

CONSEIL SCIENTIFIQUE

D
E

Gestion des sols

et

L
A

apports de déchets organiques

en Bretagne

C
O

N
F

E
R

E
N

C
E

R
E

G
I

O
N

A

A

A

ANNEXES

DE L'ENVIRONNEMENT

BRETAGNE

Annexe 1

INITIATIVES INTERNATIONALES en faveur de la PROTECTION DU SOL en tant que RESSOURCE ESSENTIELLE	
1972	Charte des sols du Conseil de l'Europe Invitation des États à promouvoir une politique de conservation des sols.
1982	Charte mondiale des sols (FAO) et la Politique mondiale des sols (PNUE) Encouragement à la coopération internationale en matière d'utilisation rationnelle des ressources du sol.
1992	Traité de RIO (Sommet de la Terre) Inscription dans une stratégie de développement durable, Référence aux multiples fonctions du sol et à son rôle lors des échanges gazeux avec l'atmosphère : ⇒ <i>Convention sur la diversité biologique</i> vise à conserver la diversité biologique, encourager l'utilisation durable de ses éléments constitutifs... Elle entend faire face à la situation préoccupante caractérisée par la réduction sensible de la diversité biologique par les activités humaines, notamment la gestion des sols et des terres. Des décisions ¹ ont été prises en vue de protéger la biodiversité du sol et de réduire les effets négatifs sur cette dernière de certaines pratiques agricoles telles que, par exemple, l'utilisation excessive d'intrants. Le plan d'action de la Communauté européenne prévoit, dans le domaine de la conservation des ressources naturelles, la création d'une base d'information concernant l'érosion des sols, les matières organiques et les métaux lourds ainsi que la surveillance de l'urbanisation sous l'angle de la diversité biologique. ⇒ <i>Convention-cadre sur les changements climatiques (CCCC)</i> , suivi en 1997 par le protocole de Kyoto reconnaissent le rôle et l'importance des écosystèmes terrestres comme puits de gaz à effet de serre (les problèmes engendrés par la dégradation des terres et les modifications dans l'utilisation des terres peuvent aggraver l'émission de gaz dans l'atmosphère). Les activités du programme européen sur le changement climatique (PECC) couvrent plusieurs domaines, notamment les sols en tant que puits de carbone.
1998	Mémorandum de Bonn sur les politiques de protection des sols en Europe
1999	Création du Forum européen des sols (FES). Son rôle est de fournir une meilleure compréhension des questions de protection des sols et de promouvoir l'échange d'informations parmi les pays participants. Il vise à promouvoir la discussion sur la protection des sols du domaine scientifique et technique vers le domaine politique et administratif.
2002	Communication de la commission européenne « Vers une stratégie thématique pour la protection des sols » dans le cadre du 6 ^{ème} programme d'action pour l'environnement = Première étape dans l'élaboration d'une politique communautaire globale de protection des sols contre l'érosion et la pollution : - Description des fonctions, des caractéristiques des sols et des principales menaces, - Point sur les politiques de l'Union européenne - Bases des travaux qui seront réalisés d'ici 2004
2003	La Commission européenne a programmé une Communication « Aménagement du territoire et Environnement – la dimension territoriale » : Prévoira une utilisation rationnelle du sol et prendra en considération la nécessité d'une gestion durable du sol.
2004	La Commission européenne présentera une stratégie thématique pour la protection des sols : Législation relative à un système communautaire d'informations et de surveillance sur les sols, ensemble de recommandations détaillées concernant des mesures et des actions futures.

¹ Par exemple, décisions III/11 et V/5

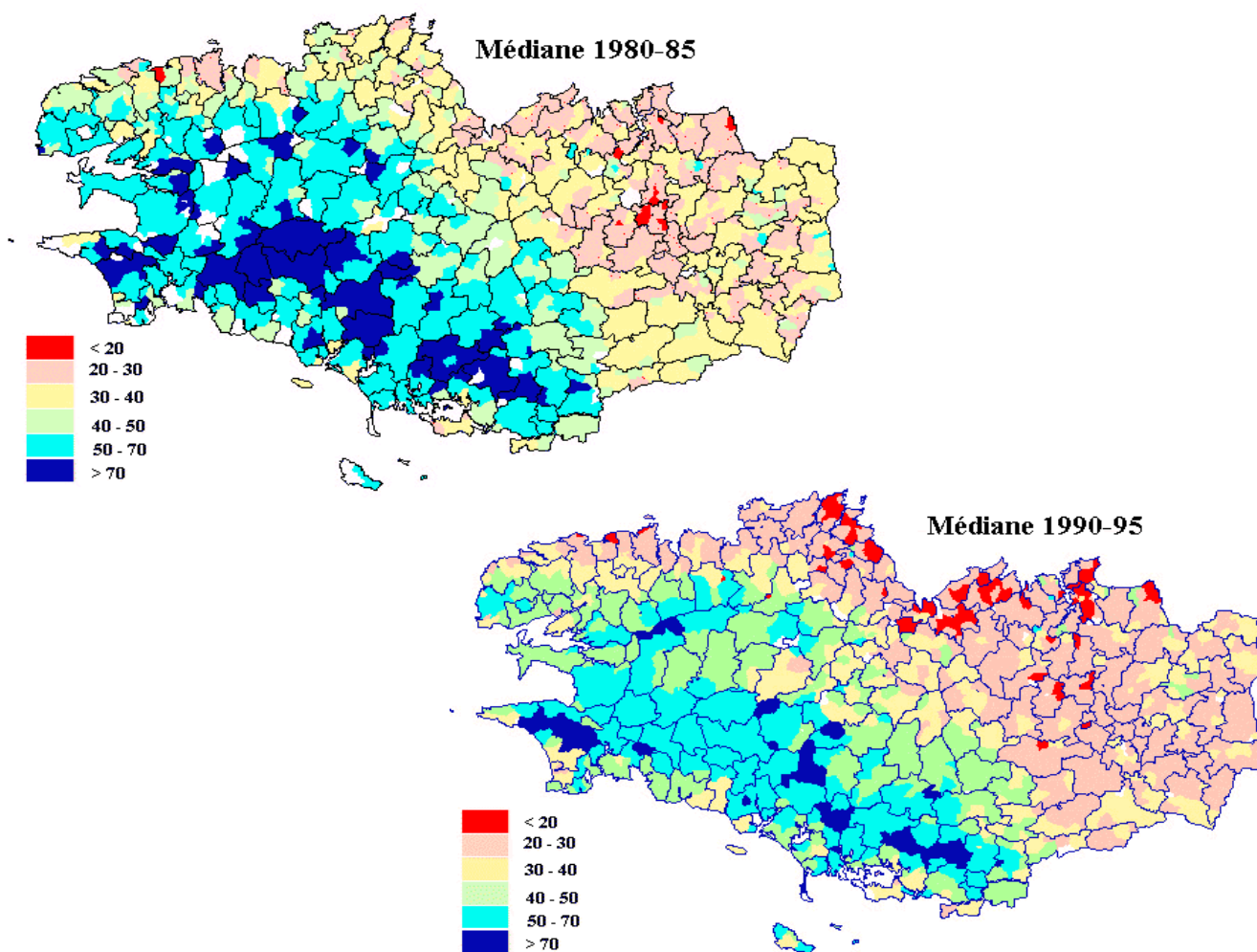
Annexe 2

POLITIQUE ENVIRONNEMENTALE COMMUNAUTAIRE ayant un LIEN avec les SOLS (à partir de « Vers une stratégie thématique pour la protection des sols » le 16/4/2002 - COM(2002) 179 final)	
Législation environnementale générale	<p>Directive «Habitats» : Directive 92/43/CEE définit un certain nombre d'habitats terrestres qui dépendent de caractéristiques spécifiques des sols, tels que les dunes, les tourbières, les prairies calcaires et les prairies humides.</p> <p>Directive sur la prévention et la réduction intégrées de la pollution : Directive 96/61/CE impose à l'industrie et aux exploitations pratiquant l'élevage intensif de bétail qui dépassent des tailles bien définies de prévenir les émissions de polluants dans l'air, l'eau et le sol, d'éviter la production de déchets, d'éliminer les déchets d'une manière sûre, et de remettre les sites industriels désaffectés dans un état satisfaisant. <i>Cette directive est le seul texte de source européenne qui signale, pour la déplorer, l'absence de législation communautaire du sol en tant que milieu récepteur.</i></p> <p>Directive sur l'évaluation environnementale stratégique : Directive 2001/42/CE exige qu'une évaluation environnementale soit effectuée pour certains plans et programmes portant sur l'utilisation des terres, ce qui devrait avoir un résultat positif pour la protection des sols.</p> <p>Directive concernant l'évaluation des incidences sur l'environnement : Directive 97/11/CE impose une évaluation des incidences sur l'environnement pour certains projets publics et privés. Les incidences probables sur les sols doivent notamment être examinées.</p> <p>Législation sur les produits chimiques : évaluations des risques et des stratégies de réduction des risques pour ce nombreuses substances règlement sur les substances existantes (règlement CEE n° 793/93): risques liés aux émissions des substances dans le sol évaluation des substances chimiques nouvelles (Directive 93/67/CEE), des produits phyto-pharmaceutiques (Directive 91/414/CEE) et des produits biocides (Directive 98/8/CE).</p>
Législation sur l'eau	<p>Directive « Nitrates » : directive 91/676/CEE met l'accent sur l'établissement de bonnes pratiques agricoles dans toutes les zones et sur des programmes d'action dans les zones vulnérables aux nitrates ; comprend des dispositions pour améliorer l'état du sol (ex : cultures de couverture hivernales) et une gestion des sols adaptée dans les zones avec des pentes raides.</p> <p>Directive cadre sur l'eau : directive 2000/60/CE Lorsque des sols contaminés, l'érosion ou un sol excessivement fertilisé contribuent à une contamination des eaux de surface ou souterraines, les mesures correctives nécessaires mèneront dans de nombreux cas à un renforcement de la protection des sols. <i>Ces deux directives envisagent le sol comme milieu récepteur des épandages et non pas directement comme milieu naturel à protéger ou à gérer.</i></p>
Législation sur l'air	<p>Directive-cadre sur la qualité de l'air : directives 96/62/CE, 1999/30/CE, 2000/69/CE</p> <p>Directive concernant les plafonds d'émission nationaux : directive 2001/81/CE</p>
Législation sur la gestion des déchets	<p>Directive sur les boues d'épuration : Directive 86/278/CEE réglemente l'utilisation des boues d'épuration en agriculture de façon à prévenir des effets néfastes sur les sols par la traçabilité des boues et la limitation de certaines substances. Par des valeurs limites de concentration dans les sols, elle tient compte de l'état du milieu récepteur avant épandage.</p> <p>Directive cadre sur les déchets : Directive 75/442/CEE exige que les déchets soient éliminés sans porter préjudice au sol.</p> <p>Directives concernant la mise en décharge (directive 1999/31/CE), l'incinération (directive 2000/76/CE), et les eaux urbaines résiduaires (directive 91/271/CEE) contribuent à la prévention de la contamination des sols.</p>
Des liens, non exposés ici, existent aussi avec la politique agricole commune, la politique en matière d'aménagement du territoire, la politique des transports et la politique de la recherche.	

Annexe 3

Carte des teneurs médianes en matière organique en % pour les périodes 1980-85 et 1990-95.

D'après Leleux *et al.* (1988) et Walter *et al.* (1996).



Annexe 4 : Rôle des matières organiques

Les matières organiques sont au cœur de la vision fonctionnelle de la qualité des sols, car elles y ont des rôles multiples dont les trois principaux sont :

- **rôle énergétique** : la richesse en carbone et en hydrogène des substances organiques permet la libération de quantités considérables d'énergie dont bénéficient les micro-organismes du sol ;
- **rôle physique** : stabilité structurale, perméabilité, aération, réserve en eau.. ;
- **rôle nutritionnel** : réserve alimentaire libérée par minéralisation (azote, phosphore, soufre et oligo-éléments),...

Les réserves organiques du sol peuvent donc être considérées comme *un capital à entretenir et améliorer*, dans le cadre d'une gestion durable des agro-systèmes.

Un autre regain d'intérêt pour la matière organique du sol se trouve, avec une perspective plus globale, dans la considération des réserves organiques en tant que **réserve de carbone en rapport avec la problématique de l'effet de serre**. Les possibilités de séquestration du carbone dans les forêts et dans les sols sont évoquées afin de lutter contre l'accroissement du gaz carbonique atmosphérique et de l'effet de serre. Le stock de carbone des sols constitue le stock le plus important de l'écosystème terrestre, il est estimé à plus du double de ce que représente la végétation. Ce carbone correspond à la matière organique des sols présente à la surface ou dans la structure du sol où elle est protégée de la minéralisation. Son temps de résidence est très variable, entre 1 à 1000 ans (dans le cas de l'humus protégé)².

Evolution de la matière organique : la minéralisation

L'évolution de la matière organique du sol dépend des transformations qui affectent le devenir du carbone et de l'azote, éléments qui ont une origine soit endogène (résidus de cultures, exsudats racinaires), soit exogène (amendements organiques d'origine animale, végétale, urbaine,...).

En même temps qu'une partie de la matière organique est stabilisée dans le sol par les processus d'humification (du carbone est stocké et constitue l'humus), une autre partie, la plus importante, est perdue par minéralisation : les éléments minéraux ainsi libérés dans l'eau du sol servent de nourriture aux micro-organismes, sont absorbés par les plantes et exportés par la récolte, ou peuvent être entraînés vers les nappes profondes et superficielles (lessivés).

Le rôle de la matière organique comme réserve alimentaire libérée par minéralisation est particulièrement important en ce qui concerne l'azote, le phosphore, le soufre et les oligo-éléments.

Les essais de moyenne et de longue durée montrent que les apports réguliers d'effluents d'élevage ont une influence quantitative, due à l'accumulation d'azote organique dans le sol, mais également une influence qualitative, en augmentant la proportion de matière organique facilement minéralisable (MO active) et la biomasse microbienne : ainsi, cette augmentation des micro-organismes qui sont susceptibles de réagir rapidement à une modification des apports, aboutit à une minéralisation plus intense.³

Il y a 20 ans, il était estimé qu'un sol agricole nitrifiait 60 kg de N par ha et par an. Aujourd'hui, les sols bretons minéralisent beaucoup plus : Houben a montré dans sa thèse⁴ que la fourniture d'azote par minéralisation varie de 20 à 337 kg de N par ha et par an et le plus souvent entre 60 et 140 kg avec une moyenne de 118 kg. Ceci a pour conséquence directe un maintien plus difficile des teneurs en matière organique des sols, une plus grande difficulté à prédire les flux d'azote et un plus grand risque de lessivage des flux d'azote excédentaires vers le réseau hydrographique.

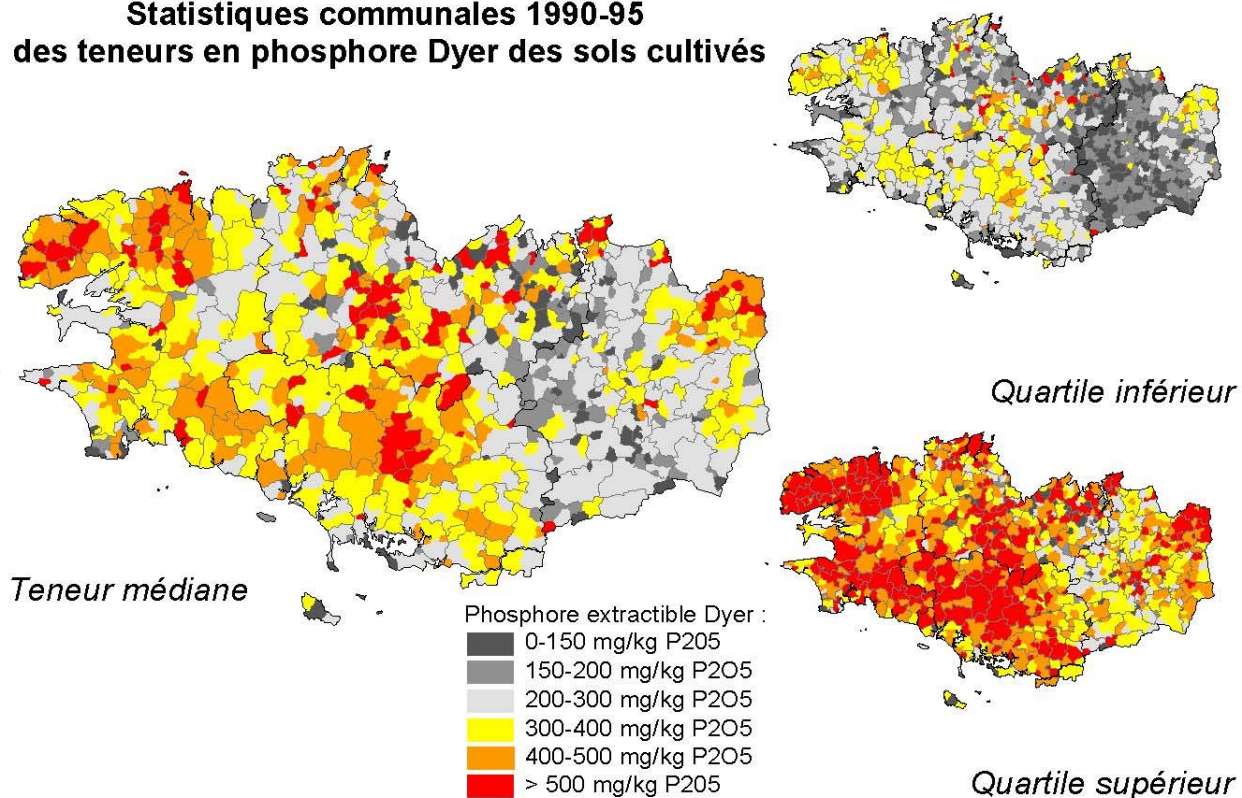
² M. Robert in La lettre du Service de la Recherche et de la Prospective, Ministère de l'Environnement. N°1 / 2001

³ Morvan et al, 1996

⁴ 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.

Annexe 5

Statistiques communales 1990-95 des teneurs en phosphore Dyer des sols cultivés

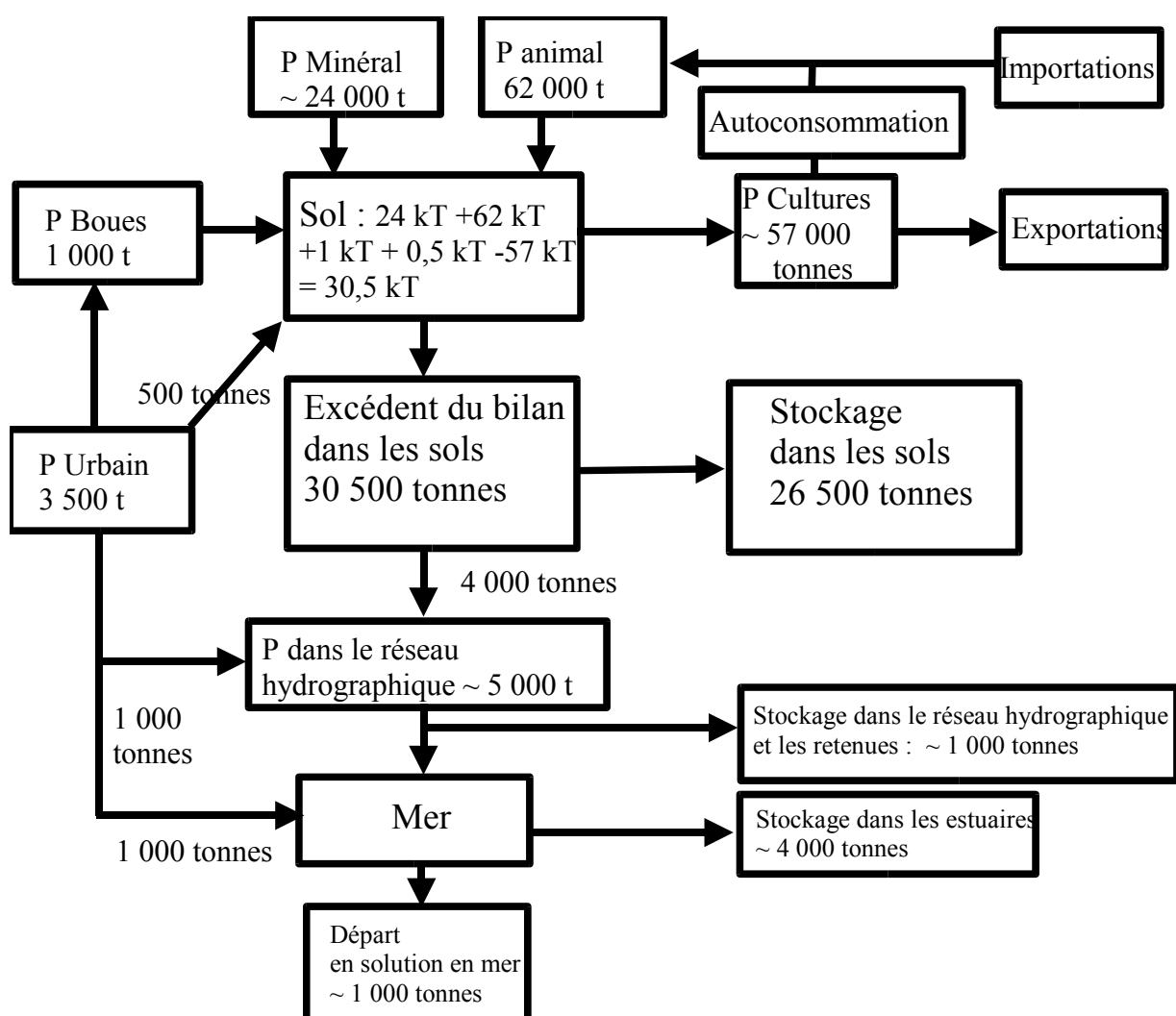


Statistiques communales (teneur médiane, premier et dernier quartile)
des teneurs en phosphore assimilable méthode Dyer pour la période 1990-1995.
D'après Schwartz *et al.*, 1997.

Annexe 6**Cycle du phosphore dans l'écosystème « Bretagne » en 2000.**

(P. Aourousseau, 2002)

Ce cycle met en évidence les deux sites principaux d'accumulation, par ordre d'importance : le stockage dans les sols et le stockage dans les sédiments estuariens.



Annexe 7

La forme chimique de l'élément métallique est un paramètre important qui conditionne le mode de fixation par le sol, et par voie de conséquence la mobilité et la biodisponibilité⁵ de l'élément . Un changement des conditions du milieu peut entraîner également un changement des modalités de mobilité et de biodisponibilité.

En ce qui concerne les éléments traces métalliques dans les sols, il est indispensable de bien faire la part de ceux qui sont naturels (géogène) et de ceux qui résultent des apports d'origine humaine (anthropogène). Ces derniers sont présents sous des formes chimiques assez réactives et entraînent de ce fait des risques supérieurs aux métaux d'origine naturelle qui sont le plus souvent immobilisés sous des formes relativement inertes⁶.

Dès leur introduction dans les sols, les ETM font l'objet de nombreuses transformations en fonction de leur réactivité, et prennent des formes chimiques (spéciation) dépendant à la fois de la nature de l'élément, de la forme sous laquelle il est introduit, des propriétés physico-chimiques du sol et, plus généralement de conditions climatiques et de l'usage des sols (pratiques agricoles par exemple)⁷.

La mobilité dans les sols

Les principaux mécanismes qui immobilisent les ETM dissous dans la solution du sol sont l'adsorption sur la matière solide organique ou inorganique et la précipitation. Ainsi les principaux facteurs qui vont affecter la rétention et par conséquent accroître la disponibilité des éléments métalliques dans le sol sont la texture du sol, le pH, le teneur en matière organique et la présence d'oxydes de fer, aluminium et manganèse.

Cas des zones hydromorphes.

Des travaux ont montré que les zones hydromorphes de bas-fonds (sols très hydromorphes à gley et à accumulation de matière organique plus ou moins tourbeuse) étaient le siège d'une accumulation de métaux lourds, excepté pour le plomb. L'accumulation est notable pour le cadmium et le nickel, moins nette pour le cuivre et le zinc. L'accumulation de cadmium, de cuivre et secondairement de nickel est directement liée à l'augmentation du taux de matière organique dans les sols hydromorphes de bas-fonds et à l'augmentation du degré d'anoxie du milieu. Par conséquent, tous les mécanismes qui se traduisent soit par une diminution du taux de matière organique, soit par une diminution du degré d'anoxie (ex : drainage) ont pour conséquence un relargage des métaux (cuivre et cadmium sont moins immobilisés) dans le réseau hydrographique.

Des travaux concernant les sols moyennement hydromorphes ont montré que des transferts de cuivre et de zinc s'opéraient dans les jours qui suivent l'épandage de lisiers par des écoulements de sub-surface⁸. Les zones humides temporairement saturées en eau sont le siège d'immobilisation en conditions oxydantes et de relargage en conditions réductrices. Ces zones jouent ainsi un rôle de puits ou de source envers le cuivre et le zinc selon les conditions hydriques. En conséquence, les risques liés à l'apport de métaux lourds sur le sol sont plus élevés quand les sols sont acides et que la capacité d'échange cationique (associée à la présence de matière organique, d'oxydes de Fe, Al et Mn et au degré d'anoxie) est faible.

L'assimilation par les plantes

Le prélèvement par les plantes dépend de la phytodisponibilité des éléments métalliques, notion complexe intégrant de nombreux facteurs et rendant très difficile sa prévision.

Le facteur le plus important semble être le pH (surtout pour le zinc) : quand le pH baisse, la solubilité des ions cationiques des éléments traces augmente.

Il existe une très grande diversité de réponse des plantes selon les espèces, selon les variétés d'une même espèce, l'âge et la température du sol. Les réponses de la plante observées sur un type de sol ne sont pas nécessairement applicable à tous les sols.

De fortes concentrations en éléments métalliques dans le sol n'entraînent pas obligatoirement des taux élevés dans les plantes. Les éléments métalliques assimilés par les plantes cultivées tendent à être stockés au niveau des racines. La quantité de l'élément transférée vers les parties aériennes est la plupart du temps assez faible (il existe une barrière physiologique qui limite le transfert). Toutefois, sans atteindre le seuil de phytotoxicité, des concentrations en métaux dans les végétaux cultivés peuvent se produire et se répercuter dans la chaîne alimentaire : des travaux récents en Galice (Espagne) ont montré une corrélation entre la teneur en cuivre de la viande de bœuf et le nombre de porcs dans la zone de pâture. Cet enrichissement serait dû à une consommation de fourrage enrichi en cuivre par l'épandage de déjections porcines sur la zone⁹. Le risque sanitaire reste cependant à étudier.

⁵ 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.

⁶ Baize D., 1997.

⁷ Bourrelier P.-H & Berthelin J., 1998

⁸ Jaffrezic A., 1997

⁹ Lopez-Alonso et al, 2000

Annexe 8**Bilan quantitatif des boues de stations d'épuration urbaines en Bretagne (1995)**

<i>Situation 1995</i>	Côtes d'Armor	Finistère	Ille-et-Vilaine	Morbihan	TOTAL Bretagne
Nombre de stations	185	131	266	180	762
Capacité (en million Equivalent Habitant)	1.1	1.4	1.1	1.3	4.9
Quantité de boues 1995 (en tonnes de matière sèche MS)	8800	12700	10750	11000	43250
Quantité de boues Estimation 2002 tonnes de MS Taux d'augmentation par rapport à 1995	10200 +15.9 %	17300 +36.2 %	14600 +36.4 %	12500 +13.6 %	54600 +26.2 %
Equivalence Azote .total N (tonnes) .part des apports agricoles Estimation 2002	556 0.6 % 660	800 0.8 % 1060	590 0.6 % 910	690 1.0 % 800	2636 3430
Equiv. Phosphore .tonnes de P ₂ O ₅ .part des apports agricoles Estimation 2002	562 1.0 % 850	670 1.3 % 1150	550 1.1 % 1180	560 1.4 % 840	2342 4020
Part des boues recyclée en agriculture (en tonnes et % du gisement 95)	8610 98 %	6083 48 % (45% incinération)	8739 81 % (-29% depuis que Rennes incinère ses boues)	8482 77 %	31914 73.8 %

MS = matière sèche

D'après : 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). Agence de l'Eau Loire-Bretagne.

Annexe 9**Evaluation des productions d'azote et de phosphore d'origine animale en Bretagne**

Estimation 2000 (tonnes)	35	56	22	29	Bretagne
Azote organique total (N)					
Bovin	42 500	26 410	35 670	33 620	138 200
Porcin	11 035	10 828	21 482	20 234	63 579
Avicole	3 400	10 130	12 250	8 300	34 080
Annexe	1 165	1 632	2 598	2 846	8 241
Total	58 100	49 000	72 000	65 000	244 100
Phosphore organique (P₂O₅)					
Bovin	17 890	11 100	14 166	12 883	56 039
Porcin	6 728	7 374	14 744	13 870	42 716
Avicole	3 550	10 740	12 985	8 810	36 085
Annexe	1 032	1 486	2 505	2 637	7 660
Total	29 200	30 700	44 200	38 200	142 500
Pression azote organique Kg N / ha de SAU épanable	186	196	240	260	220
Pression phosphore org. Kg P ₂ O ₅ / ha de SAU épanable	93	123	148	152	128

D'après R. Giovani, 2002 - Evaluation des potentiels d'azote et de phosphore d'origine animale de la région Bretagne pour les années 1998-2001. Fourrages 170, pp.123-140.

Apports totaux annuels d'azote en Bretagne (en tonnes N /an)	Hypothèse basse	Hypothèse haute
Bovins	122 000	
Porcins	61 000	
Volailles	40 000	
Autres espèces animales	4 000	
Effluents des collectivités et industries	8 000	
Apports d'azote minéral	140 000	170 000
Apports azotés totaux	375 000	405 000
Azote exporté par les cultures	290 000	
Excédents d'azote (en t/an)	85 000	115 000

D'après la Mission Régionale et Interdépartementale de l'Eau (2000)

Annexe 10**Facteurs de risque de contamination bactérienne des eaux côtières,
suite à un épandage de déjections animales**

facteurs pédologiques	sol nu sol humide pH élevé présence de matière organique microflore pauvre
facteurs bactériens	adaptation physiologique aux stress capacité à sporuler
facteurs climatiques	fortes précipitations température basse faible ensoleillement
facteurs géographiques	terrain en pente proximité du littoral

D'après Dupray E. et al, 1999 – « *Rejets agricoles et bactériologie (baie de la Fresnaye)* ». IFREMER.

Annexe 11

EMISSIONS GAZEUSES AZOTES et DEJECTIONS ANIMALES

En Bretagne, les composés gazeux produits par les activités agricoles proviennent principalement des déjections animales (bâtiment-stockage et épandage au sol). Parmi les gaz émis¹⁰, certains sont particulièrement préoccupants tels

- le méthane (CH₄), le dioxyde de carbone (CO₂) : gaz à effet de serre,
- le protoxyde d'azote (N₂O) : gaz à effet de serre - gaz intervenant dans les processus de destruction de la couche d'ozone stratosphérique.
- les oxydes d'azote (NO et NO₂) : contribue à la pollution photochimique (formation d'ozone) et au dépôt azoté par solubilisation dans les gouttelettes d'eau
- l'ammoniac (NH₃) : gaz irritant et nocif à forte dose - contribue au dépôt azoté responsable en partie à l'acidification des sols et forêts et à l'eutrophisation des eaux (volatilisation et redéposition)
- l'hydrogène sulfuré, le monoxyde de carbone (dangereux pour la santé)

En ce qui concerne les émissions gazeuses azotées, un bilan régional a été approché lors d'une étude menée dans le cadre du programme régional pour la qualité de l'air (PRQA)¹¹.

- Les émissions d'ammoniac par le secteur agricole seraient de l'ordre de 100 kT N-NH₃/an avec une fourchette de variation de 65 à 130,5 kT de N-NH₃/an. Elles seraient de 140 kT avec la méthode CITEPA agréée par l'IFEN et l'Agence européenne de l'environnement pour l'inventaire Corinair.
- Elles proviennent à 98% des déjections animales : 60% au bâtiment-stockage, 30% à l'épandage et 10% au pâturage)
- Les émissions de protoxyde d'azote (N₂O) serait de l'ordre de 12kt de N-N₂O/an avec une fourchette de variation de 2 à 40 kT N-N₂O/an.
- Le N₂O est un intermédiaire dans les processus de nitrification et la dénitrification. Il émane principalement des sols (fertilisation organique et minéral, décomposition des résidus de cultures, fixation symbiotique) et des déjections animales au bâtiment-stockage.
- Pour les oxydes d'azote (NOx), les émissions de NO par les sols cultivés se rapprocheraient de 4 kT de N-NO/an (+/- 2 kt/an) et les émissions provenant des machines agricoles seraient de l'ordre de 16 kT NOx/an (principalement NO₂)
- Une partie de ces émissions se redépose en Bretagne (NH_x et NOx). Ainsi les quantités d'azote déposées seraient proches de 63 kt d'N déposé/an (fourchette de variation de 27 à 135 kt N déposé/an).

L'incertitude dans l'estimation des émissions et des dépôts reste importante. De nombreuses études seraient nécessaires pour améliorer la précision des données et des bilans à l'échelle régionale.

Les enjeux de la gestion de l'azote des déjections animales peuvent être appréciés sur la base d'une simulation concernant la situation des Etats Unis¹² : sur 13,5 millions de tonnes

d'azote entrant dans le système agricole (dont 9 millions de tonnes dans le secteur élevage) plus de la moitié se retrouve sous forme de déjections animales (7,7 millions de tonnes d'azote) et peut constituer une étape clé pour les transferts vers l'eau ou l'atmosphère dans les écosystèmes. Par exemple, sur ces 7,7 millions de tonnes d'azote présent dans les déjections animales, près de 4 millions de tonnes sont volatilisés sous forme de gaz NH₃ !. Cet exemple illustre le problème central de la gestion de l'azote des déjections animales : **elles peuvent avoir un impact environnemental fort en raison des émissions sous forme d'ammoniac et de protoxyde d'azote**, alors que leur efficacité en tant que fertilisant pour les cultures est insuffisamment connue et valorisée¹³.

De nombreuses transformations aérobies et anaérobies, de minéralisation et d'assimilation, peuvent intervenir à chacune des étapes de gestion des déjections (stockage, traitements d'appoint, épandage), et être accompagnées de transferts de composés azotés vers l'atmosphère dont :

Volatilisation de l'azote ammoniacal

Lors du stockage du lisier, le taux de volatilisation de NH₃, à partir de l'azote ammoniacal du lisier, est important. Il est contrôlé par un ensemble de paramètres liés au produit lisier (pH, température, ...) et aux conditions environnementales (vitesse de l'air, température, gradient de concentration d'ammoniac, ...).

A l'épandage, la volatilisation, caractérisée par une forte variabilité, représente de 3 % à 85 % de l'azote ammoniacal apporté : 75 % de l'ammoniac est volatilisé dans les 24 heures qui suivent l'épandage¹⁴. De nouvelles techniques d'épandage permettent de réduire la volatilisation (injection, enfouissement immédiat).

L'ammoniac émis vers l'atmosphère retombe en partie (50%) à proximité du lieu d'émission, retenu par les feuillages, les sols ou les eaux de surface (dépôt sec). L'autre partie peut parcourir de longues distances, selon les conditions climatiques, avant de retourner à la biosphère sous forme de précipitations¹⁵ (dépôt humide de gouttelettes de NH₄⁺ et une part peut être oxydée en acide nitrique).

Transformation de l'azote en azote atmosphérique

Les procédés de traitement biologique basés sur les réactions de nitrification et de dénitrification permettent une transformation en formes gazeuses d'une partie de l'azote du lisier (70-75%), évitant ainsi le rejet de nitrates vers les eaux.¹⁶

Cependant, ces procédés d'épuration en réacteur, de même que les procédés d'épuration par le sol, sont des sources potentielles de N₂O. Si l'on veut éviter ou faire décroître le transfert de pollution vers l'atmosphère sous forme de N₂O, il est important de bien maîtriser les réactions de transformations de l'azote. Le CEMAGREF a ainsi préconisé l'aération séquentielle lors du processus de traitement biologique aérobie.

¹³ Martinez J. & Béline F., 2002.

¹⁴ Moal J.F., 1995.

¹⁵ Portejoie S., Martinez J. & Landmann G., 2002

¹⁶ La nitrification *sensu stricto* est le processus d'oxydation d'un composé azoté (organique ou inorganique) en nitrate. Le processus se déroule en deux étapes principales : la nitrification (NH₄⁺ en NO₂⁻) et la nitrification (NO₂⁻ en NO₃⁻). Cette étape du cycle de l'azote peut être, dans certaines conditions, source d'émissions de formes gazeuses d'azote, telles N₂O et NO (Martinez J. & Béline F., 2002)

¹⁰ Béline et al, 2002 .

¹¹ Le Droff E., 2000

¹² Duxbury J.M., 1994.