmes de production*. INRA Editions, Paris 369 p.
- SIMON J.C. & GOLVEN J., 1989** - *Enquête lisier-sol-plante. Bilan de 15 ans de suivi (1973-1988)*. A la pointe de l'élevage, n°210. pp.42-46
- Société d'Etudes et de Développement pour l'Environnement, 1998** - *Etude des filières boues des stations d'épuration urbaines des Côtes d'Armor, du Finistère, d'Ille-et-Vilaine et du Morbihan (situation 1995)*. 4 volumes. Agence de l'Eau Loire-Bretagne.
- SOLTNER D., 1996** - *Les bases de la production végétale. Tome I : le sol*. Coll. Sciences et Techniques agricoles, Ste Gemmes-sur-Loire.

SCHVARTZ C., WALTER C., CLAUDOT B., BOUEDO T. & AUROUSSEAU P., 1997 - *Synthèse nationale des analyses de terre réalisées entre 1990 et 1994. I - Constitution d'une banque de données cantonale*. Etude et gestion des sols, 4, 3 : 191-204.

SOUCHON C., 1996 - *La gestion des déchets*. In : 12 questions d'actualité sur l'Environnement., Ministère de l'Environnement, Paris, pp. 95-99.

TAUREAU J.C., CHEVERRY C., De POUS M. & COUTARD d., 1986 – *Essai de Mauron : influence du lisier de porc sur l'environnement et le sol*. Perspectives agricoles, décembre 1986, 70-80 et janvier 1987, 23-29.

TEFFENE O. & TEXIER C., 2001 – *Les stations de traitement des effluents porcins : estimation des coûts et conséquences économiques*. Institut Technique Porcin (ITP)

TEXIER C., CLUZEAU D., CORTET J. & GOMOT A., 1996 - *La faune indicateur de la qualité des sols*. ADEME Editions - Série données et références, brochure 2588, 62 pages.

TREHEN P., 2002 - *Un point sur le problème majeur de la qualité de l'eau en Bretagne et sur quelques questions environnementales en émergence*. Exposé devant la commission Environnement du Conseil économique et social de Bretagne le 12 mars 2002. 18 p.

TREHEN P., COLEMAN D.C., RUSEK J., BETSCH J.M., BERTHELIN J. & BARDIN R., 1993 - *Soil biology : a conceptual approach with specific goals*. Eur. J. Soil Biol., 29 : 1-6.

VACHER V. & ROBIN P., 2001 – *Contribution à la mise au point d'un outil d'estimation de l'impact de l'activité d'élevage sur l'air en fonction des itinéraires techniques*. INRA Rennes. Convention INRA-DRIRE (PRQA).

WALTER C., 2002 – *Analyse spatiale des sols en vue de leur gestion précise et de leur surveillance*. Habilitation à diriger des recherches, Univ. Nancy I, ENSAR, 83 p.

WALTER C., BOUEDO T. & AUROUSSEAU P. - 1996 - *Cartographie communale des teneurs en matière organique des sols bretons et analyse de leur évolution temporelle de 1980 à 1995*. Rapport final de la convention d'étude entre le Conseil Régional de Bretagne, l'Agence de Bassin Loire-Bretagne et l'ENSAR. 30p., 6 cartes.

WALTER C., SCHVARTZ C., CLAUDOT B., BOUEDO T. & AUROUSSEAU P., 1997 *Synthèse nationale des analyses de terre réalisées entre 1990 et 1994. II - Descriptions statistique et cartographique de la variabilité des horizons de surface des sols cultivés*. Etude et gestion des sols, 4, 3 : 205-220.