

La dégradation chimique des sols en Bretagne

C. Cheverry

Professeur en Sciences du Sol
Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes . 65 rue de Saint-Brieuc . 35042 Rennes

RÉSUMÉ

L'agriculture et l'élevage intensifs pratiqués en Bretagne se traduisent par des cas de dégradation chimique des sols. Les accumulations de phosphore et de cuivre dans la partie superficielle des sols en constituent des exemples. Mais d'autres aspects sont plus difficiles à quantifier : la diminution de la valeur du pH et du taux de matière organique des horizons labourés notamment. Il s'avère enfin que les phénomènes de dégradation chimique et de dégradation physique sont étroitement liés : la sensibilité accrue des sols bretons au tassement se traduit par des phénomènes de ruissellement, concernant en particulier les produits phytosanitaires. Le suivi des phénomènes de dégradation chimique pose des problèmes méthodologiques. De ce point de vue, le dispositif prévu dans le cadre de l'Observatoire de la Qualité des Sols semble présenter un intérêt particulier.

Mots clés

Chimie des sols, Evaluation des risques de dégradation des sols, Observatoires de la qualité des sols, Bretagne.

SUMMARY

CHEMICAL DETERIORATION OF THE SOILS IN BRITTANY (FRANCE)

Intensive agriculture and animal husbandry which have been carried out in Brittany (France) since thirty years lead to risks of chemical deterioration of the soils. Phosphorus and copper accumulations in the upper horizons, decrease of the organic matter content, seem to be the main consequences observed in the soils of this region. However risk assessment of soil degradation necessitates careful monitoring of soil quality. Various experimental sites have been set up in Brittany allowing for the control of evolution of pH, cationic exchange capacity, organic matter, heavy metals. It appears that chemical and physical deteriorations of the soils are two strongly linked phenomena. This linkage is illustrated by the case of the pesticides.

Key words

Soil-chemistry, risk assessment of deterioration of the soils, sampling designs, Brittany.

On parle beaucoup en Bretagne d'une dégradation chimique de la qualité des eaux de surface : leurs concentrations en nitrates et en pesticides augmentent en effet régulièrement. L'éventualité d'une dégradation de la qualité de l'atmosphère commence par ailleurs à préoccuper les milieux scientifiques. Les émissions de NH_3 au moment des épandages de lisiers, ou bien encore les émissions de N_2O (gaz à effet de serre), par suite des phénomènes de dénitrification dans les parties basses des paysages, sont en cause (Cheverry, 1992).

Par contre, on parle encore peu de la dégradation des sols. On évoque d'ailleurs plus volontiers à ce sujet les risques d'une dégradation physique, qui se manifesterait par une sensibilité accrue des sols au compactage, au ruissellement et à l'érosion, que ceux d'une dégradation chimique proprement dite. Ne sous-estime-t-on pas ce dernier phénomène?

LES SOURCES POTENTIELLES DE POLLUTION CHIMIQUE DES SOLS EN BRETAGNE ET LES ENJEUX

La Bretagne apparaît a priori comme une région relativement favorisée. Les phénomènes de « pluies acides » la concernent peu, contrairement à d'autres régions situées plus à l'est de l'Europe. Les problèmes de contamination par les métaux lourds semblent eux aussi moins aigus que dans certains secteurs du nord de la France : la pression urbaine et industrielle y est en effet moins forte et des problèmes particuliers comme celui d'une pollution par les boues de curage des cours d'eau ne se posent pas.

Les sources de pollution chimique potentielle en Bretagne sont plutôt liées au caractère intensif de son élevage, et notamment à la présence d'un important élevage hors sol. Les cas du cuivre, du zinc, du phosphore, sont ici exemplaires, car les bilans entrées sorties à l'échelle de bassins versants élémentaires sont souvent très excédentaires (figure 1). D'autres problèmes sont posés par la production végétale destinée à l'élevage et en particulier par la monoculture du maïs (Le Floch, 1986). Le devenir dans les sols des produits phytosanitaires ou de leurs métabolites, en particulier, est préoccupant. Le risque de ruissellement est en effet élevé dans plusieurs situations bretonnes : les sols de faible pente à couverture limoneuse, pauvres en matière organique et les sols plus riches en matière organique, développés sur des substrats granitiques ou schisteux, mais en relief plus accentué. Les industries agroalimentaires sont par ailleurs nombreuses et très diversifiées. Beaucoup de ces industries ont déjà, ou vont avoir dans un proche avenir, un intérêt économique à se débarrasser de leurs déchets par épandage sur les sols situés à proximité.

Le pouvoir épurateur de ces derniers, déjà fortement mis à contribution par l'agriculture elle-même, ne va-t-il pas atteindre ses limites ? L'introduction de jachères de durée courte ou moyenne, consécutive aux mesures européennes récentes, va-t-elle jouer un rôle significatif sur la restauration chimique des sols ? Le « besoin en sols » impliqué par la réglementation en matière de plans d'épandage, dans le cas d'installation de nouvelles installations porcines notamment, va-t-il se confirmer ? Autant de questions qui conduisent à faire le point sur l'état des connaissances quant aux risques de dégradation de la qualité chimique des sols de cette région.

PROBLÈMES POSÉS PAR L'APPRÉCIATION DE LA DÉGRADATION CHIMIQUE DES SOLS

Les outils de suivi de l'évolution chimique des sols. Problèmes d'échantillonnage

On privilégiera dans cet article les cas de dégradation chimique d'origine anthropique, ce qui implique que l'on se réfère à un point zéro, en milieu non cultivé. Le site lourd retenu en Bretagne pour caractériser ce « bruit de fond géochimique » est celui de la forêt de Fougères, dans le cadre de l'Observatoire de la Qualité des Sols. Cet observatoire se présente à l'échelle nationale sous la forme d'un réseau de sites d'environ 1 hectare, avec des campagnes de mesures prévues tous les cinq ans pendant des dizaines d'années. Le dispositif d'échantillonnage du site de Fougères (figure 2), mis en place en 1986, est un carré de 50 sur 50 m. Sur cette surface, 65 prélèvements de sols sont effectués selon un maillage emboîté. Cette disposition permet mieux qu'un maillage régulier d'analyser la variabilité spatiale à différentes distances (Wopereis *et al.*, 1988).

On observe sous forêt deux phénomènes que l'on peut assimiler à une dégradation chimique naturelle des sols. Le premier est lié au caractère lixiviant du climat régional pendant l'hiver : les pluies sont nettement supérieures à l'ETP. Il en résulte une tendance à l'acidification. Les quantités de pluie « efficace » pour le drainage varient d'ailleurs beaucoup selon la région de Bretagne considérée : de 100 à 500 mm par an. Le second tient au caractère localement granitique du substrat géologique, ce qui implique la libération d'éléments radioactifs. G. Bourrie (1993) a étudié les horizons micro-agrégés, situés entre 15 et 55 cm de profondeur, de sols bruns acides de cette forêt de Fougères. La radioactivité y est de 640 Bq/kg, dont la majeure partie (76%) est due au potassium. Le reste est dû aux actinides (238 U, 232 Th) et au plomb, à parts égales (6% chacun). Le système paraît fermé, c'est à dire que la mobilité chimique de ces éléments

Figure 1 - Schéma global des flux annuels de phosphore dans le Bassin Versant Représentatif Expérimental de COET DAN (10 km²) exprimés en tonnes de P (CEMAGREF, 1991).

Figure 1 - Diagramm of the annual phosphorus fluxes in the experimental catchment of COET DAN (10 km²) in tons of P.

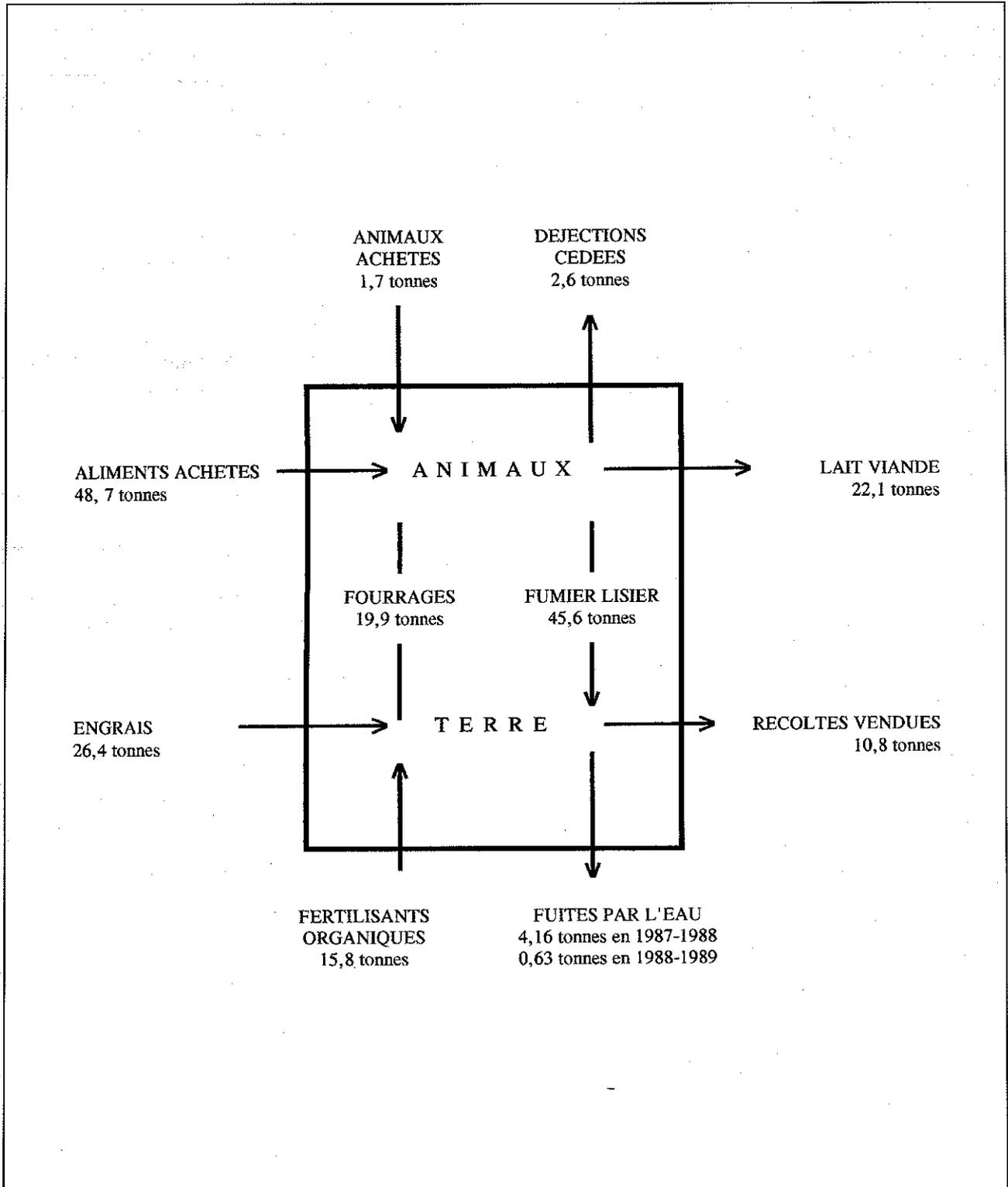
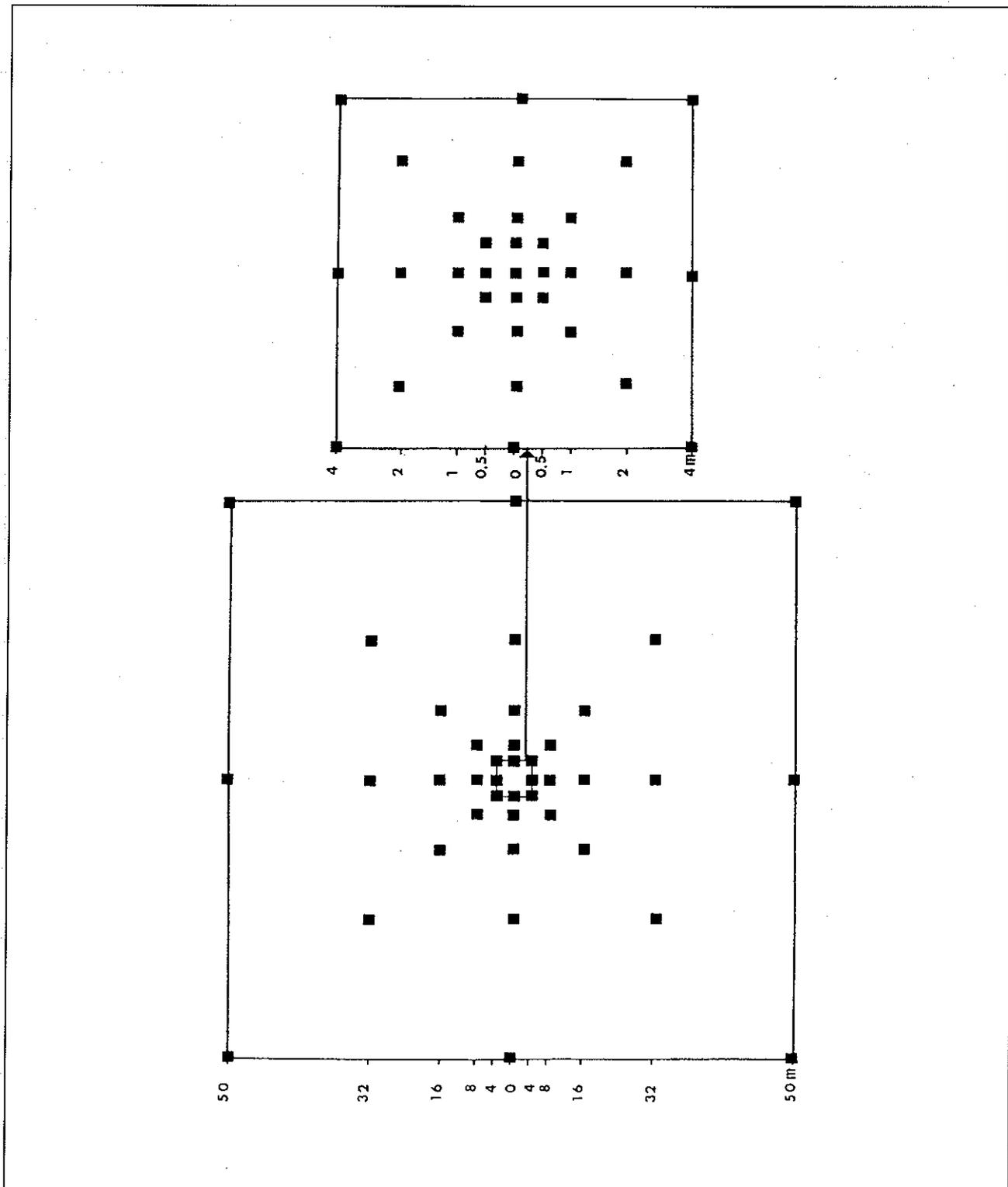


Figure 2 - Dispositif d'échantillonnage utilisé pour l'Observatoire de la Qualité des sols, en forêt de Fougères (Wopereis *et al*, 1988).
Figure 2 - Sampling design used for the french National Soil Quality Monitoring, network under forest, in Fougères.



est faible. La même étude a d'ailleurs montré que ces sols n'avaient pas été contaminés par les composés radioactifs liés à l'accident de Tchernobyl (iode 131, césium 134 ou 137), du moins entre 20 et 25 cm de profondeur (prélèvements effectués le 26 mai 1986).

Pour tester l'hypothèse d'une dégradation chimique liée à la mise en culture, on dispose de deux autres sites de l'observatoire de la qualité des sols. Le premier, implanté sur le sol sableux d'un polder proche du Mont Saint Michel, permet d'étudier les conséquences d'une agriculture intensive sur un système daté de 1875 (Delmas *et al.* 1994). Les premiers résultats mettent en évidence une certaine accumulation de cadmium et de plomb dans les sols. Un deuxième, sur un sol qui reçoit des épandages de lisiers, est en cours d'installation dans le Finistère, mais aucun résultat n'est encore disponible.

Beaucoup d'autres données proviennent de sites agricoles géographiquement très dispersés en Bretagne. On signalera en particulier les études, en cours à l'échelle de bassins versants de 5 à 10 km², menées par différents instituts de recherches, CEMAGREF, INRA, BRGM, sur les sites de Naizin et de Loc Eguiner-Ploudiry. D'autres données ont été obtenues par des essais expérimentaux menés à l'échelle de la parcelle, à l'instigation de la profession agricole (lysimètres de Vezendoquet), des Chambres d'agriculture, des Instituts techniques (ITCF), de l'INRA (essais de rotations céréalières et fourragères intensives, menés de 1973 à 1983 au Rheu, près de Rennes). La plupart de ces essais ont été ou sont de moyenne durée (moins de 10 années). Trois dispositifs particuliers seront évoqués en conclusion :

■ d'abord le dispositif de cases lysimétriques mis en place par l'INRA à Quimper depuis 1953. Ce dispositif a donné des indications sur les pertes annuelles : 300 unités pour la chaux, 30 pour la magnésie, 60 pour l'azote (Coppenet 1969). Simon *et al.* (1989) ont récemment actualisé ces données, en précisant le rôle des différents modes de culture.

■ ensuite le suivi régulier depuis 1973 d'un réseau de 64 exploitations agricoles intensives du Finistère par l'INRA de Quimper et la Chambre d'Agriculture du Finistère. Les analyses chimiques sur la couche arable du sol ont été associées au suivi de la production végétale et à des analyses chimiques des ray-grass récoltés.

■ et enfin le dispositif original conçu pour cinq ans par le CEMAGREF dans l'expérience «SOLEPUR». Des épandages de très fortes quantités de lisiers (1000 m³/ha) sont pratiqués sur un sol isolé à sa base par une bâche imperméable. Ce dispositif permettra donc d'apprécier les limites du pouvoir de rétention et d'épuration du sol en «conditions extrêmes». Les premiers résultats ont été publiés (Bertrand *et al.* 1991).

Les problèmes de détermination analytique et d'interprétation

Les connaissances sur la dégradation chimique des sols bretons ont été très liées au développement des moyens d'analyse. Les laboratoires qui se sont développés dans les divers départements bretons, avec l'appui du plan de «relance agronomique», ont complété le dispositif national et ont joué ici un rôle très positif. Leurs données ont été traitées à l'échelle communale. La représentation spatiale ainsi obtenue permet de mettre en évidence les grands traits des variations géographiques de certains paramètres chimiques. L'exemple de la matière organique est présenté sur la figure 3 (Leleux *et al.* 1988, atelier de spatialisation numérique de l'ENSAR). On peut notamment observer que le taux de ce constituant varie de manière assez régulière selon un axe NE/WSW.

Mais les limites actuelles des techniques d'analyse sont bien réelles. Les métaux lourds par exemple sont dosés sans que soient réellement identifiées les formes chimiques sous lesquelles ils se présentent ni les phases du sol où ils se trouvent. La toxicité d'un métal, sa mobilité vers les plantes et les eaux souterraines, ne sont donc pas bien connues. Des travaux de recherche sur ce thème sont envisagés en Bretagne, notamment par les chimistes du CNRS, dans le cadre du «Programme armoricain de Recherches en Environnement» (Chevry et Tréhen, 1993).

UN CAS RELATIVEMENT SIMPLE :

Du passage d'une situation de carence à une situation d'excès d'éléments chimiques dans les sols bretons :

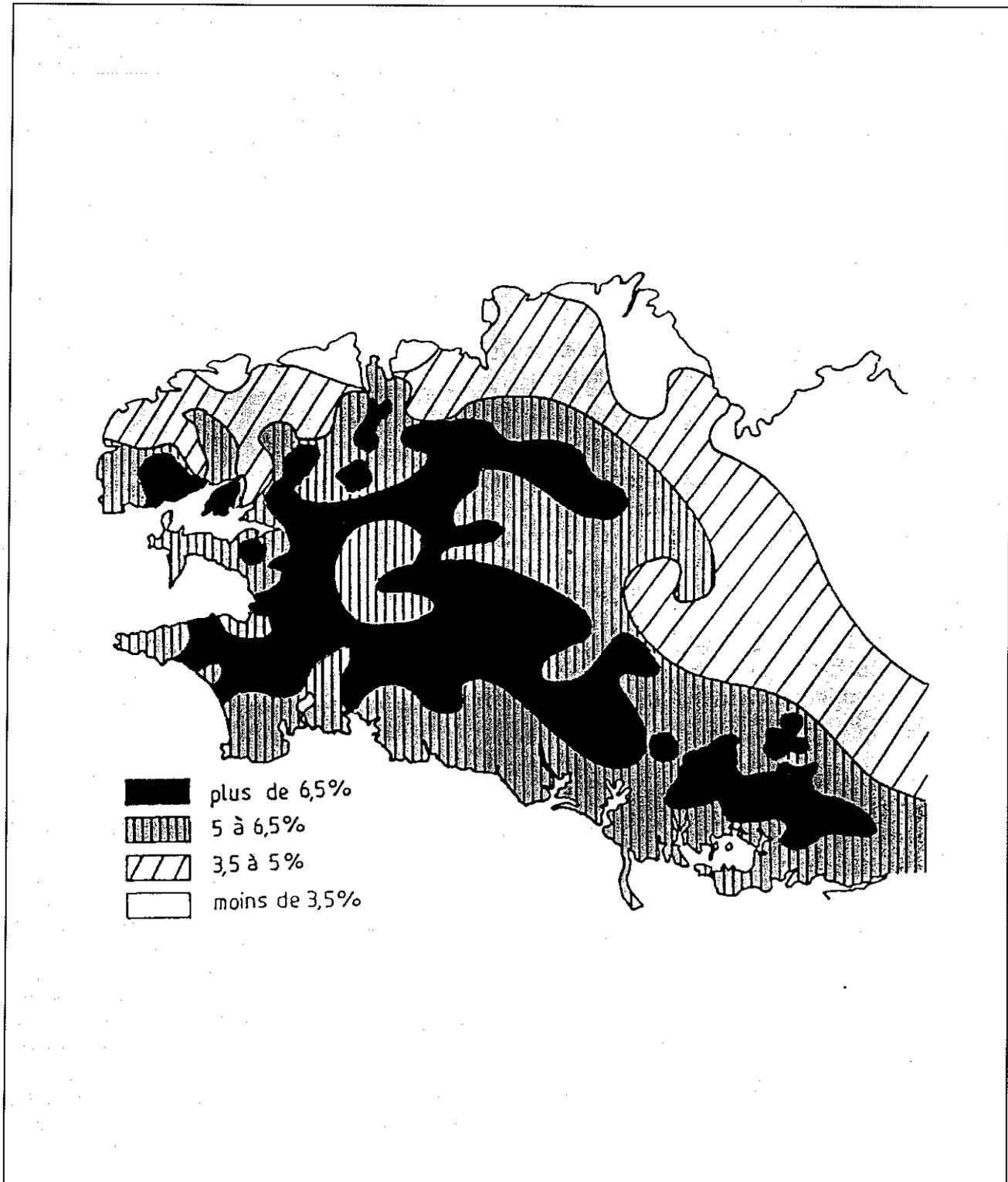
Le cas du cuivre

En 1952, Coppenet et Jolivet avaient détecté des carences cupriques interdisant la culture du blé, de l'orge, du trèfle violet dans certains champs. La culture du seigle était alors la seule possible. Les sols correspondants étaient formés sur les granites à mica blanc, ainsi que sur les grès quartzeux: les teneurs en Cu total (extrait par le mélange des acides nitrique et perchlorique) étaient alors inférieures à 7 ppm. Un remède efficace a consisté à enfouir 30 kg/ha de sulfate de cuivre, avant les semis. Ce remède a été largement appliqué et le paysage agronomique des régions granitiques a été profondément transformé, puisque le seigle a pratiquement disparu (Coppenet, 1970).

En 1984, la situation avait déjà beaucoup changé. L'addition à l'aliment destiné aux porcs de sulfate de cuivre a été beaucoup pratiquée en élevage hors sol. Les animaux ne retenant qu'une infime fraction de ce cuivre, la plus grande partie se

Figure 3 - Carte communale du taux de matière organique des sols de Bretagne (Simon J.C., 1979, d'après Leleux A. *et al.* 1988).

Figure 3 - Communal map of the soil organic matter content, in Brittany.



retrouve dans les déjections, puis dans la couche arable, après épandage des lisiers. Coppenet et Golven (1984) ont pu montrer que les accroissements annuels en cuivre extractible EDTA étaient de l'ordre de 1 kg de cuivre/ha pour l'ensemble des 60 exploitations agricoles suivies. Or on admet que l'apparition de la phytotoxicité sur différentes cultures se produit pour des teneurs en Cu EDTA de 500 kg/ha. Le problème de la phytotoxicité se poserait donc, si les pratiques actuelles étaient poursuivies, à l'échelle de quelques siècles. Les travaux menés à l'EDE du Morbihan, pendant sept années, sous culture de fétuque fauchée et non pâturée (Taureau *et al.* 1986) confirment le phénomène (figure 4).

Des évolutions du même type concernent le phosphore dans les sols. La figure 5 trace l'évolution entre 1973 et 1988 de la teneur en P_2O_5 citrique des sols d'exploitation d'élevages intensifs du Finistère en fonction de la dose annuelle de lisier épandue (Coppenet *et al.* 1993). Jusqu'à quelle valeur peut-on laisser s'accumuler ce phosphore dans la partie superficielle des sols ? Les risques d'entraînement par érosion, donc d'eutrophisation des retenues d'eau à l'aval, sont importants (figure 1 : quatre tonnes de P ont été exportées par le cours d'eau drainant un bassin versant de 10 km², lors d'une année pluvieuse : 1988-89; données du CEMAGREF).

Dans certains cas, on reste cependant sous la menace d'une dégradation chimique par carence. Un exemple en est celui du molybdène dans la région de production de choux fleurs du nord-Finistère (Duval *et al.* 1992). Lorsque les agriculteurs ont veillé à atteindre et maintenir un pH du sol au moins égal à 7, et ceci pour prévenir la hernie du chou-fleur la disponibilité du molybdène est bonne. Cette pratique a d'ailleurs pour conséquence indirecte de favoriser la minéralisation de la matière organique et les fuites de nitrates, selon des observations recueillies dans le cadre de l'opération «Equiterre», menée par la Chambre d'Agriculture du Finistère. Mais dans les régions où, par suite du choix d'une rotation incluant la pomme de terre, le pH est maintenu acide (inférieur à 6), il peut y avoir des signes de carence en cet élément. La correction est alors délicate, car si on apporte le molybdène aux doses conseillées d'après le seul examen du sol, une part non négligeable se retrouve dans les feuilles, et peut provoquer un risque de toxicité de ces feuilles, si elles sont consommées par les ruminants. La solution raisonnable semble donc, si le pH est inférieur à 6, de n'employer que des variétés de chou-fleur hybrides moins sensibles à cette carence (Duval *et al.* 1992).

DES CAS SIMPLES EN APPARENCE, ...MAIS D'INTERPRÉTATION COMPLEXE

Le problème du pH se pose en premier. Trois facteurs régionaux vont dans le sens de l'acidification. D'abord la lixiviation naturelle des bases déjà signalée. Ensuite le rôle acidifiant des

épandages de lisiers de porcs, et plus généralement de l'intensification azotée, (Coppenet, 1984 ; Cheverry, 1982). Enfin le fait que depuis cinq ans, par suite des difficultés économiques, les agriculteurs bretons diminuent leurs achats d'amendements calcaires. Or les laboratoires régionaux d'analyse des sols ont certes signalé des variations sur le pH moyen des échantillons qu'ils traitent. Mais ils observent aussi une certaine périodicité dans ces variations. L'hypothèse du rôle d'une alternance de cycles d'années humides et d'années sèches pourrait être envisagée (M. Joubert, comm. orale). D'après les expérimentations de Bussières (1981) à Quimper, citées par Duval. *et al.* (1992), la valeur du pH mesuré est d'ailleurs dépendante de l'humidité de l'échantillon au moment du prélèvement.

Le deuxième exemple concerne la capacité d'échange cationique (C. E. C.). Malgré la diminution probable du taux de matière organique des sols et le risque d'acidification déjà évoqué (les constituants organiques ont des charges de surface fonction du pH), on n'observe pas de diminution significative de la CEC moyenne des sols bretons. Le tableau 1 (More et Duval, 1989), synthétise les résultats de l'analyse de 120 échantillons prélevés dans la couche arable de parcelles cultivées de Bretagne occidentale, et montre d'ailleurs à quel point ces valeurs moyennes dépendent du contexte géologique...et de la méthode de détermination employée. Les sols de limon, qui sont ceux où les taux de matière organique sont les plus bas, sont d'ailleurs également ceux où le pH est le moins acide : il y a donc là une certaine compensation pour la C E C, dont la valeur est alors légèrement inférieure à 10 mé/100 g de sol.

Le dernier exemple porte sur les cations échangeables. Les inquiétudes, voici quelques années, ont porté sur le magnésium. Les amendements calcaires les plus couramment utilisés sont traditionnellement d'origine marine. Or si le trez (sables coquillers) est pauvre en magnésium (moins de 1%), le maërl (squelette d'algues), lui, est riche en cet élément (4%). Les corrections devaient alors se faire en fonction de l'origine géographique du produit. L'utilisation de ces amendements tend depuis lors à être réglementée pour des raisons de protection du littoral et les laboratoires départementaux d'analyse des sols signalent ces derniers temps des manques locaux de magnésium. Mais il semble bien que cela ressorte plutôt de conseils de fertilisation localement mal adaptés que d'un problème général lié à la nouvelle provenance des amendements (bassin parisien), car la correction paraît aisée (dolomie). De la même manière, et malgré les quantités importantes de potassium contenues dans certains lisiers, aucun résultat ne vient actuellement conforter l'hypothèse d'un déséquilibre K/Mg dans les sols bretons. Les taux de potassium échangeable, rapportés à la CEC, semblent rester inférieurs à 4% dans la quasi-totalité des échantillons. Des cas inverses d'appauvrissement en potassium ont été évoqués dans le système de culture ray-grass d'Italie/ maïs fourrage, système qui a été en vogue voici quelques années (Thiollet, comm. orale).

Figure 4 - Teneurs du sol en cuivre extractible EDTA sous féruque (Taureau *et al* 1986).

Figure 4 - Copper (EDTA extracted) contents in soils under festuca.

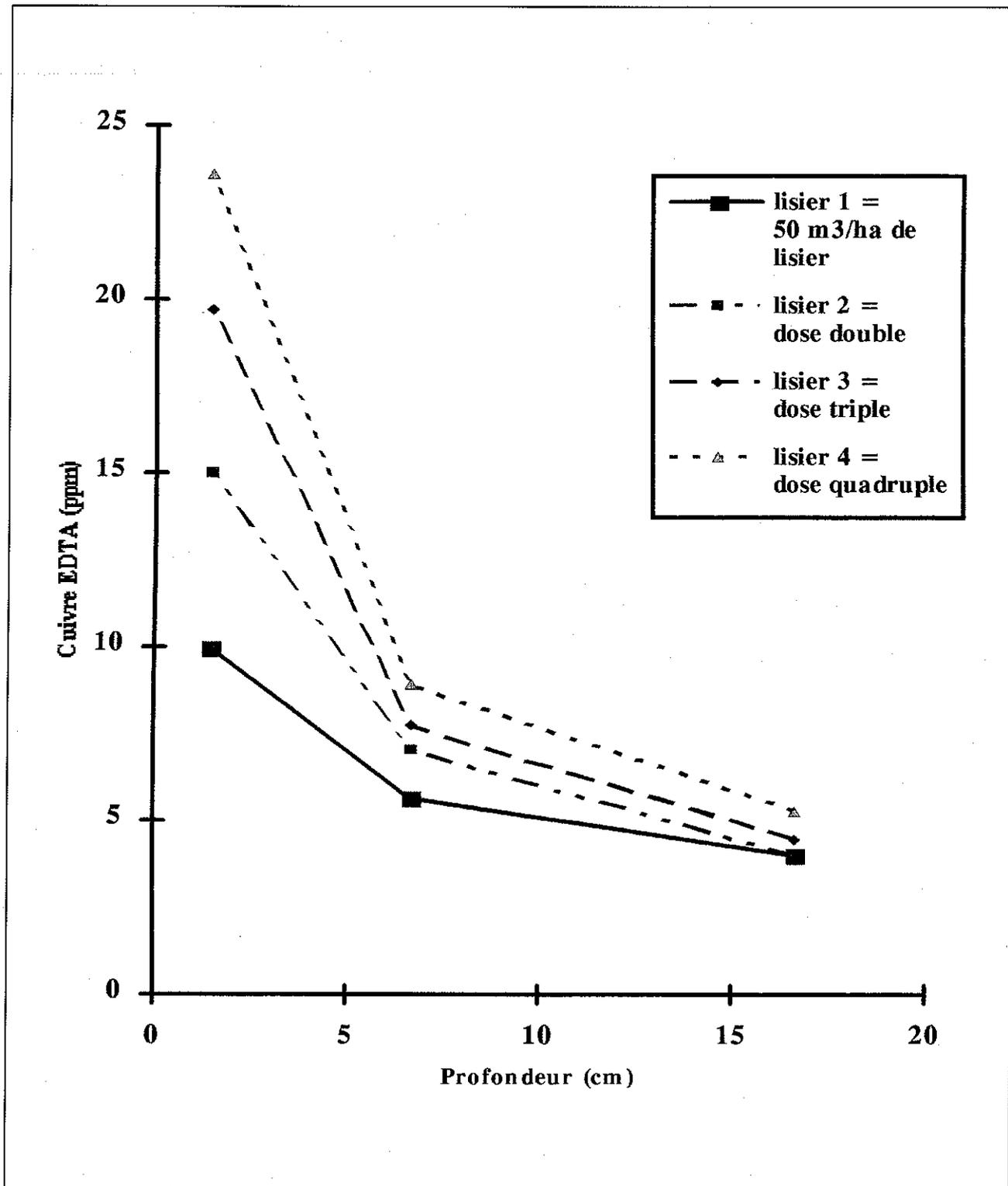


Tableau 1 - Valeurs moyennes de la capacité d'échange cationique, selon les trois méthodes proposées par l'Afnor, dans des sols cultivés de la Bretagne occidentale (More et Duval 1989)**Table 1** - Mean values of the cation exchange capacity of the cultivated soils of western Brittany, obtained by three different methods

	Sols granitiques	Sols schisteux	Sols de limon
pH	5,6	5,9	6,85
Matière organique en p. 100	6,4	5,6	3,15
Argile en p. 100	17,3	22,1	13,6
CEC en mé/100 g	Méthode Metson	13,1	11,2
	Méthode Reihm	15,8	13,5
	Méthode Orsini-Rémy	6,8	6,9

Les données de pH, de Capacité d'Échange Cationique, de cations échangeables constituent la base habituelle des conseils agronomiques. Malgré le grand nombre de données disponibles, parfois spatialisées à l'échelle communale (Leleux *et al.* 1988), on doit souligner qu'il est impossible aujourd'hui de mettre en évidence des tendances évolutives nettes quant à ces trois paramètres, à l'échelle de la Bretagne et sur les trente dernières années.

STRUCTURES PIÈGES, BOMBES À RETARDEMENT, ET DÉGRADATION CHIMIQUE

La dégradation chimique ne concerne pas que les seuls horizons labourés. Certaines accumulations peuvent se produire dans les horizons sous-jacents. Ceci est particulièrement net dans le cas des éléments chimiques présentant une mobilité réelle au sein des sols. S'il y a transfert, ce dernier sera-t-il arrêté dans certaines structures pièges ? Ce piégeage pourrait-il être considéré comme définitif ou au contraire comme temporaire (« bombe à retardement ») ? L'exemple choisi pour illustrer ce thème est celui du cadmium apporté au sol par le biais d'épandage de boues de stations d'épuration.

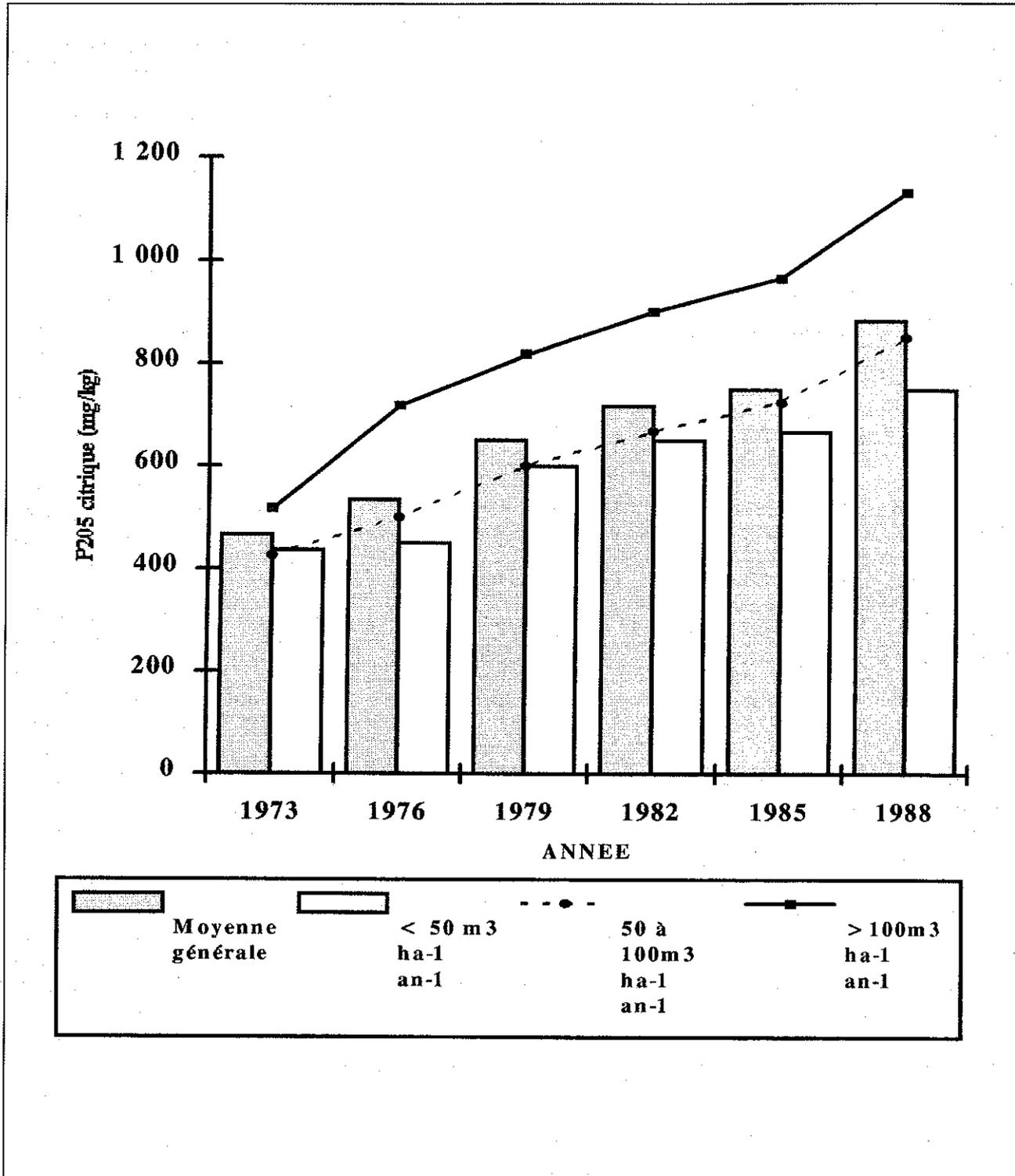
L'expérience a été réalisée à l'échelle d'un micro bassin versant, dans la forêt de Rennes, par l'INRA de Rennes (A.B.

Delmas; mémoire de B. Cherbuy, 1990). Ce travail, portant sur les conséquences d'un épandage de boues résiduelles, a montré qu'une série de métaux (cadmium, nickel) subissaient des transferts dans les sols sains des versants, puis étaient ensuite retenus dans la zone réductrice des fonds de versants, notamment au niveau des tourbes. Le cadmium en particulier est facilement libéré par la boue, et se piège dans les horizons organiques, à la base de l'arène granitique et à l'aval du versant. Sa concentration à l'exutoire reste en conséquence très faible, au niveau du bruit de fond géochimique. Mais il ne s'agit que d'une rétention transitoire, le cadmium n'étant que faiblement retenu. Ce rôle des bas-fonds apparaît également dans les travaux de G. Hadlich (1993) sur les transferts de métaux lourds dans le sol, suite à des épandages de lisiers.

A l'inverse, le sol ne paraît pas constituer une structure piège pour l'azote, apporté pourtant en large excès dans certains secteurs bretons. Les teneurs en azote organique des sols, notamment, n'augmentent pas significativement. Par ailleurs, aucune accumulation du cation échangeable NH_4^+ n'est observée dans les sols bretons. Bertrand *et al.* (1992) ont ainsi pu constater qu'après une année d'apport très intensif de lisier dans le cadre de l'expérience SOLEPUR, les quantités de NH_4 dans l'ensemble du sol avaient légèrement diminué (moins de 100 kg/ha). Les sols présentent en effet des conditions trop oxydantes pour que cet élément se maintienne longtemps à ce degré d'oxydoréduction. Dans les bas-fonds la réduction va jusqu'au stade de la dénitrification.

Figure 5 - Evolution entre 1973 et 1988, de la teneur en P_2O_5 citrique (mg/kg de terre) des sols d'exploitations d'élevages intensifs du Finistère en fonction de la dose annuelle de lisier épandue (Coppenet M. *et al* 1993).

Figure 5 - Evolution of the citric P_2O_5 content in the soils of western Brittany (intensive animal husbandry farms) as related to shurry load.



Les teneurs des sols en nitrates peuvent certes s'avérer localement très élevées. Un des cas les plus spectaculaires est celui de l'élevage des truies en plein air (Conseil Général de la Mayenne, 1993). Les quantités d'azote minéral présentes dans le sol sur 70 cm sont trois à cinq fois plus élevées dans les parcs à truies (360 kg N/ha) que dans les parcs témoins n'ayant jamais reçu d'animaux (90 kg N/ha). Et lorsque les truies sont présentes, la forme ammoniacale augmente de façon significative dans les parcs au cours de l'hiver, en particulier dans l'horizon de surface. Le taux plus élevé d'humidité du sol et le compactage en surface par le piétinement des truies semblent freiner la minéralisation de l'azote apporté au sol. Mais il s'agit là de phénomènes très rapidement fluctuants dans le temps.

LES RELATIONS ENTRE UNE DÉGRADATION «PHYSIQUE» ET UNE DÉGRADATION «CHIMIQUE»

Le problème de l'évolution de la teneur en matière organique des sols bretons

Les modifications liées à la mise en culture ne consistent pas seulement en la surimposition additive d'un «signal anthropique» à un «bruit de fond géochimique», mais en la modification de mécanismes à différents niveaux d'organisation. Si l'on considère le système sol/plante/ atmosphère/ hydrosphère comme un ensemble de compartiments reliés par des flux, les modifications liées à la mise en culture des sols portent à la fois sur les voies de transfert, la connexité entre les compartiments (aspect topologique) et sur les flux (aspect métrique) (Bourrié et Lelong, 1990). La frontière entre dégradation chimique et dégradation physique des sols n'est donc pas tranchée et le concept de dégradation chimique doit, nous semble-t-il, être étendu à tout ce qui a trait à une altération des fonctions du sol (production de biomasse, filtre, pouvoir tampon, etc.), dès lors que cette altération a une origine ou une conséquence chimiques.

Un exemple révélateur est celui des pesticides. L'accumulation dans les horizons superficiels du sol de pesticides ou de leurs métabolites constitue un cas de dégradation chimique, notamment dans la mesure où le ruissellement, puis l'érosion évacuent vers l'aval et le réseau hydrographique une partie de ces produits. Les travaux menés en Bretagne par M. Gillet (1991) et plus généralement la CORPEP, sont très illustratifs de cet aspect (figure 6). La comparaison entre deux bassins versants de même taille, de même occupation agricole, de même intensité du point de vue utilisation de produits phytosanitaires (atrazine pour le maïs), révèle que les pertes sont fortes dans un cas (milieu de sols limoneux développés sur schiste, avec des taux de

matière organique faibles : aux environs de 2 à 3%) et faibles dans l'autre (sols développés sur granite, avec des taux de matière organique plus élevés : 4 à 6%).

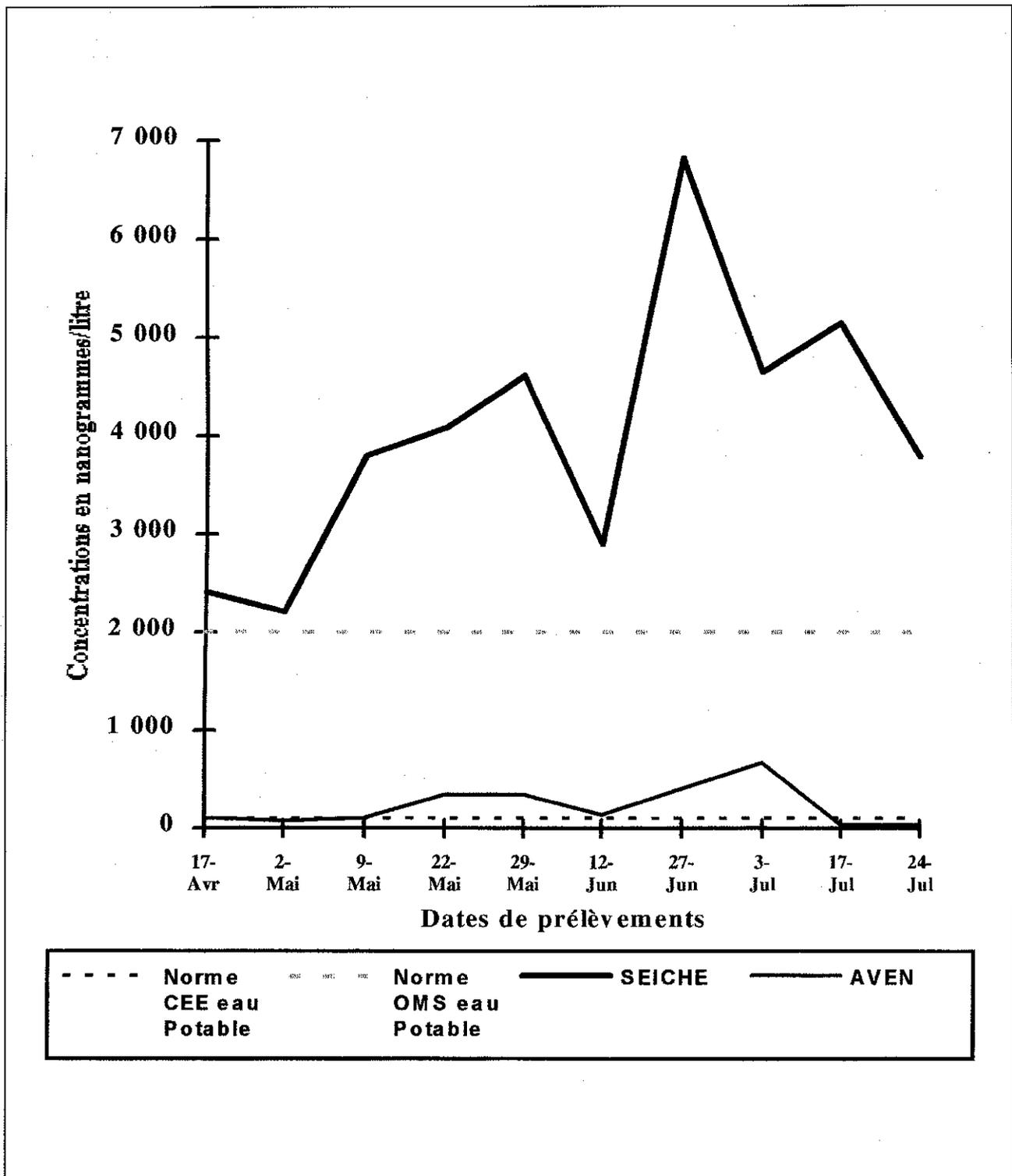
Dans le premier cas (sols limoneux), l'évolution des concentrations et des flux présente des pics étroitement corrélés aux épisodes pluvieux. Les phénomènes de ruissellement sont en cause. Dans le second cas (sols granitiques), l'infiltration est favorisée par la texture et la structure du sol. Les pesticides sont alors piégés par la matière organique de l'horizon superficiel du sol. L'appréciation plus fine des risques de dégradation chimique des sols eux-mêmes supposera de mieux connaître les mécanismes de transfert (thèse en cours de S. Cayot sur le ruissellement), de sorption/désorption, de transformation des produits phytosanitaires piégés par le sol. La figure 7 présente les premières données obtenues sur la cinétique de dissipation de l'atrazine dans un sol de polder du nord de l'Ille et Vilaine (Barriuso, INRA-Grignon et Delmas, INRA-Rennes, à paraître). Un suivi expérimental pluriannuel du transfert de cette molécule est assuré depuis trois ans, et le modèle PRZM est utilisé (thèse en cours d'U. Bär).

L'inquiétude vive sur le devenir des pesticides renvoie donc au problème de la matière organique et plus précisément à celui de l'évolution depuis trente ans de son taux dans les sols de la région. De nombreux indices, et notamment la comparaison en Ille et Vilaine des données obtenues par la «Relance Agronomique» en 1980-85 d'une part, puis par le Référentiel agro-pédologique pour la période 1985-90, suggèrent une tendance à la diminution des teneurs en matière organique (P. Aurousseau, comm. orale). Le phénomène serait particulièrement sensible dans les régions de Bretagne qui présentent une couverture limoneuse, dans les cas de monoculture du maïs ou de cultures légumières dominantes. Le drainage, la valeur faible du rapport C/N des déjections animales, l'augmentation locale du pH, sont d'autres facteurs souvent invoqués.

Un autre cas de croisement «dégradation chimique/physique» est celui posé par l'aménagement des parties basses des paysages bretons. Le drainage systématique des bas-fonds semble constituer une forme de « dégradation chimique», en faisant perdre à ces sols leur vertu asphyxiante et donc dénitrifiante. Mais le problème est en fait complexe car le pouvoir dénitrifiant de certains bas-fonds semble être réduit par l'existence de voies de circulations préférentielles, qui «court-circuitent» ce pouvoir. Du coup les ruisseaux sont alimentés latéralement par des eaux nitratées en provenance des versants, qui traversent la zone en apparence hydromorphe et réductrice sans être elles-mêmes réduites et dénitrifiées (J. Bidois, 1993). La chimie des eaux libres du sol et des sols eux-mêmes est donc ici encore très étroitement référée à des traits d'organisation morphologique, et au comportement physique global des sols.

Figure 6 - Evolution des concentrations en atrazine dans deux rivières de Bretagne, l'Aven (région granitique) et la Seiche (région schisteuse), en 1989 (Gillet, Srae, 1991).

Figure 6 - Evolution of the amounts of atrazin two rivers of Brittany, Aven (granitic bedrock) and Seiche (schistous bedrock), in 1989.



CONCLUSION

Dans une région d'agriculture très développée et de climat assez tempéré comme la Bretagne, le concept de dégradation chimique des sols doit être référé à un ensemble de valeurs qui dépassent de loin le strict cadre de la production agricole elle-même. La qualité de l'environnement, la valeur esthétique des paysages, les contraintes liées à l'aménagement du territoire doivent être prises en compte. Le drainage des zones basses des paysages n'est perçu comme une dégradation chimique des sols (en freinant la dénitrification) que parce que l'on se situe dans un contexte régional de larges excédents azotés, et que l'objectif prioritaire retenu est la protection de la qualité des eaux.

Dans cette optique, trois types de risques de dégradation chimique peuvent être identifiés. Dans la première catégorie, figurent les risques bien identifiés dont les remèdes, eux-mêmes bien cernés, paraissent «jouables». C'est ainsi que les risques d'accumulation dans les sols de cuivre et de zinc peuvent être fortement réduits si les pratiques de complémentation minérale des porcs sont modifiées. Des efforts en ce sens (surtout pour le cuivre) sont en cours. Les cas du phosphore et du cadmium sont à classer dans cette catégorie. Les quantités d'engrais minéraux phosphatés achetées en Bretagne sont d'ailleurs en forte baisse depuis quelques années.

Dans la seconde catégorie figurent les risques certes bien identifiés, mais pour lesquels le remède supposerait une remise en cause très profonde du système de production. *De tous les exemples pris dans cet article, la baisse probable du taux de matière organique des sols depuis trente ans, avec toutes les conséquences qu'elle entraîne (perte de pouvoir de sorption de molécules potentiellement polluantes, sensibilité accrue au compactage...), paraît bien constituer le phénomène actuellement le plus préoccupant de dégradation chimique des sols bretons. Or un changement de tendance supposerait une modification profonde des pratiques organiques, donc des systèmes de culture. Les jachères (de durée courte ou moyenne), impliquées par le nouveau système européen, sont trop récentes pour qu'on soit en mesure d'en apprécier les conséquences. Leur éventuel rôle régénérateur devra être précisé et confirmé.*

Dans la troisième catégorie figurent les risques mal identifiés. Les risques sanitaires (sur les animaux et sur l'homme) liés à la contamination des sols en sont un exemple. On sait par exemple peu de choses sur le devenir des molécules médicamenteuses ingérées par les animaux et rejetées sur le sol, directement ou après épandage. On cerne par ailleurs mal les quantités de nitrites qui pourraient interagir au sein des sols avec la matière organique (Guillaume, 1989). Un effort de recherche est ici incontournable.

Mais globalement, il apparaît que les risques de dégradation chimique des sols sont très largement sous-estimés, au regard de l'attention portée à la pollution de l'eau. La perte

d'efficacité des fonctions épuratrices du sol (fonction filtre, fonction réservoir...) constitue un risque majeur pour l'avenir de cette région. Sensibiliser le public à ces risques suppose toutefois qu'on lui fournisse des données fiables. Or plusieurs exemples cités ici (pH, CEC, matière organique) mettent certes en évidence le caractère très probable du phénomène de dégradation, mais ils ne le démontrent pas statistiquement.

La poursuite et le développement de dispositifs permettant de dégager des conclusions rigoureuses, tels ceux de l'Observatoire de la Qualité des Sols, sont donc indispensables, tout en évitant la dispersion géographique des dispositifs expérimentaux. L'effort très réel de suivi de la qualité des eaux auquel on assiste depuis quelques années (Programme «Bretagne Eau Pure», actions de l'Agence de Bassin, de la profession agricole) doit impérativement s'étendre au suivi de la qualité, au sens large de ce terme, des sols.

L'accent doit également être mis sur la représentation spatiale des phénomènes. Les problèmes de dégradation chimique se posent désormais à l'échelle des paysages tout autant qu'à celle des parcelles agricoles. Les données sur la chimie des sols seront alors d'autant plus «parlantes» qu'elles seront croisées avec d'autres données, biologiques, agronomiques, économiques, sociologiques etc. Les possibilités offertes par les systèmes d'information géographique sont ici à utiliser à plein.

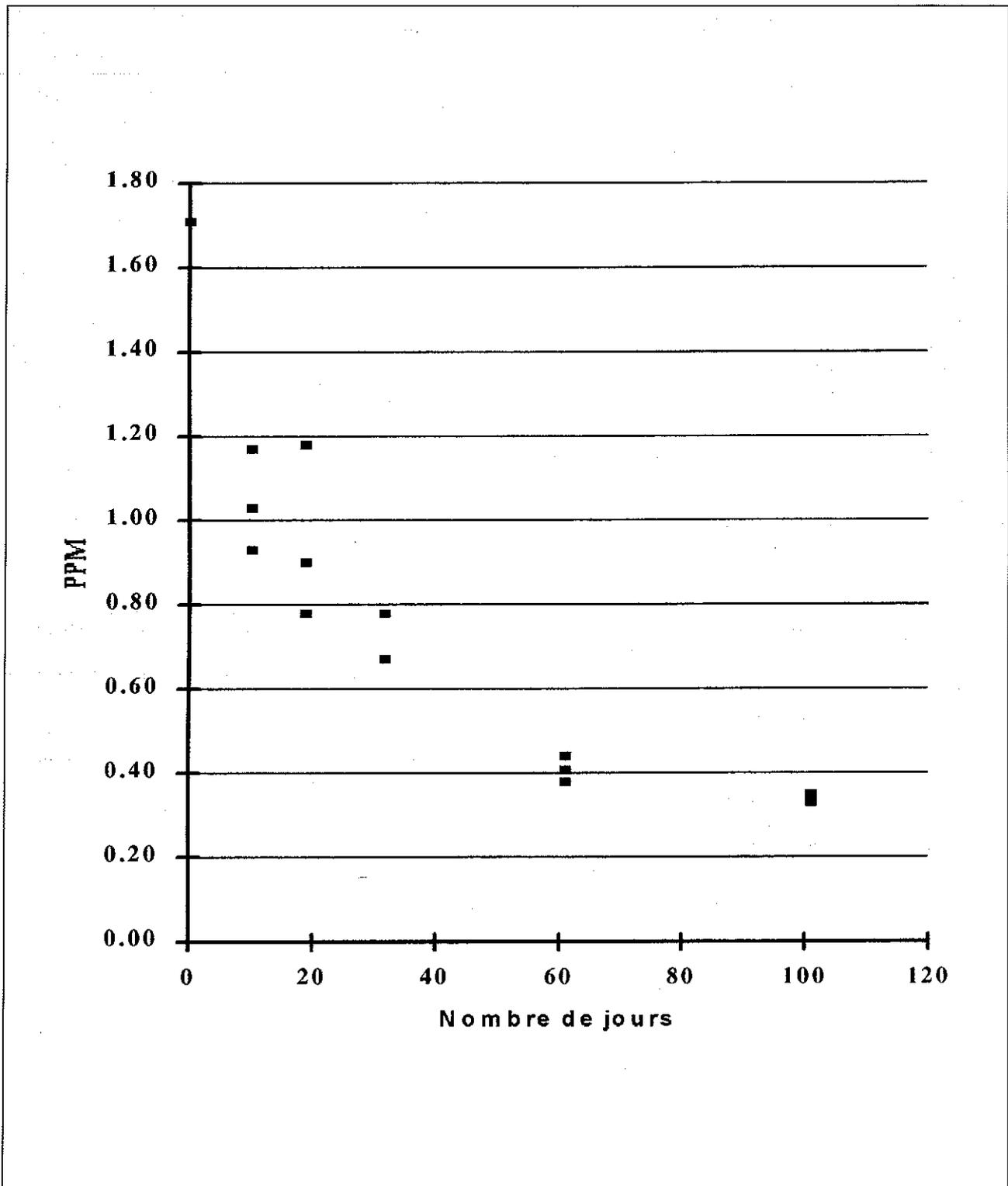
Il faut enfin rappeler que la Bretagne n'est pas constituée uniquement de zones d'agriculture et d'industries agroalimentaires denses. Elle renferme également en son sein des régions d'activité nettement moins intense, dans le Centre de la Bretagne en particulier. Les sols de ces secteurs seraient-ils susceptibles de recevoir, après transfert, une partie des sources chimiques potentiellement polluantes précédemment évoquées, et d'atténuer ainsi les risques de dégradation chimique dans les régions précédentes ? Le fait de terminer cet article sur une question supplémentaire montre l'ampleur des connaissances encore à acquérir sur la chimie des sols de Bretagne, si l'on souhaite gérer de manière plus rationnelle l'espace rural de cette région.

REMERCIEMENTS

Cet article a été rédigé avec l'aide précieuse de MM. Duval (INRA-Quimper), Joubert (laboratoire d'analyse des sols de Combourg-Ille et Vilaine), Abrassart (CEMAGREF-Rennes), Thiollet, et des enseignants et chercheurs de l'équipe ENSAR-INRA de Science du Sol de Rennes, en particulier MM. Delmas et Durand.

Figure 7 - Cinétiques de dissipation d'atrazine dans les horizons de surface (0-10 cm) d'une parcelle d'un polder du Mont Saint-Michel (Barriuso E. à paraître).

Figure 7 - Atrazin dissipation Kinetics in the upper horizons (0-10 cm) of a polder (Mont Saint-Michel).



BIBLIOGRAPHIE

- Bertrand M., Desplanches F., Walter J.F. et Yon L., 1991 - Épuration des lisiers de porcs par le sol. Procédé SOLEPUR. Informations Techniques du CEMAGREF, Mars 1991, 81, note 4, pp. 1 à 8.
- Bertrand M., Martinez J., Levilain S. et Hector C., 1992 - A biological treatment of pig slurry at the farm scale : the «SOLEPUR» process. Intern. Conf. on Agricult. Engineering, Uppsala, June 1-4, 1992, paper 92 05 10, 10 pages.
- Bidois J., 1993 - Géochimie des zones hydromorphes. Application à la dénitrification. DEA de Pédologie, ENSA, Rennes, 50 pages.
- Bourrié G. et Lelong F., 1990 - Formalization of proton balances in elementary basins based upon the alkalinity concept and graph properties. in Lang H. et Musy A. (Eds). Hydrology in mountain regions. I. Hydrological measurements; the water cycle. IAHS publ., 193, 703-712.
- Bourrié G., 1993 - Observatoire de la qualité des sols. Parcelle de Fougères. Rapport sur les teneurs en radioéléments. Étude réalisée à la demande du Ministère de l'Environnement, Direction de la Prévention des Pollutions. multigr. 28 pages.
- Bussièrès Ph., 1981 - Maîtrise du pH des sols cultivés, par les amendements calcaires. Thèse de docteur-ingénieur, Institut National Polytechnique de Toulouse, 169 pages.
- CEMAGREF, 1991 - Le bassin versant représentatif expérimental du Coet-Dan à Naizin. Groupement de Rennes, Mars 1991, 10 pages, multigr.
- Cherbuy B., 1990 - Étude expérimentale du comportement du cadmium dans un sol forestier après épandage d'une boue résiduaire. DEA, ENSA, Rennes, 50 pages, annexes.
- Cheverry C., 1982 - Une conséquence des épandages de lisiers de porcs sur les sols bretons: l'enrichissement en nitrates et en calcium des solutions du sol. XVII^e Journées de l'Hydraulique, Nantes, Septembre 82, Société Hydrotechnique de France, 11, pp. 1-7.
- Cheverry C., 1992 - Les pollutions sur le terrain. L'exemple de la Bretagne. C.R. Acad. Agric. Fr. 78, 7, pp 57-64.
- Cheverry C. et Tréhen P., 1993 - Les recherches sur l'environnement dans le massif armoricain. CNRS. Lettre du programme environnement 11 Octobre 1993, pp. 24-34.
- Conseil Général de la Mayenne, Gauquein J.L., 1993 - Étude de l'impact d'un élevage de truies en plein air sur l'environnement. Étude menée sur parcelle drainée. 38 pages, et annexes.
- Coppenet M., 1969 - Résultats de douze années d'observations lysimétriques à Quimper (1954-1965). Ann. agron., 1969, 20 (2), 11-143.
- Coppenet M., 1970 - Exemples de problèmes régionaux. I. Le massif armoricain. Ann. agron. 1970, 21, (5), 587-601.
- Coppenet M. et Golven J., 1984 - Étude lisier-sol-plante. Bilan de dix années de suivi dans une soixantaine d'exploitations intensives du Finistère. doc. ronéotypé, INRA-Quimper. et chambre d'Agriculture du Finistère., 33 pages.
- Coppenet M., Golven J., Simon J.C., Le Corre L. et Le Roy M., 1993 - Évolution chimique des sols en exploitations d'élevage intensif : exemple du Finistère. Agronomie, 13, 77-83.
- Delmas A.B., Rivière J.M., Planchette C. et Marzin H., 1994 - Mise en place et première exploitation d'un site de l'observatoire de la qualité des sols (site 10) situé sur la commune de Beauvoir. Rapport pour l'ADEME, 87.164.0036, 30 pages et annexes.
- Duval L., 1971 - Le dosage du molybdène dans les végétaux. Examen des divers procédés de détermination. Mise au point d'une méthode colorimétrique au thiocyanate. Ann. agron. 1971, 22 (1), 127-147.
- Duval L., 1989 - L'emploi des amendements calcaires dans les sols acides de la Bretagne occidentale. A la pointe de l'élevage, Octobre 1989, pp. 3-7.
- Duval L., More E. et Le Jeune B., 1992 - Le molybdène et les ruminants. A la pointe de l'élevage, Mai 1992, pp. 9-12.
- Duval L., More E. et Sicot A., 1992 - Observations de carences en molybdène sur le chou-fleur en Bretagne. C.R. Acad. Agric. Fr. 1992, 78, pp 27-34.
- Gillet H., 1991 - Contamination des eaux superficielles par les pesticides. Pen ar Bed, 139, pp.45-50.
- Guillaume D., 1989 - Interactions des nitrates et des nitrites avec des matières organiques du milieu naturel. Thèse, Rennes I, École Nationale Supérieure de Chimie, 204 pages.
- Hadlich G.M., 1993 - Transferts de métaux lourds dans le sol. ENSA Rennes, Novembre 1993, 48 pages.
- Le Floch D., 1986 - Introduction; la monoculture du maïs est-elle possible ? in : « Les rotations céréalières intensives », INRA, 1986, pp. 357-390.
- Leleux A., Arousseau P., Roudaut A., 1988 - Synthèse cartographique régionale à partir de données d'analyse de terre.
- More E. et Duval L., 1989 - La capacité d'échange cationique des sols cultivés de la Bretagne occidentale. A la pointe de l'élevage, 210, Octobre 1989, pp 8-10
- Simon J.C. et Le Corre L., 1989 - Lessivage d'éléments minéraux autres que l'azote en monoculture de maïs, en sol granitique du Finistère. Fourrages, 1989, 118, 127-148.
- Taureau J.C., Cheverry C., De Pous M., Coutard., 1986 - Essai de Mauron. Influence du lisier de porc sur l'environnement et le sol. Perspectives agricoles, Décembre 1986, pp 70-80, et Janvier 1987, pp 23-29.
- Wopereis M.C., Gascuel-Oudoux C., Bourrié G., Soignet G., 1988 - Spatial variability of heavy metals in soil at a one hectare scale. Soil Science, 146,2, pp. 113-118.

