

COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES

INFORMATIONS INTERNES sur
L'AGRICULTURE

**Conséquences écologiques
de l'application des techniques
modernes de production
en agriculture**

COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES
DIRECTION GÉNÉRALE DE L'AGRICULTURE
Direction Economie Agricole – Division Bilans, Etudes, Informations Statistiques

*La reproduction, même partielle, du contenu de ce rapport est subordonnée
à la mention explicite de la source*

Deutscher Text siehe Rückseite

C O R R I G E N D U M

"Informations Internes sur l'Agriculture - No. 137"

- Conséquences écologiques de l'application des techniques modernes de production en agriculture

ANNEXE IV

- Page 5 - 3ème alinéa - 5ème ligne

lire : "... et de 10.000 volailles. Alors que les frais variables par animal produit, principalement les frais d'alimentation, restent pratiquement inchangés, lorsque le nombre d'animaux dans l'unité d'élevage augmente, les frais d'investissement par animal produit diminuent (Tableau III, "

- Page 6 - Tableau III

Colonne 2 - lire : "Frais variables (par emplacement et par an)"

Colonne 3 - lire : "Frais fixes (par emplacement et par an)"

Texte français voir au verso

C O R R I G E N D U M

"Hausmitteilungen über Landwirtschaft - No. 137"

- Ökologische Folgen der Anwendung moderner Produktionsmethoden in der
Landwirtschaft

ANHANG IV

Seite 289 - 3. Absatz - 6. Zeile

lies: "... versorgen. Während die variablen Kosten je erzeugtes Tier, insbesondere die Kosten für Futtermittel, bei Vergrößerung eines Tierbestandes praktisch unverändert bleiben, werden die Investitionskosten im allgemeinen geringer (Übersicht III, "

Seite 290 - Übersicht III

Spalte 2 : lies "Variable Kosten (DM/Stallplatz und Jahr)"

Spalte 3 : lies "Fixe Kosten (DM/Stallplatz und Jahr)"

COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES

INFORMATIONS INTERNES sur
L'AGRICULTURE

Conséquences écologiques
de l'application des techniques
modernes de production
en agriculture

AVANT-PROPOS

La présente étude a été entreprise dans le cadre du programme d'études de la Direction Générale de l'Agriculture de la Commission des Communautés européennes.

L'étude a été rédigée par le Professeur A. NOIRFALISE de la Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux (Chaire d'Ecologie) avec les collaborateurs scientifiques suivants :

- MM. R. LECOMTE, G. DROEVEN, J. BERNARD, L. RIXHON, A. CROHAIN, M. DARCHEVILLE et J. TAHON du Centre de Recherches Agronomiques de Gembloux.

- MM. P. MARTENS, L. SINE, J. LECLERCQ, J. CALEMBERT, R. CAUSSIN, J. DENDAS et R. SAIVE de la Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux.

La coordination des travaux a été assurée par la division " Bilans, Etudes, Informations Statistiques". Ont participé également aux travaux d'autres services de la Direction Générale de l'Agriculture, du Service de l'Environnement et de la protection des consommateurs et de la Direction Générale Recherche, Science et Education.

+

+ +

Cette étude ne reflète pas nécessairement les opinions de la Commission des Communautés Européennes dans ce domaine et n'anticipe nullement sur l'attitude future de la Commission en cette matière.

S O M M A I R E (1)

Pages

AVANT-PROPOS

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

INTRODUCTION	1
I. Méthodes culturales modernes	4
II. Utilisation intensive des engrais chimiques	17
III. Utilisation intensive des biocides agricoles	39
IV. Les hautes densités zootechniques	58

ANNEXES

I. Méthodes culturales modernes	
II. Utilisation intensive des engrais chimiques	
III. Utilisation intensive des biocides agricoles	
IV. Hautes densités zootechniques	
V. Influence des fertilisants sur la qualité des produits végétaux.	
VI. L'eutrophisation des systèmes aquatiques	
Bibliographies.	

(1) Une table des matières détaillée se trouve à la fin du volume

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

INTRODUCTION.

D'importantes mutations se produisent de nos jours dans l'agriculture européenne. Elles portent sur les structures agricoles, les systèmes de culture et d'élevage et les techniques de production. Elles affectent l'ensemble du secteur d'une manière profonde et certainement irréversible. Elles n'ont pas comme seul incitant la recherche du profit maximum, mais procèdent plus profondément d'une politique concertée des pouvoirs publics, à savoir le souci de fournir aux populations un approvisionnement abondant et varié en denrées alimentaires, au meilleur prix possible, tout en sauvegardant la parité des revenus du monde agricole avec les autres professions. Les deux objectifs ne pouvaient être atteints de façon simultanée sans une valorisation optimale du sol et de la main-d'oeuvre et une intensification des procédés de production.

Si ces mutations technologiques sont à la fois inévitables et justifiées sur le plan socio-économique, il n'en demeure pas moins qu'elles pourraient affecter la qualité de l'environnement et de ses ressources, à court, moyen ou long terme. Du fait qu'elles concernent des surfaces considérables de l'espace agricole, elles confèrent aussi à ce problème une dimension exceptionnelle. Il est donc important de s'interroger à cet égard et d'analyser les faits et les mécanismes en cause dans une réflexion prospective. Cette nécessité est d'autant plus impérieuse que les mutations de l'agriculture moderne se produisent au moment où la société contemporaine assigne aux campagnes des fonctions nouvelles et multiples, à savoir une fonction hydrologique (sauvegarde des ressources aquifères), une fonction biologique (conservation de la vie sauvage),

une fonction résidentielle (résidences primaires et secondaires) et même une fonction récréative (activités de plein air) et culturelle (sauvegarde des cultures paysannes), qui s'ajoutent désormais à la fonction primaire de production et obligent à des conceptions plus intégrées de l'utilisation de l'espace rural.

Telle est l'optique - foncièrement écologique - qui a présidé à l'élaboration du présent rapport, dans lequel on se propose d'analyser du point de vue de l'environnement les causes, les mécanismes et les conséquences de l'agriculture moderne intensive. Pour la clarté de l'exposé, la matière est répartie en quatre chapitres :

1. Conséquences des méthodes culturales modernes et de la mise à jour des structures agricoles.
2. Conséquences de l'utilisation intensive des engrais chimiques.
3. Conséquences de l'utilisation intensive des biocides agricoles.
4. Conséquences des élevages de haute densité.

Le rapport est donc charpenté en fonction des causes technologiques qui sont susceptibles d'affecter la qualité et les potentialités de l'environnement agricole. Mais les effets que ces causes induisent se recoupent et interfèrent les unes avec les autres. L'exemple le plus typique est celui des eaux naturelles dont la qualité peut être influencée à la fois par les systèmes de cultures, par l'emploi intensif des engrais et des biocides et par les hautes densités zootechniques. Un autre exemple est celui de l'appauvrissement biologique de l'espace agricole, qui peut procéder non seulement de l'emploi des biocides, mais aussi des nouvelles méthodes culturales et des aménagements fonciers. Cette approche globale des phénomènes et des mécanismes est une contrainte essentielle de l'analyse écologique, mais en même temps son privilège.

*
* *
*

Le présent rapport énumère les conclusions et les recommandations qui ont paru, à son auteur, découler de l'analyse des faits, exposée in extenso dans six annexes, intitulées comme suit :

- I. Méthodes culturales modernes.
- II. Utilisation intensive des engrais chimiques.
- III. Utilisation intensive des biocides.
- IV. Hautes densités zootechniques.
- V. Influence des fertilisants sur la qualité des produits végétaux.
- VI. L'eutrophisation des systèmes aquatiques.

I. METHODES CULTURALES MODERNES.

1. Les innovations de l'agriculture intensive.

- a. D'importantes mutations affectent aujourd'hui les systèmes de culture traditionnels. On assiste, en effet, à une spécialisation des exploitations, qui tend à associer l'agriculture et l'élevage. Dans les grandes exploitations céréalières et betteravières, qui fonctionnent sans bétail, les rotations classiques avec soles de fourrages et d'engrais vert et emploi du fumier de ferme, sont abandonnées. Les successions culturales sont donc simplifiées, ce qui a pour conséquence d'uniformiser les assolements; ce processus aboutit à la constitution de vastes surfaces occupées par la même plante ou la même variété, et parfois à la succession d'un même crû sur lui-même. C'est le phénomène des "monocultures". Pareils systèmes ont nécessairement recours à des applications plus régulières et plus intensives de biocides agricoles, afin de maîtriser la situation phytosanitaire et le salissement des cultures par les mauvaises herbes.
- b. Outre ces modifications des systèmes de culture, on constate que les travaux agricoles, du labour à la récolte, sont de plus en plus effectués par des machines combinées ou de grande envergure, tirées par des tracteurs de plus en plus puissants. Le trafic de ces engins lourds sur les terres risque de tasser le sol, d'affecter ses qualités structurales et, partant, son potentiel de production.
- c. La refonte contemporaine des structures agricoles (remembrements, regroupements) est généralement assortie de travaux importants ayant

pour but d'adapter les exploitations à la nouvelle technologie. Les réaménagements fonciers entraînent des opérations diverses (éradication des haies et des bocages, reprofilage des cours d'eau et de la voirie, drainages ou irrigations) qui laissent des cicatrices dans le paysage traditionnel des campagnes et peuvent en modifier le tissu écologique et historique.

- d. L'assainissement économique des structures agricoles aboutit aussi à exclure des surfaces importantes de terres, déclarées marginales pour des raisons de sol, de situation ou d'exode agricole. Ces terres abandonnées posent des problèmes spécifiques d'entretien ou de réemploi, spécialement dans les régions montagneuses.

Tels sont les causes et les mécanismes en jeu; leurs conséquences sont analysées ci-après.

2. Systèmes culturaux et qualités structurales des sols.

- a. De nombreuses expériences mettant en oeuvre des successions culturelles simplifiées, par exemple des successions betterave - céréale ou céréale - céréale se sont soldées après peu d'années par des chutes de rendement que l'on attribue tantôt à un épuisement chimique du sol, tantôt à une déviation de ses propriétés biologiques (fatigue du sol) ou physiques (régression structurale). L'analyse des résultats oblige néanmoins à conclure que l'obstacle principal aux successions simplifiées est d'ordre phytopathologique (multiplication des maladies ou des ravageurs) et phytosociologiques (multiplication des mauvaises herbes), qu'un recours aux biocides agricoles permet de ne maîtriser que temporairement.

- b. L'abandon des fumures organiques et des engrais verts ainsi que certaines pratiques telle que le brûlage des pailles et des éteules, qui caractérisent l'agriculture des exploitations sans bétail, ont pour conséquence de diminuer à moyen terme la teneur en matière organique dans les sols. On a cependant constaté que cette teneur se stabilise à la longue, grâce aux apports radiculaires et aux débris végétaux abandonnés sur le sol. Dans les terres de texture idéale (limons), il n'apparaît pas que cette régression de la matière organique affecte de façon significative la qualité structurale des sols, même après une dizaine d'années. En effet, les méthodes actuelles d'évaluation de l'état structural n'indiquent pas une détérioration perceptible, même quand les rendements diminuent effectivement pour d'autres raisons (maladies cryptogamiques, concurrence des mauvaises herbes). Néanmoins, les sols sablonneux et les sols lourds et argileux paraissent à priori plus sensibles à une diminution du taux de matière organique et doivent être davantage surveillés à cet égard.
- c. L'abandon ou la réduction des fumures et amendements organiques diminue également la stabilité des grumeaux dans la couche arable. Cette modification sensibilise la surface du sol au ruissellement, au glaçage et à l'érosion pluviale en nappe. Des essais ont toutefois montré que la stabilité des grumeaux peut être récupérée par une seule culture améliorante de légumineuses. D'où l'importance d'une insertion périodique des sols de légumineuses dans les nouvelles successions culturales, afin d'augmenter la résistance du sol à l'érosion.
- d. Il serait du reste exagéré de ne prêter à la matière organique du sol qu'une fonction structurale. Elle intervient également comme source d'éléments nutritifs, qu'elle libère en se minéralisant, et comme source de facteurs biotiques de croissance, qui sont élaborés

par les populations bactériennes dont elle conditionne directement l'activité. Cette dernière fonction ne paraît pas négligeable à l'égard de certaines cultures (plantes à tubercules, plantes-racines). Tous les agronomes s'accordent d'ailleurs à reconnaître que la conservation d'un taux optimum de matière organique dans les sols est l'objectif même des rotations agricoles et que les systèmes culturaux, qui seraient moins conservateurs à cet égard, doivent faire l'objet d'une surveillance à long terme.

3. Systèmes culturaux et érosivité des sols.

- a. Les mécanismes de l'érosion agricole par la pluie et le vent sont bien connus. L'érosion agricole est tolérable (érosion dite "normale,,) quand elle ne dépasse pas un seuil jugé dangereux pour la conservation indéfinie du sol. Les tolérances varient de 2 à 10 Tonnes/ha-année (0,2 à 1 mm par an) selon les catégories de sols. Au-delà de ces tolérances, l'érosion est dite "accélérée,, et dangereuse pour l'existence du sol à moyen et long terme.

- b. Les systèmes de culture ont des potentiels érosifs très différents, qui dépendent de la durée d'exposition du sol aux agents atmosphériques et de la stabilité structurale qu'ils confèrent à la surface du sol, en entretenant ou modifiant la teneur en matière organique. Les systèmes traditionnels de culture basés sur les rotations polyvalentes avec soles de légumineuses, de cultures fourragères ou de cultures dérobées étaient moins érosifs que les successions simplifiées du type céréale - céréale ou betterave - céréale. Mais de toutes les cultures pratiquées en Europe, la plus érosive est celle du maïs, pour diverses raisons : développement tardif, grand écartement des lignes, concentration de la pluie par collecte des feuilles. L'extension récente et considérable de cette culture dans diverses régions

de l'Europe exige dorénavant une surveillance de ses effets érosifs.

- c. La contribution antiérosive de la flore adventice des cultures n'a guère été étudiée, ni d'ailleurs la tolérance des crûs à leur densité. Il y a là un domaine à explorer en vue d'une adaptation des traitements herbicides à des fins antiérosives. Les essais de culture sans labour et de travail minimum du sol sont également des nouveautés importantes à étudier.
- d. Compte tenu de l'évolution actuelle des systèmes de culture, la détection et l'inventaire des phénomènes d'érosion pluviale risquent de devenir une nécessité à brève échéance, non seulement dans les pays méditerranéens, où le problème se pose depuis longtemps, mais également en Europe tempérée. En la matière, on peut valablement s'inspirer des travaux américains de WISCHMEYER et SMITH qui ont établi les paramètres d'érosion en fonction des types de sols, des intensités pluviales, des géométries parcellaires, des cycles de développement des cultures et des procédés destinés à limiter le ruissellement (mode de préparation du sol, orientation des lignes de labour, cultures intercalaires, paillage et enfouissement des résidus, apports d'amendements organiques).
- e. L'érosion accélérée des sols provoque des pertes insidieuses de fertilisants et de rendements. Mais ces pertes sont rarement perçues ou évaluées par l'agriculteur, qui ne se sent ni pénalisé, ni obligé à vigilance à court ou moyen terme. Par contre, l'érosion des terres a des répercussions immédiates sur l'environnement. La charge limoneuse des eaux envase les systèmes d'adduction dans les sites irrigués, les canaux et les estuaires ainsi que les réservoirs artificiels. L'érosion transfère aussi dans le système hydrographique des fertilisants et notamment des phosphates (eutrophisation) ainsi que des biocides persistants (contamination). Le contrôle de ces proces-

sus n'est encore organisé en Europe que d'une manière embryonnaire, mais il s'impose dorénavant, eu égard aux nouvelles pratiques culturales.

4. Mécanisation intensive et qualité des sols.

- a. Des craintes ont été exprimées quant aux effets négatifs des engins mécaniques lourds et des tracteurs de grande puissance sur la qualité structurale des terres. On a évoqué le danger de tassement ou compactage du sol, qui pourrait affecter son potentiel agricole. Il convient cependant de remarquer que l'utilisation d'engins de grande envergure et de tracteurs puissants diminue le trafic sur les terres et permet de concentrer les travaux agricoles au moment où les conditions pédo-climatiques sont les meilleures. L'expérience acquise en cette matière montre que les dégâts infligés aux terres par le charroi lourd ne sont importants, en termes de production, que si le sol est travaillé en conditions défectueuses, c'est-à-dire à l'état insuffisamment ressuyé. Lorsque les travaux aratoires sont effectués dans de pareilles conditions - ce qui est possible grâce à la puissance actuelle des tracteurs - il peut s'en suivre une baisse appréciable des rendements de l'année, spécialement pour les plantes - racines.

- b. Abstraction faite de ces pratiques défectueuses, l'effet de compactage des engins lourds sur le sol est fort limité. Des mesures effectuées sous les ornières des tracteurs, qui sont les endroits les plus comprimés, montrent que le tassement n'affecte guère que la couche arable (20 - 30 cm). Il peut en résulter une diminution ponctuelle de la macroporosité, du développement des racines et, le cas échéant, de la productivité dans la ligne concernée, mais le dommage est généralement réparé lors d'un labour ultérieur.

c. Par ailleurs, un émiettement trop poussé du lit d'ensemencement par des machines trop perfectionnées peut sensibiliser le sol au glaçage sous l'effet des pluies battantes et induire une érosion en nappe. De même, les ornières de roue des tracteurs et machines peuvent induire un ruissellement préférentiel et une érosion en rigole. Ces dangers se manifestent surtout dans les climats où des pluies intenses surviennent avant que les cultures ne couvrent le sol. Le choix des machines et des tracteurs doit en tenir compte dans les régions climatiquement ou pédologiquement prédisposées à de tels accidents.

5. Aménagements fonciers et remembrements.

a. Les grands travaux d'aménagements fonciers (assainissements par drainage, systèmes d'irrigation) sont de puissants moyens de mise en valeur agricole. Ils ne devraient pas être planifiés sans tenir compte de l'opportunité de conserver ou de créer des zones humides qualifiées pour la sauvegarde et ses relais de migration. Les autorités doivent s'inspirer en la matière des recommandations du projet international des zones humides (Projet MAR) élaboré à la Conférence de RAMSAR (Iran), en 1970. Ce projet a recensé les sites les plus qualifiés à cet égard en Europe, Afrique du Nord et Proche-Orient.

b. En ce qui concerne les aménagements hydrologiques en zone rurale, il s'indique d'utiliser plus fréquemment les végétations et les plantes riveraines comme moyens de fixation des rives de cours d'eau et des berges de canaux en fossés. Dans le cas où de tels aménagements ne sont pas prohibitifs, ils présentent des avantages certains du point de vue écologique (auto-épuration des eaux, consolidation naturelle des

rives, contrôle de la végétation riveraine, développement de la faune ichtyologique, rôle esthétique dans le paysage).

- c. Les remembrements ruraux comme tels ou intégrés dans un aménagement plus général se soldent par un bouleversement notable du paysage pré-existant. Il convient donc que les projets soient étudiés en tenant compte de l'opportunité de maintenir ou de recréer une trame biologique appropriée à la conservation de la vie sauvage et des mécanismes régulateurs des ennemis des cultures. En la matière, il faut s'inspirer du principe de diversité et du principe de conformité. Le premier implique une diversification des biotopes-refuges; le second, des solutions en harmonie avec la zonation écologique des terroirs.

- d. L'éradication des bocages lors des opérations de remembrement constitue un cas spécifique et très controversé. Les haies et rideaux d'arbres peuvent effectivement augmenter la production des cultures par une meilleure valorisation de l'eau disponible, limiter les dangers d'érosion éolienne des sols non couverts et faire obstacle aux écoulements d'air froid et à son accumulation dans les vallées et les dépressions. Cependant, les bocages n'améliorent pas le bilan hydrologique, contrairement à une opinion répandue. Le rôle des bocages au point de vue phytosanitaire est discuté et l'on peut invoquer, à titre hypothétique, des effets positifs et négatifs. Mais il est certain que leur rôle écologique dans les campagnes, comme refuges d'une flore et d'une faune forestières, non suspectes pour les producteurs agricoles, est évident et qu'ils contribuent à conserver, dans l'espace rural, une vie sauvage diversifiée, intéressante du point de vue biologique, ornithologique et cynégétique.

6. Abandon des terres et phénomène d'enfrichement.

- a. L'abandon des terres marginales, sans réemploi à d'autres fins, pro-

voque un processus naturel d'enfrichement, dont la phase ultime sera, dans bien des cas, la forêt elle-même; mais sans autre intervention, celle-ci ne se constituera qu'à long terme. Dans l'intervalle, l'enfrichement spontané des terres abandonnées en fait des foyers de mauvaises herbes, qui peuvent réinfester les terres voisines et intervenir comme relais pour des ravageurs ou des agents pathogènes des cultures, sans compter leur nuisance sur le plan de l'esthétique et de la valeur récréative des campagnes. Il convient de les réaménager au plus tôt et dans l'optique de la fonction polyvalente des campagnes.

- b. L'enfrichement est particulièrement suspect dans les régions montagneuses sensibles aux avalanches, du fait que l'entretien des alpages, des chemins et des dispositifs de maîtrise des eaux sont abandonnés. Il peut en résulter des dangers accrus d'avalanche, d'érosion ou de glissement des terres qui créent des situations dangereuses pour le développement résidentiel et touristique et requièrent quelquefois des solutions abusivement coûteuses. Le maintien d'une agriculture de montagne par une politique agricole spécifique est donc extrêmement recommandable pour l'avenir de ces régions. Elle a du reste déjà fait l'objet d'initiatives importantes au sein de la CEE (Directive sur l'agriculture de montagne et de certaines zones défavorisées, **adoptée par le Conseil des Ministres** en date du 20 novembre 1973.

RECOMMANDATIONS.

1. Trois circonstances - l'évolution des marchés, les incitations de la politique communautaire et la recherche par l'exploitant d'un revenu garantissant son niveau de vie - ont contribué et contribueront encore à modifier les systèmes culturaux et les techniques d'exploitation du sol. Ces mécanismes jouent dans une perspective à court terme, mais on ne peut ignorer qu'ils auront aussi des répercussions à long terme pour la conservation des sols. Dès lors, les options de la politique agricole en matière d'incitation ou de régulation des prix doivent tenir compte de ces répercussions possibles et intégrer dans les décisions le souci de sauvegarder le patrimoine pédologique de l'Europe.

2. Les méthodes culturales constituent une matière en constante évolution, à propos de laquelle il est fort difficile et certainement prématuré d'intervenir par voie réglementaire ou législative. Toutefois, à l'instar de ce qui se prépare dans certains Etats américains, des mesures réglementaires pourraient se justifier dans certains territoires menacés ou à l'égard de pratiques culturales reconnues comme dangereuses pour la conservation des sols. Il s'impose dès maintenant de localiser ces situations et de détecter ces pratiques dans les divers pays.

3. Comme l'expérience américaine l'a démontré, les campagnes d'information n'empêchent pas des pratiques érosives de se perpétuer, car elles se heurtent à des vues à court terme chez beaucoup d'exploitants. Pourtant l'agriculteur doit être convaincu que la détérioration des sols entraînera à long terme une dégradation de ses revenus ou

de son patrimoine, en même temps qu'une altération des ressources nationales et de l'environnement. La nécessité subsiste donc de vulgariser de façon intensive les bonnes pratiques agricoles et surtout de découvrir les formules éducatives susceptibles de changer les mentalités.

4. Dorénavant, dans l'étude des nouvelles rotations, des monocultures et de la mécanisation agricole, la recherche agronomique doit intégrer les objectifs de conservation des sols, de leur structure et de leur résistance à l'érosion. A cet égard, les points suivants doivent faire l'objet des programmes scientifiques nationaux ou communautaires :
- a. Evaluation du potentiel érosif des systèmes de culture et des techniques de travail du sol. Une attention particulière s'impose à propos des systèmes de culture qui font intervenir le maïs dans les successions;
 - b. étude de la sensibilité des types de sol à la diminution du taux de matière organique (seuils critiques) et mise au point des procédés susceptibles d'y obvier, tels la mise au point de soles de graminées, légumineuses ou crucifères comme engrais vert, l'enfouissement ou le mulching des résidus culturaux. La question se pose particulièrement dans les exploitations sans bétail, dont on peut prévoir qu'elles se multiplieront dans l'avenir;
 - c. contrôle du ruissellement et de la charge limoneuse des eaux comme indices de l'érosion agricole. Pareilles recherches pourraient s'inspirer des travaux américains de WISCHMEYER et SMITH et s'implanter par priorité dans les sites d'érosion accélérée. Un repérage des sites sensibles doit être entrepris aussitôt que possible et des dispositifs doivent être conçus en vue d'une étude causale des processus érosifs;

- d. étude de la contribution antiérosive des plantes adventices en vue de connaître leur compatibilité avec les rendements culturaux et d'adapter les traitements herbicides;
- e. étude expérimentale des cultures sans labour et des techniques du travail minimum du sol.

5. De nouvelles attitudes s'imposent en ce qui concerne les aménagements fonciers, les remembrements et les projets dépendant du Génie rural, de l'Hydraulique agricole ou des services chargés des structures agricoles. Les conséquences écologiques des travaux projetés doivent être prises en considération dès le stade des études et les services responsables doivent à cet égard consulter ou engager des experts suffisamment qualifiés en matière d'écologie appliquée, au besoin même les former et constituer un cadre de spécialistes en ces matières. De tels spécialistes n'auraient d'ailleurs pas seulement une fonction d'avis mais devraient également mettre au point des normes techniques d'aménagement écologique, applicables aux diverses conditions de terrain.

En ce domaine, le F.E.O.G.A. peut jouer un rôle considérable d'incitant, par exemple en subordonnant ses contributions à l'existence d'un dossier écologique dans les projets nationaux ou internationaux.

6. Des secteurs particulièrement sensibles, tels les régions bocagères, les régions montagneuses et certaines régions méditerranéennes devraient faire l'objet de programmes intégrés de recherches, à la fois techniques et économiques, dans le but de leur trouver les meilleures perspectives de rénovation et d'adaptation à la conjoncture

moderne. Dans les cas les plus difficiles, les options devront aller jusqu'à la définition d'une politique agricole particulière, axée sur la fonction polyvalente de ces régions. Dans cette perspective, l'agriculture de montagne exige des solutions à bref délai.

II. UTILISATION INTENSIVE DES ENGRAIS CHIMIQUES.

1. Les tendances contemporaines en matière de fertilisation.

- a. Les engrais chimiques ont joué un rôle important durant les 20 dernières années. Leur consommation a doublé ou triplé, en dépit d'une certaine réduction des surfaces cultivées. Cette évolution contribue à une meilleure rentabilité des terres et fait partie intégrante de l'équilibre des prix et des salaires en agriculture. Il n'est donc pas possible de renoncer aux fertilisations intensives sans qu'il en résulte des répercussions profondes pour les consommateurs et les producteurs.
- b. Les fertilisants interviennent pour au moins 50 % dans les rendements agricoles, alors que leur incidence dans la formation des prix ne dépasse guère 10 %. Ils représentent donc un facteur majeur de la productivité et de l'économie alimentaires, bien plus important que celui des biocides agricoles. Par ailleurs, le bon marché relatif des engrais chimiques majeurs, notamment l'azote et la potasse, peut inciter les producteurs à des surconsommations sans valorisation correspondante par la plante. Pareilles surconsommations sont non seulement sans utilité, mais ce sont elles qui posent précisément des problèmes d'environnement.
- c. Les statistiques en matière d'utilisation des fertilisants sont globales et, de ce fait, trop sommaires pour permettre des prévisions sûres quant à la consommation future des engrais chimiques. Elles

sont généralement muettes sur les utilisations sectorielles (céréales, plantes-racines, productions maraîchères et fruitières, prairies temporaires et permanentes) et ne donnent pas d'indication sur les utilisations non-agricoles (potagers, jardins d'agrément, etc.) qui sont peut-être moins négligeables qu'on ne le croit. On peut néanmoins dire que l'emploi des engrais trouve ses limites dans la capacité de valorisation physiologique par les cultures (plafonds phytotechniques) et dans le fait que la rentabilité économique diminue avec des doses croissantes d'application (plafonds économiques). Ces plafonds sont aujourd'hui pratiquement atteints dans toutes les régions d'agriculture intensive pour les secteurs céréalier, betteravier, légumier et fruitier. L'augmentation des consommations dans ces secteurs dépendra de l'extension géographique des systèmes culturaux intensifs.

- d. Par contre, le secteur herbager est resté relativement retardataire. Toutefois, des fumures azotées de 300 N/ha commencent à se généraliser en Belgique et dans les Pays-Bas et ces doses sont même dépassées à titre expérimental. Elles sont assorties d'applications potassiques de 100 à 150 Kg/ha et d'applications phosphoriques d'environ 100 Kg/ha. Ces fumures deviendront courantes en l'espace de 20 ans dans toutes les contrées qui auront opté pour l'intensification herbagère. On peut donc s'attendre dans ce secteur à des augmentations importantes de la consommation des engrais.
- e. Il est intéressant de comparer les statistiques de consommation des engrais chimiques et celles concernant les recensements nationaux du cheptel, à partir desquels on peut déduire les tonnages de déchets animaux et leur potentiel de fertilisation. On s'aperçoit alors que des pays comme la Belgique et les Pays-Bas, qui viennent en tête

comme consommateurs d'engrais chimiques, sont également ceux qui disposent de déchets animaux en quantités telles qu'elles peuvent déjà couvrir une partie importante des besoins agricoles. On est donc en droit de se demander quelle est la destination de ces déchets et dans quelle mesure ils sont recyclés dans l'agriculture. Les statistiques nationales sont étrangement muettes sur ce point et oublient ainsi de créditer l'agriculture d'une fonction importante d'épuration.

2. Les problèmes d'environnement posés par les fertilisations intensives.

- a. Il convient d'abord de souligner que l'ère des fertilisations intensives qui caractérise l'agriculture moderne n'a guère plus de 20 ans et que, dès lors, ses effets globaux à long terme sur l'environnement ne peuvent être détectés avec l'éclat des certitudes scientifiques. Toutefois, les mécanismes par lesquels ces effets pourraient se produire sont connus et leur amplitude a été mesurée expérimentalement. On dispose donc d'informations certes ponctuelles mais d'une réelle valeur orientative.

- b. Il serait d'autre part erroné d'apposer, en matière d'environnement, les engrais organiques dits "naturels,, (fumiers, purins, lisiers, composts, engrais verts) et les engrais chimiques d'origine industrielle. Les premiers sont plus ou moins rapidement minéralisés dans le sol et libèrent leurs constituants (azote, phosphore, potasse) sous la même forme minérale que celle des engrais chimiques. A doses égales d'éléments fertilisants, les deux types d'engrais ont les mêmes effets physiologiques et participent aux mêmes phénomènes de lessivage et d'eutrophisation. Toutefois, les engrais chimiques présentent l'avantage de mieux se prêter à la précision des dosages et des équilibres et à des rythmes d'application mieux ajustés aux besoins des cultures, alors que les fumures organiques demeurent plus

empiriques et sont épanchées en dehors de la période de végétation, ce qui expose à des lessivages et des transferts plus importants vers les eaux.

- c. Les problèmes d'environnement posés par l'utilisation intensive des fertilisants chimiques ou organiques concernent quatre questions principales, à savoir l'incidence qu'elle peut avoir :
- sur la qualité des denrées alimentaires et des fourrages produits dans ces conditions
 - sur les propriétés et l'aptitude culturale des terres et l'équilibre des agro-systèmes
 - sur la qualité des eaux de surface et des systèmes aquatiques
 - sur la qualité des gisements d'eau profonde, exploitables comme réserves alimentaires.

3. Incidence des fertilisants sur la qualité des denrées alimentaires et des fourrages.

- a. Il n'existe aucune preuve que la substitution des engrais chimiques aux fertilisants organiques (fumier de ferme, composts, engrais verts) ait une action défavorable sur la qualité nutritionnelle des denrées alimentaires. Les nombreuses recherches diététiques et biochimiques effectuées notamment sur la qualité du blé indiquent plutôt une amélioration. A cet égard, les affirmations de l'agriculture dite "biologique" paraissent fallacieuses et ses arguments sont généralement tirés d'expériences ou de constatations relatives à des fumures minérales déséquilibrées ou carencées, en contradiction avec les bonnes pratiques agricoles.

- b. Les fumures intensives, qu'elles soient chimiques ou organiques, peuvent induire, en raison des doses plus élevées d'azote et de potasse qu'elles fournissent aux plantes, des fluctuations mineures et spécifiques dans la composition minérale des légumes, la teneur en vitamines des fruits et l'assortiment de protéines dans les grains et les tubercules. La portée de ces fluctuations est négligeable dans les régimes alimentaires très variés des Européens. On constate du reste que les effets dynamo-biologiques de l'azote et de la potasse se compensent souvent, de sorte que les fumures intensives mais bien équilibrées ne nuisent pas à la qualité nutritionnelle des denrées.

- c. On pourrait cependant craindre que la stimulation des productions par les fumures intensives puissent entraîner à moyen ou long terme des carences minérales dans le sol et dans les produits végétaux, notamment en ce qui concerne le magnésium ou les oligo-éléments. En réalité, il est tenu compte de cette éventualité dans les formules modernes de fertilisation minérale et de telles carences sont aujourd'hui beaucoup moins fréquentes qu'elles ne l'étaient autrefois dans l'agriculture traditionnelle.

- d. C'est une erreur de croire que les changements qui se sont produits dans la qualité gustative des fruits et des légumes soient imputables aux fertilisations intensives. En réalité, ces changements dépendent essentiellement des choix nouveaux des variétés cultivées, choix qui sont dictés par des considérations étrangères aux fumures, à savoir la productivité économique, la résistance aux maladies, les possibilités de conservation (cas des fruits) et les exigences des consommateurs, elles-mêmes conditionnées par la publicité commerciale et les modes alimentaires.

e. Le seul problème sérieux qui se pose concerne l'accumulation possible de nitrates (généralement sous forme de KNO_3) dans les légumes foliacés - notamment l'épinard - et dans les fourrages. Les nitrates à l'état libre dans les aliments frais ou conservés sont dangereux pour les jeunes enfants et les dyspeptiques, dont l'estomac héberge des bactéries susceptibles de réduire les nitrates en nitrites. Ceux-ci réagissent avec l'hémoglobine du sang et la rendent inactive (methémoglobinémie). Il peut en résulter des états anémiques et même des intoxications graves ou mortelles. Des cas ont été recensés, mais ils sont à vrai dire assez exceptionnels. Néanmoins, il s'agit là d'un problème qu'il convient d'examiner sur la base de contrôles analytiques.

f. Le même danger est également important en ce qui concerne les animaux polygastriques (bovins, ovins), dont les bactéries du rumen réduisent les nitrates en nitrites. La tolérance en nitrate dans les rations est de 0,4 mg/ NO_3 par Kg de poids vif. Ces doses peuvent être dépassées lorsque les ruminants reçoivent des fourrages verts stimulés aux engrais azotés et récoltés à l'état jeune, avant que les nitrates n'aient été métabolisés dans les tissus (cette métabolisation peut être retardée par le froid, la sécheresse ou les herbicides inhibiteurs de la croissance). Par contre, le crû de la prairie permanente, même fortement stimulé à l'azote, accumule très peu de nitrates et constitue un type de fourrage non suspect, mais d'une productivité inférieure à celle des cultures fourragères.

4. Incidence des fertilisants chimiques sur le potentiel des sols et sur l'équilibre des écosystèmes cultureux.

a. Les fertilisations intensives, organiques ou chimiques, élèvent en permanence le stock nutritif du sol, bien que les exportations par

les cultures soient plus élevées en agriculture intensive. Ceci résulte du fait que les fumures sont généralement appliquées en doses quelque peu supérieures aux besoins des plantes, afin de compenser à priori les pertes par lessivages et d'obtenir un rendement maximum. Il se produit donc un enrichissement du sol qui ne peut être que bénéfique pour la fertilité des terres, mais qui prédispose à des pertes accrues par lessivage (azote, potasse) ou par rétrogradation et immobilisation dans le sol (phosphates). Il y a donc d'impérieuses raisons économiques et écologiques de ne pas appliquer des doses de fumures phéthoriques, même si celles-ci n'ont aucun inconvénient pour le sol lui-même.

- b. La substitution définitive des engrais chimiques aux fumures organiques, notamment dans les exploitations sans bétail, se solde à moyen terme par un appauvrissement des sols en humus, jusqu'à l'établissement d'un nouvel équilibre stable. On a évoqué dans la lère partie, les conséquences possibles de cet appauvrissement sur la structure des sols, leur résistance à l'érosion et leur aptitude pour certaines cultures (tubercules et plantes-racines). Il est donc opportun que, dans les exploitations qui n'utilisent que des engrais chimiques, une surveillance soit exercée à cet égard et que la recherche agronomique se préoccupe de ce problème.
- c. La présence de contaminants toxiques dans les engrais d'origine industrielle peut être néfaste pour le sol à long terme. La question ne concerne, en pratique, que les phosphates industriels (scories) et certains phosphates naturels, qui peuvent contenir des impuretés d'oxydes métalliques (cuivre, plomb, zinc, etc.). Une surveillance s'impose à cet égard et des limites de tolérance devraient être imposées aux producteurs et garanties sur bulletin d'analyse, à l'instar des autres constituants des engrais. Un problème analogue se

pose à propos de fumiers et lisiers qui proviennent d'élevages où l'on ajoute des additifs minéraux aux rations, à des fins zootechniques. Un cas classique est celui du cuivre dans les élevages de porc, dont la concentration dans les effluents peut contaminer le sol à long terme. Des restrictions ont été récemment imposées aux USA touchant l'emploi des produits cuivrés dans l'alimentation animale. A notre avis, la question se pose également en Europe.

- d. On objecte enfin que les fumures intensives sont susceptibles de modifier progressivement les agrosystèmes eux-mêmes. Du fait que la fertilisation influence le rythme du développement des cultures, la composition minérale des tissus foliaires et souvent leur teneur en protéines, ces circonstances peuvent agir par la voie histo-chimique sur la fécondité et la multiplication des insectes suceurs, en particulier les vecteurs de viroses. Le peu de données expérimentales dont on dispose à cet égard suffisent à montrer qu'une telle éventualité peut se produire, mais sa signification pratique sur le terrain restera confuse aussi longtemps que l'étude écologique des agrocénoses n'aura pas notablement progressé.

On peut en dire autant de la répercussion des fertilisations intensives sur l'association de mauvaises herbes dans les cultures. On peut supposer qu'une sélection insidieuse se poursuit en faveur des biotypes répondant aux engrais par un développement plus rapide et plus luxuriant, ce qui leur prête un pouvoir concurrentiel plus élevé. Ici encore les observations écologiques sont défailtantes et ce n'est pas sans raison que des spécialistes prônent aujourd'hui une étude plus poussée de la biologie des mauvaises herbes. Une telle proposition peut paraître académique, puisque l'emploi des herbicides permet de maîtriser leur concurrence. Néanmoins, elle s'inscrit dans le thème plus général des "formes de résistances,, et de la

"sélection adaptative,, des espèces indésirables aux conditions nouvelles créées par l'agriculture moderne.

5. Influence des fertilisations intensives sur le statut chimique des eaux de surface.

- a. L'enrichissement chimique du sol par les fertilisations intensives a pour conséquence que les eaux de percolation et les eaux de ruissellement, qui aboutissent aux systèmes hydrographiques, ont une charge nutritive plus élevée que celles qui proviennent des aires forestières ou incultes, ou des aires d'agriculture extensive. Dès lors, l'agriculture moderne risque de contribuer plus qu'autrefois à l'eutrophisation des systèmes aquatiques. A cet égard, nous avons déjà dit que le problème se pose de la même manière, qu'il s'agisse des fertilisants organiques ou des fertilisants chimiques, sous la réserve que les seconds se prêtent mieux à des dosages précis, mieux ajustables aux besoins des cultures et aux bonnes pratiques agricoles. Par contre, les fertilisants organiques sont appliqués de l'automne au printemps, à une époque où les éléments libérés par leur décomposition et leur minéralisation ne sont pas absorbés par les plantes et sont donc totalement candidats au lessivage.
- b. Le transfert des éléments fertilisants dans les eaux s'effectue essentiellement pour les nitrates, le potasse et les autres éléments (calcium, sodium, magnésium) par lessivage à travers le profil pédologique. Il dépend donc du bilan hydrologique des parcelles et augmente avec l'excès des pluies ou de l'irrigation sur la consommation d'eau par la culture. Pour un même niveau de fumure, le lessivage augmente des sols lourds aux sols légers (sables), du fait que ces derniers ont un pouvoir de rétention moins élevé que les premiers à l'égard des ions minéraux solubles. Enfin, les lessivages sont toujours plus élevés aux époques de vacance du sol (de la récolte à la

levée), du fait qu'il n'y a aucun prélèvement par les plantes à cette époque.

- c. Le lessivage du phosphore vers les eaux est généralement faible à nul, du fait que cet élément est très peu mobile. Le transfert du phosphore procède essentiellement de l'érosion des terres et s'effectue sous forme particulaire, comme charge chimique des érodats. Toutefois, certains types de fertilisants organiques (purin, lisier) mobilisent le phosphore et le rendent en partie lessivable par les eaux de percolation.
- d. La plupart des hydrobiologistes s'accordent sur le fait que les éléments les plus significatifs pour l'eutrophisation (enrichissement) chimique des eaux sont les nitrates (NO_3) et les phosphates (PO_4). Des concentrations hivernales dans les eaux lacustres de 0,3 mg/l de N (NO_3) et de 0,01 mg/l P (PO_4) correspondent à des charges critiques pouvant déboucher sur les altérations qui accompagnent et caractérisent le syndrome d'eutrophisation. Ces charges correspondent à un rapport N/P de 30/1. Les lacs non altérés ont un rapport de 50 - 80/1 et les lacs eutrophisés un rapport de 7-4/1, le rapport du phytoplancton étant d'environ 7/1. Il en résulte que le facteur déterminant de l'eutrophisation est l'enrichissement des eaux en phosphore plutôt que l'enrichissement en nitrates, ceux-ci étant presque toujours apportés aux eaux en quantités pléthoriques et partiellement éliminés par la dénitrification naturelle. Partant de ces données, on peut tenter d'évaluer le potentiel eutrophisant des écosystèmes naturels et cultureux.
- e. La contribution nitrique des végétations naturelles (forêts, incultes) à l'enrichissement chimique des eaux se situe entre 0,3 et 3 Kg N (NO_3) par ha et par année, ce qui correspond pour une cote de perco-

lation de 300 mm à une charge chimique des eaux de 0,1 à 0,3 mg/l, inférieure au seuil critique d'eutrophisation mentionné ci-dessus. Leur contribution phosphorique est inférieure à 0,01 Kg P (PO_4) par année, soit une charge chimique inférieure à 0,01 mg/l, qui est le seuil critique d'eutrophisation. En d'autres termes, les écosystèmes naturels ne peuvent exercer aucun effet eutrophisant sur les eaux, même si l'on assiste momentanément ou localement à des décharges nitriques nettement plus élevées, lors des coupes forestières par exemple.

- f. La contribution des prairies permanentes à l'enrichissement chimique des eaux a fait l'objet de fort peu de mesures. Celles dont on dispose indiquent une contribution nitrique inférieure à 3 Kg N (NO_3)/ha par année pour des herbages non fertilisés et comprise entre 5 et 15 Kg N (NO_3)/ha pour des prairies fortement fumées (jusqu'à 250 Kg N/ha). Toutefois, sous climat très pluvieux, le lessivage nitrique peut atteindre 50 Kg N (NO_3)/ha et davantage. La charge nitrique des eaux d'origine herbagère varie entre 0,1 et 5 mg N (NO_3)/l; elle dépend du pouvoir dénitrifiant des sols de prairie, qui paraît nettement plus élevé que celui des terres de culture. La contribution des prairies au lessivage phosphorique est fort mal connue et les rares données existantes sont insuffisantes pour conclure.
- g. Les sites d'agriculture peu intensive, utilisant des fumures azotées inférieures à 100 Kg N/ha contribuent à des transferts nitriques par lessivage compris entre 10 et 40 Kg N/ha, selon les systèmes de culture (durée de vacance du sol) et la nature des sols (argileux, limoneux ou sablonneux). Pour une cote de percolation de 300 mm, la charge chimique des eaux atteint 1 à 12 mg N (NO_3) par litre, qui est déjà nettement supérieure à la charge critique de 0,3 mg/l. Le lessivage du phosphore reste inférieur à 0,05 Kg P (PO_4)/ha et la charge

des eaux inférieure à 0,01 mg P (PO_4)/l. En d'autres termes, l'agriculture traditionnelle et peu intensive dépassait déjà très largement le seuil nitrique de l'eutrophisation, mais n'atteignait pas le seuil phosphorique, dans l'hypothèse où les terres agricoles n'étaient pas sujettes à l'érosion.

- h. Les sites d'agriculture intensive, utilisant des fumures azotées de 100 à 180 Kg N/ha contribuent à des transferts nitriques de 20 à 60 Kg N (NO_3)/ha par année et à une charge nitrique des eaux importante, de 12 à 25 mg N (NO_3)/l. Les transferts phosphoriques restent souvent inférieurs à 0,1 Kg P (PO_4)/ha mais peuvent toutefois atteindre jusqu'à 2 Kg/ha dans les sites irrigués d'agriculture intensive. La charge des eaux peut s'échelonner entre 0,01 et 0,1 mg P (PO_4)/l, soit plus que la charge critique d'eutrophisation. En conséquence, les systèmes d'agriculture intensive atteignent et dépassent la charge phosphorique eutrophisante des eaux, tout au moins dans les sites à nappe superficielle (sites drainés) et dans les périmètres d'irrigation. Mais il en est sans doute autrement dans les sols à nappe aquifère profonde, où les phosphates ont toute chance d'être retenus dans les couches inférieures du profil, sauf le cas des sables dépourvus de complexe absorbant. Dans les régions où les périmètres de drainage ou d'irrigation occupent des surfaces mineures, il est peu probable que la charge phosphorique eutrophisante soit atteinte, tandis qu'elle est toujours largement dépassée pour les nitrates.
- i. Les considérations qui précèdent font abstraction des transferts phosphoriques aux eaux par le mécanisme de l'érosion des sols. La couche superficielle du sol étant la plus riche en phosphore, il faut peu d'érosion pour déplacer vers les rivières des quantités importantes de phosphates échangeables. En situation d'érosion normale,

les transferts s'échelonnent entre 0,1 et 1 Kg P/ha, ce qui confère aux eaux de ruissellement des charges de 0,1 à 1 mg P (PO_4)/l. Ces valeurs dépassent nettement celles du lessivage phosphorique, mais dans les sites plus érosifs, elles peuvent être 5 à 10 fois et même 20 à 50 fois supérieures. Il n'y a pas de doute que l'érosion des terres agricoles représente un potentiel d'eutrophisation phosphorique qui a été notable de tous temps et est sans doute devenu plus considérable depuis que les sols ont été enrichis en phosphore par les fumures intensives.

j. En conclusion, on peut considérer que les transferts nitriques aux eaux ont depuis très longtemps atteint ou dépassé le seuil d'eutrophisation et qu'il en était déjà ainsi au temps de l'agriculture traditionnelle et semi-intensive, voire même avant l'utilisation des engrais chimiques. Ceci confirme la thèse des hydrobiologues qui attribuent à l'enrichissement en phosphore le facteur décisif d'altération des systèmes lacustres. En conséquence les engrais azotés, même fournis en doses élevées, peuvent difficilement être suspectés comme causes des syndromes d'eutrophisation et l'on sait d'ailleurs que les eaux lacustres possèdent un pouvoir important de dénitrification. Toutefois, l'agriculture intensive entretient dans les eaux courantes des charges en nitrates généralement supérieures à 10 mg N (NO_3)/l, ce qui les rend dangereuses pour la consommation par l'homme et les ruminants, sans traitement dénitrifiant préalable.

k. Les transferts phosphoriques aux eaux peuvent atteindre localement, dans les périmètres de drainage et d'irrigation, des valeurs critiques et supérieures au seuil d'eutrophisation, pour les conditions d'agriculture intensive mettant en oeuvre des fumures phosphoriques de l'ordre de 50 à 100 Kg P_2O_5 /ha. Dans les autres situations, le lessivage du phosphore est beaucoup plus faible et sans doute sans

signification. Par contre, l'érosion des terres agricoles est un vecteur beaucoup plus important de l'eutrophisation phosphorique, mais elle n'est pas exclusive à la période contemporaine. Même si l'on tient compte de l'enrichissement actuel des érodats en phosphore, on comprend difficilement que la dégradation contemporaine des systèmes lacustres puisse être portée au compte de l'intensification des fumures phosphoriques agricoles; en effet, dans les pays et les régions où l'érosion agricole a été active depuis longtemps, le seuil d'eutrophisation aurait dû être dépassé de longue date.

- l. Or, puisque les syndromes d'eutrophisation lacustre se sont multipliés depuis 20 ans, en Europe et aux Etats-Unis, il est vraisemblable qu'ils procèdent d'autres causes que des causes agricoles, celles-ci ayant certes créé - et depuis longtemps - des conditions prédisposantes mais non des conditions déterminantes. On sait, en effet, que les systèmes lacustres possèdent un mécanisme régulateur de l'eutrophisation azotée (la dénitrification) et surtout de l'eutrophisation phosphorique (formation de complexes ferrophosphoriques insolubles). Ces complexes ferrophosphoriques demeurent piégés dans les vases aussi longtemps que les eaux profondes demeurent oxygénées mais sont remis en solution par la désoxygénation; or celle-ci peut être produite par l'apport d'effluents organiques, qui se sont multipliés dans les derniers temps, en raison des progrès de l'hygiène publique dans les sites résidentiels (villes et villages), ou ailleurs, en raison des charges croissantes de bétail (régions d'élevage). La vraie cause de l'altération des systèmes lacustres serait donc la recrudescence des pollutions organiques par ces effluents.
- m. Du reste, les effluents domestiques, résidentiels et zootechniques n'apportent pas seulement aux eaux une charge organique mais également du phosphore minéralisable et les polyphosphates des détergents.

Les recherches effectuées en divers pays ont montré que les apports phosphoriques de cette provenance sont nettement supérieurs aux apports provenant des terres agricoles et imputables aux engrais chimiques, par lessivage ou érosion. Dans les régions exclusivement rurales des Pays-Bas, l'apport agricole est évalué à 25 % du total et pour l'ensemble du pays à 4 %. Dans le lac Mendota (USA) et dans divers bassins du Wisconsin, les apports agricoles de phosphore sont évalués respectivement à 42 et 27 % du total, mais les engrais (lessivage et érosion) n'interviennent que pour 10 et 3 %, le reste étant dû à des transferts par ruissellement des fumiers épandus sur les terres. Pour les bassins des lacs Erie et Ontario (USA), les transferts agricoles de phosphore représentent, 22 et 3,4 % du total en ce compris la part des fumiers épandus sur les terres. Les rares sites étudiés en Europe à cet égard aboutissent aux mêmes conclusions, la contribution des terres agricoles elles-mêmes intervenant pour une fraction comprise entre 3 et 30 %.

6. Influence des fertilisations intensives sur la contamination des nappes d'eau profonde.

- a. Dans les sols agricoles à nappe profonde et lessivage vertical, il est établi que des transferts nitriques sont possibles à grande profondeur. De tels transferts ont plus de chance de se produire dans les terres auxquelles sont appliquées de fortes fumures azotées, qu'elles soient minérales ou organiques.
- b. Les transferts nitriques verticaux dépendent des mêmes contingences que les transferts latéraux vers les eaux superficielles. Il nous paraît opportun d'en indiquer ici les lois les mieux établies :

- le lessivage nitrique augmente des sols lourds aux sols légers (sabloneux). Ce sont les substrats loessiques qui sont les moins sujets au processus;
- le lessivage nitrique augmente avec la cote de percolation (excédent des pluies ou de l'irrigation sur l'évapotranspiration). Les climats très pluvieux et les plaines irriguées sont des sites très sujets au lessivage nitrique;
- le lessivage nitrique varie d'un système de culture à l'autre selon la durée de vacance du sol pendant la saison morte. Il est au minimum dans les sols occupés en permanence par la prairie de graminées;
- le lessivage nitrique n'augmente pas de façon sensible avec la fertilisation azotée si celle-ci est distribuée conformément aux besoins de la culture et selon un calendrier adapté au développement du crû (prise en compte des réserves du sol, renoncement aux fertilisations automnales ou hivernales).

Ces principes sont ceux des "bonnes pratiques culturales". Leur adoption est surtout importante dans les sites naturellement exposés au lessivage (sols sablonneux, régions très pluvieuses, hivers doux et humides, sites irrigués). Elles ne sont pas toujours adoptées par les praticiens, tantôt par manque de formation professionnelle, tantôt parce qu'ils recherchent le rendement économique maximum, fut-ce au prix d'une certaine perte d'engrais, elle-même compensée par un gain de main-d'oeuvre.

- c. La diversité des contingences qui président au lessivage azoté explique que la contamination nitrique des nappes aquifères puisse varier notablement d'une région à l'autre, en fonction des conditions

climatiques, pédologiques, agronomiques (systèmes de cultures) et hydrogéologiques (vitesse d'écoulement des nappes). Il est impossible, dans l'état actuel des connaissances, de dégager des lois précises, mais on sait que des nappes phréatiques peu profondes (jusqu'à 6 ou 10 m) sont déjà contaminées dans les régions agricoles sablonneuses et dans les périmètres d'irrigations, par des teneurs en nitrates supérieures à la limite de tolérance, soit 10 mg N (NO_3) par litre. Par contre aucune contamination à grande profondeur n'a encore été constatée à l'heure actuelle. En tout état de cause, la nécessité s'impose d'une surveillance accrue, en vue de détecter suffisamment tôt les dangers de contamination nitrique des nappes et d'en déterminer les lois et les paramètres.

RECOMMANDATIONS.

1. Bien que l'utilisation agricole des engrais chimiques et organiques ne soit ni la seule ni souvent la principale cause de l'enrichissement chimique des eaux et des syndromes d'eutrophisation, le problème ne peut être éludé pour autant. C'est cependant la contamination des nappes aquifères à long terme par des nitrates d'origine agricole qui soulève la question la plus importante dans certaines régions, spécialement dans les régions sablonneuses ou très pluvieuses. Il n'est donc pas possible que les autorités nationales et communautaires restent indifférentes à ce problème, qui concerne directement la conservation et la gestion des ressources aquifères en milieu rural.

A cet égard, il devient nécessaire de mettre sur pied un système de surveillance de la charge nitrique des nappes aquifères dans les régions rurales. Grâce à la collaboration des services agricoles, des services de la santé publique, des services hydrologiques et des compagnies de distribution d'eau. Cette surveillance devrait s'instaurer par priorité sur des sites témoins, dans les diverses régions pédologiques et agricoles. Son protocole devrait être élaboré sous l'égide de la CEE, afin que soit assurée l'harmonisation des méthodes et des objectifs.

Il est également nécessaire que la recherche agronomique inscrive ce problème dans ses programmes, en particulier :

- le statut et la dynamique des nitrates dans les sols
- l'étude du lessivage vertical des nitrates vers les nappes aquifères, notamment par la méthode des profils géochimiques
- l'incidence des crûs et des cycles culturaux sur ce lessivage
- l'étude du lessivage nitrique sous prairie, pour des fertilisations azotées d'intensité croissante et des régions de pluviosité croissante.

2. L'utilisation intensive des fertilisants n'est pas nécessairement génératrice de nuisances pour les écosystèmes aquatiques, si elle est conforme aux bonnes pratiques agricoles, c'est-à-dire ajustée aux besoins des plantes et assortie à des systèmes de cultures qui limitent au mieux le lessivage hivernal de l'azote ou encore les transferts phosphoriques par érosion. La mise au point des normes optimales de fertilisation, y compris la détection des plafonds phytotechniques et économiques, doit rester un des objectifs permanents de la recherche agronomique, dans le cadre des nouveaux systèmes de culture, dont nous avons déjà recommandé, dans la 1ère partie de ce rapport, qu'ils soient aussi étudiés du point de vue de leur potentiel érosif.

L'optimalisation des normes et des programmes de fertilisation, qui repose nécessairement sur l'étude des bilans minéraux des cultures, ne doit pas se limiter au seul critère du rendement culturel ou économique maximum, mais tenir compte des conséquences écologiques pour les eaux de surface et les nappes aquifères. A cet égard, il faudra tenir compte des tolérances de charge nitrique et phosphorique dans les eaux de drainage.

3. Considérant le danger que peut représenter la rémanence de nitrates dans certaines denrées végétales et certains fourrages, il apparaît qu'une étude exhaustive de ce problème doit être entreprise spécialement dans le secteur maraîcher (légumes) et dans le secteur fourrager (exploitations fonctionnant selon la formule du zéro-grazing, soit sans prairies ou parcours). Dans le domaine maraîcher, il conviendrait d'exploiter les données analytiques existant dans les conserveries alimentaires qui surveillent en principe les teneurs en nitrates de leurs produits, avant l'usinage.

4. Etant donné le potentiel d'eutrophisation que représentent pour les nappes aquifères les nouvelles unités maraîchères ou autres, qui se proposent de mettre en oeuvre des fertilisations intensives, assorties d'aspersion ou d'irrigation, il devient nécessaire que leur localisation fasse l'objet d'une enquête préalable, du point de vue de la protection des eaux, et d'une autorisation des pouvoirs publics. En cas de nécessité, de telles unités seraient requises de prendre en charge les mesures nécessaires pour éviter une eutrophisation excessive des eaux, par la création d'installations appropriées de dénitrification.

5. Compte tenu du fait que l'information des agriculteurs en matière de fertilisation est souvent détenue en priorité par les producteurs et les distributeurs d'engrais (propagande, brochures, essais démonstratifs) et que cela peut constituer une cause de surconsommation des fertilisants, au-delà des besoins réels des cultures, il est nécessaire qu'une action soit entreprise dans les Etats membres pour mieux documenter les agriculteurs sur les bonnes pratiques de fertilisation dans la région pédologique où ils travaillent.

Dans cet ordre d'idées, les autorités doivent mobiliser les canaux d'information vers le monde agricole (presse agricole, brochures d'information, mass media, services nationaux ou régionaux de vulgarisation, enseignement professionnel) dans le but d'une bonne information sur les questions suivantes :

- a. Faire connaître les processus qui gouvernent le lessivage des sols et les pertes en fertilisants;
 - b. exposer de façon précise les notions de rendement maximum et de rendement optimum des cultures;
 - c. illustrer par des exemples chiffrés ou par des normes l'ajustement quantitatif des fumures aux besoins et aux exportations des cultures et souligner les cas de sur-consommation inutile et par conséquent non bénéfique;
 - d. préconiser l'adoption de calendriers rationnels de fertilisation;
 - e. expliquer les précautions à prendre pour une application non polluante des fumiers, lisiers et autres déchets organiques de récupération.
6. L'utilisation agricole des engrais est une matière qui échappe à toute réglementation, car elle relève du domaine de la pratique et de l'expérience professionnelle. Mais, sur le plan de la commercialisation, deux points particuliers méritent d'être relevés.
- a. Une surveillance doit être exercée sur la commercialisation des scories phosphatées cuivreuses, cobaltifères ou autres, qui proviennent de la métallurgie des non-ferreux. Dans les pays où ces types d'engrais sont utilisés, des tolérances doivent être établies et garanties sur bulletin d'analyse, afin d'éviter un enrichisse-

ment excessif du sol en oligo-éléments métalliques, à des doses qui risquent d'être polluantes pour les eaux de ruissellement ou toxiques pour les cultures;

- b. étant donné que la commercialisation en vrac des engrais solides ou liquides tend à se répandre, des règles devront être édictées quant aux installations de stockage dans les campagnes (sécurité des réservoirs, localisation par rapport aux rivières).

7. En ce qui concerne les recherches ayant pour objet de ralentir le cycle de nitrification des sols et de limiter le lessivage nitrique, soit par l'adjonction de substances inhibitrices des nitrobactéries, soit par l'utilisation d'engrais de synthèse à décomposition lente, on notera que les études effectuées au moyen d'engrais minéraux à azote isotopique montrent qu'une partie importante de l'azote nitrique minéral appliqué au printemps, se trouve en fait réincorporée dans le cycle biologique du sol et que sa contribution au lessivage se trouve ainsi automatiquement retardée. Dès lors, il paraît quelque peu oiseux d'inventer des systèmes artificiels capables d'imiter ce que le sol lui-même est en mesure de réaliser. On peut donc considérer de telles recherches comme n'ayant aucun caractère primordial ou prioritaire.

III. UTILISATION INTENSIVE DES BIOCIDES AGRICOLES.

1. L'importance des biocides dans l'agriculture contemporaine.

- a. L'utilisation croissante des biocides est un des traits saillants de l'agriculture contemporaine. Depuis une dizaine d'années, la consommation de ces produits a doublé ou triplé selon les pays, du fait de l'intensification et de la généralisation des traitements phytosanitaires, mais aussi en raison de la multiplication des usages non agricoles tels que le traitement des eaux, les campagnes de dératisation ou de démoustiquage, le désherbage des voies de communication, des terrains industriels, des aérodromes, enfin les usages domestiques proprement dits. Les biocides sont ainsi devenus une composante quotidienne de notre environnement.
- b. Tous les biocides sont toxiques par définition et servent à maîtriser des organismes indésirables ou nuisibles. Toutefois leurs effets sont rarement spécifiques et touchent le plus souvent une gamme étendue d'êtres vivants soit dans les sites d'application, soit au-delà, par transport et diffusion dans les milieux naturels. Dès lors, leur incidence écologique est évidente et d'autant plus considérable qu'ils sont répandus sur de vastes surfaces et mettent en jeu des tonnages élevés; c'est précisément le cas des biocides agricoles, les insecticides, les fongicides et les herbicides auxquels le présent rapport est essentiellement consacré.
- c. Si du point de vue de la santé publique, on peut légitimement limiter la question des pesticides aux résidus existant dans les denrées agricoles et les produits animaux, du point de vue de l'écologie le problème s'inscrit dans une perspective beaucoup plus large, en raison de la polyvalence des effets toxiques, des persistances et des accumulations dans les chaînes

alimentaires naturelles et des processus de diffusion et de transport: à distance dans les milieux terrestres, les systèmes aquatiques, voire même les océans et l'atmosphère. En d'autres termes, l'utilisation des biocides débouche sur des processus de contamination qui peuvent se généraliser, dans certains cas, à l'échelle de la biosphère.

- d. Toutefois, on ne peut nier que les biocides ont contribué de façon positive à la productivité agricole. Tout d'abord, ils diminuent les pertes de production dues aux insectes déprédateurs, aux maladies cryptogamiques et à la concurrence des mauvaises herbes. Ensuite, ils ont permis d'adopter des méthodes culturales bien moins coûteuses en main-d'œuvre et plus efficaces quant à leurs résultats économiques. Enfin, grâce à eux la qualité de présentation des produits fruitiers et maraîchers et leur promotion commerciale se sont améliorées, leur qualité biologique et hygiénique n'étant pas altérée, s'ils ne contiennent pas de résidus.

Cette qualité de présentation constitue maintenant, dans l'économie alimentaire du marché européen, un facteur important qui trouve son fondement dans les habitudes commerciales et les options du consommateur. Le public ne comprend pas toujours qu'une présentation impeccable des denrées végétales qu'il consomme est incompatible avec la suppression des traitements pesticides, tant que d'autres méthodes de lutte n'auront pas été rendues applicables.

- e. Pour ces diverses raisons, les traitements biocides ont une incidence non négligeable sur la formation des prix. En ce qui concerne les pays européens, le renoncement aux biocides agricoles aurait comme conséquence globale un renchérissement des denrées agricoles de l'ordre de 10 à 12 % pour les fruits et de 12 à 15 % pour les légumes (sans tenir compte des qualités de présentation), de 15 à 25 % pour les céréales et la betterave, de 30 % pour la pomme de terre et d'environ 40 % pour les produits de la vigne. Des répercussions atteindraient aussi le prix de la viande, qui dépend des productions végétales. Ces chiffres placent les biocides en seconde place après les engrais - et peut-être avant les sélections génétiques - parmi les déterminantes phytotechniques des prix agricoles.

f. L'évolution récente de la lutte phytosanitaire comporte un aspect qu'on ne peut celer. Il s'agit de l'adoption des programmes de traitements préventifs, mis au point ou recommandés par des services officiels, des firmes commerciales ou des industries alimentaires. Cette procédure aboutit à des surplus de consommation qui ne sont pas toujours justifiables sur le plan économique et sont extrêmement criticables du point de vue de l'écologie, sinon de la santé publique. Il se produit ainsi une intrusion des exigences et des mécanismes industriels qui risquent de gauchir les bonnes pratiques agricoles. La conséquence de ces pratiques est de substituer au "seuil économique d'intervention,, (soit au moment où les dégâts s'annoncent supérieurs au coût des traitements) un système inspiré de la prévention médicale. Celui-ci implique des traitements plus fréquents, plus coûteux et, à la limite, quasi prohibitifs, sans que les effets écologiques soient pris en considération, ni d'ailleurs l'aggravation possible de la situation phytosanitaire à moyen ou long terme.

2. Le potentiel de nuisance des biocides agricoles.

a. Les insecticides organochlorés constituent un des groupes de biocides les plus suspects du point de vue écologique. Leur spectre de toxicité aiguë ou chronique s'étend à toute la série animale; les oiseaux, les mammifères et les poissons s'y trouvent impliqués. Certains organochlorés sont très persistants et s'accumulent dans les graisses animales et végétales. Ils se concentrent aussi dans les chaînes trophiques, et au maximum chez les carnivores, les oiseaux rapaces et les oiseaux piscivores. Les organochlorés sont très peu solubles dans l'eau et n'y existent qu'à l'état de traces libres, du fait qu'ils sont rapidement absorbés par le plancton végétal ou les plantes aquatiques, d'où ils sont transmis à travers les chaînes alimentaires des milieux aquatiques.

Les organochlorés peuvent diffuser dans l'atmosphère par co-distillation avec l'eau (évaporation, transpiration) ou par sublimation à partir de dépôts solides sur les plantes. Dans l'atmosphère, ils sont captés par les noyaux de condensation de la pluie et reprécipités au sol ou dans les eaux intérieures ou océaniques. Ils sont transférés dans les systèmes aquatiques sous forme particulaire, comme charge des érodats entraînés par la pluie ou le vent. Ces processus expliquent la contamination généralisée de la biosphère, jusque dans ses régions les plus désertes. On considère que la moitié du tonnage total du DDT fabriqué à ce jour dans le monde se trouve actuellement distribuée dans l'atmosphère, dans les organismes, dans les sols et dans les eaux. La persistance des produits les plus résistants est de 10 à 20 ans.

- b. Les insecticides organophosphorés sont doués d'une toxicité aiguë considérable, qui affecte surtout le système nerveux, en bloquant les cholinestérases. Mais en raison de leur faible persistance (quelques jours à quelques semaines pour la plupart, 1 à 3 mois pour les plus persistants), la probabilité de transfert et de contamination à distance est relativement faible. Les produits systémiques, qui sont absorbés par la plante et redistribués dans ses organes n'agissent pratiquement que sur les insectes piqueurs et leur diffusibilité est nulle : ils constituent des produits hautement sélectifs et moins suspects du point de vue écologique. On peut les considérer comme une des meilleures découvertes de la lutte phytosanitaire.
- c. Les fongicides organiques sont modérément toxiques pour les animaux terrestres mais plus dangereux pour les poissons; ils peuvent parvenir dans les systèmes aquatiques par les transferts érosifs. Les fongicides organo-minéraux, dérivés du mercure, de l'arsenic et de l'étain sont beaucoup plus toxiques et plus dangereux pour la série animale et notamment les vertébrés. Les organo-mercuriques utilisés pour la désinfection des semences sont particulièrement suspects et, bien que les dosages soient très faibles, ils contribuent dans une mesure appréciable à la pollution mercur-

rique dans les zones agricoles. Parvenu dans les eaux, ils peuvent être transformés par voie bactérienne en produits toxiques et tératogéniques redoutables (alkyl-mercure).

- d. Les herbicides sont souvent considérés comme dépourvus de nuisance, mais on sait aujourd'hui que plusieurs d'entre eux sont dangereux pour la vie sauvage et spécialement pour les poissons et certains oiseaux. C'est le cas des produits dinitrés ou colorants (DNOC, etc.), de l'amitrol, des carbamates et de certains phénoxyacides (24D, 245T, etc.).
 - e. Le potentiel de nuisance écologique des biocides ne doit pas être évalué seulement en fonction de leur toxicité pour des espèces déterminées. L'application des insecticides dans les écosystèmes cultureux tue indifféremment la plupart des insectes et réduit notablement la nourriture des espèces prédatrices (entomophages, oiseaux insectivores), y compris les espèces qui pourraient exercer un contrôle sur les ravageurs des cultures. De même, les herbicides détruisent une grande partie de la flore adventice, dont dépendent de nombreux insectes phytophages et oiseaux granivores. Cette composante biocénotique de l'action des pesticides intervient certainement et en même temps que la toxicité dans l'appauvrissement biologique de la vie sauvage.
3. Effets immédiats des biocides agricoles sur la faune terrestre.
- a. Les biocides agricoles étant souvent toxiques pour une gamme étendue d'organismes, ils sont susceptibles de provoquer, dans les lieux d'application, des mortalités chez les oiseaux et les mammifères. Des accidents isolés mais aussi des mortalités massives ont été effectivement dénombrées, qui laissent fort peu de doute sur la cause directe du phénomène. Il en est résulté un conflit latent entre l'agriculture, les intérêts de la chasse et les défenseurs de la nature, en particulier les ornithologistes. Les traitements phytosanitaires ont donc des répercussions sur l'équilibre agriculture - faune sauvage, par les ponctions répétées

qu'exercent les traitements sur les populations aviaires et cynégétiques.

- b. Les catégories de biocides sont cependant loin d'avoir les mêmes effets sur la faune terrestre. Les accidents les plus spectaculaires ont été provoqués par les insecticides organophosphorés à propos desquels on cite des mortalités massives d'oiseaux, de gibier ailé et coureur, lors des traitements à doses élevées. L'imbibition des semences au parathion dans le but de tuer les oiseaux qui les picorent ont aussi provoqué des mortalités de faisans, de ramiers, de pigeons et de corbeaux; il s'agit d'une pratique légalement interdite et par conséquent frauduleuse.
- c. Des mortalités par intoxication sont beaucoup moins fréquemment signalées à propos des insecticides organochlorés, lorsqu'ils sont appliqués aux doses recommandées pour la lutte phytosanitaire. Les accidents recensés concernent surtout les oiseaux et spécialement leurs jeunes. Mais il n'est pas exceptionnel de découvrir des cas de mortalité différée, à la suite d'une consommation de proies contaminées par des traitements antérieurs et répétés. Cette éventualité s'est produite çà et là chez les rapaces prédateurs d'oiseaux ou de rongeurs agricoles, chez les oiseaux prédateurs de vers de terre (cas du rouge-gorge) et chez les oiseaux consommateurs de poissons.

Des mortalités différées peuvent aussi survenir chez les oiseaux y compris les rapaces, lorsqu'ils métabolisent leurs graisses trop rapidement, soit durant les vols de migration, soit pendant la reproduction ou l'hivernage. Les résidus organochlorés des graisses sont alors remobilisés et transportés dans les muscles respiratoires et le cerveau, avec issue fatale éventuelle.

- d. Il ne semble pas exister d'exemples prouvés de mortalité due aux fongicides organiques, mais les arséniates et les dérivés de l'étain ont évidemment provoqué des accidents qui les ont fait interdire dans beaucoup de pays, surtout pour des raisons de santé publique. Par contre les produits organo-mercuriques, supposés longtemps peu nocifs en raison des très faibles doses utilisées pour la désinfection des semences, s'avèrent fort dangereux pour les oiseaux et l'on a signalé des mortalités importantes dans divers pays. Le taux de mercure dans les plumes est actuellement quatre fois plus élevé qu'il ne l'était avant 1940.
- e. Les rodenticides utilisés contre les petits rongeurs agricoles ont aussi donné lieu à des mortalités accidentelles de gibier, d'oiseaux et de rapaces. On a signalé des hécatombes d'oies cendrées aux Pays-Bas et de canards en Russie par des applications de phosphore de zinc contre les petits rongeurs agricoles.
- f. Parmi les herbicides, on sait depuis longtemps que les dérivés nitrés ont donné lieu à des mortalités nombreuses de gibier et d'oiseaux, en Grande Bretagne notamment. Le paraquat est également dangereux pour le lièvre et le lapin. Mais le fait le plus neuf concerne les phénoxyacides (Groupe du 24D) dont les effets toxiques se traduisent par des mortalités embryonnaires chez le faisan et des malformations tératologiques chez la souris et le hamster. A ce propos, on doit bien reconnaître que beaucoup de biocides sont introduits dans les pratiques agricoles sans que des études toxicologiques ou tératologiques aient été faites sur une gamme appropriée d'organismes-tests.

4. Effets différés des biocides agricoles sur la faune terrestre.

- a. L'absence de constats d'intoxication aiguë ou de mortalité ne signifie pas pour autant que les biocides n'ont pas d'effets chroniques et différés sur les organismes. Dans bien des cas, ces effets ne sont perçus que plusieurs années après la mise d'un biocide dans le commerce, à la suite d'anomalies constatées dans la faune sauvage. Ce serait une erreur de croire qu'il n'en est ainsi que pour les pesticides organochlorés, à propos desquels on dispose déjà de nombreuses informations dûment vérifiées. Les essais récents de TUCKER (1971) montrent que certains effets spécifiques attribués aux seuls organochlorés se manifestent pour d'autres catégories (organophosphorés, carbamates, herbicides phénoxyacides, mercure, plomb, etc.) Ce seul fait souligne bien la carence des données fondamentales sur les effets écologiques des biocides.

- b. De tous les biocides agricoles, c'est pour les organochlorés qu'on connaît le mieux les conséquences à moyen et long terme pour la vie sauvage. Tout d'abord, il est bien établi que les résidus organochlorés s'accumulent dans les tissus graisseux, le foie, les reins et le cerveau des mammifères terrestres et des oiseaux, exposés à contamination du fait de leur habitat et de leur nourriture. Le pouvoir d'accumulation est tel que des traitements épisodiques suffisent. Bien plus, des résidus sont décelés bien loin des sites d'épandage et jusque dans les régions les plus isolées, ce qui témoigne d'une contamination généralisée de la biosphère.

- c. Outre des lésions organiques de caractère chronique, les organochlorés effectuent aussi la fonction reproductrice des vertébrés. Des troubles de l'oestrus, des mortalités foetales ou post-natales ont été observées à titre expérimental chez le rat, la souris, le chien, le vison, le poulet, la caille, le ramier et les rapaces et, en milieu naturel, chez les otaries de Californie. Les diètes expérimentales ont mis en évidence :

- une diminution des pontes et des éclosions, avec régression et extinction éventuelle des populations locales (rapaces, oiseaux piscivores);
- une fragilité excessive des coquilles d'oeufs contaminés, par défaut de calcification;
- des troubles dans le comportement parental (bris d'oeufs, consommation des oeufs, chez certains rapaces).

Des corrélations indéniables existent entre la contamination organochlorée, le défaut de calcification des oeufs et la régression des populations d'oiseaux rapaces ou piscivores. L'abandon des traitements pesticides s'est traduit, dans plusieurs cas, par une restauration des populations affectées, endéans quelques années.

Des observations récentes font supposer que les résidus mercuriques peuvent agir dans le même sens.

5. Effets des biocides agricoles sur les milieux aquatiques.

- a. L'apport des biocides aux eaux peut résulter du traitement direct des systèmes aquatiques (démoustiquage, désherbages, algocides et piscicides) mais aussi d'un transfert à partir des terres agricoles par transports érosifs ou lors des épandages (épandages aériens surtout).
- b. Les organochlorés occupent ici encore la vedette. Du fait qu'ils sont très peu solubles dans l'eau, ils n'existent souvent qu'à l'état des traces libres dans les systèmes aquatiques, mais il est prouvé qu'ils se concentrent rapidement dans le plancton et, de là, dans toute la chaîne trophique des eaux. On peut citer comme exemple les chiffres de ROBINSON et WOODWELL.

	<u>Eaux marines</u>	<u>Estuaires</u>
	<u>dieldrine</u> (Robinson)	<u>DDT et metabolites</u> (Woodwell)
Plancton végétal	0,001 ppm	0,04 à 0,08 ppm
Plancton animal	0,02 ppm	0,2 à 0,3 ppm
Mollusques et poissons	0,03 ppm	0,26 à 0,42 ppm
Poissons carnassiers	0,2 ppm	0,94 à 1,33 ppm
Oiseaux piscivores	0,2 à 1,2 ppm (oeufs)	3,5 à 75,5 ppm (chair et oeufs)

- c. De ce fait, les poissons des eaux contaminées intérieures ou littorales peuvent contenir des teneurs en organochlorés qui dépassent les concentrations acceptables pour la consommation humaine, ce qui fait peser d'importantes menaces sur les pêcheries lacustres et même sur celles des mers fermées. (Baltique, Méditerranée). Il s'avère aussi que les mammifères marins (phoques) sont également contaminés, de même que les oiseaux de rivage et plus particulièrement les piscivores, ce qui affecte notablement leur taux de reproduction et les chances de maintien de leurs colonies.
- d. L'action spécifique des organochlorés sur les poissons est moins dramatique que sur les oiseaux, abstraction faite des répercussions sur la valeur alimentaire des produits de la pêche. On note toutefois des retards dans l'époque de frai et une diminution de sa vitalité, des changements dans les pyramides de populations et même des lésions pathologiques occasionnelles (branchies, foie, rein, testicule). Des mortalités massives ne s'observent qu'accidentellement, à la suite de déversements industriels, de traitements forestiers intensifs ou de fortes érosions agricoles (orages, ruissellement intense).

- e. Les traitements insecticides et herbicides des systèmes aquatiques ont également des effets biocénotiques sur les eaux. Les traitements organophosphorés peuvent éliminer une part importante des invertébrés carnassiers, ce qui peut se traduire par une multiplication du phytoplancton et même l'apparition des "fleurs d'eau". Les organochlorés éliminent les larves d'insectes aquatiques, qui constituent une nourriture du poisson. Eux-mêmes et les herbicides peuvent déprimer la photosynthèse planctonique, ce qui se traduit par un défaut d'oxygénation des eaux, préjudiciable aux poissons eux-mêmes. Signalons aussi que les organochlorés peuvent créer des difficultés pour l'épuration des eaux (agglomérats d'algues) et que les herbicides (24D) ont un effet dépressif sur l'épuration biologique par voie bactérienne.
- f. On mentionnera, pour terminer, le danger que présente pour les eaux les contaminations organo-mercuriques, par transformation bactérienne en produits alkyl-mercure, extrêmement toxiques pour les consommateurs de poissons contaminés.

6. Effets des biocides sur les agrosystèmes.

- a. Des questions ne manquent pas de se poser quant aux effets à moyen et long terme des traitements pesticides sur les agrosystèmes eux-mêmes. On peut se demander dans quelle mesure les mécanismes naturels de contrôle des ravageurs agricoles sont bouleversés ou détruits par ces traitements et s'il ne peut en découler à la longue une aggravation des situations phytosanitaires. Faute de recherches appropriées, dont la complexité explique la carence, on n'est pas en mesure de répondre à ces questions ni de départager les effets des pesticides de ceux des méthodes culturales elles-mêmes.

- b. L'une des conséquences indésirables mais inévitables des traitements biocides est l'apparition, par sélection naturelle, de souches résistantes d'insectes ou de parasites nuisibles, qui requièrent des traitements plus intensifs ou des produits nouveaux. On ne peut préjuger où s'arrêtera cette spirale mais on est obligé de reconnaître que l'ère des pesticides exerce sur les agrocénoses une telle pression sélective que des surprises sont à prévoir pour l'avenir.
- c. Des éventualités du même genre ne sont pas à exclure en ce qui concerne la lutte chimique contre les mauvaises herbes. Certes l'apparition de plantes résistantes n'a encore été démontrée que dans des cas rarissimes, mais on constate des remaniements dans les biocénoses de mauvaises herbes, avec multiplication d'espèces difficiles à combattre du fait que leur biologie épouse celle du crû cultivé (graminées adventices dans les céréales, matricaire et chénopode dans les cultures sarclées). Certes, la modification des rotations et des procédés culturaux joue également un certain rôle à cet égard. Ceci montre le caractère global du problème et l'urgence d'une meilleure étude de l'écologie des mauvaises herbes.
- d. En ce qui concerne l'action des biocides agricoles sur l'aptitude culturale des sols, on peut signaler divers cas d'un arrière-effet nuisible de certains herbicides sur les cultures subséquentes, en raison d'une persistance prolongée dans le sol. Il est également des cas où des traitements fongicides trop souvent répétés intoxiquent le sol par accumulation (produits dérivés du cuivre, par exemple dans la culture du houblon ou dans certains vergers à fruits). Mais en ce qui concerne les insecticides, aucune preuve n'a encore été établie à l'heure actuelle d'une nuisance culturale caractérisée, même pour des produits aussi persistants que les organochlorés et mis à part le fait que toutes les cultures établies sur des sols contaminés sont elles-mêmes contaminées. Même si les traitements sont

suspendus, les denrées végétales risquent encore de contenir des résidus de certains composés organochlorés, pendant de nombreuses années.

e. Pour la plupart des biocides organiques, on peut cependant considérer qu'il existe dans le sol des groupes bactériens capables de les métaboliser en forme inactive ou de les décomposer totalement. Les organochlorés font exception, ce qui n'exclut pas toutefois que certaines bactéries possèdent ou acquièrent la faculté de les décomposer. A l'heure actuelle la flore bactérienne intervient pour environ 10 % dans la détoxification organochlorée des sols, la réexportation par les plantes pour 10 % et la co-distillation dans l'atmosphère pour 80 %.

7. En conclusion on peut souligner les points suivants :

a. Les insecticides organochlorés qui sont persistants, sont ceux qui posent les problèmes écologiques les plus graves, du fait de leur diffusion dans la biosphère et des effets de toxicité secondaire qu'ils induisent dans les populations aviaires, allant jusqu'à l'élimination des rapaces et des oiseaux piscivores dans les sites les plus contaminés. En outre, et ceci n'est pas sans conséquence économique, ils donnent lieu à des contaminations du poisson d'eau douce et marine, à des taux qui peuvent être excessifs pour la santé publique. La persistance et la mobilité de ces produits expliquent leur diffusion dans toute la biosphère.

b. Les fongicides organo-métalliques viennent en second lieu quant au potentiel de nuisance écologique. Actuellement et compte tenu des mesures déjà prises, le problème se concentre sur les organo-mercuriques, dont le transfert dans les chaînes alimentaires terrestres est une réalité, de même que leur transport dans les eaux par l'érosion des terres cultivées.

- c. Pour ce qui concerne les autres biocides, l'inocuité écologique est généralement une hypothèse complaisante, que les recherches contemporaines infirment pas à pas. Ces produits requièrent désormais plus de surveillance quant à leurs effets sur les biocénoses terrestres et aquatiques.

- d. Il apparaît aussi que les conséquences écologiques de l'emploi des biocides sont plus difficilement contrôlables que les conséquences pour la santé publique. Dans le domaine alimentaire, on peut limiter les résidus par des règlements assortis d'un contrôle analytique. En matière d'environnement, il faut imaginer des procédures de surveillance qui, sans être prohibitives par leur coût, soient cependant efficaces. Elles doivent se fonder sur le contrôle périodique de la contamination d'espèces et d'écosystèmes-tests.

RECOMMANDATIONS.

1. En dépit des objections économiques et phytotechniques qui peuvent être invoquées, le rapporteur considère que l'utilisation agricole et non agricole de biocides organochlorés persistants, à savoir le DDT, l'aldrine, la dieldrine, l'endrine, le chlordane, l'heptachlore et l'heptachlore-époxyde doit être dorénavant interdite dans les pays de la CEE. Plusieurs raisons impérieuses justifient cette mesure, du point de vue de l'environnement :
 - a. les nuisances écologiques examinées précédemment sont très sérieuses;
 - b. les transferts atmosphériques à longue distance et les retombées inévitables constituent déjà comme tels une charge pour l'environnement, même dans les régions où ces produits cesseraient d'être utilisés;
 - c. des produits de remplacement moins nocifs existent déjà pour la plupart des usages.

Ajoutons que certains pays de la CEE ont déjà pris des mesures d'interdiction partielle ou totale à l'échelon national.

2. Considérant les nuisances à moyen et long terme des fongicides organo-mercuriques, l'utilisation de ces derniers doit être également interdite dans les pays de la CEE. Certains pays membres ont d'ailleurs déjà pris des mesures dans ce sens. Le rapporteur n'ignore pas que d'autres produits parfaitement qualifiés n'existent pas encore pour le traitement des semences et, pour cette raison, préconise que

la CEE stimule au plus tôt des recherches pour la mise au point de tels produits.

3. Considérant que l'agrération des biocides toxiques dans les Etats membres et au niveau international est encore souvent fondée sur la seule appréciation de l'efficacité agricole et des nuisances possibles pour la santé publique, le rapporteur préconise qu'il soit également procédé à une appréciation expérimentale des effets écologiques à court et moyen terme, selon des protocoles élaborés au niveau de la Communauté.

Le protocole d'appréciation s'inspirera utilement, en matière écologique, des recommandations consignées dans l'étude du Conseil de l'Europe (Les Pesticides agricoles") et devra notamment envisager :

- le comportement et la rémanence des produits dans les eaux, les sols et leurs composantes biocénologiques
- les effets toxicologiques, tératogéniques et pathogéniques des produits et de leurs métabolites sur un assortiment limité mais bien choisi d'espèces-tests, comprenant des mammifères, des oiseaux et des poissons.

Cette appréciation serait dorénavant obligatoire pour les nouveaux produits, avant leur mise dans le commerce. Elle le serait également pour les produits déjà utilisés et non encore testés à cet égard; en ce cas de résultats réhabilitatoires, l'agrération serait retirée.

4. L'adoption d'une procédure ainsi sévère d'agrération se justifie de plus en plus, compte tenu des conséquences imprévues d'une utilisation aussi généralisée que celle des biocides. Mais il est

évident qu'elle implique des coûts considérables pour l'industrie phytosanitaire, qui risquent d'enrayer les tentatives de mise au point de produits de remplacement, offrant les sécurités désirables. Le rapporteur considère que les coûts du contrôle pourraient dorénavant être partagés, selon un clivage approprié, entre la recherche d'initiative industrielle et la recherche d'initiative publique.

5. Considérant l'impossibilité matérielle d'évaluer expérimentalement les nuisances à long terme des biocides agricoles, le rapporteur estime nécessaire l'organisation d'une surveillance écologique permanente, harmonisée à l'échelon communautaire. Cette surveillance devrait porter sur des organismes-tests (projet déjà élaboré par l'OECD), mais aussi sur l'état et l'évolution de populations biologiques particulières, dans des milieux aquatiques et terrestres bien choisis et localisés.

6. Considérant que trop souvent les utilisateurs des biocides agricoles ont tendance à surdoser les traitements et que les distributeurs encouragent la surconsommation de façon ouverte ou déguisée, le rapporteur préconise que soit élaboré, sous l'égide de la CEE et par des experts qualifiés, un code de bonnes pratiques agricoles en matière de lutte phytosanitaire. Un tel code ne doit pas seulement s'inspirer des tolérances à ne pas dépasser en ce qui concerne les résidus finals, mais aussi des incidences écologiques durant toute la campagne des traitements et des normes à adopter pour obvier à la contamination des eaux de surface.

 Ce code pourrait envisager notamment les questions suivantes :

- l'organisation des bases ou systèmes d'avertissement fondés sur la détection des foyers et l'appréciation objective des dangers, compte tenu de la dynamique des populations de ravageurs et des épithètes parasitaires;
- les précautions à prendre lors des épandages, en fonction des matières (poudres, mébulisations) des procédés d'application (notamment par voie aérienne) et des lieux (proximité de rivières ou de lacs, populations cynégétiques, etc);
- l'opportunité de ne confier l'épandage des produits dangereux qu'à des utilisateurs agréés et dûment formés.

7. Considérant qu'en matière de lutte phytosanitaire, les objectifs de la vulgarisation agricole sont généralement assumés au niveau national, le rapporteur constate par contre qu'il existe une carence générale en matière de vulgarisation écologique auprès des distributeurs et des utilisateurs. Il préconise que cette vulgarisation soit entreprise au niveau de la Communauté en vue d'une meilleure prise de conscience par les milieux professionnels et d'une diffusion de règles de la bonne pratique phytosanitaire.

8. Considérant l'opportunité de réduire le déversement des biocides dans l'environnement, le rapporteur préconise que les recherches touchant les méthodes de lutte par des agents biologiques et les méthodes de lutte intégrée, soient stimulées par les diverses actions possibles de la CEE. Il considère aussi qu'un meilleur ajustement des successions et des pratiques culturales et une meilleure connaissance de la biologie des mauvaises herbes sont susceptibles d'améliorer la situation phytopathologique et de diminuer les traitements nécessaires, notamment en matière de fongicides et d'herbicides.

9. Conscient des sentiments d'inquiétude qui existent dans le public et l'incitent à rechercher des produits garantis indemnes de résidus phytosanitaires, le rapporteur considère qu'il serait dangereux de laisser se développer, par une attitude passive, l'organisation d'un double marché de denrées alimentaires, ce qui aboutirait dans le monde des consommateurs à un clivage socio-économique malsain parce que fondé sur la crainte, et peu justifiable sur le plan de l'éthique sociale.

Le rapporteur croit aussi devoir déclarer que la contamination actuelle des sols et des eaux par certains biocides persistants rend illusoire la totale pureté des denrées végétales et animales, même dans les exploitations où les traitements phytosanitaires sont réellement suspendus. Dès lors, la qualification "biologique,, appliquée à des produits obtenus dans ces conditions risque d'être légalement fallacieuse et de n'avoir d'autre portée que celle d'un label d'origine et non point celle d'un label de qualité. On peut même craindre que des producteurs peu consciencieux n'abusent du fait qu'une surveillance des produits dits "biologiques,, restera virtuellement inopérante tant que la détoxification naturelle des sols et des eaux ne sera pas totalement accomplie.

IV. LES HAUTES DENSITES ZOOTECHNIQUES.

1. Les tendances actuelles de l'élevage européen.

- a. La demande en viandes et en oeufs sur le marché européen n'a cessé de croître depuis une vingtaine d'années. Des déficits chroniques se manifestent pour ces denrées et il est peu probable qu'ils se résorbent à moyen terme, si les habitudes alimentaires des populations ne se modifient pas. Les conditions sont donc réalisées pour une intensification soutenue des productions animales dans ce secteur.
- b. Si l'élevage laitier et ovin reste encore en Europe généralement lié au sol, c'est-à-dire aux possibilités fourragères des terres, des prairies et des parcours, il en est autrement pour le porc, le poulet de chair et les oeufs qui sont de plus en plus produits dans des élevages concentrés, du type industriel. La même formule s'élabore d'ailleurs pour la viande de bovins : des ateliers de production de veaux fonctionnent déjà à l'heure actuelle et des unités d'engraissement de jeunes bovins se constitueront sans doute aussi dans un proche avenir.
- c. Les élevages industriels mettent en oeuvre des densités animales considérables et sont basés exclusivement ou de manière prépondérante sur l'achat d'aliments produits ailleurs que dans l'exploitation. Ils peuvent donc fonctionner avec des surfaces agricoles nulles ou très réduites, ce qui exclut le recyclage naturel des déchets sur les terres de l'exploitation. L'équilibre animal-sol, qui caractérisait les élevages traditionnels et diffus, est complète-

ment dépassé, ce qui pose une série de problèmes nouveaux pour l'environnement des régions rurales.

d. On constate en outre que les élevages du type industriel ont tendance à s'implanter et à se multiplier dans l'hinterland des régions portuaires, privilégiées pour l'importation des aliments, et dans les régions fortement peuplées qui sont les centres de gravité de la consommation et des industries alimentaires. Ce processus, parfaitement justifié du point de vue économique, aboutit à des charges animales considérables à l'échelle régionale, charges qui peuvent correspondre à des potentiels de pollution de 1000 à 3000 habitants par Km² d'espace rural.

2. Les nuisances ponctuelles des concentrations animales.

- a. Les grandes unités d'élevage et spécialement les ateliers avicoles et porcins rassemblent un grand nombre d'animaux dans des locaux confinés et constituent de ce fait des exploitations bruyantes, susceptibles de gêner les habitants du voisinage. Le bruit est dû aux animaux eux-mêmes, notamment aux heures de repas, mais également aux installations de ventilation, qui fonctionnent jour et nuit. Il n'est pas rare que les intensités de bruit dépassent les tolérances admissibles dans un site résidentiel. A cet égard, des mesures ont déjà dû être prises dans certains pays.
- b. La plupart des ateliers d'élevage adoptent des systèmes automatiques d'évacuation des déchets sous forme liquide (lisier) qui doivent être stockés dans le voisinage. Les lisiers sont sujets à des fermentations anaérobies, génératrices de mauvaises odeurs (ammoniac, hydrogène sulfuré, mercaptans, amines, scatols, etc.) qui s'échappent des sites de stockage ou pendant les manipulations, le

transport ou l'épandage sur les terres. Bien que ces odeurs ne présentent guère de dangers pour la santé publique, elles nuisent énormément à l'aménité des villages et des campagnes. Les traitements chimiques proposés pour les combattre sont insuffisants ou inopérants et, dans certains cas, indésirables pour un recyclage ultérieur sur les terres.

- c. Bien que le rejet des effluents d'élevage dans le système hydrographique soit interdit dans tous les pays, on constate que des fuites incontrôlées sinon des rejets intentionnels sont encore fréquents dans les exploitations qui ne sont pas équipées d'un système autonome d'épuration ou de terres suffisantes pour le recyclage agricole des déchets. Des effluents peuvent se déverser dans les eaux de surface ou même contaminer les nappes, tantôt à partir des fosses à lisiers non étanches, tantôt à partir des silos de fourrages verts, soit encore à l'occasion du transport ou de l'épandage de lisiers, soit enfin par ruissellement à partir des enclos de séjour des animaux. Il n'est pas rare que des cas de pollution et des mortalités de poissons soient détectées dans les rivières en aval des concentrations zootechniques ou pendant l'époque des ensilages. La contamination des puits ruraux, notamment par les colibacilles fécaux, n'est pas non plus exceptionnelle dans les régions d'élevage à sous-sol perméable (sables, calcaires karstiques).

3. Le problème des contaminations bactériologiques.

- a. L'atmosphère des locaux surpeuplés d'animaux est fortement chargée de germes microbiens et mycéliens, qui constituent un danger permanent d'auto-infection pour les animaux eux-mêmes. Cette situation exige souvent que des additifs antibactériens soient ajoutés aux aliments, tel le sulfate de cuivre chez le porc, des sulfamides ou

des antibiotiques. Pareils additifs risquent peut-être à la longue de sélectionner des souches pathogènes résistantes. Lorsqu'ils se retrouvent dans les déjections, ils peuvent aussi contrarier les processus d'épuration biologique des déchets.

- b. La concentration microbienne des locaux d'élevage constitue aussi un danger pour les travailleurs eux-mêmes, exposés journallement à des contaminations répétées. Bien que l'homme soit résistant à beaucoup de germes pathogènes pour les animaux, l'air contaminé peut provoquer à long terme des maladies d'ambiance (mycoses, fièvres virales, affections pulmonaires des éleveurs de volaille). Pareilles contaminations peuvent aussi se propager à l'extérieur des locaux d'élevage, lorsque l'air est expulsé dans le voisinage par des systèmes d'aération forcée, sans filtre d'épuration. L'existence d'une nosologie des élevages est un fait bien connu et des mesures de sauvegarde ont déjà dû être prises dans les ateliers de volaille.
- c. Les déjections contiennent aussi une grande diversité de germes, notamment des entérobactéries, des entérovirus et des parasites intestinaux, dont certains sont pathogènes pour les animaux et pour l'homme. (colibacilloses, salmonelloses, brucelloses, leptosporioses, maladies parasitaires). Ces pathogènes persistent beaucoup plus longtemps dans les lisiers que dans les fumiers pailleux et sont redistribués sur les terres à l'occasion des épandages. Ceci est spécialement dangereux dans le cas des pâtures. Le problème de la désinfection microbienne des lisiers n'est pas résolu, ni par voie chimique, ni par voie biochimique. Même les traitements à chaud, possibles dans certains cas (volaille) n'offrent pas pleine garantie.
- d. Lorsque les effluents d'élevage sont déversés fortuitement ou intentionnellement dans le système hydrographique, certains agents pathogènes sont susceptibles de persister longtemps dans les eaux et de

les rendre suspectes non seulement pour la consommation mais également pour la baignade et pour le poisson, qui peut héberger ces germes. Diverses zoonoses humaines sont contractées via les eaux, spécialement les salmonelloses, les leptosporioses, les turalémies, certains érysipèles, peut-être même des viroses. On peut également découvrir dans les eaux des agents bactériens exotiques, introduits par les aliments (*Salmonella tropicaux*). Les nappes aquifères et les puits peuvent être contaminés par des infiltrations occultes d'effluents (colibacilles), spécialement dans les régions à sol perméable.

4. Les limites de recyclage agricole des effluents d'élevage.

- a. Les quantités de déchets produits par les élevages de haute densité sont considérables : 30 à 40 Kg de déchets par jour et par unité de bovin, 3 à 5 Kg par unité de porc à l'engrais, 0,1 à 0,2 Kg par tête de volaille. Ces déchets aboutissent à une très grande diversité de produits de stockage, selon les espèces animales et leur alimentation, le degré de dilution des déchets, la durée de stockage (pertes azotées); aussi leur valeur fertilisante varie-t-elle d'une exploitation à l'autre et d'une époque à l'autre de l'année. Leur utilisation rationnelle comme engrais implique donc des analyses chimiques préalables.
- b. L'épandage des déchets et lisiers sur les terres est limité par des contraintes culturales. Il ne peut s'effectuer pendant la période de développement des cultures ou de croissance des herbages, à moins qu'on établisse des systèmes d'injection directe dans le sol, ce qui implique des installations d'un coût prohibitif. Même en hiver, où les contre-indications culturales ne jouent pas, le mauvais temps peut rendre les terres temporairement inaccessibles. C'est pourquoi il faut que les ateliers d'élevage soient équipés d'une capacité de

stockage des déchets pour un minimum de 100 jours.

- c. L'épandage des déchets et lisiers est également limité par des contraintes de transport. Les coûts deviennent rapidement prohibitifs, lorsque la distance de transport atteint ou dépasse 20 Km. Les ateliers d'élevage ont donc intérêt à disposer de terres suffisantes pour le recyclage naturel, soit dans l'exploitation elle-même, soit dans des exploitations voisines qui peuvent les absorber. De toutes façons, le recyclage agricole des déchets implique que les ateliers zootechniques disposent d'une étendue d'épandage proportionnée à leur charge animale. Les normes proposées varient avec l'assolement culturel des terres et varient comme suit : 2 à 4 bovins, 10 à 20 porcs et 250 à 500 volailles par ha de surface agricole disponible.
- d. Il faut également souligner que les lisiers constituent un engrais différent du fumier classique de ferme, car l'assimilabilité de ses éléments est plus élevée (60 à 80 % de l'azote est minéralisé l'année même de l'épandage). En outre, ils constituent une formule de fertilisation mal équilibrée, avec déficit de phosphore et excès de potasse dans le cas des bovins, déficit de phosphore et de potasse chez les porcins et la volaille; ces déficits impliquent des fumures minérales de complément. Les épandages sont généralement limités par les apports d'azote, qui est rapidement minéralisé dans le cas des lisiers. L'emploi inconsidéré de ce type de fumure peut donc être préjudiciable aux récoltes (verses des céréales), aux fourrages (excès de nitrates) et aux prairies (dégradation possible du gazon, déséquilibre minéral de l'herbe, générateur d'accidents pathologiques chez les bovins).

Les lisiers peuvent enfin contenir des charges non négligeables d'oligo-éléments, provenant des antibiotiques ou des fongicides ajoutés aux aliments (cuivre, zinc, manganèse). Ces éléments peuvent

à la longue, s'accumuler dans le sol à des doses inhibitrices pour les cultures.

- e. Du fait que les lisiers subissent une désinfection naturelle lente et peu efficace, leur épandage peut redistribuer sur les terres des germes pathogènes et des agents parasitaires dangereux pour le bétail ou les systèmes aquatiques. A cet égard, les épandages inconsidérés de lisier sur les pâtures comportent des dangers de contamination pour les animaux.
- f. Diverses contraintes écologiques limitent également les épandages. Quand ceux-ci ont lieu sur sol gelé, des transferts par ruissellement dans le système hydrographique peuvent se produire lors des pluies de dégel. On connaît des cas où des réservoirs d'eau potable ont été contaminés de cette manière. La minéralisation rapide de l'azote du lisier dans les terres augmente aussi la teneur en nitrates du sol et prédispose à un lessivage nitrique important vers les eaux de surface et les nappes aquifères. Il n'est pas rare que la charge nitrique de ces eaux dépasse la tolérance de 10 mg $N(NO_3)$ /litre aussi bien dans les régions d'élevage que dans les régions agricoles, à propos desquelles la question a déjà été évoquée antérieurement.
- g. Il en résulte donc que le recyclage du lisier sur les terres est limité par les contraintes culturelles, écologiques et sanitaires bien en deçà de la capacité de métabolisation des sols, qui est considérable. Les solutions qui consisteraient à consacrer certaines terres ou friches au recyclage intensif des déchets sont pédologiquement possibles mais écologiquement suspectes.

5. L'épuration biologique des effluents.

- a. Dans les unités d'élevage qui disposent de trop peu de terres ou ne disposent pas d'autres aires d'épandage dans le voisinage, il s'impose de mettre sur pied des installations d'épuration biologique. Les coûts de leurs constructions et de leur fonctionnement sont certes onéreux, mais ne paraît pas prohibitif. Toutefois, les solutions en sont encore souvent au stade expérimental et nécessitent des mises au point et des perfectionnements.
- b. Certains traitements séparent la partie solide et liquide des lisiers par gravitation, centrifugation ou floculation. La partie liquide est stockée et utilisée comme purin. La partie solide est compostée avec de la paille ou des débris d'origine végétale. On recrée ainsi les conditions usuelles de l'élevage traditionnel, avec les garanties qu'elles fournissent quant à l'absence d'odeurs et à la désinfection naturelle. Malheureusement les frais de manipulation sont élevés.
- c. L'épuration biologique des lisiers par voie aérobie utilise soit des lagunes d'épandage, soit des fosses avec aération forcée. Ces procédés supposent une dilution suffisante des lisiers et les masses à traiter sont considérables. Ils s'appliquent surtout aux élevages de porcs et de veaux. Leur fonctionnement peut être inhibé pendant les froids hivernaux.
- d. L'épuration par voie anaérobie doit se faire en système clos, du fait des mauvaises odeurs dégagées par les fermentations, ou bien encore dans des lagunes anaérobies, situées largement à l'écart de toute résidence. Ces procédés donnent lieu à une fermentation méthanique dont le gaz peut être récupéré dans les systèmes clos.

e. Tous les procédés d'épuration biologique proposés à l'heure actuelle sont incomplets, en ce sens que la réduction de la matière organique biodégradable dépasse rarement 50 % dans la pratique, sinon même 30 %.

Ils produisent donc des boues résiduares qui doivent être évacuées régulièrement sur des aires d'épandage, en principe des terres agricoles. Au surplus, leurs eaux d'épuration sont très riches en éléments minéraux (sels azotés, phosphoriques et potassiques) et devraient être recyclés comme engrais liquide, ce qui suppose des installations complémentaires. Leur rejet dans les cours d'eau risque d'eutrophiser les systèmes aquatiques. Il en résulte donc que même ces procédés d'épuration doivent être assortis de possibilités d'épandage des boues résiduares et des eaux d'épuration ou être branchés sur des systèmes publics qui achèvent l'oxydation des charges biodégradables.

f. Le séchage des déchets animaux par traitement thermique offre de meilleures garanties mais il n'est économiquement possible que dans les élevages avicoles, dont les déchets contiennent le moins d'eau. Le coût croissant de l'énergie pose à cet égard des problèmes nouveaux.

g. Des recherches en cours dans divers pays visent à découvrir des filières nouvelles de réemploi des déchets animaux, soit pour la production de protéines (Canada) ou d'autres dérivés. Ces perspectives sont intéressantes mais elles n'aboutiront qu'à long terme sur le plan technologique.

RECOMMANDATIONS

1. Il est certain que les élevages de hautes densités représentent, aux endroits où ils se localisent et dans les régions où ils se multiplient et se concentrent, un potentiel de pollution organique, biochimique et bactériologique très important, assorti d'autres nuisances accessoires (bruit, odeurs). Deux options orientatives peuvent être adoptées face à ce défi écologique :
 - a. la première consiste à tolérer la libre implantation géographique des concentrations zootechniques, telle qu'elle se détermine au gré des circonstances économiques, mais en les astreignant à des critères suffisants de sauvegarde ;
 - b. la seconde consiste à sauvegarder un équilibre minimum entre la charge animale et les terres disponibles pour un recyclage agricole des déchets selon des critères suffisants de sécurité écologique. Dans pareil cas, il importe peu que les terres d'épandage existent dans l'exploitation elle-même ou dans des exploitations voisines, auxquelles l'unité zootechnique serait affiliée par contrat.

Il est nécessaire que les pouvoirs publics adoptent à cet égard une politique décidée, qui épousera tantôt l'une, tantôt l'autre option, selon les vocations prioritaires assignées aux zones rurales dans la planification régionale ou nationale (vocation agricole, résidentielle, récréative, hydrologique, etc.) Les choix auront donc intérêt à être consignés dans les plans d'aménagement de l'espace rural.

2. Dans le cas des unités d'élevage atteignant une dimension suffisante et pour lesquelles l'équilibre animal - sol n'existe plus, il devient indispensable de traiter ces unités comme des ateliers industriels, ce qui suppose :

- l'imposition de critères sanitaires quant aux nuisances possibles dont ces ateliers et leurs effluents peuvent être le siège touchant les dangers de pollution organique et bactériologique de l'environnement et des eaux et les nuisances d'ordre résidentiel (bruit, odeurs). De tels critères ont déjà été élaborés dans divers pays et mériteraient d'être harmonisés à l'échelle européenne, en raison de leur incidence directe sur les coûts de production et pour obvier aux tentations de laxisme en la matière;
- l'obligation pour ces ateliers de disposer d'installation d'épuration appropriées, qu'elles soient individuelles, coopératives ou publiques, étant entendu que les coûts d'épuration doivent être intégrés dans les prix de revient, sous peine de pénaliser indirectement les élevages traditionnels qui recyclent eux-mêmes leurs effluents et présentent pour l'environnement des conditions de sécurité beaucoup meilleures;
- la mise sur pied d'une filière d'enquête et d'agrération au stade des projets, avec consultation des autorités responsables de la production agricole, de l'hygiène publique et de l'aménagement du territoire;
- la définition des critères minimums à remplir pour l'octroi de subsidés d'origine publique ou communautaire;
- l'établissement d'un système de surveillance ayant pour objet de vérifier le respect des prescriptions imposées et la sécurité sanitaire des ateliers;
- la détermination des limites d'utilisation des antibiotiques alimentaires.

Des solutions particulières doivent être élaborées pour les exploitations déjà établies, qui ne satisferaient pas au minimum de sécurité requise.

3. Dans le cas des unités d'élevage qui respectent l'équilibre animal - sol des définitions techniques doivent être établies à propos des charges animales admissibles selon les divers types d'exploitations (agricoles ou herbagères), les régions pédologiques et climatiques et la vocation majoritaire assignée à la zone rurale concernée. Des critères seront également à définir quant aux tolérances d'application des lisiers pour la protection des eaux et à la sécurité des installations de stockage.

4. L'énumération qui précède souligne l'énorme travail à accomplir en matière réglementaire, à l'échelon national ou communautaire, pour assainir ou conjurer les problèmes d'environnement liés aux élevages et aux régions de haute densité animale. Mais en même temps, la question requiert d'urgence de nombreuses recherches scientifiques, dont les objectifs peuvent s'énumérer comme suit :
 - a. Mise au point et perfectionnement technologique des procédés et des installations d'épuration, capables d'assurer une meilleure biodégradation.
 - b. Traitement des lisiers : épuration bactériologique, étude du contrôle des fermentations et des odeurs, procédés de compostage, distribution automatique dans les terres.
 - c. Possibilités et limites de recyclage agricole des boues résiduaires et des eaux d'épuration.
 - d. Procédés de dénitrification des eaux et de récupération des phosphates.

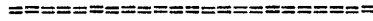
- e. Effets des antibiotiques alimentaires sur les procédés d'épuration et sur les sols. Recherche de substituts.
- f. Limites et modalités d'utilisation de lisiers comme fertilisants. Perspectives de lessivage nitrique en fonction des sols et de la pluviosité. Définition des tolérances culturales pour cultures et les herbages. Définition des tolérances écologiques pour les eaux.

La plupart de ces objectifs sont déjà pris en considération dans les programmes de recherches communs préparés par la CEE.

- 5. La solution qui consiste à sacrifier certains sites naturels pour la décharge intensive des effluents n'est pas acceptable du point de vue de l'environnement. Les incultes et les forêts conviennent beaucoup moins au recyclage des déchets animaux que les terres agricoles, en raison de leur composition microbiologique et de leurs tolérances très limitées à l'eutrophisation du sol.
- 6. On ne peut, non plus ignorer que les systèmes d'élevage qui rejettent les effluents ou les eaux épurées dans le système hydrographique rejettent en fait à la mer d'importantes quantités de phosphore non récupérables par l'agriculture. Or les gisements de cet élément sont limités et son prix risque d'augmenter sensiblement à moyen terme. Seul, le recyclage sur les terres agricoles met un terme à son gaspillage, tant que des procédés technologiques de récupération n'auront pas été mis au point.

7. En tout état de cause, le problème des hautes concentrations zootechniques constitue un des défis les plus évidents de l'agriculture moderne à l'environnement rural. Il implique des solutions technologiques très élaborées, qui concernent non seulement l'organisation des élevages eux-mêmes, mais aussi l'hygiène publique, l'hygiène du travail et même une certaine éthique, en ce qui concerne le traitement des animaux. L'ignorance foncière du public en ces matières ne peut être un motif d'inaction des pouvoirs nationaux et internationaux.
-

A N N E X E S



A N N E X E I

METHODES CULTURALES MODERNES

1. L'EVOLUTION CONTEMPORAINE DES METHODES CULTURALES.

Pour l'observateur des choses agricoles, il est patent que les techniques d'exploitation du sol et les méthodes culturales ont fortement évolué depuis un quart de siècle. L'exemple le plus perceptible de cette évolution est la substitution de la traction motorisée à la traction animale et le plus contesté par le public, celui des cicatrices laissées dans le paysage par les aménagements ruraux.

En réalité, il est bien d'autres innovations que celles-là. D'abord, l'utilisation intensive des engrais minéraux et l'instauration des traitements phytosanitaires au moyen de biocides chimiques : ces deux questions majeures sont examinées dans la IIe et la IIIe partie.

Ensuite, des évolutions moins perceptibles mais non moins importantes : la transformation des systèmes de cultures, la mécanisation croissante des opérations culturales, la correction des terres humides, la rénovation des structures agricoles et leurs effets insidieux sur le paysage, soit un ensemble de questions qui seront traitées ci-après.

Les innovations qu'on vient d'énumérer apparaissent souvent, aux non-initiés, comme n'ayant d'autre finalité qu'un accroissement de profits de l'exploitant agricole. En réalité, elles sont liées à un mouvement plus profond de l'économie, qui entraîne l'agriculture dans son sillage : la raréfaction et le coût croissant de la main-d'oeuvre, la politique dérigée des prix agricoles, enfin la promotion du monde rural à la parité des revenus. L'adaptation à ces conjonctures nouvelles eut été impossible sans une rationalisation des méthodes de production, une modernisation des équipements et une intensification des rendements.

1.1. La transformation des systèmes de culture.

Par système de culture, on désigne la manière dont se répartissent les diverses cultures dans une exploitation rurale (assolement) et la

manière dont elles se succèdent sur une même terre (succession ou rotation, le terme rotation s'employant quand la succession est invariable). Les assolements dépendent du programme de gestion des exploitations et de leur spécialisation économique; les successions ou les rotations, par contre, sont liées à la nécessité d'entretenir la fertilité et les aptitudes culturales du sol. Ce sont les successions qui nous concernent ici, dans leur incidence sur la conservation du sol, considéré comme ressource naturelle essentielle. Mais il est certain que les options économiques des exploitants conditionnent les successions culturales. La spécialisation économique des exploitations, en diminuant la polyvalence culturale, oblige les systèmes de culture à se transformer pour s'insérer dans un cadre plus étroit et plus rigide, en d'autres termes, à privilégier certaines cultures aux dépens d'autres.

Sans vouloir exposer ici l'histoire, d'ailleurs passionnante, des systèmes de culture, il convient de dire que l'agriculture européenne a vécu pendant le dernier siècle sur des systèmes "mixtes,, ou "couplés,, associant dans la même exploitation l'élevage et l'agriculture. Ces systèmes traditionnels étaient essentiellement conservateurs dans leurs deux principes de base : la reconstitution de la fertilité chimique par des doses d'engrais calculées en fonction des exportations culturales et le maintien d'un bon état structural du sol par l'apport périodique de fumures organiques, le fumier de ferme et des engrais verts (légumineuses ou graminées herbagères). Deux circonstances majeures ont consolidé ces systèmes : l'emploi des engrais chimiques après 1850 et la généralisation de deux cultures sarclées en tête de rotation, la pomme de terre dans les terres légères (rotation triennale : pomme de terre - seigle - orge ou avoine ou culture fourragère), la betterave dans les terres limoneuses (rotation quadriennale : betterave - froment - légumineuse fourragère - orge, avoine, lin ou colza).

Il n'est pas sans intérêt de rappeler les cinq règles de ces systèmes traditionnels :

- 1) la tête de rotation est toujours une culture sarclée et, comme telle, "nettoyante,, implantée au printemps et recevant une dose importante de fumure organique;

- 2) la culture suivante est une céréale d'hiver, implantée à l'automne et qui profite de l'arrière-effet de la fumure organique;
- 3) la troisième culture est une légumineuse fourragère (trèfle, vesce) ou à graines (pois, féverole, etc.), qui enrichit le sol en azote;
- 4) la quatrième culture est une culture de printemps moins exigeante (avoine, orge), plus salissante (colza), ou tassant le sol (lin);
- 5) dans ce système, les céréales ne reviennent jamais sur elles-mêmes ni après une autre céréale, ce qui les protège des agents fongiques pathogènes, susceptibles de persister quelque temps dans le sol. En outre, les cultures épuisantes en raison de leurs exigences chimiques alternent avec des cultures moins exigeantes.

Ce serait une erreur de croire que ces systèmes de culture traditionalistes ne conservent pas de nombreux partisans parmi les agronomes les plus qualifiés, sans compter les tenants de l'agriculture dite biologique, qui les ont érigés en axiome sans rien y changer. Aussi, l'évolution actuelle des systèmes de culture n'est-elle nullement secrétée par une nouvelle théorie scientifique de la production agricole; elle répond seulement à des options économiques, celles de privilégier les cultures les plus rentables, en leur réservant des surfaces plus étendues et un plus fréquent retour dans les successions culturales.

Cette évolution s'effectue aussi dans une conjoncture qui a pour effet de la précipiter. Tout d'abord, on assiste, surtout dans les exploitations d'une certaine étendue, à une dissociation des productions agricoles et animales et à une spécialisation soit céréalière et betteravière, soit zootechnique. Il en résulte que, dans les premières, le fumier a pratiquement disparu alors que dans les secondes, il est produit en quantités souvent pléthoriques (voir IVe partie).

En second lieu, les productions agricoles ont subi d'importantes mutations. Dans les pays de la C.E.E., la culture de la pomme de terre, tête de rotation des terres légères, a diminué d'environ 50 %, ce qui modifie l'ordonnance classique des successions sur les sols sablonneux. La betterave a maintenu

ses étendues et on peut supputer quelque extension en raison de la pénurie mondiale de sucre, ce qui incitera à la faire revenir plus souvent dans les rotations.

Les superficies consacrées au blé sont demeurées stables depuis 20 ans pour l'ensemble des pays de la C.E.E. Elles ont légèrement diminué en France et en Italie, légèrement augmenté en Grande Bretagne, aux Pays-Bas, en Allemagne et au Danemark. En raison de l'excédent de blé dans le Marché Commun, il y a peu de chance que cette culture s'étende de façon importante. Par contre, l'orge a considérablement augmenté en surface dans tous les pays de la C.E.E., à l'exception de l'Italie. En 20 ans cette céréale a progressé en Europe de 3.250.000 ha à 8.426.000 ha. Il est vrai que le processus s'est accompli aux dépens d'autres céréales secondaires (avoine, épeautre, seigle) occupant la même place dans l'assolement, mais aujourd'hui de plus en plus confinées à certaines régions, pour des raisons écologiques.

Enfin, le maïs grain et le maïs fourrager ont connu depuis 20 ans une expansion considérable, tout spécialement en France, où les emblavements ont progressé de 300.000 ha à près de 2.000.000 ha, en Belgique (de 3.000 à 30.000 ha) et en Allemagne (de 8.000 à 90.000 ha). Par contre, cette culture traditionnelle en Italie n'a pas augmenté en étendue, mais les rendements ont été fortement stimulés (de 18 à 43 quintaux/ha en 20 ans).

La part des céréales, y compris le maïs fourrager, a donc augmenté dans les assolements des grandes régions agricoles. Il en résulte que ces cultures reviennent plus fréquemment sur elles-mêmes et même pendant plusieurs années consécutives. Cette "intensification céréalière a simplifié les systèmes de culture; ceux-ci adoptent désormais des rotations triennales (betterave - blé - escourgeon, en Moyenne Belgique, maïs - blé - soja aux Etats-Unis) ou biennales (maïs - blé ou blé-orge) et s'orientent même vers la monoculture, ou retour de la même culture sur elle-même pendant plusieurs années comme c'est le cas pour le maïs dans le cornbelt américain. Ces systèmes simplifiés impliquent un contrôle plus rigoureux des maladies cryptogamiques dont les agents hivernent dans le sol (piétin-verse, fusarioses, nématodes),

grâce à l'emploi des fongicides et des nématocides. Au mieux, intercale-t-on de temps à autre une culture de légumineuses, dans le but de rompre le cycle infectieux des céréales.

Au surplus, le maïs est une céréale exigeante, placée en tête de rotation et sans fumier. Elle est beaucoup plus salissante que les cultures sarclées et tasse davantage le sol. C'est aussi une culture nettement plus érosive que les autres, parce qu'elle couvre mal le sol avant la fin du mois de juin. Aussi les rotations céréalières dont le maïs fait partie risquent-elles de poser à moyen terme les problèmes les plus importants.

En résumé, quatre faits nouveaux se manifestent aujourd'hui dans les systèmes de culture :

- des tentatives d'intensifier les productions céréalières par un retour plus fréquent dans les successions, allant jusqu'à la quasi-monoculture;
- l'instauration des successions maïs - froment, pour lesquelles on met au point - en France notamment - une troisième sole de cultures fourragères (dactyle, luzerne, trèfle);
- la régression généralisée de l'emploi de fumier et des soles de légumineuses dans les exploitations céréalières et betteravières sans bétail;
- les tentatives de culture sans labour.

La recherche agronomique n'ignore pas ces faits et l'on recense aujourd'hui de nombreux travaux consacrés à ces questions (150 articles publiés de 1960 à 1972). Certains portent sur l'intercalation d'une culture fourragère dans les rotations nouvelles, ayant pour objet de reconstituer la matière organique du sol ou de rompre les cycles infectieux des céréales. D'autres sont consacrés à la monoculture céréalière, notamment en Allemagne, en Grande Bretagne, en Belgique et en Suède, ou au système maïs - blé en France. Enfin, des essais portent également sur la culture sans labour. L'une des constantes de ces recherches est de vérifier l'évolution de la matière organique et des qualités intrinsèques du sol, dans un souci bien justifié de conservation de la fertilité des terres.

1.2. La mécanisation des opérations culturales.

L'adoption de la traction motorisée a permis d'employer des machines aratoires de plus en plus grandes ou fonctionnant en combinaison, qui réalisent aujourd'hui en peu de temps la quasi-totalité des travaux agricoles, du labour à la récolte. On peut même dire que la mécanisation a été la condition sine qua non du maintien de certaines cultures, celle de la betterave par exemple, dont le traitement manuel est devenu inconcevable en raison de son coût. En même temps, la mécanisation permet de mieux concentrer les travaux du labour, du traitement et de la récolte sur de courtes périodes climatiquement favorables, ce qui est bénéfique pour la conservation du sol ou la qualité des produits récoltés. Enfin, elle a rendu possible les entreprises ou les coopératives de travaux auxquelles les petites exploitations peuvent s'affilier, ce qui les exonère d'équipements coûteux et disproportionnés. Le bilan économique de la mécanisation agricole est donc très largement positif.

Il apparaît aussi que l'agriculture utilise d'année en année des tracteurs plus puissants et plus lourds. Aux USA, le poids moyen des tracteurs était de 2.700 Kg en leur puissance moyenne de 30 CV, en 1948; le plus gros modèle ne dépassait pas 4.500 Kg. En 1970, le poids moyen atteint 4.500 Kg et la puissance moyenne 72 CV. Deux modèles pèsent 9.000 Kg et un troisième 13.000 Kg. L'évolution s'est faite dans le même sens en Europe, mais les poids sont restés inférieurs, les exploitations étant plus petites.

Bien que l'utilisation de tracteurs plus lourds et de machines plus grandes diminue le nombre de passages sur les terres, d'aucuns s'inquiètent de l'impact de ces engins sur le sol, sa structure et son érosivité. Ils font aussi remarquer que si la mécanisation permet d'effectuer les travaux aratoires au meilleur moment offert par la climature, elle permet aussi de les réaliser à contretemps, ce qui n'eut été possible par la traction animale.

1.3. Les réaménagements fonciers.

Les réaménagements fonciers se sont multipliés depuis 20 ans dans la campagne européenne. Le mouvement a été fortement stimulé, dans les pays de la C.E.E. par les fonds du FEOGA, destinés à la mise à jour des structures agricoles. Cet-

te notion couvre de nombreuses interventions relevant du génie rural :

- a) les remembrements parcellaires, dans le but de constituer des unités d'exploitation plus rationnelles et plus grandes. Ces travaux font sauter le damier parcellaire traditionnel et ses limites matérielles (haies, arbres, bocage, etc.); ils remettent en question les structures écologiques du paysage et ses fonctions biologiques ou microclimatiques;
- b) la correction des sols par l'irrigation et surtout par le drainage; ce dernier résorbe les zones humides et supprime leurs fonctions de refuges pour la vie sauvage;
- c) la correction des cours d'eau, le réaménagement des rives, la régularisation des débits, souvent réalisés d'après des standards techniques, sans tenir compte de la fonction écologique des systèmes hydrographiques;
- d) la modernisation des voiries rurales : reprofilage, asphaltage, destruction des haies et talus;
- e) l'abandon des terres dites "marginales", en raison de la médiocrité de leurs aptitudes culturales, de leurs caractéristiques physiographiques, de leur éloignement des sièges d'exploitation ou de l'abandon par dépeuplement (friche sociale). Ces terres délaissées subissent le processus "d'enfrichement", qui frappe aujourd'hui des régions tout entières, telle la région alpine.

Le bilan écologique de ces bouleversements n'est pas moins impressionnant que leur bilan économique, mais il est beaucoup moins satisfaisant. On ne peut que constater l'absence habituelle de la réflexion et des motivations écologiques dans les directives, les projets et les réalisations techniques qui sont en train de remodeler le visage de nos campagnes.

Au total, il n'est pas exagéré de dire que les mutations de l'agriculture moderne sont devenues un puissant instrument de manipulation et de réorganisation de l'environnement rural et de la civilisation paysanne dans une grande partie de l'Europe. Certes, on en perçoit moins les effets que ceux de l'urbanisation et de l'industrialisation, mais ils n'en sont pas moins significatifs et importants aux yeux de l'écologiste, du fait même qu'ils se produisent sur des surfaces considérables.

2. METHODES CULTURALES ET CONSERVATION DES SOLS.

"Le sol est une des ressources les plus précieuses de l'humanité,, ainsi s'exprime le premier précepte de la Charte des Sols du Conseil de l'Europe. Il s'agit là d'une vérité à laquelle l'Européen est moins sensibilisé que quiconque, car la dégradation et l'érosion des sols ne sont nulle part spectaculaires si l'on excepte le bassin méditerranéen et la haute montagne. Cependant, l'abandon des principes de l'agriculture traditionnelle et conservatrice ne manque pas de susciter des objections, qu'il nous incombe d'examiner.

2.1. Influence sur la qualité structurale des sols.

2.1.1. Importance des qualités structurales.

Les sols diffèrent les uns des autres selon le matériau parental dont ils dérivent et qui détermine leur texture, c'est-à-dire la proportion de sable, de limon et d'argile. Il s'agit là d'un caractère natif qui ne peut être modifié. Par contre, le mode d'arrangement des particules du sol, c'est-à-dire la structure, peut être influencé par le traitement agricole des terres. La structure détermine la géométrie, la dimension et le volume des espaces poreux du sol, à savoir les espaces capillaires ou micropores - qui retiennent et emmagasinent l'eau de pluie - et les espaces supra-capillaires ou macropores, qui sont remplis d'air et permettent l'accès de l'oxygène dans le sol et l'évacuation de l'acide carbonique, par échange avec l'atmosphère. La structure optimale d'un sol de texture donnée est celle qui allie le meilleur assortiment des micro- et des macropores pour une rétention suffisante d'eau et une aération soutenue. Lorsque la structure du sol régresse ou se dégrade, sa porosité diminue; c'est le phénomène de tassement ou compactage, qui affecte à la fois la macro- et la micro-porosité. La diminution des espaces supra-capillaires ralentit l'aération du sol et la pénétration des eaux météoriques. Il en résulte diverses conséquences cumulatives : inhibition des fonctions radiculaires (croissance, absorption de l'eau et des sels nutritifs), inhibition de la minéralisation de la matière organique et de la nitrification bactérienne, essentielles pour l'alimentation azotée de la plante; induction de processus fer-

mentaires, générateur de substances délétères; mauvaise pénétration de la pluie dans le sol et ruissellement en surface, durant des averses trop intenses. L'eau qui ruisselle déplace des particules d'argile qui viennent boucher les pores superficiels : c'est le phénomène de "glacage" du sol, précurseur de l'érosion.

Le rétrécissement des capillaires de la micro-structure accentue l'engorgement du sol en eau durant les phases pluvieuses et détermine la formation d'horizons hydromorphes (pseudo-gleys) très préjudiciables à la pénétration des racines. A l'opposé, pendant les périodes sèches, l'eau du sol est moins mobile et moins bien accessible pour la plante, qui réagit par des déficits hydriques plus précoces dans le feuillage et une baisse corrélative de l'élaboration chlorophyllienne. La régression de la structure diminue ainsi l'aptitude culturale des terres et pourrait entraîner à long terme une dégradation des qualités physiques, définitive ou difficilement récupérable.

La structure de la couche arable est particulièrement importante pour le développement des semis et la réaction du sol aux agents atmosphériques. Comme cette couche est plus riche en matière organique que le reste, sa structure est formée d'agrégats argilo-humiques, dont la résistance à la dissociation qualifiée la stabilité structurale du sol. Celle-ci est un bon indice de sa sensibilité à l'érosion pluviale ou éolienne. Les sols dont la structure est instable se laissent mal travailler par temps humide et deviennent "battants"; par temps sec, ils sont poussiéreux et se laissent détacher par le vent. De nombreux tests ont été préconisés par les physiciens du sol pour caractériser l'état structural, mais ils sont aléatoires et même parfois peu reproductibles; leurs résultats peuvent être en discordance avec les déductions fournies par les rendements agricoles. Les tests de stabilité structurale, par contre, sont plus fidèles tout en étant plus simples.

2.1.2. Le rôle de la matière organique dans la qualité structurale des sols.

Tous les pédologues et les agronomes s'accordent pour dire que l'état structural d'un sol, pour une classe texturale donnée, est fortement influencé par le taux de matière organique qu'il contient. Celle-ci entretient dans le sol une

biocénose microbienne importante et une faune fouisseuse plus active (vers de terre). La faune microbienne n'assure pas seulement la minéralisation de la matière organique, mais elle contribue directement à la stabilité des agrégats structuraux du sol par les résidus humiques et organiques de son activité. Au surplus, elle produit des substances stimulantes pour la plante elle-même (substances de croissance) et intervient peut-être, par des processus mal connus, dans la régulation des populations pathogéniques du sol, mycéliennes ou bactériennes.

Quant à la faune fouisseuse, elle intervient comme régénérateur permanent de la macrostructure, grâce aux canaux et pertuis qu'elle entretient à travers les couches du sol.

L'activité biologique dans le sol est inféodée au taux de matière organique et régresse avec lui. Les spécialistes considèrent qu'un taux de 3 % de matière organique est indispensable dans la couche arable des sols sablonneux, mais davantage pour leur assurer une capacité de rétention suffisante à l'égard des engrais que pour leur conférer une meilleure structure. Les tolérances sont certainement inférieures dans les sols limoneux et argileux et se situent aux environs de 1,5 %. La matière organique n'est d'ailleurs pas le seul facteur de la stabilité structurale. La teneur en calcium est également importante, d'où la nécessité des chaulages périodiques. Les "conditionneurs", chimiques de la structure (polyuréthanes, résines synthétiques, émulsions) ont aussi un effet positif quoique temporaire, mais leur coût est prohibitif en regard de leurs avantages.

2.1.3. Incidence des méthodes culturales sur la matière organique et la stabilité structurale.

Il est bien connu des agronomes et des praticiens que la fumure organique (fumier, engrais vert) entretient dans le sol une teneur en matière organique plus élevée que le seul emploi des engrais minéraux. Toutefois, les différences sont moins considérables qu'on ne le croit, hormis les brèves périodes succédant à l'apport de fumier ou à l'enfouissement d'un engrais vert, qui se décompose à 80 % en l'espace d'une année. WILLIAMS et COOKE (1970) indiquent,

pour des terres fertilisées au fumier depuis 70 ans, une teneur moyenne de 1,32 à 1,55 % de carbone organique ⁽¹⁾; dans des sols adjacents fertilisés aux engrais minéraux (N P K) pendant la même période, les taux moyens sont de 0,83 à 1,01 % de carbone organique. JACQUARD et al. (1970) ont comparé le taux d'humus entre la prairie temporaire et une rotation maïs - blé - orge après 4 années : les teneurs sont de 1,69 à 1,78 % dans le premier cas et de 1,60 % dans le second cas. Il semble donc bien que si l'abandon des fumures organiques diminue lentement le taux de matière organique, celui-ci se stabilise après quelque temps à un nouveau seuil entretenu, celui-là, par la production annuelle des racines. On n'observe dans aucun cas une régression structurale mesurable, mais une légère baisse de la stabilité structurale, aisément récupérable par l'intercalation d'une culture de fourrage ou de légumineuse fourragère.

Certes, l'on note des disparités plus notables en ce qui concerne les rendements cultureux, auxquels les expérimentateurs se sont intéressés par priorité. Les recherches anglaises (WILLIAMS et COOKE, 1970; LEWIS et al., 1960; WIDDOWSON et al., 1963, 1967, 1968) enregistrent, pour des doses fertilisantes équivalentes, de meilleurs rendements avec fumier que sans fumier, en ce qui concerne la pomme de terre, le trèfle et surtout la betterave; par contre, les céréales sont plus indifférentes. GLIEMEROTH (1971) et DEBRUCK (1969) constatent que des successions céréalières (froment - orge) produisent davantage si l'on intercale une culture fourragère (graminées, trèfle), mais les causes qui expliquent cette différence sont multiples : il faut tenir compte, à côté d'une soi-disant régression structurale, d'autres facteurs probablement prédominants, à savoir : un "salissage", croissant par les mauvaises herbes et des attaques plus prononcées par les maladies cryptogamiques (dont les agents se transmettent de céréales à céréales, au cours de la succession) sans exclure la multiplication des nématodes.

Les observations suédoises sur les essais de monoculture parviennent aux mêmes conclusions. ABERG (1965) note, avec le temps, une baisse progressive des rendements en monoculture céréalière et en prairie temporaire et invoque comme cause essentielle le salissement par les mauvaises herbes (chiendent, laitron,

(1) 1 % de carbone organique correspond à 1,7 % de matière organique (humus).

matricaire), l'augmentation des maladies cryptogamiques et des nématodes. AGERBERG (1967) a observé pendant 16 années des monocultures céréalières et des monocultures fourragères d'avoine - pois : il constate une baisse de production de \pm 50 % chez l'orge, de 30 à 40 % chez le froment et de 30 % pour le mélange fourrager. L'interruption de ces monocultures pendant un an par une culture de pommes de terre ou de moutarde a permis une récupération des rendements de 30 à 35 %. Une interruption de deux ans a permis une récupération de 45 %.

Ces données incitent à quelque prudence quant à l'affirmation souvent avancée, et avec beaucoup de force par le suédois JANSSON (1965), que l'abandon des fumures organiques et des rotations classiques est de nature à faire régresser d'une façon dramatique la teneur en matière organique et la qualité structurale des sols. Les baisses de production que l'on observe effectivement tiennent beaucoup plus à des facteurs biologiques, phytopathologiques ou nutritionnels qu'à une altération problématique de l'état physique du sol.

Dans le même ordre d'idées, il convient de mentionner ici les tentatives expérimentales de la culture sans labour, laquelle exclut ipso facto l'enfouissement de la matière organique laissée sur le sol. Des essais effectués en Belgique (Station de Phytotechnie de Liroux, Gembloux, 1973) montrent que la culture sans labour diminue la porosité totale de la couche arable mais n'affecte pas la stabilité structurale après 5 années; par ailleurs, elle provoque une concentration en humus, en phosphore et en potassium dans l'horizon supérieur de la couche arable.

Enfin, si l'on compare les propriétés physiques du sol cultivé et labouré chaque année, avec celles du sol cultivé et labouré tous les 4 ans, on n'observe pas de différences significatives.

Au total, les sols cultivés expérimentés à ce jour manifestent une bonne résistance de leurs qualités structurales aux nouveaux systèmes de culture. Dans quelle mesure le doivent-ils aux bonnes pratiques d'une agriculture longtemps conservatrice et une question à laquelle il ne pourra être répondu que

par des essais à long terme. Ceux qui ont été réalisés à ce jour n'autorisent pas des conclusions pessimistes, mais ils soulignent que les aspects d'ordre biologique (mauvaises herbes, maladies cryptogamiques, nématodes) seront, dans les nouveaux systèmes de culture et spécialement dans les monocultures, la pierre d'achoppement la plus considérable.

2.1.4. Incidence des engins lourds sur le sol.

Les allusions au danger du compactage des sols par les tracteurs et les engins aratoires lourds ne sont pas exceptionnelles dans la littérature agronomique. Analysant le problème dans des fermes à pomme de terre du New Jersey (USA), BLAKE (1963) indiquait que sur ces terres, le trafic du tracteur pouvait atteindre 80 Km de parcours par ha et par année. Il signalait que les "silt loam de Bearden,, (type de limon alluvial, dans le Minnesota) ont subi du fait du trafic un compactage qui a réduit après une ou deux années la production de la betterave de 13 %, celle du froment de 9 % et celle de la pomme de terre de 54 %. On a constaté que le pourcentage des betteraves fourchues était doublé et que les tubercules de pommes de terre avaient une moindre densité spécifique et se développaient plus près de la surface. Le compactage du "silt loam de Waukegan,, dans sa couche arable réduisait la production du maïs de 7,5 % et même de 14,5 % lorsque le compactage atteignait en même temps les couches plus profondes.

Ces données ne sont que des exemples et leur signification est purement contingente, c'est-à-dire relative au type de sol considéré et pour les conditions de travail signalées par l'auteur.

On sait néanmoins par les études de SÖHNE (1955) sur des modèles expérimentaux de sols (cylindres de terre) que l'effet de compactage augmente notablement avec l'humidité du sol (ce qui justifie d'ailleurs le drainage artificiel des terres un peu humides) et que les sols sous prairie permanente y sont moins sensibles que les sols agricoles proprement dits.

VETTER et LICHTENSTEIN (1968) et HANUS (1968) ont étudié l'effet des compressions sur le volume poreux du sol, lors des labours (tracteurs de 2 à 5

tonnes). Le type de charrue portée, qu'on peut utiliser avec ces tracteurs, n'a pas d'effet compactant et n'altère pas les propriétés physiques du sol, si son réglage est satisfaisant; bien plus, elle contribue moins que la charrue trainée à la formation de la "semelle de labour,, (couche plus compacte due à la compression du soc). Par contre, sous les ornières de tracteur, on constate un compactage sur 25 à 30 cm, avec formation d'une "semelle de roue,, l'effet étant d'autant plus marqué que l'engin est lourd et le sol plus humide. Le volume poreux total et surtout le volume des macropores sont réduits dans les traces de roue, l'air et l'eau y pénètrent moins bien, le développement radiculaire est moindre (réduction de 1/3 pour la féverole), et la productivité ponctuelle est réduite.

Modification des volumes poreux entre 20 et 30 cm sous l'ornière de roue d'un tracteur de 2 Tonnes. Limon léger. (VETTER, 1968).

	Volume poreux total, en %	Volume de macropores, en %	Volume des très grands pores (plus de 1 mm) en %
Avant labour	37,5 (100)	12,6 (100)	1,11 (100)
Après labour, sol sec	36,5 (97)	10,4 (83)	0,32 (29)
Après labour, sol humide	34 (91)	5,0 (40)	0,17 (15)

Dans les terres limoneuses, on peut même observer dans la semelle de roue des taches grisâtres ou bleuâtres, indiquant des conditions réductrices au moins temporaires (réduction du fer ferrique en fer ferreux).

Les auteurs indiquent que les couches plus profondes, au-delà de 30 - 35 cm, ne sont pas affectées par le compactage. Quant à la couche arable, ses propriétés physiques sont totalement restaurées par une culture de trèfle après 9 mois.

On ajoutera que les tracteurs lourds n'agissent pas seulement par leurs ornières mais par l'effet de cisaillement dans les virages, où se forment des plaques de terre comprimée, points d'amorce du ruissellement pendant les épi-

sodes pluvieux.

Le danger de compactage peut aussi provenir du travail même des machines. Celles-ci émiettent la surface du sol beaucoup mieux que les machines plus légères et moins rapides de la traction animale, lors de la préparation du lit de germination. Or un émiettement trop parfait de la terre favorise le glaçage du sol par l'effet de "splash,, des gouttes de pluie. Ce glaçage est l'amorce d'une érosion en nappe, alors que les traces de roue sont plus fréquemment l'amorce d'une érosion en rigoles.

Ainsi donc, les craintes émises encore récemment par GILL (1971) quant au compactage des sols par le trafic des engins lourds ne paraissent pas entièrement sans fondements à moyen ou long terme, spécialement en rapport avec les nouvelles méthodes culturales qui réduisent quelque peu les teneurs en humus des sols et renoncent davantage aux cultures restauratrices (légumineuses, par exemple).

Il est donc opportun que cette question soit surveillée dans les sols sensibles au compactage; à cet égard, HARTGE (1965) indique que le volume total des pores supérieurs à 50 μ est un bon réactif de l'état de compactage naturel ou secondaire du sol.

2.2. L'érosion accélérée dans les terres agricoles.

Il est classique de distinguer l'érosion pluviale et l'érosion éolienne. La seconde est plutôt exceptionnelle dans les climats européens humides et touche principalement les sols sablonneux qui peuvent s'assécher rapidement et fréquemment en surface. On n'assiste cependant nulle part à des déplacements spectaculaires de matériaux ni à des syndromes aussi prononcés que dans les régions de steppes européennes ou de la Prairie américaine. Par contre, l'érosion pluviale paraît plus générale et nous retiendra davantage.

2.2.1. Le phénomène d'érosion pluviale.

L'érosion pluviale des terres est un phénomène bien connu. Ses manifestations et ses mécanismes sont si classiques et ont été si fréquemment décrits dans tous les manuels de conservation des sols, qu'on peut se dispenser de les répéter dans ce rapport ⁽¹⁾. Il convient toutefois de préciser au préalable quelques notions de base.

L'érosion naturelle est celle qui se produit dans les sites couverts de leur végétation primaire, non altérée par l'homme, soit la forêt, soit des formations herbeuses, selon les conditions du climat. Si l'on excepte les situations extrêmes (dunes ou sites rocheux, étage alpin des montagnes, steppes et semi-déserts), l'érosion naturelle est négligeable sous nos climats. Dans les sites couverts par une végétation fermée telle la forêt ou la prairie, elle est généralement inférieure à la vitesse même avec laquelle le sol se forme sous ces végétations.

L'érosion agricole est celle qui se produit dans les terres cultivées, soumises au labour périodique et dont le sol est exposé temporairement à l'impact direct de la pluie (érosion pluviale) et du vent (érosion éolienne). L'effet mécanique de la pluie sur le sol est un prélude important à l'érosion. FOURNIER (1972) relate à cet égard des expériences sud-africaines qui comparent l'érosion du sol nu, d'un sol couvert d'un gazon de graminées (*Digitaria*) et du même sol protégé par une gaze tendue à 10 cm au-dessus du sol. L'érosion exprimée en tonnes par acre de sol déplacé a été respectivement pour les 3 cas de 115,8 tonnes, 1,1 tonne et 0,96 tonne.

(1) On les trouvera exposées d'une façon simple et accessible à chacun, dans l'ouvrage récent de FOURNIER (1972) : "Conservation des sols," (Editions de Conseil de l'Europe).

L'érosion agricole peut être qualifiée de "normale," lorsqu'elle ne dépasse pas un certain seuil jugé dangereux pour la conservation indéfinie du type de sol considéré. A cet égard, les spécialistes américains admettent comme tolérance une érosion de 2 à 10 tonnes / ha par année : 2 tonnes pour les sols superficiels et "battants," (s'humectant à l'excès); 10 tonnes pour les sols profonds de nature limoneuse et à perméabilité normale. Ces tolérances correspondent à une érosion ne dépassant pas 0,2 à 1 mm par année (2 à 10 cm par siècle).

Cette érosion moyenne n'a pas été, semble-t-il, dépassée autrefois dans la plupart des régions agricoles de l'Europe. Dans la région loessique belge, l'étude des profils pédologiques et des dépôts de colluvions aboutit à la conclusion que les sols ont perdu quelque 40 cm d'épaisseur en 2.000 ans, ce qui correspond à une érosion annuelle de 0,2 mm et à un transfert de matériaux de 2 à 3 tonnes par hectare et par année. Ces sols, dont la profondeur peut atteindre 2 à plusieurs mètres de loess, ne sont certes pas menacés et peuvent supporter le rythme actuel de leur érosion, évalué à 0,33 mm par an en moyenne dans les versants (4 Tonnes/ha) et environ 0,1 mm dans les sites horizontaux (1 T/ha), avec des valeurs de 1 mm par endroits.

On peut qualifier d'érosion "accélérée", les érosions qui dépassent les tolérances précitées et menacent l'existence même du sol. On a peu d'informations en Europe sur les transferts érosifs et la charge solide des rivières, qui permettraient de diagnostiquer la situation, certainement grave dans le bassin méditerranéen mais beaucoup moins inquiétante en Europe tempérée. Nombre de pédologues constatent cependant, de nos jours, des reprises d'érosion, encore inapparentes il y a 20 ans. Mais il est évident que la situation est beaucoup moins obérée qu'aux U.S.A. où les pertes solides du sol pour les 4 millions d'acres agricoles s'élevaient naguère au chiffre invraisemblable de quelque 17 mm par année. De telles situations n'existent encore que localement en Europe.

2.2.2. Les facteurs de l'érosion pluviale.

Depuis 1930, les services américains de la conservation des sols ont mesuré l'érosion pluviale dans un très grand nombre de situations et de parcelles. Ce dispositif, unique au monde, a permis à WISCHMEYER et SMITH (1965) d'établir une équation générale de l'érosion qui s'exprime comme suit :

$$\text{Erosion} = R \times K \times S \times L \times P \times C$$

(en tonnes
par acre-
année)

- R est le facteur de pluviosité
- K l'érodibilité naturelle du sol
- S la pente du terrain et L sa longueur de pente
- P un facteur exprimant les mesures culturales antiérosives; quand celles-ci sont absentes, $P = 1$
- C un facteur exprimant le système de culture (rotation ou monoculture).

Pour comprendre les lois de l'érosion, il est nécessaire de commenter brièvement ces divers facteurs.

- a) Le facteur de pluviosité (R). Il est établi que le caractère déterminant de la pluie est son intensité (chute d'eau par unité de temps); toutefois, pour une même classe d'intensité, l'effet érosif augmente aussi avec la hauteur pluviale. C'est par conséquent dans les climats où les régimes d'averses sont prédominants (bassin méditerranéen, U.S.A., etc.) que l'érosion pluviale est la plus agressive.

Les mesures effectuées en Caroline du Nord (U.S.A.) donnent une idée des effets érosifs des pluies par classe d'intensité (tableau I.)

TABLEAU I. - Transferts érosifs en tonnes par ha.

Classes de hauteurs pluviales, en mm	Intensités pluviales (en mm par heure pendant les 5 minutes recevant le plus d'eau)			
	0 à 38 mm	38 à 76 mm	76 à 114 mm	+ de 114 mm
0 à 25 mm	0,49	3,23	9,73	11,14
25 à 50 mm	2,02	9,51	14,77	14,20
50 à 76 mm	2,12	8,40	25,32	30,88
plus de 76 mm	-	14,85	16,03	-

b) Le facteur d'érodibilité (K) dépend de la texture du sol. Il augmente dans les proportions suivantes :

- sol sableux 0,03 à 0,005
- sol limono-sableux 0,08 à 0,10
- sol sablo-limoneux 0,20 à 0,28
- sol limono-sableux ou loessique 0,28 à 0,69

Le tableau II indique quelques valeurs concrètes de l'érosion pour divers types de sols aux U.S.A. (FOURNIER, 1972, d'après divers auteurs).

TABLEAU II. - Erosion annuelle en tonnes par ha.

Type de sol	Pluie annuelle (mm)	Pente %	Longueur de pente (m)	Culture	Erosion moyenne T/ha	Ruissellement moyen en % des pluies
Limon argileux (Ohio)	526	0 à 1	30	coton	5,43	6,4
id.	526		30	coton	12,84	15,1
id.	526	2	30	coton	17,29	15,5
Limon fin (Ohio)	926	8	22	maïs	148,25	30,4
id.	926	12	22	maïs	180,87	42
Argile (Texas)	889	2	22	maïs	26,18	13,4
id.	889	4	22	maïs	75,11	16,6
Limon (Missouri)	940	3,7	27,5	maïs	48,67	29,4
id.	940	8	27,5	maïs	170	28,3
Limon sableux (Texas)	1.041	8,7	22	coton	68,94	20,9
id.	1.041	16,5	22	coton	177,90	14,6

c) La géométrie parcellaire.

En général, l'érosion pluviale augmente avec la pente du terrain, mais en même temps avec la longueur de pente. Par rapport à une parcelle standard ayant une pente de 9 % et une longueur de pente de 20 m (72,6 pieds), l'érosion varie de la façon suivante (tableau III).

TABLEAU III. - Longueur de pente en m. Erosion par rapport à une parcelle standard (sol nu).

	100 m	200 m	300 m
Pente de 2 %	0,1	0,3	0,4
Pente de 6 %	0,6	0,95	1,4
Pente de 10 %	1,4	1,90	2,7
Pente de 14 %	2,3	3,2	4,8
Pente de 18 %	3,5	4,9	5,6

d) La végétation et les facteurs culturaux.

Plus la végétation qui couvre le sol est dense et continue, mieux celui-ci est protégé contre l'érosion pluviale. BENETT a évalué au Texas et dans le Missouri, pour des sols de 8 à 9 % de pente, le temps nécessaire à l'enlèvement de 20 cm de sol; voici ses estimations (FOURNIER, 1972) :

- 21 ans sous coton, en sol déjà érodé,
- 46 ans sous coton, en sol vierge,
- 50 ans sous maïs
- 67 ans sous culture diverse en rotation,
- 15.000 ans sous friche non cultivée,
- 27.400 ans sous forêt,
- 171.500 ans sous prairie permanente.

Les cultures qui couvrent le sol toute l'année, telle la prairie permanente, ne donnent lieu qu'à des érosions tout à fait négligeables. Pour des prairies temporaires de graminées et de graminées - légumineuses ou des crûs de luzerne ou trèfle, l'érosion reste minime. Dans ces cas, l'indice d'érosion (exprimé par rapport à l'érosion d'un même sol en même situation et maintenu sans végétation) est généralement inférieur à 1 %.

Les cultures annuelles sont naturellement plus érosives, spécialement pendant la période de vacance du sol (\pm 6 mois) et pendant le temps d'établissement des crûs (semis, levée et début de végétation, avant fermeture du couvert). Toutefois, les particularités du système de culture jouent un rôle important :

- une bonne fertilisation chimique diminue l'érosion en stimulant le développement du crû et sa densité. Les cultures très intensives sont donc moins érosives que les cultures peu intensives.
- la fertilisation organique au fumier de ferme diminue également l'érosion, à la fois par son effet fertilisant et son action sur la structure du sol, y compris dans la couche la plus superficielle;
- l'abandon des résidus culturaux sur le sol (paillage, "mulching") diminue également l'érosion dans une proportion appréciable (tableau IV). Lorsqu'ils sont retournés dans le sol, les résidus modèrent d'autant mieux l'érosion qu'ils sont plus abondants et enfouis plus profondément;
- l'intercalation de la prairie temporaire dans les rotations diminue également l'érosion dans les cultures céréalières après ce précédent. L'effet est proportionnel à la durée de la prairie dans la rotation;

- le travail du sol entre les lignes de maïs exerce également un effet bénéfique, mais surtout un semis précoce interlignes dans le but de constituer un couvert herbacé (trèfle, vesce, ray-grass, etc. ...).

Ces diverses conclusions sont illustrées par les recherches américaines, dont le tableau V donne un aperçu.

TABLEAU IV. - Pourvoir érosif de diverses rotations de maïs, exprimé en % de l'érosion d'un sol maintenu sans végétation (BEASLEY, 1972*).

Types de rotations	Résidus culturaux enlevés. Labour automnal ou friche	Résidus culturaux laissés sur le sol. Labour de printemps
Monoculture continue de maïs	57 %	38 %
Rotation maïs - avoine		
3 ans de maïs, 1 an d'avoine	45 %	27 %
2 ans de maïs, 1 an d'avoine	32 %	24 %
1 an de maïs, 1 an d'avoine	35 %	17 %
Rotation maïs-avoine, prairie temporaire		
3 ans de maïs, avoine, prairie	28 %	17 %
2 ans de maïs, avoine, prairie	21 %	12 %
2 ans de maïs, avoine, 2 ans de prairie	17 %	10 %
2 ans de maïs, avoine, 3 ans de prairie	14 %	8 %
1 an de maïs, avoine, prairie	11 %	5,8 %
1 an de maïs, avoine, 2 ans de prairie	8,4 %	4,8 %
1 an de maïs, avoine, 3 ans de prairie	6,8 %	3,6 %
1 an de maïs, avoine, 4 ans de prairie	5,8 %	3,1 %
Prairie temporaire en permanence		0,6 %

* Ces chiffres s'entendent pour des cultures intensives de maïs (75 boisseaux à l'acre).

TABLEAU V. - Pouvoir érosif de quelques rotations de maïs en fonction des périodes culturales, exprimé en % de l'érosion subie par un sol maintenu sans végétation (BEASLEY, 1972).

Périodes culturales	I	II	III	IV	Va	Vb
<u>Types de rotations</u>						
1) après prairie temporaire de graminées - trèfles						
1e année de maïs	8-10	25-28	17-19	10-12	15-18	10-11
2e année de maïs	25-32	48-51	37-41	20-22	24-26	14-15
3e année de maïs	36	63	50	26	30	-
2e année de maïs avec semis interligne	18-20	35-37	30-33	20-22	24-26	14-15
3e année de maïs avec semis interligne	22	46	41	26	30	-
2) rotation maïs - céréale à petits grains - sans prairie temporaire	22	37	35	22	27	-
- avec prairie temporaire 1 an sur 3	20	20	12	2	2	-
3) maïs après maïs						
- résidus végétaux : 450 à 675 kg	-	50	40	25	30	-
- idem : 900 à 1.350 kg	-	30	24	14	20	-
- idem : 2.200 à 2.700kg	-	7	7	7	7	-

I = période de vacance du sol (friche)

II = du labour à 1 mois après le semis

III = période d'établissement de la végétation (1 à 2 mois)

IV = développement végétatif actif jusqu'à la récolte

Va = après la récolte, résidus végétaux laissés sur le sol

Vb = après la récolte, résidus végétaux laissés sur le terrain, avec établissement d'un couvert de graminées ou graminées - légumineuses par semis précoce pour former une couverture hivernale du sol.

2.2.3. Le potentiel érosif des systèmes culturaux.

Des tableaux IV et V, on peut déduire que les systèmes culturaux ont des potentiels érosifs différents. Il apparaît notamment deux faits essentiels :

- les cultures de maïs ont un potentiel érosif beaucoup plus marqué que les céréales à petits grains (blé, orge, avoine). Ce fait n'a rien d'insolite. Le mode d'insertion foliaire du maïs favorise la collecte des eaux de pluies qui dégoulinent au pied du plant, ce qui prédispose au ruissellement. En outre, le maïs, par son développement tardif et l'écartement de ses lignes maintient le sol plus longtemps dénudé.
- le retour du maïs sur lui-même (monoculture), augmente l'érosion d'une année à l'autre. La même loi resterait à vérifier pour les petites céréales.

Il serait donc pertinent que les nouveaux systèmes de cultures qui se construisent aujourd'hui en réponse aux contingences économiques, soient également testés expérimentalement quant à leur potentiel érosif. Trop souvent, les expérimentateurs se limitent à la mesure des rendements, à des essais de fertilisation et des essais de contrôle phytosanitaire, sans tenir compte ni de l'incidence sur l'état structural du sol ni sur sa résistance à l'érosion. Cette recommandation s'applique tout particulièrement aux tentatives de monocultures, aux systèmes culturaux basés sur le maïs, aux cultures sans labour et au sarclage chimique par les herbicides. Si l'on a pu, dans le passé, négliger sans inconvénient la composante érosive des systèmes culturaux classiques et conservateurs, la question ne peut plus être éludée de nos jours, compte tenu des conséquences multiples qu'entraîneraient des reprises généralisées de l'érosion.

2.2.4. Les conséquences de l'érosion accélérée.

Ces conséquences ont été bien étudiées aux U.S.A. et elles préfigurent ce qui pourrait se passer en Europe à long terme si une agriculture plus érosive devait s'établir sur de grandes surfaces. Ces conséquences concernent la dégradation des sols, la sédimentation dans les systèmes aquatiques, l'eutrophisation et la pollution des eaux, avec leur cortège classique de nuisances.

Certes, la situation européenne est moins obérée que celle de l'Amérique et des autres continents, exception faite des régions méditerranéenne et alpine. FOURNIER (1971) a tenté d'évaluer les pertes de sol par érosion dans les diverses régions du globe; il arrive aux résultats moyens suivants :

pour l'Europe	84 tonnes/km ² /année (1)
pour l'Australie	273 tonnes/km ² /année
pour l'Amérique du Nord	491 " " "
pour l'Asie	610 " " "
pour l'Amérique du Sud et les Antilles	701 " " "
pour l'Afrique	715 " " "

En Europe, des évaluations similaires, déduites de la charge solide des fleuves, donnent les valeurs suivantes (2) :

Bassin de la Seine à Paris	17 tonnes/km ² /année
Bassin de la Waal (Pays-Bas)	12,7 " " "
Bassin du Rhin, à Lobith (P.B.)	17,35 " " "
Bassin de la Meuse à Hedel (P.B.)	24,20 " " "
Bassin de l'Oder à Gozdowic (Pologne)	1,22 " " "
Bassin de la Vistule à Tczew (Pologne)	11,37 " " "
Bassin de la Tisza à Tivadar (Hongrie)	64 " " "
Rivières alpines (France - Italie)	160 à 853 " " "
Rivières méditerranéennes (Italie - Albanie)	2.400 à 3.590 " " "

a) La dégradation des sols. L'aptitude culturale des sols diminue à mesure qu'ils s'érodent. Aux U.S.A., on estime que les rendements de maïs diminuent comme suit en fonction de l'érosion du sol :

sol érodé sur 5 cm	- 15 % érosion modérée
sol érodé sur 10 cm	- 22 %
sol érodé sur 15 cm	- 30 %
sol érodé sur 20 cm	- 41 % érosion sévère
sol érodé sur 25 cm	- 57 %
sol érodé sur 30 cm	- 75 %

(1) 100 tonnes/km²/année représentent une érosion moyenne de 0,072 mm de sol par an.

(2) la part de l'érosion par sapement des berges et celle de l'érosion en nappe des terres agricoles sont confondues, mais il y a corrélation entre elles.

b) L'appauvrissement chimique des sols.

Les érodats arrachés au sol emportent avec eux les éléments fertilisants qui s'y trouvent incorporés. Les érodats contiennent environ 0,1 % de leur poids en azote, 0,15 % de leur poids en P_2O_5 (acide phosphorique) et 1,5 % de leur poids en K_2O (potasse). Les érodats sont relativement enrichis par rapport au sol dont ils proviennent : le facteur de concentration varie de 2 à 3 pour l'azote, de 3 à 4 pour le phosphore et 2 à 19 pour la potasse. Les proportions sont de 3, 5 et 26 pour les érodats éoliens. A partir du tonnage d'érosion, on peut donc calculer les pertes en fertilisants. Aux U.S.A., elles représentent annuellement 50 millions de tonnes (pour 4 milliards de tonnes d'érodats), soit l'équivalent de 6,8 millions de dollars par an (1,7 dollars par tonne d'érodats).

Un orage très érosif peut emporter l'équivalent de 150 dollars de matières fertilisantes par acre (0,4 ha).

Les tableaux VI et VII donnent une idée des pertes de fertilisants qui peuvent se produire annuellement. On trouvera quelques données pour l'Europe dans WEICHMANN (1972).

TABLEAU VI. - Pertes d'engrais en kg/ha par année du fait de l'érosion pluviale (monoculture de maïs). Sol limoneux, pente 3,6 % (DULEY et MILLER).

	N total kg/ha	N(NO ₃) kg/ha	P total kg/ha
Sol nu, non cultivé	108,9	1,52	52,8
Sol bêché sur 20 cm	81,7	0,62	36,3
Monoculture de maïs	44,0	0,022	8,8
Blé	33,0	0,35	12,1
Rotation maïs - blé - trèfle	6,6	0,022	2,2
Gazon de pâturage	0,66	0,08	0,11

TABLEAU VII.- Concentration chimique des eaux de ruissellement d'une terre de blé d'hiver, à Coshocton (Ohio) (WEIBEL et al., 1966).

	N total	N(NO ₃)	P minéral hydroly-sable	Charge solide totale
Teneur moyenne des eaux de ruissellement mg/l	9	5	0,6	313
Teneur extrême des eaux de ruissellement mg/l	2,2 à 12,7	0,2 à 8,2	0,08 à 1,07	5 à 2074
Teneur dans les eaux de pluie mg/l	1,17	0,86	0,03	

c) Eutrophisation et pollution des systèmes aquatiques.

L'érosion eutrophise les eaux par les éléments fertilisants contenus dans les érodats. La question est particulièrement importante pour le phosphore, ainsi qu'il sera exposé dans les autres parties de l'étude (IIe Partie : Engrais et Ve Partie : Eutrophisation). L'érosion peut aussi polluer les systèmes aquatiques en raison des biocides entraînés par les eaux de ruissellement et les érodats (voir IIIe Partie). Ici, on limitera la discussion aux seuls sédiments déchargés dans le réseau hydrographique.

La charge solide des eaux se répercute par des processus d'envasement dans les systèmes d'adduction d'eau, les canaux et les estuaires, dans les lacs et les réservoirs artificiels, et même dans les installations portuaires. Aux U.S.A., la capacité totale des réservoirs artificiels créés dans le pays est réduite par sédimentation de 1 million d'acre-pied (1.200 millions de m³) par année. L'ensemble des curages du réseau hydrographique nécessités par l'envasement peut s'élever à des coûts considérables.

La charge solide des eaux nuit également à la qualité alimentaire des eaux de surface et à leur usage industriel, notamment pour l'alimentation des turbines.

La turbidité des eaux entraîne des nuisances pour le plancton végétal et animal, pour le poisson et son frai et dévalue la capacité récréative des eaux du fait de l'envasement des rives, de la stimulation des végétations littorales et de la diminution des ressources de la pêche.

Il serait superflu d'authentifier ces conséquences par des exemples, qui foisonnent d'ailleurs dans les ouvrages d'hydrologie et d'hydrobiologie, mais ils démontrent, si nécessaire, que les reprises d'érosion auxquelles on assiste aujourd'hui ne pénalisent pas seulement l'agriculture mais aussi d'autres activités. Il serait fâcheux que l'Europe, qui reste aujourd'hui le continent le moins érodé du monde, s'achemine vers des situations moins satisfaisantes et qu'on doive lui appliquer le diagnostic récemment émis par FOURNIER (1972) : "l'expansion démographique, l'industrialisation et les recherches d'une production maximale ont entraîné une évolution sensible des méthodes de culture dans le milieu rural européen et l'érosion connaît, dans la période actuelle, une recrudescence sous les climats tempérés pourtant pas trop sévères, par suite de la mise des sols en état de moindre résistance".

3. AMENAGEMENTS FONCIERS ET REMEMBREMENTS.

3.1. Le drainage des terres humides.

Le drainage des terres humides augmente l'aptitude culturale des sols, permet des semailles plus précoces et augmente souvent les rendements. Il n'existe pas d'objections écologiques à de telles améliorations. Il peut en être autrement lorsque, dans le cadre des aménagements fonciers, on réécrite systématiquement toutes les zones marécageuses des plaines ou vallées, avec reprofilage du système hydrographique. Ces travaux ont pour conséquence la raréfaction ou la disparition des marais, refuges qualifiés de la vie sauvage.

Les objections parfois élevées contre le drainage des terres humides, sous prétexte que l'opération pourrait assécher, voire même "steppiser", l'espace rural sont sans fondements. La fonction essentielle du drainage est d'assurer un meilleur ressuyage printanier et de permettre des travaux aratoires et des emblavements plus précoces. Le drainage améliore aussi les qualités physiques du sol (structure, aération) et, dès lors, ses aptitudes agricoles.

Néanmoins, il faut reconnaître que les opérations de drainage s'engagent parfois dans un perfectionnisme désuet, qui consiste à récupérer fût-ce au prix de travaux coûteux, les dernières zones humides jusque dans les moindres vallons. Une telle optique n'est justifiée ni par les besoins alimentaires de la population, ni même par la prospérité des exploitations agricoles. Les terres humides ayant un caractère marginal du fait de leur situation ou de leur éloignement devraient être exclues des projets d'assainissement et conservées en vue d'autres fonctions, dont la fonction écologique et même cynégétique.

Il faut en effet savoir que le maintien d'îlots humides, même exigus est extrêmement favorable à la conservation de la vie sauvage. Ces îlots sont l'habitat naturel d'une flore et d'une faune spécifique dite paludicole, mais aussi un lieu de nourriture pour les espèces qui s'y ravitaillent, tels les

consommateurs de poissons, de batraciens ou de mollusques (cigogne, héron cendré, canards et autres anatidés). On attribue fréquemment la régression des populations de cigognes à celle des batraciens, du fait de l'assèchement de leurs habitats.

Le drainage des prairies humides n'en modifie pas seulement la flore et la faune, mais aussi et souvent le régime d'exploitation ou les dates de fauchaison. Or ces facteurs ont des effets directs sur certaines espèces. On a montré que la souris des marais (*Microtus oeconomus arenicola*) est fortement influencée aux Pays-Bas, par les techniques et les dates de fauchage des prairies (WYNGARDEN et al. 1964), ce qui retentit sur les rapaces prédateurs; de la même manière, les labours profonds réalisés dans les "marschen", assainis de la Frise sont très défavorables au mulot, *Microtus arvensis*, principale nourriture du faucon crécerelle.

Selon ERZ (1972), la fauche précoce des prairies valicoles assainies est très défavorable aux couvées des oiseaux qui y nichent, en particulier la bécassine, la barge à queue noire, le chevalier combattant et le chevalier gambette.

Les services du Génie rural, à qui sont confiés les assainissements fonciers devraient autant que possible incorporer au stade des projets la préoccupation de sauvegarder dans l'espace rural une trame appropriée de sites humides. Cette opportunité n'est encore aujourd'hui que fort timidement envisagée; une des raisons principales réside dans le clivage traditionnel des services et administrations responsables.

3.2. Les irrigations agricoles.

L'irrigation est une condition essentielle au développement d'une agriculture intensive dans les climats secs, tel le climat méditerranéen. Dans les pays de l'Europe tempérée, elle ne s'avère indispensable qu'épisodiquement et spécialement dans les secteurs à faible pluviosité estivale (Loire et Champagne, graben rhénan, etc.). Pour des raisons économiques et techniques, elle

est généralement pratiquée sous forme d'aspersion.

L'irrigation implique la constitution de réservoirs d'eau, qui sont extrêmement bénéfiques pour la vie sauvage. Certains de ces réservoirs, entièrement artificiels cependant, sont devenus des sites qualifiés et des relais de migration importants pour la sauvagine, notamment pour les Anatidés.

Il est bien connu, en effet, que ces relais se sont considérablement raréfiés à travers l'Europe, du fait des assainissements, des pollutions ou l'utilisation récréative des plans d'eau. C'est à ce point vrai que l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UNESCO) a conçu un projet d'envergure, le projet MAR, qui vise à sauvegarder une chaîne appropriée de relais aquatiques à travers l'Europe, l'Afrique du Nord et le Proche Orient. La plupart des pays européens ont adhéré à ce projet (convention de Téhéran, 1970). Pareille préoccupation est par exemple inscrite dans certains grands projets d'aménagements fonciers, notamment celui du Guadalquivir, dans le sud de l'Espagne. Cette fonction de relai peut être assumée même par des pièces d'eau de dimension moyenne ou modeste (étangs) de sorte qu'il serait avantageux qu'il en soit tenu compte dans les projets régionaux ou locaux. On constate du reste que la création de rizières dans le bassin méditerranéen ou d'étangs ruraux en Europe tempérée contribue d'une manière très opérante à la survie des populations d'oiseaux limicoles et piscivores. La mise de ces sites aquatiques sous un régime de protection écologique (Réserves naturelles aquatiques) leur conférerait une valeur biologique incontestable et garantirait en même temps le maintien d'une qualité optimale des eaux d'irrigation.

L'irrigation peut entraîner des effets écologiques négatifs, qui concernent essentiellement la contamination nitrique ou chlorurée des nappes aquifères dans les sites irrigués. Cette question est traitée dans la IIIe Partie, car elle est en relation directe avec la fertilisation des terres.

3.3. La correction des cours d'eau.

La correction et la régularisation des cours d'eau dans l'espace rural est une tâche classique assumée par les services de l'Hydraulique agricole.

Les interventions s'imposent souvent par le souci de protéger l'habitat rural ou les terres agricoles des inondations périodiques. Si de telles mesures sont souvent requises, il apparaît néanmoins que les normes techniques qu'elles utilisent ignorent dans bien des cas les principes de l'aménagement biologique des cours d'eau.

On sait que les ruisseaux, les rivières et les fleuves sont bordés de franges de végétation ripicoles, dont la composition et la structure dépendent de la vitesse et de la force érosive du courant, du régime et de l'amplitude des crues et de la nature des terrains de vallées. La végétation fluviale est donc hautement spécialisée et fortement différenciée selon les circonstances hydrographiques. Les travaux phytosociologiques européens fournissent à cet égard une mine inépuisable de renseignements.

Le rôle des végétations ripicoles est considérable. Elles contribuent de manière spécifique à consolider les rives et à entraver leur érosion par le courant. Lorsque ces végétations sont arborées - ce qui est le cas dans leur état naturel - elles limitent le développement de la végétation aquatique littorale, principale cause d'obstruction ou de ralentissement du courant dans les phases de crue. Elles entretiennent au bord des eaux une biocénose faunistique très favorable à la vie des poissons. Enfin, elles contribuent à l'autoépuration soit en filtrant les effluents provenant des terres environnantes, soit en diminuant les charges chimiques eutrophisantes par absorption. On ne peut non plus ignorer leur rôle esthétique dans le paysage.

Pour ces diverses raisons, il serait éminemment souhaitable que les procédés de fixation biologique des rives soient adoptés de préférence aux fixations par des matériaux inertes. C'est là une condition indispensable au maintien d'une faune ichtyologique intéressante (la truite) et à la conservation de quelques espèces devenues de plus en plus rares, la loutre par exemple.

A notre connaissance, l'Allemagne est le seul pays qui ait élaboré des normes techniques pour l'aménagement biologique des cours d'eau, des canaux et de leurs rives. Ces normes peuvent être étendues aux collecteurs des systèmes de drainage. Il serait opportun que, dans les divers pays, les services nationaux impliqués dans l'hydraulique agricole prennent ces nécessités en considération, en stimulant des recherches et des solutions appropriées aux divers impératifs de la gestion des eaux courantes.

2.4. Les remembrements ruraux.

De toutes les innovations d'amélioration foncière, celle des remembrements ruraux est la plus considérable et, dans certains milieux, la plus décriée. La remise à jour de l'espace rural, de sa structure et de son parcellaire bouleverse inévitablement le paysage traditionnel et historique des finages et des régions et risque de détruire des composantes esthétiques, culturelles et écologiques importantes.

A notre avis, une conservation intégrale en la matière est certainement hors de propos. La structure de l'espace rural et ses aspects n'ont cessé d'évoluer dans l'histoire, de se transformer aux yeux des contemporains. La question n'est pas de les figer, mais de guider leurs transformations et, au besoin, de les recréer selon des critères qui associent les diverses fonctions de l'espace rural, sa fonction agricole, sa fonction écologique, sa fonction hydrologique et même ses fonctions culturelles et récréatives.

Ce vaste problème déborde du cadre de ce rapport et il nous incombe d'en analyser seulement la composante écologique. La question peut se définir en une phrase : il importe que les opérations de remembrement soient assorties du souci de maintenir dans l'espace agricole une structure biologique appropriée, basée sur le principe de diversité et le principe de conformité.

Le principe de diversité consiste à ménager dans l'espace rural des biotopes diversifiés qui représentent, pour les populations animales et végétales, une collection de micro-habitats répondant aux exigences multiples de ces populations. Le principe de conformité consiste à harmoniser la composition végétale de ces biotopes à la vocation écologique des terroirs et des sols, en

évitant l'introduction d'éléments foncièrement étrangers à la région et à la situation des lieux. L'application de tels principes suppose l'élaboration de normes dans le cadre des recherches de l'écologie appliquée.

La détérioration contemporaine de la structure biologique des terroirs agricoles n'est souvent que trop réelle et trop apparente. Les travaux de remembrement parcellaire, la reprofilage des voiries rurales, l'agrandissement des parcelles et des exploitations impliquent souvent l'éradication des haies vives, des rangées d'arbres, des bosquets et des végétations fixatrices des talus, des fossés ou des berges de ruisseaux. Or ces éléments de végétation non agricole fonctionnent comme une trame de refuges pour la vie sauvage. Leur éradication se traduit par un appauvrissement de la diversité de leurs populations; la conséquence en est souvent que certaines espèces dites "synanthropes", risquent de proliférer, et parmi elles des ennemis mêmes des cultures.

Il est difficile en cette matière d'aller au-delà des considérations générales pour deux raisons. La première est que la plupart des observations écologiques qui la concerne sont qualitatives et non quantitatives. On sait par exemple que certains oiseaux ou petits mammifères d'origine forestière se raréfient dans les campagnes à mesure que disparaissent leurs refuges, mais bien peu d'études sont en mesure d'élucider les mécanismes exacts et l'importance de la régression, faute d'observations systématiques.

La deuxième cause est que les recherches effectuées, çà et là sont difficilement extrapolables à d'autres situations; elles permettent seulement de dégager des tendances ou des hypothèses.

Un cas typique à cet égard est celui de la régression de l'Outarde barbae (*Otis tarda*) en Europe centrale. Ce serait moins les transformations des campagnes et de la vie rurale qui en sont la cause, mais plus précisément la mécanisation des travaux, l'espèce étant sensible aux dérangements par le bruit des moteurs (ERZ, 1972).

Divers spécialistes (HEROLD, 1951, MÜLLER-USING, 1960; TISCHLER, 1965; MOORE, 1967) ont analysé les conséquences de la structure biologique du paysage sur les populations faunistiques. Il n'est pas possible ici de résumer leurs travaux. A titre d'exemple on envisagera un problème spécifique, à savoir le rôle des bocages et les conséquences de leur éradication.

3.5. L'éradication des structures bocagères.

L'éradication des éléments bocagers dans l'espace rural est l'un des aspects des remembrements agricoles parmi les plus controversés par les paysagistes, les naturalistes et les écologistes. En réalité, la question concerne une gamme très étendue des paysages allant du bocage à maillage régulier de haies vives (type breton, type normand, type anglais) aux paysages simplement arborés par des lignes de peupliers ou de saules (type flamand) ou constitués d'une alternance de champs ou de bois (type bas-saxon, par exemple). Cette diversité de types bocagers, issus de l'économie mixte ou herbagère, s'oppose aux paysages de "champagnes", ou d'"openfield", des régions loessiques, où quasi rien n'interrompt le déroulement des terres céréalières et betteravières.

Les causes pour lesquelles on réduit ou élimine les structures bocagères sont multiples. Dans certains cas, les éléments du bocage ont définitivement perdu les fonctions pour lesquelles ils ont été implantés ou maintenus : comme enclosures vivantes dans les pays herbagers, comme réserve de bois de chauffage et même de nourriture pour le bétail en cas de disette (feuillage), enfin comme réserves cynégétiques dans les domaines ruraux. Dans d'autres cas l'éradication est effectuée pour des raisons économiques (frais de taille et d'entretien) ou des raisons techniques (obstacles à la mécanisation, agrandissement des parcelles, élargissement des chemins, aménagements fonciers). Pour d'autres enfin, l'éradication des bocages témoigne d'un changement d'attitude des populations rurales et d'idées modernistes. Quoi qu'il en soit, l'obligation des structures bocagères peut avoir des conséquences écologiques.

a) Conséquences microclimatiques.

Ce serait une erreur de croire que les haies et brise-vents ont une influence quelconque sur le macroclimat d'une contrée, mais ils peuvent effectivement modifier le microclimat au voisinage du sol. Leur effet le plus direct est de diminuer la vitesse du vent au-dessus des parcelles protégées : cette réduction se fait sentir sur une distance arrière de 10 à 15 fois la hauteur du brise-vent, dans une proportion qui varie avec la vitesse du vent et la perméabilité des obstacles. Cette protection peut être importante dans les sites venteux pour des cultures délicates telles les cultures maraîchères; elle peut protéger les sols légers contre l'érosion éolienne ou encore le bétail contre les vents froids et pluvieux. Les brise-vent assurent aussi une meilleure répartition de la neige au sol. Dans les pentes, ils peuvent faire obstacle aux écoulements nocturnes d'air froid vers les dépressions ou les vallées et y diminuer les risques de gelées précoces ou tardives.

Mais le principal avantage concédé aux brise-vent est de réduire l'évapotranspiration et la consommation d'eau des cultures, spécialement dans les régions sèches ou semi-arides. Cette opinion est déduite des travaux de l'école russe et de l'école allemande, qui ont effectivement montré que l'air est à la fois plus humide et plus chaud dans les parcelles protégées durant la journée, bien qu'il puisse, en revanche, être plus froid pendant la nuit. Les mesures effectuées au moyen d'évaporomètres ou de bacs évaporants ont confirmé que leur évaporation naturelle est également diminuée par rapport aux conditions de la rase campagne.

Avant que les mécanismes de l'évapotranspiration des végétations n'aient été mieux connus, on a déduit de ces résultats que les brise-vent diminuaient la consommation en eau des cultures. Des recherches récentes aux USA (BROWN et al. 1970, 1971) effectuées sur des champs irrigués de betteraves, protégés et non protégés, infirment cependant ces vues. La transpiration dans les parcelles protégées peut être stimulée durant la matinée par l'échauffement progressif des feuilles, résultant d'une moindre ventilation du site; dans l'après midi, elle peut être réduite du fait que les apports advectifs dus à la ventilation sont plus modérés. Au total, il n'y a pratiquement pas de différence.

sur sol humide entre parcelles protégées et non protégées. Par contre, durant les phases d'assèchement du sol, la fermeture des stomates a lieu plus tardivement dans les parcelles protégées; dès lors celles-ci évapotranspirent davantage et leur bilan d'eau n'est donc pas nécessairement plus favorable.

b) Conséquences agronomiques.

L'assimilation chlorophyllienne étant liée à l'ouverture des stomates et plus active dans la matinée que dans l'après-midi, on peut aisément concevoir, d'après ce qui vient d'être exposé, que la productivité des cultures soit favorisée dans les parcelles protégées. Dans leurs expériences sur des champs irrigués de betteraves, BROWN et al. (1970) constatent une meilleure ouverture stomatique dans les parcelles protégées, qui aboutit à un surplus de production journalière de 6 % et, dans les cas extrêmes, de 26 %; ces surplus sont toutefois couplés à une consommation d'eau égale ou supérieure à celle des parcelles non protégées. La différence serait plus marquée encore pour des cultures en climat semi-aride. Les Russes font état de surplus de rendement allant de 20 à 100 %.

Ces chiffres concernent tous des régions relativement sèches; il est peu vraisemblable qu'ils soient de même ordre en Europe tempérée, sauf dans les sites fortement exposés aux vents marins ou, dans le Midi, au mistral.

c) Conséquences biologiques.

Les haies et autres structures bocagères introduisent dans les campagnes une diversité d'habitats qui permet le maintien d'une faune très nombreuse. Dans le nord-ouest de l'Allemagne, on a dénombré dans une haie plus de 1200 espèces d'insectes et autres invertébrés aériens, dont beaucoup sont inféodés à des espèces particulières de la haie. Cette faune comprend quelque 50 % d'espèces typiquement forestières, 20 % d'espèces práticoles et 30 % d'espèces ubiquistes. La faune aviaire est également favorisée par les structures bocagères, ainsi qu'il résulte des exemples suivants, cités par TISHLER (1955).

	Nombre de couples d'oiseaux par Km ² (NW de l'Allemagne et Rhénanie)
Paysage rural de petites fermes, jardins et vergers	2.000 à 2.700
Bois de chêne-charme près d'un village	2.386
Bois chêne-charme en forêt	1.100
Bosquets ruraux	400 à 442
Vergers	334 à 384
Campagne avec haies	112 à 168
Campagne ouverte, sans haies	40 à 96

Les oiseaux des haies et bosquets sont en majorité des espèces forestières et insectivores qui, durant la bonne saison, chassent dans les cultures adjacentes, ainsi qu'il a été montré par des analyses du contenu stomacal (FISCHER 1955).

La haie est également l'habitat d'une faune originale de vertébrés terrestres : hérisson, lapin, musaraigne, divers rongeurs forestiers (dont Clethrionomys glareolus) et divers reptiles ou amphibiens (lézard, couleuvre, orvet, grenouille verte). Certaines espèces servent de nourriture aux rapaces et contribuent à leur maintien dans l'espace rural.

La faune entomologique des haies et bocages est généralement forestière et différente de la faune entomologique des cultures. C'est vrai pour les limaces, les araignées, les coléoptères et les insectes phytophages (FISCHLER 1965). Dès lors, cette faune ne peut être suspectée d'exercer des ravages importants dans les cultures, même si pendant la période de végétation, elle

se répand dans les emblavements pour se nourrir. D'autre part, divers insectes pollinisateurs se recrutent aussi dans la raune bocagère.

d) Conséquences phytopathologiques.

Ce serait cependant une erreur de croire que les structures bocagères suffisent à dominer les problèmes phytopathologiques, malgré leurs ressources faunistiques. En regard de leurs avantages, on doit signaler leurs inconvénients. Du fait qu'elles diminuent le vent et augmentent l'humidité, elles favorisent dans une certaine mesure les maladies cryptogamiques, les rouilles en particulier, et la multiplication des pucerons. Il n'est pas rare que les infections dans les parcelles cultivées débutent précisément au voisinage de haies ou des lisières forestières, ce qui fait supposer que celles-ci jouent un rôle de refuge hivernal pour certaines espèces nuisibles. Selon toute vraisemblance, c'est le cas pour des cryptogames, tels les agents de la rouille, dont la survivance est liée à l'alternance d'un hôte cultivé et d'un hôte sauvage, et pour les pucerons qui sont attirés en fin de saison par les zones plus sombres du paysage et viennent hiverner dans les haies et les lisières de bosquets. Certaines espèces bocagères telles les rosacées (aubépine, prunus, ronces) peuvent aussi fonctionner comme réceptacles de viroses pour les arbres fruitiers. Il faut toutefois se garder de jugements excessifs en cette matière, comme le dit TISCHLER (1955) : "autant il serait erroné d'attribuer aux haies un rôle majeur dans le contrôle des ennemis des cultures, autant il serait exagéré de supposer qu'elles constituent des foyers permanents d'organismes indésirables". La question doit se poser dans l'optique de la diversité écologique du paysage, qui au total présente certainement plus d'avantages que d'inconvénients. L'exemple du mulot des cultures, d'origine steppique (*Microtus arvalis*) en est une bonne illustration. TISCHLER (1957) constate que les zones où ce rongeur exerce aujourd'hui le plus de dégâts en Allemagne et aux Pays-Bas sont des contrées d'"openfield", sans haies ni bosquets, c'est-à-dire des contrées où la prolifération de l'espèce n'est pas contrôlée par des ennemis naturels (rapaces), qui ont besoin de refuges arborés.

4. ABANDON DES TERRES ET PHENOMENE D'ENFRICHEMENT.

4.1. Terres abandonnées et terres marginales.

L'abandon des terres agricoles est un phénomène nouveau qui s'est amorcé vers 1955 et s'est accéléré depuis lors. Le phénomène ne concerne pas seulement les pays de la CEE, mais la quasi totalité des pays européens, de sorte qu'il est autant le résultat d'une conjoncture générale que la conséquence d'une politique exclusivement communautaire. Si le mouvement actuel de l'assainissement économique, de l'agriculture se poursuit, des millions d'hectares encore cultivés avant 1950 auraient été abandonnés vers 1985. Rien que pour la République Fédérale d'Allemagne, les terres récemment abandonnées représentaient en 1972 quelque 2 % de l'étendue agricole totale et l'on peut raisonnablement supposer, si la tendance se maintient, que le chiffre deviendra 15 % à moyen terme, soit 1 à 1.5 millions d'hectares. Des prévisions plus détaillées, pour les divers pays, ont été faites par les services de la CEE, auxquels nous renvoyons ici.

Le phénomène qui se passe aujourd'hui rappelle celui qui s'est produit lors de la grande prise agricole aux environs de 1890. L'arrivée en Europe des céréales et des laines d'Outremer à des prix très avantageux et le rapide développement de l'industrie qui stimule l'exode rural, furent les causes d'une détérioration de l'économie agricole et d'un abandon des terres dans un certain nombre de régions. Non seulement furent alors délaissés de vastes parcours pastoraux jadis livrés aux moutons et dont le reboisement fut systématiquement entrepris dans certains pays (Landes du SW de la France, Haute Belgique, basses montagnes de l'Allemagne centrale, etc.) mais également des terres agricoles d'une fertilité normale furent abandonnées. Ainsi la carte des sols et des végétations de la région limono-calcaire belge (le Condroz) indique qu'au moins le 1/3 des forêts actuelles sont des recolonisations spontanées ou assistées de sols antérieurement cultivés.

L'évolution à laquelle on assiste aujourd'hui procède en gros des mêmes causes : une adaptation progressive des prix agricoles à la conjoncture européenne ou mondiale, par un renoncement progressif aux protectionnismes nationaux et, au surplus, un développement industriel rapide et soutenu. Il en est résulté tout à la fois un exode agricole et un exode rural (1).

Les terres qui sont abandonnées peuvent l'être pour deux raisons. Dans un premier cas, l'abandon provient de l'exode agricole des tenanciers : c'est le phénomène de "friche sociale", qui peut concerner des terres de qualité convenable, dans les régions frappées de régression démographique. Dans le second cas, il s'agit de terres marginales dont la qualité ou la situation a pour conséquence qu'elles exigent trop de mises de fond ou de travail pour le rendement qu'elles apportent. Sont frappées de ce phénomène :

- les terres de trop mauvaise qualité et de trop faible potentiel naturel (sol superficiel, sables peu fertiles);
- les terres en mauvaises conditions, dont l'amélioration foncière serait trop coûteuse en regard des résultats escomptés;
- les terres difficilement accessibles à la mécanisation en raison de leur topographie.

On admet généralement que la mécanisation des opérations culturales est prohibitive dans les terres agricoles ayant une pente égale ou supérieure à 15 - 18 % et dans les terres herbagères ayant une pente supérieure à 24 %. (BÜRGER, 1972).

Il est évident que les terres marginales sensu stricto se situent par priorité dans les régions pédologiquement pauvres, dans les régions montagneuses à relief mouvementé et dans les vallées humides et isolées, trop écartées des villages.

(1) L'exode agricole est le départ d'agriculteurs professionnels. L'exode rural est le départ d'habitants des localités rurales, non nécessairement employés dans l'agriculture auparavant.

4.2. Le phénomène d'enfrichement.

La conséquence de l'abandon des terres est l'enfrichement progressif, c'est-à-dire l'installation et le développement d'une végétation spontanée. Ce processus est le phénomène de "succession végétale", dont les lois sont suffisamment connues que pour qu'on puisse prédire d'avance l'évolution future en fonction du sol et de l'environnement. On peut même prévoir la durée relative des phases de la succession jusqu'à la reconstitution d'une végétation forestière, dont la composition est elle-même prévisible avec beaucoup d'exactitude (végétation potentielle). Dans divers pays, les cartes écologiques indiquent quel est ce "potentiel végétal", (cartes allemandes, belges, françaises, suisses, italiennes).

L'afforestation spontanée des terres abandonnées est cependant un phénomène lent, à l'échelle du siècle; c'est la raison pour laquelle les terrains abandonnés et réincorporables au domaine forestier sont généralement reboisés directement par leurs propriétaires. Ces reboisements en flots peuvent gêner les terres adjacentes encore en exploitation : c'est pourquoi il est prévu des réglementations à ce sujet dans certaines régions, lesquelles peuvent interdire le reboisement.

Il est donc des cas où le reboisement ne se fait pas, soit faute d'incitation financière, soit en vertu des réglementations locales (réservation des zones agricoles), soit parce que ces terres se trouvent démembrées par des extensions résidentielles, industrielles et infrastructurelles. Dans ces cas, il se produit un enfrichement durable, qui n'est pas sans conséquences écologiques.

En effet, les friches sont généralement envahies par des végétations dites "rudérales", certes temporaires mais susceptibles de se maintenir pendant plusieurs décennies. Ces friches constituent un réservoir de mauvaises herbes (chardons, armoises, etc.) qui peuvent réinfecter les terres adjacentes. Elles constituent très souvent un élément peu esthétique dans le paysage; elles deviennent aussi des aires désagréables à traverser et gênent l'utilisation récréative des lieux. En revanche, elles sont profitables au retour de

la vie sauvage et du point de vue strictement écologique ou cynégétique, elles ne constituent pas une nuisance en soi.

Il n'en demeure pas moins souhaitable que ces terres soient réemployées de façon rationnelle. Les solutions ne manquent pas dans les régions de basse et moyenne altitude : reboisements, création d'aires récréatives, constitution de plans d'eau (dans les vallées); affectation cynégétique; réserves naturelles, réserves hydrologiques (protection des captages), etc. Des réalisations méritoires et démonstratives pourraient être citées dans tous les pays de la CEE et particulièrement dans les pays densément peuplés de l'Europe moyenne. Encore faut-il profiter de la mise en vacance de ces terres pour réorganiser l'espace rural d'une manière équilibrée et rationnelle, sans ignorer les impératifs de la conservation des richesses et des ressources naturelles (flore et faune, protection des eaux, protection des sols). Il y a là matière à toute une problématique d'aménagement où l'écologie doit jouer un rôle essentiel.

Dans les régions de haute montagne, le problème atteint des dimensions si considérables, qu'il mérite un examen plus approfondi.

4.3. Le problème de l'enfrichement en montagne.

Les études effectuées en Allemagne, en Autriche et en Suisse, et récemment analysées par AULITZKY (1973) démontrent que la régression agricole dans l'étagé des alpages est une des causes de la multiplication récente des désastres d'avalanche.

La régression agricole a été rapide durant les dix dernières années; elle a frappé 25 % des exploitations alpines dans les Alpes Bavaoises et 20 % dans les Alpes italiennes. (FEURSTEIN, 1971). La régression a été plus importante encore dans les Alpes françaises (4 % par année). Toutefois, dans le même temps la population a augmenté dans beaucoup de localités alpines, en raison du développement des sports d'hiver et des résidences secondaires.

L'abandon du pâturage et du fauchage dans les versants a pour conséquence qu'un matelas d'herbes mortes couvre le sol avant l'hiver. Les neiges qui s'accumulent ensuite glissent plus facilement sur ces matelas, ce qui augmente le danger et la fréquence des avalanches. La détérioration des systèmes de drainage et d'écoulement favorise aussi la formation de plaques de glace, également propices à la formation des avalanches. Cette même détérioration augmente, par ailleurs, l'érosion des pentes par l'eau des versants au moment de la fonte des neiges.

D'après FROMME (1957), les aires sujettes aux avalanches et à l'érosion des torrents dans 5 vallées des Alpes tyroliennes (Autriche) ont augmenté de 240 à 968 % (moyenne 397 %) entre 1774 et 1951 et de 300 % en moyenne entre 1880 et 1951.

La multiplication des avalanches et des transports érosifs, combinée aux développements résidentiels et récréatifs, a créé dans les Alpes une situation bien plus dangereuse qu'autrefois. Toutefois la régression agricole n'est pas la seule cause de cette évolution. AULITZKY (1973) analysant les accidents survenus dans le Tyrol en 1965 - 66, dénombre comme suit leurs causes directes :

- 33 % des accidents dus à des causes naturelles et inévitables;
- 26 % des accidents dus à une carence des travaux de protection ou de correction des torrents;
- 26 % des accidents dus à des installations humaines en zones a priori dangereuses;
- 10 % des accidents dus aux changements de l'utilisation agricole;
- 3 % des accidents dus à des méthodes sylvicoles inappropriées;
- 2 % des accidents dus à la construction de routes.

La régression agricole de l'économie alpine intervient donc pour quelque 10 % dans le Tyrol autrichien.

A N N E X E I I

UTILISATION INTENSIVE DES ENGRAIS CHIMIQUES

1. INTRODUCTION.

1.1. Le rôle des engrais dans la productivité agricole.

L'utilisation intensive des engrais chimiques est un des traits de l'agriculture moderne en Europe occidentale. Longtemps employés comme supplétifs des engrais de ferme (fumier, purin, engrais verts), les fertilisants chimiques sont devenus aujourd'hui la base même sinon la forme exclusive des fumures agricoles. Diverses circonstances expliquent cette évolution : les besoins nutritifs plus élevés des cultures sélectionnées, le bon marché et la facilité d'épandage des engrais chimiques, la disparition du bétail dans les grandes exploitations céréalières, enfin la recherche du rendement maximum à l'hectare, aussi bien pour les cultures vivrières que fourragères. Or, la part des engrais chimiques dans la formation des prix de revient agricoles est d'environ 10 %, mais leur efficacité dans la productivité est certainement de 50 %. On ne peut donc imaginer que leur emploi soit réduit ou abandonné, sans qu'il en résulte des conséquences fâcheuses, à la fois pour la rentabilité économique des exploitations elles-mêmes et pour l'approvisionnement des populations en denrées alimentaires à des prix auxquels elles se sont accoutumées, au point de supporter difficilement de notables renchérissements.

Certes, la rentabilité des exploitations rurales peut-être assurée de deux manières : soit en agrandissant, grâce à la mécanisation, la dimension des unités, dans un système de productivité stationnaire; soit en augmentant les rendements à l'hectare par des fumures minérales intensives. La première tendance a prévalu aux USA, la seconde en Europe. C'est toutefois notre conviction que, dans l'avenir, ces deux types d'économie évolueront de façon convergente et que l'utilisation intensive des engrais deviendra la règle partout où seront maintenues des activités agricoles de production.

Ajoutons aussi que l'utilisation intensive des engrais permet de produire les mêmes quantités de denrées ou de matières végétales sur des surfaces moins grandes, et d'affecter les terres moins aptes à d'autres usages, tels l'agriculture d'entretien, la protection des ressources aquifères, la conservation de la vie sauvage, le tourisme et la récréation. On a calculé qu'aux USA, dans les conditions présentes, il faudrait augmenter de 20 à 30 % les étendues cultivées en blé, maïs et coton, si l'on devait renoncer aux fertilisations intensives. Il n'y a pas de doute que le pourcentage serait aussi élevé dans les pays européens.

1.2. Les perspectives écologiques du problème.

Cependant l'utilisation intensive des engrais chimiques suscite des inquiétudes en matière d'environnement. Celles-ci portent sur trois questions principales :

- quelle est la répercussion des fertilisations minérales intensives sur la qualité des produits alimentaires?
- dans quelle mesure cette pratique peut-elle augmenter la susceptibilité des cultures aux complexes pathogènes (maladies cryptogamiques, déprédations d'insectes)?
- quels sont les effets de la fertilisation intensive sur l'eutrophisation des milieux terrestres et aquatiques?

a. La qualité alimentaire des produits agricoles.

Certains craignent que les produits agricoles obtenus en conditions de culture intensive, avec emploi d'engrais chimiques - on parle aussi de "forçage chimique" - soient d'une qualité nutritionnelle inférieure, voire même dangereuse pour l'homme. On invoque à cet égard des teneurs excessives en nitrates, comme cela a été effectivement constaté dans certains fourrages foliacés et dans l'épinard. Cette polémique n'est pas récente et, depuis plus de 30 ans, des recherches biochimiques et diététiques ont été entreprises en Allemagne dans le but de comparer la qualité des produits alimentaires obtenus par des fertilisants minéraux ou le fumier de ferme. Les résultats commentés par le Professeur WIRTHS (1972) n'ont nullement démontré que les engrais chimiques aient altéré -

bien au contraire - la qualité nutritionnelle ou gustative des céréales, fruits et légumes, qualité qui tient davantage aux variétés cultivées qu'aux engrais. Des teneurs excessives en nitrates ont été relevées dans certains fourrages et ont provoqué des accidents chez le bétail, mais les cultivateurs avertis sont en mesure de les éviter.

Des arguments tronqués et parfois naïfs entretiennent néanmoins dans le public des inquiétudes sur lesquelles se fonde le mouvement contemporain de l' "agriculture biologique". Celle-ci entend éliminer non seulement l'usage des pesticides mais aussi de substituer aux engrais chimiques des engrais dits " naturels ", le fumier de ferme, des engrais verts ou des composts spécialisés.

Une agriculture biologique fondée sur les engrais naturels n'est certes pas impossible; elle consiste à perpétuer les systèmes de production qui prévalaient partout il y a quelques décennies et qui survivent encore en diverses contrées. On peut même espérer d'en augmenter les performances soit en corrigeant certaines carences minérales des terres (d'où le succès des composts à base d'algues marines dans quelques régions), soit en sélectionnant de meilleures souches fixatrices d'azote dans le cas des légumineuses utilisées comme engrais verts (1). Il faut néanmoins savoir que la nutrition des plantes est exclusivement minérale et que les fumures organiques fournies au sol sont obligatoirement réduites, par voie biologique, à des formes minérales qui sont celles des engrais chimiques eux-mêmes. En outre, le retour à l'agriculture biologique se solderait par une baisse de la productivité moyenne et dès lors, par une augmentation notable du coût des produits, si l'on veut respecter le principe des parités salariales entre l'agriculture et d'autres secteurs de la vie économique.

(1) Des fixations biologiques de 150 à 300 Kg d'azote à l'hectare sont possibles, ce qui dépasse de beaucoup les fumures minérales de l'agriculture céréalière intensive.

b. La sensibilisation phytopathologique des cultures.

Sans souscrire à ces vues, d'autres craignent que, parmi les causes diverses qui peuvent sensibiliser les écosystèmes cultureux aux complexes pathogènes, l'utilisation croissante des engrais ne joue un rôle spécifique, par exemple en modifiant les consistances foliaires et les résistances épidermiques des plantes aux parasites, ou bien encore en suscitant des structures de végétation favorables à leur prolifération (densité excessive du crû, microclimat ombreux, etc.). Ils redoutent que la pratique des fertilisations intensives n'entraîne comme conséquence des traitements phytosanitaires répétés et, dès lors, un emploi croissant et abusif des biocides.

Il y a dans ces réflexions un fond de vérité et il faut bien reconnaître qu'une utilisation plus intensive des engrais ne peut obvier à ces inconvénients que par une révision des méthodes culturelles. L'expérience acquise dans la pratique agricole, pour les conditions de fertilisation autrefois en usage, ne peuvent pas être transposées comme telles aux conditions actuelles. Malheureusement, trop souvent cet effort de révision a été négligé, au profit d'une intensification des traitements fongicides, insecticides et herbicides. De la sorte, on a éludé un problème pour en poser un second, dont la gravité n'échappe à personne.

Certes, on tente par des recherches nouvelles d'échapper à cette " spirale écologique ", soit en essayant de mettre au point des variétés plus résistantes aux maladies et aux ravageurs les plus caractérisés, soit en recherchant des biocides moins nocifs, soit en explorant les voies compliquées de la lutte biologique. Mais une des issues possibles semble peu explorée, faute d'incitation appropriée, à savoir l'adaptation et le perfectionnement des méthodes culturelles elles-mêmes.

c. Les effets sur l'environnement.

Une troisième source d'inquiétudes concerne les effets que peut exercer, à moyen et long terme, l'utilisation croissante des engrais sur la qualité de l'environnement. Ce danger est l'eutrophisation, c'est-à-dire l'enrichissement chimique : eutrophisation des sols eux-mêmes, eutrophisation des eaux de drainage et de ruissellement et par là, eutrophisation des systèmes hydrographiques; enfin la contamination possible par les engrais des nappes et réserves aquifères profondes. Ces préoccupations sont nouvelles et pertinentes et il en sera traité longuement ci-après. Jusqu'il y a peu de temps, le lessivage des substances chimiques dans les sols par les eaux de percolation se posait en termes agronomiques seulement : il s'agissait d'évaluer les pertes en éléments fertilisants et de les réduire. Aujourd'hui que les engrais sont abondants et bon marché, ces pertes sont jugées d'une importance économique secondaire; en revanche, les nuisances qu'elles pourraient déclencher à moyen et long terme, dans les systèmes hydrographiques et les nappes aquifères, est une question qu'on ne peut négliger, spécialement dans les pays très peuplés, où les besoins en eau deviennent tangents aux ressources aquifères disponibles.

2. LA CONSOMMATION DES ENGRAIS, SA CROISSANCE ET SES LIMITES.

2.1. La croissance des consommations.

La fertilisation des terres agricoles est assurée par l'emploi des engrais organiques de ferme et des engrais minéraux du commerce. La production des premiers est aisée à calculer à partir des populations de cheptel; elle peut-être considérable dans les régions d'élevage intensif et y représenter un potentiel de fertilisation capable de couvrir une part importante des besoins agricoles (cas de la Belgique et des Pays-Bas). Toutefois, une partie seulement du fumier, du lisier ou du purin de ferme est réutilisée comme fertilisant, en raison du fait que les épandages sont coûteux en travail et que, dans les exploitations où existent des concentrations animales importantes, la surface agricole disponible peut être insuffisante pour les supporter. La part réelle des déjections animales réemployées comme engrais est donc mal connue et certainement variable selon les régions et les usages. Il est malencontreux que les statistiques nationales n'en fassent pas mention, d'autant plus qu'il s'agit là d'une contribution importante de l'agriculture à l'épuration biologique de nombreux déchets.

Dans les régions de grande culture, où l'élevage occupe une place secondaire, la part des engrais de ferme dans la fertilisation n'a cessé de diminuer au fil des années. Mais il en est de même dans les régions d'élevage. Aux Pays-Bas, par exemple, les engrais minéraux azotés intervenaient pour 40 % de la fertilisation totale des terres en 1920 mais pour 80 % en 1967, malgré la notable augmentation du cheptel animal. En fait, la consommation des engrais chimiques a progressé dans tous les pays. La courbe de consommation des engrais azotés en Grande Bretagne (1912 - 1970), prise comme exemple parmi d'autres, montre un sensible accroissement à partir de 1955. (Figure 1).

Les figures 2, 3 et 4 indiquent pour divers pays les progrès de la consommation des engrais chimiques par hectare de terres agricoles, ce vocable désignant toutes les terres affectées à la production agricole, hor-

ticole, fruitière et herbagère. On conviendra que ces données sont conventionnelles et dépourvues de signification phytotechnique, car il est patent que les fumures varient d'une contrée à l'autre selon les assortiments culturels ou les types d'herbages (prairies temporaires, prairies permanentes de fauche ou d'embouche, parcours plus ou moins améliorés). Elles reflètent donc seulement le niveau moyen d'intensification de l'agriculture dans chaque pays.

De 1951 à 1970, la consommation des engrais azotés dans les pays de la CEE a plus que doublé en Belgique et aux Pays-Bas (x 2,05 et 2,60); elle a triplé en Allemagne, dans le Luxembourg et en Italie (x 2,93, 3,18 et 3,69) et plus que quintuplé en France (x 5,67). Ceci montre que les pays retardataires quant aux consommations d'engrais azotés, se hissent peu à peu au niveau des pays plus avancés.

La même constatation vaut pour les engrais phosphoriques et potassiques. De 1961 à 1970, la consommation des engrais phosphoriques s'est accrue de 4 % aux Pays-Bas, de 15 % dans le Luxembourg, de 45 % en Italie, de 46 % en Allemagne et de 94 % en Belgique. Pendant la même période, celle des engrais potassiques s'est accrue de 3 % aux Pays-Bas, de 23 % en Allemagne, de 28 % en Belgique, de 40 % dans le Luxembourg, de 110 % en France et de 120 % en Italie (Tableau 1).

TABLEAU 1. Croissance de consommation d'engrais par ha de terre agricole, entre 1961 et 1970.

(base : 1961 = 100 % - Sources CEE et FAO)

	N	P	K		N	P	K
Pays-Bas	191	104	103	Irlande	257	142	158
Belgique	173	194	128	France	274	220	210
Allemagne (RF)	193	145	123	Norvège	139	128	154
Danemark	216	119	111	Suisse	161	112	137
Luxembourg (GD)	229	115	140	Autriche	200	123	152
Royaume Uni (GB)	152	133	122	Suède	228	172	181
Italie	187	165	220	USA	213	143	180
				Canada	250	125	150

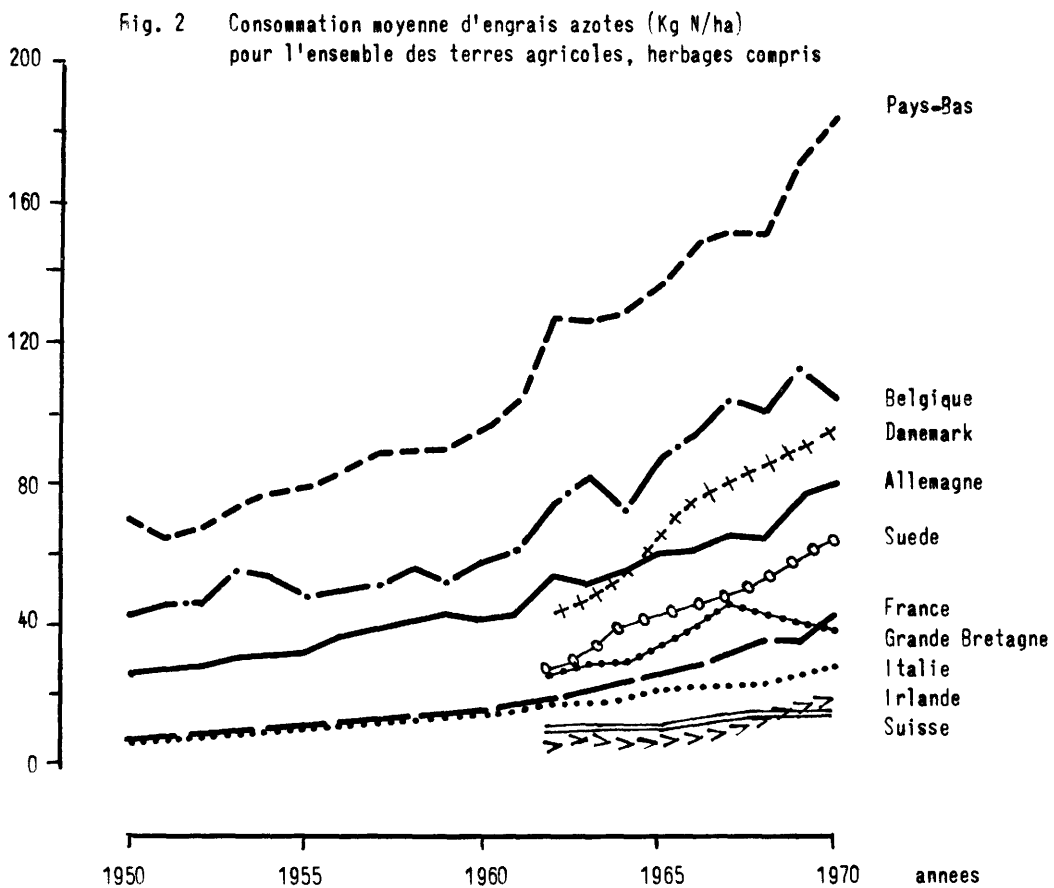
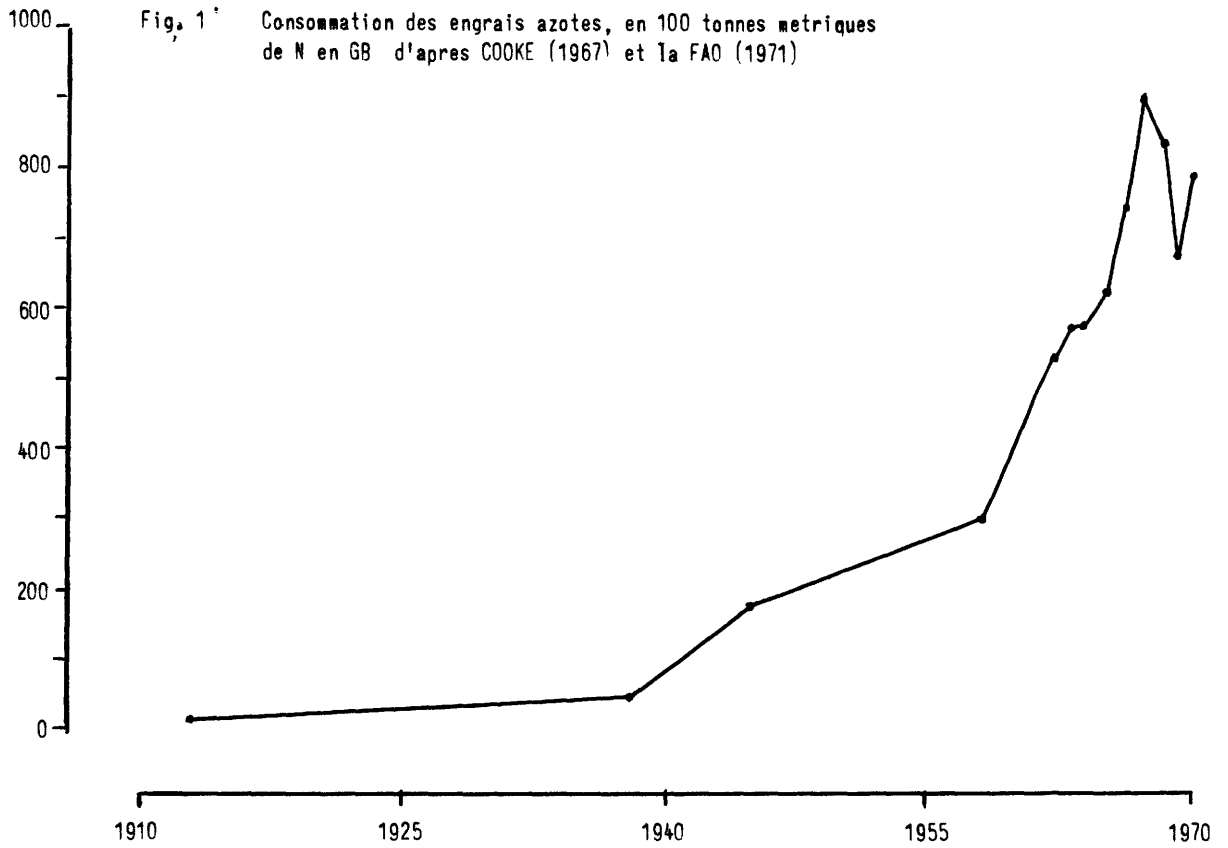


Fig. 3 Consommation moyenne d'engrais potassique (kg K_2O /ha) pour l'ensemble des terres agricoles, herbages compris

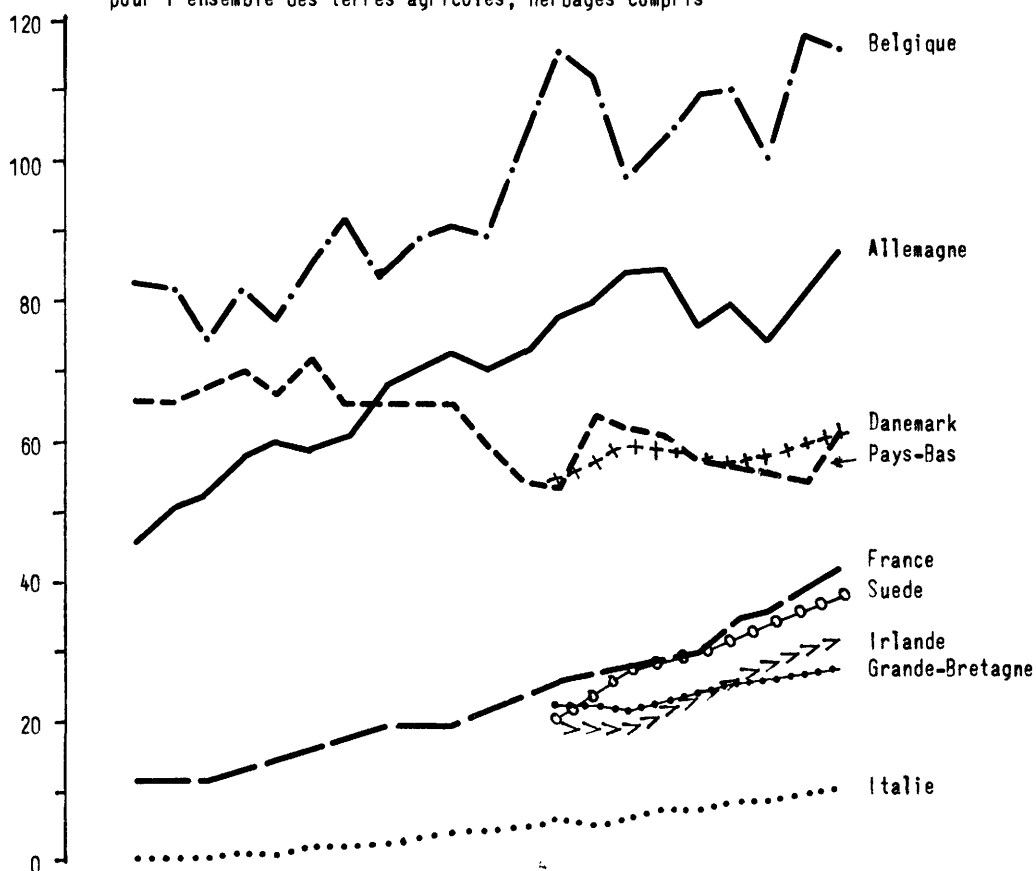
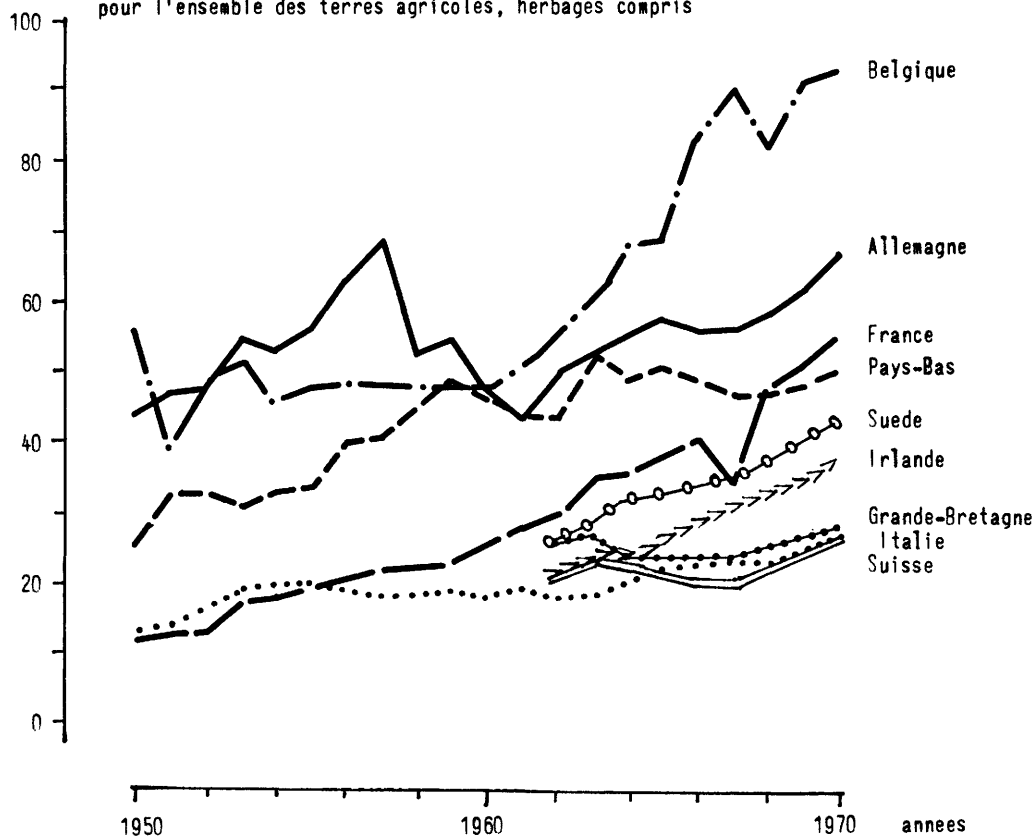


Fig. 4 Consommation moyenne d'engrais phosphoriques (Kg P_2O_5 /ha) pour l'ensemble des terres agricoles, herbages compris



2.2. Les niveaux actuels de consommation.

Le tableau II ci-après donne la consommation d'engrais en Kg par ha pour l'année culturale 1970 - 1971 et séparément pour les terres arables (herbages non compris) et les terres agricoles (herbages compris). Dans ce tableau, les pays sont classés par ordre de similitude.

Le tableau II appelle quelques commentaires :

- a. La consommation des engrais azotés est exceptionnellement élevée aux Pays-Bas et en Belgique, en dépit de la charge en cheptel vivant et de l'abondance des engrais organiques de ferme. Elle ne peut entièrement s'expliquer par la forte stimulation azotée des cultures maraîchères et herbagères. Il n'est pas exclu que les consommations "domestiques" (potagers, jardins de ville, décorations florales) y interviennent pour une part moins faible qu'on ne le croit, mais les statistiques sont partout muettes sur ce point. A l'opposé, les faibles consommations azotées en Irlande et en Suisse pour l'ensemble des terres agricoles s'explique par la proportion élevée des herbages auxquels l'azote est restitué par le fumier, le lisier et le purin.
- b. La consommation des engrais phosphoriques et potassiques paraît anormalement élevée en Belgique et doit confiner à une surconsommation en ce qui concerne tout au moins les engrais phosphoriques. Les consommations sont aussi très élevées en Irlande et en Suisse sur les terres de culture, mais il en est visiblement autrement en ce qui concerne les herbages.
- c. Les faibles niveaux italiens doivent se comprendre en fonction de l'assortiment cultural de ce pays, qui comporte des étendues importantes d'agriculture collinaire et montagnarde, encore semi-intensive.
- d. La disparité entre terres arables et terres agricoles est un bon indice de degré d'intensification de la prairie. Il suffit à cet égard de comparer le Danemark et l'Irlande, ou la Belgique et la France.

Au total, les pays d'Europe (moins l'URSS) ont de très fortes consommations d'engrais minéraux. En ce qui concerne les engrais azotés,

TABLERAU II. Consommation d'engrais en Kg/ha pour l'année culturale 1970-1971.
(Sources CEE et FAO).

	Terres arables				Terres agricoles		
	Total	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Pays-Bas	749	<u>467</u>	126	156	135	50	62
Belgique	589	197	<u>174</u>	<u>218</u>	105	93	116
Allemagne (RF)	400	140	113	147	83	67	87
Luxembourg (GD)	387	160	105	122	78	52	60
Royaume-Uni (GB)	259	110	75	74	41	28	28
Norvège	243	96	64	83	82	55	71
Danemark	223	108	47	68	57	43	61
Irlande	365	76	155	134	18	37	32
Suisse	365	88	125	152	16	23	28
France	241	75	94	72	44	55	42
Autriche	245	75	75	95	32	32	41
Suède	167	74	48	45	66	43	38
Italie	90	40	35	15	30	26	11
USA	94	47	25	22	17	10	9
Canada	19	7	7	5	5	5	3

ils utilisent 38 % de la production mondiale, l'Amérique du Nord 29 %, l'Extrême-Orient 12 %, l'URSS 8 % et le reste du monde 13 % (moins de 2 Kg N/ha).

2.3. Les plafonds de consommation.

La consommation future des engrais chimiques sera limitée par leur rentabilité économique. La courbe qui lie cette rentabilité aux doses croissantes d'engrais est une courbe asymptotique : en d'autres termes, il arrive un moment où les surplus de fumure ne sont plus rentabilisés par la culture. Ce plafond dépend évidemment des types de plantes mais également d'autres circonstances naturelles ou phytotechniques. Une insuffisance de chaleur, d'insolation ou de pluviosité peut être, à cet égard, un facteur limitatif incoercible. D'autre part, dans les climats très pluvieux ou dans les régions sablonneuses, le lessivage chimique des sols est plus important, notamment pour l'azote et la potasse, ce qui incite le producteur à compenser les pertes par des doses plus élevées d'engrais. Enfin, les pratiques phytotechniques interviennent aussi dans une mesure appréciable; sous nos climats, les fumures azotées d'automne sont partiellement perdues par lessivage durant la période de vacance du sol, tandis que les mêmes fumures distribuées pendant la période de végétation sont beaucoup moins sujettes à la perte. La pratique des cultures dérobées d'automne permet aussi de rentabiliser le stock nutritif du sol à l'arrière-saison, lequel risque sans cela d'être perdu par lessivage.

Dès lors, les plafonds économiques de la fumure minérale dépendent des régions pédologiques et climatiques et des systèmes de culture, mais on peut en donner une évaluation approchée d'après les normes déjà existantes dans les contrées d'agriculture intensive, telles la région loessique belge ou la plaine hollandaise.

a. Cultures annuelles.

La Station de Chimie et Physique agricoles de Gembloux (Belgique) recense comme suit les fumures minérales appliquées en grande culture dans les sols loessiques de la moyenne Belgique, sous un climat dont la pluviosité est de 850 mm. (Tableau III).

TABLEAU III. Doses de fertilisation et exportations culturales, dans la région loessique belge (Kg/ha) (1).

	Fertilisations			Exportations totales		
	N	P_{205}	K_{20}	N	P_{205}	K_{20}
Froments	100 à 140	120 à 125	150	95 à 160	56	110
Avoine et orges	70	110	180	-	-	-
Maïs	150	120	160	200	100	180
Betterave sucrière	170	155	300	225	110	365
Pomme de terre	150	130	225	-	-	-

(1) pour l'azote, les doses varient avec le précédent cultural, par exemple 20 à 30 Kg N pour une céréale après légumineuse.

De l'avis de spécialistes, il est peu probable que ces doses augmentent encore à l'avenir. Du reste, elles sont déjà sensiblement supérieures aux exportations en ce qui concerne le phosphore; pour la potasse, l'équilibre est à peu près réalisé au terme d'une rotation betteraves-céréales. Il faut cependant noter que ces doses de fumures sont dès maintenant dépassées, notamment pour l'azote, dans les sols sablonneux de basse Belgique, beaucoup plus exposés au lessivage chimique que les sols limoneux.

Si l'on rapproche les chiffres ci-dessus de ceux du tableau II, on constate que les divers pays, sauf l'Italie, ont déjà atteint des niveaux de fumure azotée et phosphorique assez élevés et qu'on ne doit pas attendre des augmentations dépassant le tiers des doses actuelles. Par contre l'augmentation pourrait être plus considérable pour les fumures potassiques et atteindre 50 % ou davantage dans les pays occupant le bas du tableau II.

b. Cultures maraîchères et fruitières.

Pour ces cultures, les plafonds économiques sont déjà atteints dans la plupart des pays et, plus encore que dans l'agriculture, le

producteur est ici exposé à des surconsommations, le prix des engrais étant faible en regard de la valeur commerciale des produits.

A titre d'information, voici les normes en usage en Belgique d'après VAN DIJCK et d'après la Station de cultures maraîchères et fruitières de Gembloux. Les chiffres entre parenthèses indiquent les maximums répertoriés. (Tableau IV).

TABLEAU IV. Fumures en cultures maraîchères et fruitières intensives, en Kg/ha.

	<u>N</u>	<u>P₂O₅</u>	<u>K₂O</u>
Chou rave	200 (330)	30 (140)	230 (360)
Chou pommé	160 (240)	100 (140)	100 (580)
Chou fleur	150 (230)	60 (80)	200 (300)
Chou navet	120 (190)	35 (100)	180 (295)
Céleri	150 (200)	50 (100)	150 (200)
Carotte	130 (185)	50 (75)	150 (210)
Pois	125 (170)	30 (45)	57 (75)
Haricot	95 (140)	25 (37)	57 (70)
Pomme de terre	90 (133)	35 (65)	155 (215)
Oignon	80 (108)	40 (55)	180 (108)
Laitue	30 (46)	13 (20)	54 (81)
Cultures fruitières	75 à 100	50	75 à 125

c. Herbages.

Dans les régions d'élevage intensif (Pays-Bas, Belgique) on constate que de très fortes fumures azotées commencent à se généraliser pour les prairies temporaires de graminées et pour les pâtures permanentes contenant peu ou pas de trèfle blanc. Aux Pays-Bas, par exemple, la fumure azotée sur prairie atteignait, en exploitation intensive, 170 Kg N/ha entre 1945 et 1955 et 200 Kg N/ha vers 1955, nonobstant la restitution des déjections animales par le parcours.

Actuellement des schémas de fumure de 330 Kg N/ha en applications échelonnées sont préconisés sur prairie, dans la plaine flamande et hollandaise et l'on cite même des doses de 400 Kg N/ha et plus dans des exploitations de pointe. Certes, de telles fumures ne peuvent être valorisées partout, faute d'eau ou de chaleur. Dans les Ardennes belges, dont le climat est plus frais, le plafond économique ne dépasse pas 300 Kg N/ha, cette fumure devant être assortie de 100 à 120 Kg P_2O_5 /ha et de 100 Kg K_2O /ha.

Si l'on compare les chiffres qu'on vient de citer avec ceux du tableau II, on comprendra que des augmentations considérables sont prévisibles en prairie intensive, dans les régions où celle-ci est praticable, y compris les sites méditerranéens irrigués. Selon les pays, les chiffres de fumure pourraient être doublés ou triplés d'ici vingt années.

Au total, on peut conclure que dans les pays de la CEE, qui sont parmi les gros consommateurs d'engrais, les plafonds de fumure sont à peu près atteints dans toutes les régions d'agriculture intensive et pour l'ensemble des cultures légumières et fruitières. L'intensification des fumures dans les régions moins avancées pourrait signifier pour celles-ci des augmentations de 50 à 100 %, ce qui se répercuterait sur l'ensemble des pays à raison de \pm 25 %. Toutefois des augmentations notables et nettement plus élevées sont à prévoir dans les régions d'Europe occidentale qui adopteront, dans un proche avenir, un système de prairie intensive.

3. PROBLEMES DE TOXICITE LIES AUX ENGRAIS CHIMIQUES.

Les engrais sont constitués d'éléments biogènes, qui ne sont suspects de toxicité aux doses usuelles ni pour les plantes ni pour les animaux. Les problèmes de toxicité qui se posent à leur égard sont, dès lors, particuliers; ils tiennent aux contaminants non intentionnels de certains engrais et à des accidents éventuels de pollution.

3.1. Contaminants toxiques des engrais.

Des impuretés toxiques peuvent exister dans certains engrais industriels. La cyanamide calcique peut comporter des radicaux cyanidés toxiques, qui n'ont pas réagi au cours de la fabrication. L'urée industrielle peut contenir du biuret dangereux pour les mammifères monogastriques. Toutefois, ces produits sont rapidement transformés dans le sol et ne peuvent avoir qu'une nuisance tout à fait momentanée.

Il en est autrement des impuretés métalliques de certains phosphates naturels ou industriels (scories), qui avec le temps, peuvent s'accumuler dans les sols à doses toxiques ou contaminer les eaux par transferts érosifs. Certaines scories phosphatées contiennent des oxydes ou des sels de cuivre, de cobalt ou de molybdène, éléments nécessaires à la vie en doses infinitésimales, mais toxiques par accumulation. D'autres contiennent du zinc, du plomb, du nickel, du chrome, de l'antimoine, de l'arsenic, du cadmium et même du mercure (jusqu'à 10 à 100 ppm); leur épandage répété charge les terres d'éléments nuisibles aux plantes et aux animaux. Des phosphates naturels analysés par CLARK et HILL (1958) aux USA contenaient 100 ppm de cuivre, 85 ppm de manganèse et 342 ppm de zinc. CARO (1964) indique les teneurs suivantes pour certains superphosphates :

168 ppm de zinc, 132 ppm de chrome, 110 ppm de cadmium, 51 ppm de manganèse, 23 ppm de cuivre et 13 ppm de nickel.

L'accumulation de ces ions métalliques dans le sol a quelquefois donné lieu à des symptômes phytopathologiques. Leur transfert dans les eaux par

l'érosion des terres peut entraîner des nuisances, soit en raison de la grande sensibilité des organismes aquatiques, soit que les teneurs dépassent la limite acceptable pour la potabilité des eaux (0,1 mg/l pour le plomb, 0,2 mg/l pour l'arsenic, 0,05 mg/l pour le chrome ou le sélénium).

Les fumiers n'échappent pas à la contamination métallique, dans les élevages où des additifs minéraux sont incorporés aux aliments pour des raisons vétérinaires (les sels de cuivre, chez le porc). Pour les fumiers, lisiers et purins produits en Belgique (35 millions de tonnes par an), on a évalué comme suit les tonnages métalliques qu'ils contiennent (NEIRINCX) :

	<u>Tonnage total</u>	<u>Teneur moyenne</u>
sels de cuivre	423 T	12 ppm
sels de manganèse	250 T	7 ppm
sels de zinc	244 T	7 ppm
sels de cobalt	4 T	0,1 ppm

La présence de certains métaux lourds dans les sols, tels le cuivre, le manganèse ou le zinc ne peut donc être attribuée de façon exclusive aux seuls biocides agricoles (en l'occurrence, les fongicides). La contribution des phosphates et des fumiers peut n'être point négligeable.

3.2. Contamination des eaux par pollution.

En général, aucun des éléments fertilisants appliqués sur les terres n'est lessivé et entraîné dans les eaux en doses suffisantes pour y atteindre des niveaux nuisibles aux organismes aquatiques; des accidents ne pourraient survenir que par des pollutions à partir de dépôts d'engrais en vrac. L'élément le plus suspect est le potassium qui est toxique pour les poissons à des doses de 50 mg/l (50 ppm) (troubles neuro-musculaires). De telles concentrations ne sont jamais observées dans les eaux drainant des périmètres ruraux, saufs pics occasionnels lors d'une application d'engrais (teneurs momentanées de 50 à 90 mg/l mesurées dans le site de WOBURN, G.B. : WILLIAMS, 1970).

Les nitrates (NO_3) constituent le principal danger de contamination des eaux de surface et des nappes aquifères. Comme on le verra plus loin, il n'est pas exceptionnel que les eaux rurales et les nappes de puits contiennent plus de 10 mg/l N (NO_3) ou 45 mg/l NO_3 , qui sont les doses limites de potabilité des eaux pour l'homme et les ruminants (normes américaines).

La toxicité des nitrates pour les polygastriques résulte du fait qu'ils sont réduits en nitrites par les bactéries du rumen. Le même processus peut avoir lieu chez les nourrissons et les dyspeptiques dont l'estomac, par l'insuffisance d'acidité, héberge des bactéries dénitrifiantes. Les nitrites sont très toxiques du fait qu'ils se combinent à l'hémoglobine du sang et la rendent impropre aux échanges respiratoires (méthémoglobinémie). Des cas de mortalité ont été recensés chez les nourrissons et le bétail.

3.3. Contamination des fourrages par les nitrates.

Les fourrages verts fortement stimulés par des fumures azotées minérales peuvent contenir des excès de nitrates et provoquer chez les ruminants des accidents caractérisés de méthémoglobinémie, mais aussi des cas d'avortement non spécifique chez la vache et des retards de croissance chez le veau. La dose critique serait de 0,4 mg NO_3 par Kg de poids vif.

De telles teneurs peuvent être dépassées chez les espèces annuelles utilisées comme fourrages (avoine, sorgho, maïs, orge, betteraves fourragères et sucrières, colza, navet, ray-grass d'Italie et parfois les fétuques). Les fortes teneurs en nitrates abaissent aussi la qualité des silages, en inhibant la fermentation butyrique.

Par contre, chez les graminées pérennes et les légumineuses, la tendance à accumuler des nitrates est beaucoup plus faible et elle est même insignifiante dans le crû des prairies permanentes, même stimulées par des fumures azotées considérables (jusqu'à 500 Kg N /ha).

Des doses élevées de nitrate ont été également constatées chez des espèces adventices ' nitratophiles ', occasionnellement broutées par

les animaux, par exemple chez le chardon (*Cirsium arvense*), le pissenlit des prairies (*Taraxacum officinale*), l'amarante (*Amaranthus retroflexus*), le chénopode (*Chenopodium album*) et le salsola (*Salsola kali*).

Certaines expériences ont montré que les traitements herbicides au 24 D favorisent l'accumulation de nitrates dans les fourrages.

4. MECANISMES DE DIFFUSION DES ENGRAIS DANS L'ENVIRONNEMENT.

La diffusion des engrais dans l'environnement, à partir des terres agricoles, s'effectue par deux mécanismes principaux, d'une part l'érosion et le ruissellement, d'autre part le lessivage par les eaux de pluie percolant à travers le profil.

4.1. Transferts par érosion et ruissellement.

L'importance de ces transferts dépend des multiples facteurs (régime pluvial, état et pente du terrain, procédés culturaux) qui gouvernent le ruissellement au niveau parcellaire et régional, ainsi que de l'érodibilité spécifique des types de sols concernés. Ces questions ont été envisagées dans la lère partie du rapport et il n'y a pas lieu d'y revenir.

BARROWS et KILMER (1963) ont passé en revue les données américaines sur le ruissellement et l'érosion pluviale. Ils constatent que les eaux de ruissellement sont plus riches en éléments fertilisants que les sols qu'elles érodent. Le facteur de concentration est compris entre 1,1 et 2 pour la matière organique, mais nettement supérieur pour les éléments fertilisants lesquels, en raison de leur solubilité, diffusent dans la phase aqueuse. Les auteurs citent un coefficient moyen d'enrichissement de 2,7 pour l'azote minéral, de 3,4 pour les phosphates solubles et de 2 à 19 pour le potassium. Pour l'azote soluble, le transfert dépend davantage du ruissellement que de la charge solide, alors que l'inverse prévaut pour les phosphates, surtout véhiculés sous forme particulaire. La règle est variable pour le potassium, du fait que certains érodats peuvent contenir une proportion appréciable de potassium minéralogique non diffusible comme tel dans la phase aqueuse.

Les transferts d'engrais par ce mécanisme peuvent être importants en cas de ruissellement excessif, notamment à la suite d'orages survenant en début de végétation ou lorsque des engrais sont épandus sur sol gelé. Les pratiques agricoles qui engendrent une érosion accélérée sont éga-

lement un facteur déterminant à cet égard.

4.2. Transferts par lessivage chimique.

Les transferts par lessivage dépendent de deux paramètres naturels, la pluviosité du climat et la nature des sols.

4.2.1. Les cotes de lessivage du sol.

Le lessivage chimique trouve sa cause déterminante dans la percolation des eaux de pluie. Celle-ci est égale à la différence entre les précipitations (P) et l'évapotranspiration (ET) du système sol-végétation; elle s'exprime en mm d'eau (cote de percolation) et peut être évaluée avec une approximation suffisante, même à partir des seules données climatiques, par la méthode du bilan d'énergie.

Dans l'étage des plaines et des collines de l'Europe tempérée, la différence (P-ET) est généralement négative pendant la période de végétation de sorte que la percolation est nulle ou minime, sauf en sols sablonneux pendant des épisodes pluvieux. Par contre, dans les climats plus humides des massifs montagneux, on peut escompter des percolations estivales, lorsque les précipitations mensuelles dépassent 75 mm par mois.

La situation est tout autre pendant les mois d'hiver; l'évapotranspiration est alors très réduite et une part importante des apports pluviaux percole à travers le sol. Dans les climats d'Europe occidentale, à hivers modérés, la percolation d'octobre à mars est de l'ordre de 250 à 300 mm, soit 2.500 à 3.000 m³ d'eau à l'hectare. C'est dire que les pluies survenant durant cette période ont des possibilités de lessivage sans commune mesure avec les pluies estivales sur le même terrain couvert de végétation.

Dans les climats continentaux à hivers rigoureux et gélifs, la situation est encore différente. Ici les percolations hivernales sont bloquées par le gel. Lors de la fonte des neiges, qui se produit avant le dégel du sol, les eaux ruissellent davantage qu'elles ne

s'infiltrer et peuvent contribuer momentanément à des transports importants de fertilisants par érosion.

La pratique des irrigations dans les climats secs du type méditerranéen ou continental rétablit une cote de percolation bien supérieure à la percolation naturelle. Il est en effet nécessaire d'assurer un lavage suffisant des terres pour éviter leur salinisation. Les cotes d'irrigation sont en pratique deux fois plus élevées que les besoins en eau des cultures; elles peuvent ainsi donner lieu pendant la période de végétation à des percolations beaucoup plus importantes que dans les sols non irrigués des régions tempérées humides. La contribution de ces sites à l'eutrophisation des systèmes aquatiques peut donc être notable. De même, la mise en valeur par irrigation des sols salés se traduit à bref délai par des décharges sodiques dans les nappes.

Il est indispensable d'avoir à l'esprit ces données élémentaires d'hydrologie agricole, lorsqu'on se propose d'évaluer les modes et les dangers du lessivage des sols comme agent de diffusion des engrais chimiques dans l'environnement.

4.2.2. La résistance des sols au lessivage chimique.

En contrepartie, les sols manifestent une résistance spécifique au lessivage. Cette résistance tient à leur "capacité de sorption", ou capacité de rétention à l'égard des ions minéraux solubles. Cette propriété dépend de la richesse en colloïdes organiques et minéraux du sol et, en tout premier lieu, de la nature et de l'assortiment des argiles. La capacité de rétention d'un sol sablonneux est bien plus faible que celle d'un sol limoneux ou argileux, de sorte qu'il est plus sujet au lessivage chimique.

Le pouvoir de sorption du sol s'exerce d'ailleurs inégalement pour les divers ions minéraux. Certains anions tels les nitrates (NO_3) les sulfates (SO_4) et les chlorures (Cl) et certains cations, tels le sodium (Na) et le potassium (K) sont beaucoup plus facilement cédés à

la phase aqueuse du sol que d'autres, tels les ions phosphates (PO_4) les ions ammoniques (NH_4) ou les ions bivalents (Ca, Mg) qui sont plus énergiquement retenus.

Les ions nitrates (NO_3) et chlorures (Cl), qui sont les plus mobiles, sont considérés à juste titre comme les premiers "indicateurs" d'une diffusion des fertilisants dans les nappes et les systèmes aquatiques.

4.3. L'évaluation du lessivage des sols.

Trois procédés sont utilisés pour évaluer le lessivage chimique des sols : le procédé lysimétrique, les bilans de drainage et l'analyse pédochimique des profils. Il convient d'examiner la signification et la fiabilité de ces mesures.

4.3.1. Le procédé lysimétrique.

Ce procédé est en usage depuis longtemps et les plus anciennes mesures remontent à près d'un siècle. On utilise des bacs de végétation à sol reconstitué, à la base desquels on recueille les eaux de percolation pour en mesurer la charge chimique. La surface du lysimètre est cultivée de la même manière que la parcelle environnante dans laquelle l'appareil est enterré. Dans certains cas, le sol est maintenu sans végétation, lorsqu'on veut évaluer la contribution propre du sol au lessivage, indépendamment de toute culture et de toute fertilisation.

La plupart des lysimètres utilisés ont une profondeur de 75 à 100 cm, de sorte que l'écoulement recueilli à leur base est un écoulement qu'on peut qualifier d' "épidermique". Il comptabilise le lessivage des couches superficielles du sol, chimiquement les plus riches, alors qu'en conditions naturelles des ondes de lessivage dépassant les niveaux de 75 ou de 100 cm peuvent encore être arrêtées et récupérées plus bas par les racines, immédiatement ou dans quelque délai. Il en résulte les lysimètres donnant une évaluation par excès du lessivage réel des terres agricoles, sauf dans le cas des sols sablonneux, où les ondes de lessivage migrent très rapidement au-delà du profil radulaire.

Les lysimètres peuvent donner lieu, au surplus, à des erreurs systématiques. On ne peut guère se fier à leurs résultats tant que le sol qu'on y a reconstitué n'a pas retrouvé un certain état d'équilibre, soit après une ou deux années. Des pertuis de percolation peuvent aussi se produire par rétraction en phase sèche, entre la masse du sol et les parois. Enfin, dans les cas des terres limoneuses ou argileuses, le fond même du lysimètre constitue un obstacle au libre déplacement des fronts humides, ce qui peut maintenir dans le sol un excès d'humidité durant les épisodes pluvieux. Ces phases de sursaturation hydrique jouent un rôle important dans le bilan azoté des lysimètres, car elles favorisent, par carence d'aération, la dinitrification des nitrates en composés volatils, qui s'échappent dans l'atmosphère (N_2O et N_2).

Les meilleurs lysimètres sont ceux construits autour d'un bloc de sol non remanié (lysimètres "monolithiques") et dont la profondeur serait supérieure au profil racinaire normal de la culture, soit 2 m à 2m50. En réalité, des installations aussi parfaites sont excessivement rares.

4.3.2. Les bilans de drainage.

La méthode consiste à recueillir, en vue de l'analyse, l'écoulement des files de tuyaux établis dans des terrains peu perméables et à nappe peu profonde, ou dans des terres aménagées pour l'irrigation et le drainage combinés. L'avantage du système est qu'il met en observation des sols non remaniés.

Les drains sont généralement posés entre 0,8 m et 1,2 m de profondeur et si leur écartement n'est pas excessif, on peut supposer qu'ils recueillent la totalité ou la plus grande partie des eaux de percolation. Ils présentent un point commun avec les lysimètres, en ce sens qu'ils n'enregistrent qu'un "écoulement épidermique"; mais ils fournissent une évaluation directe de la contribution eutrophisante des sols pour les sites concernés. Dès lors, les indications qu'ils fournissent ne sont pas transposables à d'autres situations. Il convient de tenir compte de cette spécificité dans les évaluations

régionales : les périmètres drainés ou irrigués peuvent n'occuper dans un terroir agricole qu'une surface minime de l'étendue.

4.3.3. Les profils pédo-chimiques.
.....

Ce procédé échappe aux critiques exprimées ci-dessus car il s'applique au profil naturel du sol et du sous-sol, en principe jusqu'à la nappe ou jusqu'à la roche-mère. Des échantillons superposés sont prélevés par forage et leur statut chimique est analysé. Les données recueillies sont des indications statiques, mais en répétant les mesures dans l'espace, pour des situations ayant une histoire agricole différente, on peut en tirer des indications sur les tendances évolutives.

Cette méthode ponctuelle est laborieuse, mais elle est la seule qui soit applicable aux sols à nappe aquifère profonde, qui représentent souvent la très large majorité des sols cultivés dans les climats humides. Elle a été utilisée dans divers pays européens pour évaluer la migration de l'azote dans les terres agricoles, mais c'est seulement aux USA que l'on procède depuis quelques années à des profilages pédo-chimiques profonds de plusieurs mètres, allant jusqu'à la nappe aquifère.

5. LES MECANISMES DU LESSIVAGE AZOTE DES SOLS.

Etroitement impliqué dans les processus biologiques et polyvalent dans ses états, l'azote est aussi l'élément le plus mobile des écosystèmes. Pour comprendre les mécanismes de sa diffusion dans l'environnement, il est d'abord nécessaire de préciser toutes les origines possibles de l'azote lessivable, à la lumière de ce qu'il est convenu d'appeler le "cycle de l'azote" dans les sols.

5.1. Le pool d'azote échangeable dans le sol.

Au moins 80 % de l'azote total du sol se trouve intégré dans la matière organique et ne peut être échangé avec la plante ou les eaux de percolation que dans la mesure où cette matière organique est décomposée et minéralisée. Le reste, moins de 20 % de l'azote total, se trouve sous forme minérale ammoniacale (NH_4) ou nitrique (NO_3), les seules utilisables par les plantes.

Les ions nitriques (NO_3) sont adsorbés à la surface des colloïdes argileux ou organiques avec une énergie faible, de sorte qu'ils diffusent aisément dans la phase aqueuse du sol et sont très sujets au lessivage. Par contre, les ions NH_4 (charge positive) sont adsorbés beaucoup plus énergiquement et leur entraînement par les eaux de percolation est généralement insignifiant.

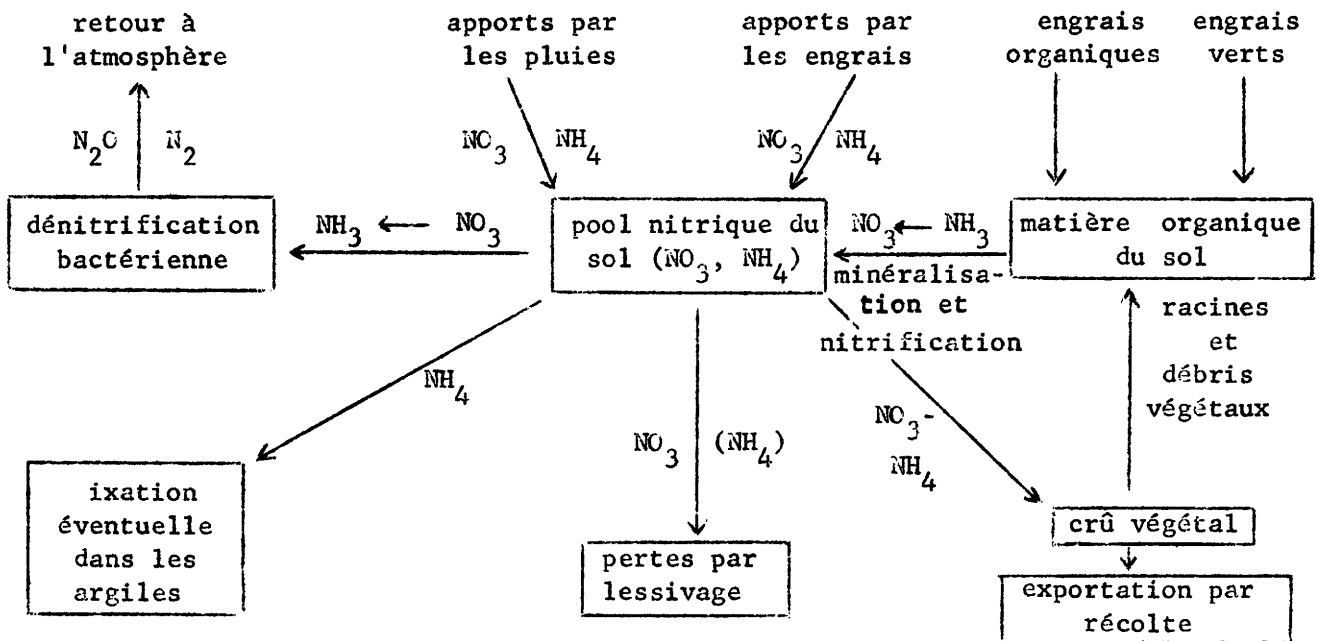
Une partie de l'azote ammoniacal (NH_4) peut être aussi incorporée à l'intérieur des feuillets de certaines argiles, du groupe des illites et des vermiculites. Cet azote piégé est probablement peu ou pas accessible aux plantes et il échappe au lessivage. Il peut représenter, dans certains sols cultivés, 3 à 8 % de l'azote total contenu dans la couche arable et jusqu'à 50 % de l'azote total contenu dans le sous-sol. COCKE (1967) et STEVENSON et al. (1970) citent des valeurs de 300 à 1.800 Kg N (NH_4) par ha, immobilisés de la sorte.

Les teneurs en azote nitrique échangeable et lessivable dans le sol sont essentiellement fluctuantes. Dans les terres agricoles, ces teneurs sont relativement faibles au coeur de l'hiver. (souvent moins de 10 mg H (NO_3^-) par Kg de terre ou 24 Kg N/ha pour la couche arable). Il en est de même pendant la période active de végétation, en raison des prélèvements racinaires (absorption) et des proliférations de la microflore et de la microfaune (réorganisation de l'azote). Dès lors, ces deux périodes correspondent à des possibilités modérées de lessivage.

Par contre, les teneurs en nitrates s'élèvent dès la récolte et pendant tout l'automne, en raison des processus de minéralisation de la matière organique qui se poursuivent activement jusqu'aux froids hivernaux. Il en est de même au printemps, lors du réchauffement du sol, avant le développement actif des cultures. Ces deux époques automnales et printanières correspondent généralement, sous nos climats, à des pics importants de lessivage nitrique.

Ce rythme caractéristique du lessivage azoté montre bien que d'autres mécanismes que la seule fertilisation gouvernent le pool nitrique présent dans les sols. Ces mécanismes sont très nombreux et sont schématisés ci-dessous.

Contributions au pool d'azote minéral.



5.2. Les contributions de la matière organique.

a. Décomposition de l'humus.

Les 60 tonnes/ha de matière organique (humus) que contiennent en moyenne les sols agricoles se décomposent au rythme de 1 à 2 % par année et libèrent ainsi 30 à 60 Kg N/ha. (1) Cet azote organique est décomposé jusqu'au stade ammoniacal, puis oxydé en nitrates (NO_3) par les bactéries du sol.

La matière organique est constamment régénérée par la mortalité radriculaire et par les débris végétaux des cultures; elle l'est aussi à partir des organismes du sol, dont la période de vie est assez brève mais dont la biomasse organique est importante (2).

Pendant la période de croissance des cultures, l'azote minéral d'origine organique est absorbé par le crû végétal, au fur et à mesure qu'il se forme, ou réintégré dans les microorganismes. Il en est tout autrement pendant les périodes de vacance du sol (de l'automne au printemps) où le surplus d'azote nitrique risque fort d'être lessivé, sauf durant les épisodes de gel.

b. Engrais organiques.

L'apport de fumier aux terres ou l'enfouissement d'engrais verts augmentent brusquement la teneur en matière organique fraîche. Celle-ci se décompose beaucoup plus rapidement que l'humus du sol (2 années en moyenne) et à raison de 70 à 80 % pendant la première année. Une dose de fumier de 10 T/ha par exemple libère ainsi 40 à 160 Kg N/ha, dont 80 % la première année (COOKE, 1967). Comme l'enfouissement de ces engrais se fait en sol vacant, lors des labours d'automne, leur contribution au lessivage azoté peut être importante et même plus élevée qu'une dose équivalente d'engrais chimiques appliquée au début ou pendant la période de végétation.

-
- (1) C'est la dose nécessaire pour produire 13 et 26 Quintaux de blé si elle était entièrement utilisée. Mais la moitié étant pratiquement lessivée durant la saison morte, la production réelle d'une terre non fertilisée se situerait entre 7 et 13 quintaux à l'ha.
 - (2) Une culture de maïs produit 2 à 3 tonnes de racines par ha (matière sèche) représentant 260 Kg N. La biomasse microbienne, fongique et invertébrée des sols agricoles représente quelque 5.000 Kg de matière fraîche à l'ha dont environ 2.500 Kg de bactéries, 1.000 à 1.500 Kg de moisissures, 700 Kg d'actinomycètes, 1.000 à 1.500 Kg de lombrics et autres invertébrés.

Il n'est donc pas exagéré de dire qu'une agriculture fondée sur les engrais "naturels", peut contribuer autant sinon plus à l'eutrophisation azotée qu'une agriculture fondée sur les engrais chimiques.

c. Fixation biologique.

Une autre source de matière organique pour les sols découle de la fixation biologique de l'azote atmosphérique par des bactéries spécialisées. Les bactéries libres (*Azotobacter*) fixent quelque 10 Kg N/ha par année et leur contribution est minime. Les recherches effectuées - notamment en UKSS - pour augmenter leur efficacité, n'ont pas donné de résultats significatifs.

Les légumineuses possèdent aussi la propriété de fixer l'azote atmosphérique, grâce aux bactéries de leurs nodosités racinaires (*Rhizobium*). Dans les sols naturels, il ne semble pas que cette fixation soit très active ni généralisée (BONNIER, 1967), mais on a sélectionné des souches très efficaces pour les trèfles et la luzerne. Des fixations records de 400 à 500 Kg N/ha par année en Nouvelle Zélande et 300 Kg dans nos régions ont été obtenues pour des mélanges graminées - trèfles. Les cultures pures de luzerne ou de trèfle fixent 100 à 250 Kg N/ha par année. Même quand la récolte de légumineuses est exportée, il en subsiste 10 à 20 % dans et sur le sol, sous la forme de déchets racinaires et foliaires, rapidement décomposables. On doit donc s'attendre à des lessivages importants d'azote après un enfouissement de légumineuses comme engrais verts.

Signalons enfin que dans les rizières, les algues bleues peuvent fixer jusqu'à 10 Kg N/ha par année, mais on a obtenu des résultats plus élevés en laboratoire.

5.3. Les contributions de l'azote minéral exogène.

a. Les précipitations.

Il est connu depuis longtemps que les précipitations contiennent de faibles doses d'ammoniaque ou de nitrates, synthétisées lors des orages par les décharges électriques ou dégagées dans l'atmosphère par

les fermentations naturelles (NH_3 des marais, des lacs et des mers) ou certaines industries. En général, les pluies contiennent 3 parts d'ammoniac pour une part de nitrates.

Dans les régions rurales, les apports annuels sont compris entre 5 et 10 Kg N/ha-année et n'ont guère varié depuis un siècle. Vers 1850, des mesures ont donné 7,36 Kg à Rothamsted (GB), 10,31 à Gembloux (B), 11,30 Kg dans les stations allemandes et italiennes, mais 14,28 Kg au Parc Montsouris à Paris. Plus récemment, on a signalé 5,2 Kg en Suède, 5,7 Kg dans le Missouri (USA), 6,5 Kg dans la région de Groningue (PB), 7,7 à 9,8 Kg en Allemagne, 9,4 Kg à Garfoed (GB) et 9,7 Kg dans l'Etat de New-York (USA). Mais dans les régions davantage influencées par la pollution, on a relevé des apports de 10 à 24 Kg (9 à 24 Kg dans les Polders de l'Ysselmeer aux EB., selon VAN SCHREVEN; 19,6 Kg dans Le Berkshire, selon LOW; 14 à 28 Kg en Allemagne, selon GERLACH, SCHARRE et GERICKE, et même 40 Kg dans la région d'Essen).

Les retombées polliniques, apportent de leur côté 2 à 5 Kg N/ha - année sous une forme évidemment organique (MAC GAUHEY et al., 1965).

b. Les engrais minéraux azotés.

Des fumures agricoles de 80 à 120 Kg N/ha sont courantes pour les céréales dans nos régions; pour les cultures fourragères ou les prairies il n'est pas exceptionnel qu'on atteigne 200 Kg N/ha ou davantage. Les engrais nitriques et les engrais ammoniques (après nitrification) augmentent le pool lessivable du sol et par conséquent les possibilités du lessivage azoté, spécialement lorsqu'ils sont appliqués en dehors de la période de végétation (fumures automnales, fumures printanières lors du semis) ou apportés en quantités supérieures aux besoins. Il n'est pas rare que dans les terres généreusement fertilisées, le pool nitrique du sol soit porté à des valeurs très élevées. SMITH (1968) a mesuré, dans des terres fumées depuis 7 ans à raison de 220 Kg N/ha, un pool nitrique de 700 à 900 Kg $\text{N}(\text{NO}_3)$ /ha sur 2 m de profondeur, contre \pm 100 Kg N (NO_3 °/ha dans des sols à fumure moins intensive.

Toutefois, les engrais azotés ne sont pas, par eux-mêmes, générateurs de lessivage quand ils sont ajustés aux besoins des cultures et distribués pendant la période de végétation, ce qui correspond aux 'bonnes pratiques agricoles', lesquelles ne sont pas nécessairement adoptées par tous les producteurs. Ces engrais stimulent la végétation et, en même temps, sa consommation d'azote et sa consommation d'eau, ce qui **réduit** à la fois le pool nitrique lessivable et la cote de percolation des eaux.

c. La dénitrification de l'azote minéral.

Le processus de dénitrification, dû à diverses bactéries, transforme l'azote nitrique (et ammoniacal) en composés gazeux (N_2O et N_2) qui diffusent dans l'atmosphère. Le phénomène peut être important dans les sols mal aérés par excès d'eau permanent (sols humides) ou temporaire (pseudogleys, épisodes d'engorgement ou d'inondations). Certains bilans lysimétriques indiquent que les pertes azotées en sol lourd pourraient représenter 15 à 25 % des apports fertilisants annuels. Dans les sols de rizières, les pertes pourraient atteindre 30 % en l'espace de 4 mois (PATRICK et TUSNEEM, 1972).

Une teneur élevée en matière organique stimule la dénitrification, en raison d'une forte consommation d'oxygène par les nombreuses bactéries vivant dans de tels sols. C'est le cas des prairies, où les pertes annuelles peuvent atteindre 40 à 50 % des apports azotés fertilisants. Les fortes densités radiculaires (prairies, luzernes) agissent d'ailleurs dans le même sens en raison du surcroît de respiration racinaire.

La dénitrification apparaît ainsi comme un puissant mécanisme d'élimination de l'azote nitrique en excès, mais elle ne joue que dans les conditions qu'on vient d'exposer. Le même mécanisme existe aussi dans les eaux, mais son importance est difficile à évaluer.

5'4. La part des engrais chimiques dans le lessivage azoté des sols.

La diversité des sources d'azote nitrique dans le sol ne permet pas de préjuger, par la méthode classique des bilans, quelle est la part

des engrais chimiques dans le lessivage azoté des terres.

Toutefois, l'utilisation de l'azote isotopique N^{15} a offert à cet égard de nouvelles perspectives. La méthode a été utilisée récemment par VOMEL (1971) pour des lysimètres culturaux de petite dimension (lysimètres-entonnoirs), d'une ouverture de 30 cm de diamètre et d'une profondeur de 26 et 50 cm. L'auteur arrive à la conclusion que le lessivage azoté se répartit comme suit quant à ses origines, pour un sol loessique emblavé d'avoine, pour des fumures NPK selon trois doses d'azote : 59, 117 et 176 Kg N/ha et pour une cote de percolation de 250 mm d'eau.

TABLEAU V. Bilans lysimétriques exprimés en Kg/ha.

Fumure azotée	59 Kg N^{15}	117 Kg N^{15}	176 Kg N^{15}
<u>Lysimètres de 26 cm</u>			
N^{15} exporté par la culture	27,6 ± 0,6	55,3 ± 2,2	83,8 ± 1,7
N^{15} lessivé par percolation	3,6 ± 0,22	6,6 ± 0,50	13 ± 0,58
Proportion d'engrais lessivé, en % de la fumure	6 %	10 %	16 %
<u>Lysimètres de 50 cm</u>			
N^{15} exporté par les cultures	28,2 ± 0,4	62,7 ± 2,5	95,9 ± 1,9
N^{15} lessivé par percolation	2,9 ± 0,45	6,1 ± 0,35	10,5 ± 0,64
Proportion d'engrais lessivé, en % de la fumure	4 %	7 %	10 %

De cette expérience, il découle qu'environ 50 % de la fumure azotée a été effectivement réexportée par la culture. Les autres 50 % n'ont contribué au lessivage de l'année que pour une faible part, ce qui signifie

qu'une fraction importante de l'azote des engrais a été temporairement réincorporé dans la matière organique et que la majorité de l'azote lessivé provenait de la matière organique préexistant dans le sol. Du reste, les mesures lysimétriques effectuées avec sol maintenu en jachère nue et sans fertilisants concluent toutes à l'existence d'un lessivage plus important d'azote que si le sol est emblavé et fertilisé.

Une autre approche du problème a été tentée récemment aux Etats-Unis par KOHL, SCHEARER et COLMNER (1971). On considère que le passage de l'azote nitrique dans les cycles biologiques (plantes, microorganismes, dénitrification) modifie la proportion entre les isotopes N^{14} et N^{15} de l'azote par rapport aux proportions existantes dans les engrais ou l'atmosphère. Connaissant les deux rapports de référence pour la matière organique et l'engrais, on peut calculer par interpolation la part d'origine minérale et d'origine organique dans la charge nitrique des eaux de drainage. Les auteurs ont appliqué leur méthode à l'examen des eaux d'écoulement d'un périmètre agricole drainé de la rivière Sangamon (Missouri). Dans ces eaux, la charge courante en nitrates fut de 5 à 6 mg N (NO_3) par litre, mais elle s'est élevée temporairement jusqu'à 18 mg/l après l'application des engrais azotés. Le système cultural est une rotation maïs-soja, avec des fumures azotées de 50 Kg N/ha/année.

Les évaluations par interpolation indiquent que les engrais ont contribué à la charge nitrique des eaux de drainage dans une proportion de 30 % pendant les mois d'hiver (qui sont froids et gélifs) et dans une proportion de 55 % pendant les mois de mai, juin et juillet (assez pluvieux). La contribution de la matière organique au lessivage fut respectivement de 70 et de 45 %, dont 14 % par la fixation symbiotique par le soja (légumineuse). La contribution de l'azote pluvial fut négligeable (5 Kg N/ha).

La fiabilité de cette méthode a été fortement contestée dans les milieux américains de la science du sol. Les objections portent sur les hypothèses touchant le comportement de l'isotope N^{15} dans les processus ~~bi~~**biologiques**. Mais elle ouvre une ~~voie~~**voie** nouvelle d'investigations, moyennant des précisions sur les teneurs isotopiques dans les divers **types** de matière organique (RIGA et al. 1971).

5. LA CONTRIBUTION DU LESSIVAGE DES TERRES AGRICOLES ET DES ENGRAIS
A LA CHARGE AZOTEE DES EAUX DE SURFACE.

La contribution azotée des terres agricoles aux eaux de surface découle de ce qu'on peut appeler le lessivage épidermique des sols. Ces transferts azotés se font à partir de la couche arable par lessivage latéral dans les sols à nappe peu profonde et par lessivage vertical dans les sols à nappe très profonde. Ils ont lieu quasi exclusivement sous forme nitrique (NO_3), pour 95 à 99 %.

5.1. Les résultats lysimétriques et leur enseignement.

5.1.1. Lysimètres à cultures annuelles.

On doit à KOLENBRANDER (1957, 1966) une analyse des résultats lysimétriques européens et américains entreprise avec le souci de dégager les divers facteurs du lessivage azoté des sols. Il est important d'en examiner les résultats pour le propos qui nous concerne.

a. La texture du sol joue un rôle important dans le lessivage nitrique des terres cultivées. Les données colligées par KOLENBRANDER pour des sols sans végétation et non fertilisés ont donné les valeurs suivantes :

- de 60 à 47 Kg N/ha pour des sols contenant 6 à 13 % d'argile
- de 34 à 30 Kg N/ha pour des sols contenant 14 à 21 % d'argile
- de 13 à 7 Kg N/ha pour des sols contenant 35 à 45 % d'argile.

VON WISTINGHAUSEN (1971) indique également des écarts importants : 40 Kg N/ha pour un sable et 9 Kg N/ha pour un limon loessique.

La prédisposition des sols légers au lessivage azoté s'explique par leur faible capacité de sorption et par le fait que les épisodes pluvieux donnent lieu, dans ces sols, à des percolations plus rapides et, au total, plus élevées. Par ailleurs, les sols lourds subissent probablement des dénitrifications plus fréquentes

en raison d'une carence d'aération pendant les phases humides. Dès lors, le lessivage azoté des terres agricoles est toujours plus élevé dans les régions sablonneuses que dans les régions argileuses ou limoneuses, quel que soit la mode d'occupation du sol et le système de culture.

- b. Pour un même type de sol et de culture, le lessivage nitrique augmente avec la pluviosité, du fait que la cote de percolation dépend du régime pluvial. PFAFF (1963) indique pour 15 lysimètres sablonneux des lessivages de 12, 23 et 60 Kg N/ha selon que les précipitations ont été faibles, moyennes ou élevées. Un graphique de JUNG (1972) illustre la même loi pour 13 années consécutives (figure 5). Le facteur de proportionnalité entre lessivage et pluviosité est aussi nettement plus élevé pour les terres sablonneuses que pour les terres plus lourdes.
- c. Toutes les expériences lysimétriques confirment que le lessivage azoté des terres agricoles atteint son maximum pendant la période de vacance du sol. En effet, pendant la période de végétation, les nitrates sont soustraits au sol par les plantes et la cote de percolation est elle-même diminuée par la forte consommation en eau de la culture. Pendant la saison morte, au contraire, la matière organique du sol continue à libérer des nitrates qui sont en totalité candidats au lessivage. Dans nos climats à hivers doux et pluvieux, le lessivage azoté atteint donc ses valeurs maximales entre la récolte et le départ printanier de la culture suivante, soit pendant une période de 6 à 8 mois (août - septembre à avril-mai). Il est évidemment contrarié au coeur de l'hiver, lorsque le sol est gelé (absence de percolation) ou refroidi à 2 ou 3°C (arrêt des processus de décomposition et de nitrification). Dès lors, les pics de lessivage se situent en automne et au printemps, ce qui correspond bien aux observations.

Cette période comprenant quelque 6 mois, on peut considérer que le lessivage azoté des sols cultivés atteint environ 50 % de lessivage annuel mesuré dans les lysimètres sans végétation. Or les valeurs fournies par ces derniers sont toujours élevées et

comprises entre 25 et 30 Kg N/ha-année. En voici des exemples :

- 25 Kg N/ha pour un sol argileux (KOLENBRANDER, 1967);
- 50 Kg N/ha pour un sol sablonneux(idem.)
- 85 Kg N/ha pour un sol sablo-argileux (LOW et ARMITAGE, 1970).
- 83 Kg N/ha pour un sol limoneux (VÖRTEL, 1971).
- 92 Kg N/ha pour un sol sablo-limoneux (GEERING, 1943).

Du fait que ces lysimètres à sol nu n'ont pas reçu d'engrais, le lessivage azoté auquel ils donnent lieu procède exclusivement de la contribution de la matière organique au stock nitrique du sol. Ainsi qu'on l'a vu précédemment, cette contribution dépend de la teneur en matière organique et du taux annuel de décomposition. Le tableau VI en donne une évaluation théorique, qui rend bien compte des valeurs observées qui viennent d'être citées.

TABLEAU VI. Production de nitrates par la matière organique, en Kg N/ha.

Taux de décomposition de l'humus	Pourcentage d'humus dans le sol				
	1 %	2 %	3 %	4 %	5 %
1% par an	12,5	25	37,5	50	62,5
2% par an	25	50	75	100	125
3% par an	37,5	75	112,5	150	187,5

d. L'application de fumures azotées minérales sur les lysimètres à cultures annuelles n'augmente pas nécessairement le lessivage nitrique, si la fertilisation est ajustée à la consommation physiologique des plantes et si elle est synchronisée avec le développement de la culture. Dans ces conditions optimales, le lessivage azoté est fortement réduit grâce à la consommation supplémentaire d'eau et de nitrate par un crû plus florissant.

Dans la pratique, toutefois un ajustement parfait des fumures azotées est rarement réalisé pour diverses raisons. D'abord, les

aléas de la climature sur le développement de la culture sont imprévisibles, de sorte qu'il est difficile de prédire le rythme d'utilisation d'une fumure appliquée à un moment donné. De même, les fumures distribuées lors des semis d'automne ou trop précocement au printemps risquent d'être perdues en bonne partie, spécialement si elles sont fournies sous une forme nitrique, la plus rapidement lessivable. Enfin, les agriculteurs appliquent souvent des doses supérieures aux besoins réels et aux exportations de la culture, afin de compenser à priori les pertes imprévisibles par lessivage et d'obtenir, quelles que soient les circonstances, le rendement cultural le plus satisfaisant.

On comprend dès lors que le lessivage azoté des terres agricoles augmente, en moyenne, avec les doses de fumure minérale, ce qu'illustre le graphique établi par KOLENBRANDER (1969) sur la base de nombreux résultats lysimétriques, pour des fumures agricoles échelonnées entre 0 et 125 Kg N/ha (figure 6). KCRFOED (1968) au Danemark, arrive à la même conclusion : pour des fumures uniformes de 150 Kg N/ha, il obtient des lessivages de 5 à 40 Kg N/ha, selon la texture du sol et ses richesses en matière organique.

En fait, ce surplus de lessivage azoté dû aux fumures minérales tient davantage aux modalités de leur application qu'aux doses elles-mêmes, sauf le cas de fumures pléthoriques qui pourraient être le fait de personnes totalement dépourvues de compétence professionnelle. A cet égard, il est intéressant de mentionner ici les expériences lysimétriques de VÖMEL (1965) qui ont le mérite de porter sur 3 rotations successives betterave - froment - avoine, soit en tout 9 années (Tableau VII), avec des doses de fumures correspondant l'une à l'agriculture semi-intensive, l'autre à l'agriculture intensive. Le lessivage entre dose faible et dose forte, ne donne lieu qu'à des écarts minimes, nuls et parfois même négatifs dans le cas du lysimètre sablonneux. Le fait le plus saillant qui ressort de cette expérience est que les pertes d'azote dépendent essentiellement de la texture du sol, le limon loessique se révélant le moins lessivable de tous les substrats.

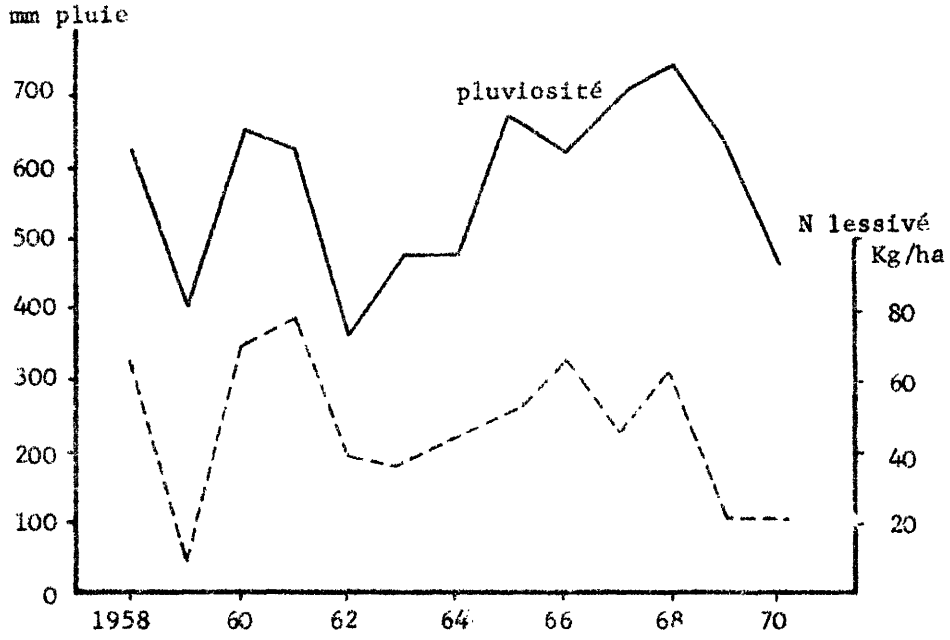


Fig. 5. Relation entre pluviosité et lessivage pour des sols - sablonneux (JUNG, 1972).

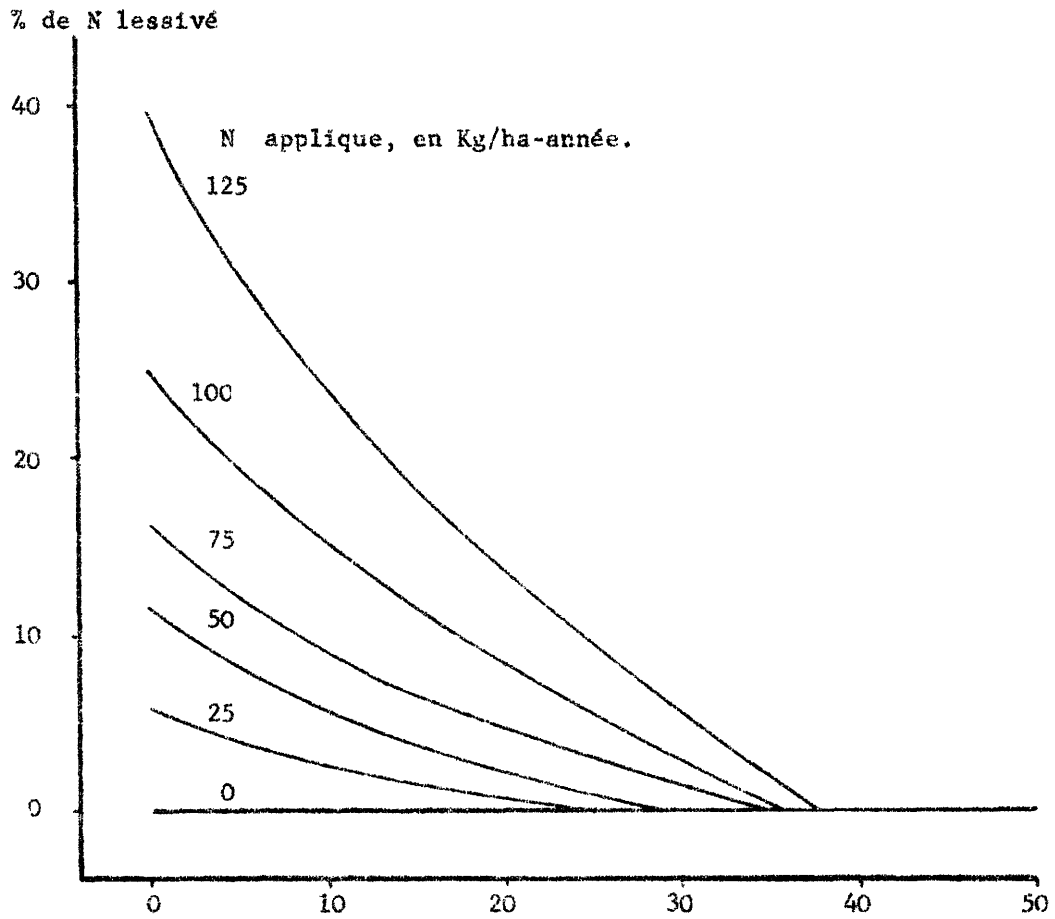


Fig. 6. Pertes d'azote par lessivage, en fonction des apports d'engrais. (KOLENBRANDER, 1969).

TABLEAU VII. Expériences lysimétriques de VÖMEL (1955) Giessen (RFA).

Lysimètres à sol reconstitué; profondeur 1 m. Quatre types de sols : sable, limon alluvial, limon loessique et argile. Rotation betterave - froment d'hiver - avoine (1957 - 1964). Deux niveaux de fumures NPK (rapport approximatif 1 : 1,70 = 0,45)

I (niveau bas) : 80 Kg N/ha (betterave) ou 40 Kg N/ha (céréales).

II (niveau élevé):140 Kg N/ha (betterave) ou 80 Kg N/ha (céréales).

Lessivage azoté en Kg N/ha.

		Précipitations	Sable		Limon		Loess		Argile	
			I	II	I	II	I	II	I	II
			Betterave	1957	589	80	120	71	87	19
	59/60	680	22	33	13	16	2	2	23	26
	62/63	531	24	20	5	4	1	0	5	5
Froment	57/58	630	114	90	112	129	36	41	37	33
	60/61	739	29	23	21	22	15	14	16	25
	63/64	482	12	12	8	9	4	4	8	9
Avoine	58/59	423	52	51	39	44	25	27	37	42
	61/62	732	46	47	42	36	26	26	44	41
Moyennes	57/64	600	43	40	54	37	16	16	24	27
Percolations en % des pluies		100	49 %		29 %		23 %		34 %	

On peut donc conclure avec KOLENBRANDER et d'autres chercheurs que les fumures intensives modernes, pratiquées conformément aux recommandations de la recherche agronomique (ajustement des doses aux exportations et du calendrier des fumures à l'occupation de sol et au développement de la culture) n'augmentent le lessivage azoté des terres que dans une proportion relativement faible, grâce à une consommation plus intense de l'azote et de l'eau par les cultures fortement fertilisées. KOLENBRANDER (1969) cite en exemple les résultats suivants (Tableau VIII) pour des lysimètres emblavés :

TABLEAU VIII. Lessivage nitrique en Kg N/ha pour une cote de lessivage de 300 mm.

	<u>Sol sablonneux</u>	<u>Sol argileux</u>
Lysimètre à sol nu, pas d'engrais	50 Kg	25 Kg
Lysimètre emblavé, 100 Kg N/ha sous forme de fumier	58 Kg (+ 8)	28 Kg (+ 3)
Lysimètre emblavé, 90 Kg N/ha sous forme d'engrais chimique	80 Kg (+20)	30 Kg (+ 5)
Lysimètre emblavé, 190 Kg N/ha (fumure + engrais chimique)	83 Kg (+28)	33 Kg (+ 8)
Surplus de lessivage pour le niveau 190 par rapport au niveau 90/100 Kg N	+ 3 Kg ou 10%	+ 3 Kg ou 10%

Certes, la méconnaissance des bonnes pratiques agricoles par des producteurs trop peu qualifiés peut déboucher sur des situations plus hasardeuses. Celles-ci sont le plus à craindre dans les régions sablonneuses qui, du point de vue de l'environnement, se prêtent le moins bien à des programmes d'agriculture très intensive.

e. L'utilisation de fumure de ferme ou des engrais verts comme source de fumure azotée ne s'avère pas moins eutrophisante que celle des engrais chimiques. Certes le fumier de ferme se décompose d'une manière progressive et donne lieu à des lessivages azotés moindre qu'une même dose de fumure minérale appliquée à la même époque (généralement en automne ou en hiver). (voir tableau VIII D). Mais des expériences relatées plus loin (tableau XI) montrent que le fumier donne lieu à des lessivages annuels plus élevés que la même dose ou des doses supérieures d'engrais minéral, appliquées au printemps. Ici encore apparaît l'incidence majeure du calendrier des fumures, lequel est beaucoup plus facilement ajustable dans le cas de fumures minérales.

La même observation vaut pour les cultures de légumineuses, retournées comme engrais vert. Les résultats de LOW et ARMITAGE (1970) figurant plus loin au tableau IX montrent que l'enlèvement du trèfle (et à fortiori, son enfouissement) provoque dans l'année qui suit un lessivage azoté considérable (125,8 Kg N/ha) et nettement supérieur à celui des terres de cultures. Le fait s'explique par la rapide décomposition des débris végétaux et de racines de légumineuses.

Ainsi donc, on ne peut valablement affirmer que l'utilisation de seuls engrais organiques (agriculture biologique) soit davantage à l'abri des objections écologiques que l'application intensive d'engrais chimiques azotés, si celle-ci est conçue en fonction des bonnes pratiques agricoles..

6.1.2. Lysimètres à cultures pérennes.

a. Les cultures pérennes de légumineuses (trèfles, luzerne), bien que conduites sans fumure azotée, augmentent le pool nitrique du sol grâce à la fixation biologique de l'azote atmosphérique. Il était donc intéressant d'évaluer leur contribution au lessivage. Le peu de résultats connus à ce jour sont concordants : les légumineuses pérennes donnent lieu à des lessivages aussi ou plus élevés que

les cultures annuelles. KARRAMER cite 53 Kg N/ha par année pour le trèfle blanc, 47 Kg pour le trèfle rouge, tandis que LOW et ARMITAGE (1970) indiquent 25 Kg N/ha - année pour le trèfle blanc. (voir tableau IX). Ces contributions sont néanmoins faibles en regard du poids d'azote fixé annuellement (\pm 200 Kg N/ha), de sorte qu'on peut supposer que ces cultures stimulent en même temps la dénitrification, grâce à l'enrichissement en matière organique et en bactéries dans la zone radriculaire.

- b. La contribution au lessivage azoté de la prairie permanente a fait également l'objet d'évaluations concordantes.

L'expérience de LOW et ARMITAGE (Tableau IX) indique un lessivage azoté très faible (moins de 3 Kg N/ha) sous gazon de fétuque n'ayant reçu, il est vrai, aucune fumure azotée durant les 5 années de l'essai. On constate même une diminution progressive des pertes azotées à mesure que l'humus radriculaire de la pelouse, moins rapidement décomposable, se substitue à l'humus préexistant.

Dans les cas des prairies permanentes régulièrement fertilisées, les lessivages azotés sont plus élevés mais encore nettement inférieurs à ceux des cultures annuelles. C'est ce qui ressort des expériences de KOLENBRANDER (1971) (Tableau X).

Des résultats semblables sont mentionnés par CRAISBORNE à Rothamsted (2,53 et 2,93Kg N/ha), par KARRAMER et al. (1963) pour un gazon de *Poa pratensis* (5,3 Kg N/ha). GARWOOD et TYSON (1973) constatent aussi des lessivages de même ordre sous prairie ayant reçu une fumure azotée de 250 Kg N/ha.

Ces données confirment la faible contribution de la prairie au lessivage azoté, même en sol sablonneux, pour des doses allant jusqu'à 250 Kg N/ha et pour des climats modérément pluvieux (700 à 800 mm par année). Cela s'explique par plusieurs facteurs : la permanence du crû herbager se solde par une plus grande consommation d'eau (percolation moindre), par une dénitrification proba-

TABLEAU IX. Expérience de JEALSTY'S HILL (G.B.) (LOW et ARMITAGE, 1970).

Lysimètres monolithiques de 1 m de profondeur.
Sol sablo-argileux. Fumure azotée nulle; 112 Kg P/ha et
230 Kg K/ha au moment du semis de trèfle ou de gazon.
Précipitations et percolation en litres, lessivage en Kg N/ha.

Durée 5 années

	Apports par les précipi- tations	Lessivage Kg/N ha		
		sous friche	sous trèfle blanc	sous fétuque
A. Période d'installation des crûs. 115 jours (3. 9.51 au 27.12.51).				
-Lessivage N(NH ₄)	Kg/ha	3,67	1,08	0,21
N(NO ₃)	Kg/ha	71,00	23,80	2,05
N Total	Kg/ha	<u>74,67</u>	<u>24,88</u>	<u>2,25</u>
B. Période du crû normal. 350 jours (3. 7.53 au 17. 6.54).				
-Précipitations ou percolations (l)	58,5	24,18	7,98	12,3
-Lessivage N(NH ₄)	Kg/ha	12,4	3,59	0,43
N(NO ₃)	Kg/ha	2,27	109,94	0,65
N total	Kg/ha	14,67	<u>113,93</u>	<u>1,08</u>
-Charge des eaux en mg/l		12	12	4,1
C. Période d'enlèvement du trèfle. 384 jours. (13. 1.56 au 20. 2.57).				
-Précipitations ou percolation (l)	66,3	31,22	29,76	14,28
-Lessivage N(NH ₄)	Kg/ha	18,57	7,99	0,97
N(NH ₃)	Kg/ha	9,07	120,85	1,08
N total	Kg/ha	27,64	<u>44,17</u>	<u>2,05</u>
-Charge des eaux en mg/l		12	40	0 à 0,1
D. Total de la période(5 années)				
- Percolations		145,05	94,35	77,75
- Lessivage N total	Kg N/ha	510	232,00	14,0

blement plus active (forte densité racinaire et abondante flore microbienne) et par une absorption plus soutenue de l'azote minéral. ALBERDA (1972) estime sur la base de bilans minéraux que la jeune prairie utilise 90 % d'une fumure azotée de 50 Kg N/ha et 80 % d'une fumure de 150 à 250 Kg N/ha, la vieille prairie étant cependant moins efficace et d'ailleurs moins productive (50 %). Dès lors, la forte stimulation azotée des herbages resterait à l'abri des objections écologiques, même aux doses recommandées aux Pays-Bas, à savoir 300 Kg N/ha en 5 applications échelonnées de mai à septembre (KOLENBRANDER, 1971).

TABLEAU A. Lessivage azoté sous prairie et sous culture (KOLENBRANDER, 1971).

Dispositif	Type de sol	Fumure Kg N/ha	Précipitation (mm)	Drainage (mm)	Teneur en eau mg N/l	Lessivage Kg N/ha année
Lysimètre sous gazon (profondeur 1 m) (1961-1968)	50 % d'argile	150 Kg en 3 applications	778	480	1,1	5 Kg
Lysimètre sous gazon (profondeur 1 m) (1958-1968)	sable	240 Kg en 3 applications	1023	614	2,1	19 Kg
Lysimètre cultivé (profondeur 1 m) (1945-1960)	23 % d'argile	50 Kg N en 1 application	792	362	10,5	39 Kg

Pourtant il n'est pas certain que ces vues soient extrapolables à d'autres conditions. GARWOOD et TYSON (1973) ont mesuré, en limon sableux sous prairie, un lessivage azoté de 140 Kg N/ha pour une fumure de 500 Kg N/ha par année. De son côté, WEBBER (1973) enregistre pendant 5 années, sous prairie, un lessivage moyen de 50,4 Kg N/ha pour une fumure de 250 Kg N/ha (5 applications de mai à septembre), mais sous une pluviosité de 1524 mm par an.

L'inocuité écologique des fortes fumures azotées en prairie dépend donc de la pluviosité. En climat humide, le lessivage azoté devient notable au-dessus de 200 Kg N/ha et, en climat moins humide, seulement au-dessus de 350 Kg N/ha.

6.2. Les écoulements nitriques dans les périmètres de drainage.

L'étude des écoulements et des bilans nitriques dans les périmètres de drainage fournissent des indications directes à la contribution azotée de terres agricoles au système hydrographique. Bien qu'il s'agisse, comme dans le cas des lysimètre, d'un lessivage épidermique, l'examen des résultats est intéressant pour le propos qui nous concerne.

6.2.1. Les investigations hollandaises (VAN SCHREVEN, 1970; HENKENS, 1972).

Les observations relatées par HENKENS concernent 24 parcelles drainées, se répartissant comme suit :

- 18 terres argileuses (argiles marines et fluviatiles)
- 2 terres sablonneuses (sables quaternaires)
- 2 terres anciennement détournées (1)
- 2 terres récemment détournées (1).

Tous ces sols reçoivent de fortes fumures azotées.

Les observations ont porté sur 7 mois (septembre 1970 à mars 1971).

	Teneurs moyennes en mg/l N(NO ₃)	Teneurs extrêmes en mg/l N(NO ₃)	Poids d'azote théoriquement lessivé pour une cote de drainage=300 mm
Argiles marines (78 mesures)	16,5 mg/l	2 et 53	49,8 Kg N/ha
Argiles fluviatiles (9 mesures)	13,0 mg/l	1 et 23	39 Kg N/ha
Sols sablonneux (4 mesures)	25,0 mg/l	14,5 et 43	75 Kg N/ha
Sols détournés anciens (11 mesures)	9,5 mg/l	5 et 18	28,5 Kg N/ha
Sols détournés récents (10 mesures)	8,3 mg/l	2 et 17	25,4 Kg N/ha

(1) Après détournage, la couche organique résiduelle est enfouie et recouverte de 20 cm de sable. Elle se décompose progressivement.

Ces sols constituent un cas exceptionnel en Europe.

Le détail des résultats indique de très fortes fluctuations de la teneur nitrique des eaux de drainage, d'une date à l'autre, par exemple 2 et 48 mg/l en décembre 1970, pour les argiles marines.

D'autres observations relatives par VAN SCHREVEN (1970) et KELENBRANDER (1971) sont résumées ci-après :

	Lessivage azoté en Kg N/ha		Teneur N(NO ₃) des eaux en mg/l
	Moyenne	Extrêmes	
Polders de l'Ysselmeer			
Oost Flevoland (1959-66)	25,2 Kg N	18,9 et 33,2 (1)	-
Noord oost Polder (1963-66)	22,1 Kg N	16,7 et 33,2 (1)	-
Nieuwe Beerta (1934-35) argile; fumure 100 Kg N/ha	12 Kg N	-	4 mg/l
Uithuizermeeder (1901-10) sol léger; fumure 50 Kg N/ha	31,5 Kg N	-	10,5 mg/l
Rottegatspolder (prairies)	5,0 Kg N	-	1 mg/l

(1) Les valeurs maximales se rapportent à une année humide (1965).

La charge nitrique des eaux de drainage dans les polders de l'Ysselmeer a été déterminée en 1969 sur 84 échantillons. En voici les valeurs moyennes, pour diverses cultures classées selon des doses décroissantes de fertilisation azotée :

Sous betterave :	27 à 33 mg N (NO ₃)/l
Sous pomme de terre :	25,8 à 28,4 "
Sous colza :	14 "
Sous orge :	3,6 à 4,2 "
Sous luzerne :	3,5 à 4,1 "

6.2.2. Les investigations anglaises.

a. L'expérience de Rothamsted (1878 - 1881) (LAWES, 1882)

Son intérêt découle de son ancienneté; elle visait à détecter les pertes par lessivage azoté sous l'effet de fumures croissantes

dans un site drainé (tuyaux à 60 cm de profondeur), sous culture de froment. Les teneurs en nitrates ont été mesurées dans les eaux de drainage, lors des épisodes d'écoulement. (Tableau XI).

TABLEAU XI. Teneurs en nitrates des eaux de drainage (mg/l, 1878 - 1881).

	De la fumure de printemps au 1 juin	Du 1 ^{er} juin à la récolte	De la récolte au semis d'automne	De l'automne au printemps	Moyenne pour l'année
Pas de fumure	3	0	5	5	4
Fumure PK Ca Mg, sans azote	3	0	5	6	4
Fumure de ferme (35 T/ha)	4	1	6	<u>10</u>	8
(1) Fumure PK Ca Mg + 48 Kg N/ha	<u>15</u>	1	6	5	5
(1) " + 96 Kg N/ha	<u>27</u>	1	7	5	7
(1) " + 144 Kg N/ha	<u>28</u>	4	14	8	9
(2) Fumure PK Ca Mg + 96 Kg N/ha	<u>50</u>	9	15	8	12
(3) " + 96 Kg N/ha	7	3	3	<u>28</u>	19

- (1) Engrais ammonique appliqué au printemps.
- (2) Engrais nitrique appliqué au printemps.
- (3) Engrais ammonique appliqué en automne.

Pendant la période de végétation, le lessivage azoté est très faible. La fumure azotée d'automne contribue surtout au lessivage hivernal, lequel est plus sensible pour une fumure minérale (28 mg/l) que pour une application de fumier (10 mg/l). La fumure printanière contribue surtout au lessivage qui précède le développement de la culture, mais l'effet est nettement plus marqué pour un engrais nitrique que pour un engrais ammonique, lequel n'est lessivable qu'après nitrification.

b. L'expérience de Saxmundham (1958 - 1970) (WILLIAMS, 1970).

Le site est une terre de 3 ha, drainée par des files de drains

en bon état de fonctionnement, enfouies à 1,20 - 1,50 m de profondeur, dans un sol de limon à silex. L'écoulement des drains a représenté environ 10 % des précipitations pendant la période de végétation (avril - septembre) et environ 35 % pendant la période froide (octobre à mars). Les teneurs en nitrate et ammoniacque des eaux ont été les suivantes .(Tableau XII).

TABLEAU XII. Lessivage azoté des terres de Saxmundham (WILLIAMS, 1970).

	1968-1969		1969-1970	
	Précipitations de 678 mm		Précipitations de 715 mm	
	avril-septembre	octobre - mars	avril-septembre	octobre - mars
Écoulement des drains en équivalent pluvial	62,1 mm	83,9 mm	59 mm	138,5 mm
Teneur en azote des eaux : mg/l N(NC ₃)	3,7-23,6-91,5	4,2-9,1 -27,1	0,5-11,7 -51,2	0-12,9-40,3
: mg/l N(NH ₃)	0 - 0,11- 2,40	0 -0,035- 1,45	0, - 0,05- 1,20	0-0,28- 3,8
Poids d'azote nitrrique lessivé Kg/ha	8,79 Kg	13,69 Kg	10,76 Kg	13,34 Kg
Écoulement de 12 mois	146 mm		197,5 mm	
Teneur moyenne des eaux	15,4 mg/l		12,2 mg/l	
Poids d'azote nitrrique lessivé	22,48 Kg		24,1 Kg	

Le lessivage azoté a représenté 20 à 25 % de la fumure azotée des terres et contribué à des teneurs moyennes de 12 à 15 mg/l dans les eaux de drainage. En réalité, des fluctuations considérables ont été observées, avec des valeurs de pointe jusqu'à 90 mg/l. Des écarts systématiques se sont aussi révélés d'un drain à l'autre : le moins productif en azote avait une charge moyenne de 4 mg/l et le plus productif une charge moyenne de 15,4 mg/l.

On remarquera aussi que les teneurs en ammoniacque sont insignifiantes par rapport aux teneurs en nitrates, dans les eaux sortant du sol. Dans un étang alimenté par ces eaux, la teneur en nitrate n'était cependant que de 0,7 mg/l, soit une réduction de

95 %; celle-ci ne peut s'expliquer que par une dénitrification active. Parallèlement, la teneur en ammoniacque était de 1,45 mg/l, soit 10 à 20 fois plus que dans les eaux sortant des drains.

c. L'expérience de Woburn (1968 - 1970) (WILLIAMS, 1970).

Le site de Woburn d'environ 600 ha est compris dans une petite vallée à dominante sablonneuse, dont les terres ont été drainées partiellement à une époque indéterminée. Les mesures ont porté sur les eaux débitées par des drains encore actifs, sur les eaux d'un ruisseau et celles d'un étang d'une étendue d'un hectare. Comme pour l'expérience précédente, nous avons regroupé les données par saisons. (Tableau XIII).

TABLEAU XIII. Lessivage azoté des terres de Woburn. (WILLIAMS, 1970).

	1968-1969		1969-1970	
	Avril-Septembre 1968	Octobre - Mars 1968-69	Avril-Septembre 1969	Octobre - Mars 1969-70
Teneur en azote des eaux				
- mg/l N(NO ₃)	1,2- <u>12,4</u> -25,6	1,2- <u>12,4</u> -26,2	2,4- <u>13,4</u> -24,3	3- <u>15,1</u> -32,2
- mg/l N(NH ₃)	0 - <u>0,10</u> - 3,20	0 - <u>0,05</u> - 0,5	0 - <u>0,02</u> - 0,80	0- <u>0,04</u> - 0,6
Total N minéral mg/l	12,5	12,45	13,42	16,5

Les teneurs en nitrates et ammoniacque sont du même ordre de grandeur que dans l'expérience de Saxmundham. Leur comparaison avec les eaux du ruisseau et de l'étang qu'elles alimentent s'établit comme suit :

	Teneur en N (NO_3)	Teneur en N (NH_3)
Eaux de drains (pH 6,3 à 7,8)	12,4 à 16,1 mg/l	0,02 à 0,1 mg/l
Eaux du ruisseau (pH 7,1 à 7,3)	9,9 mg/l	0,1 mg/l
Eaux de l'étang (pH 7,5)	1,85 mg/l	0,415 mg/l

Ici encore, on constate une forte dénitrification dans l'étang, qui s'enrichit corrélativement en ammoniacque. Ce phénomène n'est pas isolé. SMITH (1965) indique que dans le Missouri (USA), les étangs ruraux ont des teneurs en nitrates de 0,5 à 0,75 mg/l, systématiquement plus basses que celles des eaux de drainage d'origine agricole.

6.2.3. Les investigations en sites irrigués.

La charge nitrique des eaux dans les sites irrigués et drainés a été étudiée par JOHNSTON et al. (1965) dans un secteur de la plaine du San Joaquin (Californie) où l'on pratique depuis 30 ans une agriculture intensive. Les observations ont porté sur des périmètres de luzerne (3,6 Ha), de rizières (13,5 Ha), de coton (29,1 ha) et de riz-coton en alternance (60,8 ha). Les sols sont relativement légers et les drains situés entre 1m70 et 2m10 de profondeur. Les eaux d'irrigations contiennent 1,7 mg N (NO_3)/l et les eaux sortant des périmètres incultes (végétation naturelle), 1 mg/l. (Tableau X.IV).

Les eaux de drainage des sites cultivés ont des teneurs nitriques plus élevées que les eaux d'irrigation appliquées sur les cultures. Dans le cas des rizières le lessivage annuel fut de 23 Kg N/ha et la charge des eaux de 2 à 3 mg N(NO_3)/l, sauf après la fumure azotée (95 Kg N/ha) où la charge est montées à 9,9 mg/l. Sous

TABLEAU XIV. Bilan de lessivage du périmètre de San Joaquín
(JOHNSON et al. 1965).

Système cultural	<u>Luzerne</u>	<u>Rizière</u>	<u>Coton</u>	<u>Riz - coton</u>
Superficie observée	3,6 Ha	18,5 ha	29,1 ha	60,8 ha
Fumure azotée	néant	95 Kg N/ ha	225 à 300 Kg N/ha	225 à 300 Kg N/ha
Apports d'engrais (Ib)	0	3864	14.112	22.216
Apports par les eaux d'irrigation(Ib) (1,7 mg N(NO ₃)/l)	1317	1357	347	1.263
Total des apports (Ib)	1317	5221	14.459	23.479
Pertes par drainage (Ib)	282	1528	843	14.836
Pertes par ruissellement (Ib)	132	191	414	1.539
Total des pertes (Ib)	414	1719	1.257	16.365
Pertes en % des apports	31 %	33 %	9 %	70 %
Lessivage en Kg N/ha-année	22 Kg	23 Kg (95 Kg) ⁽¹⁾	90 Kg	280 Kg
Teneurs en nitrates des eaux de drainage mg/l	2 à 14,3	2 à 3,3 (9,9) ⁽¹⁾	25,1 mg/l (pics de 50 et 62 mg/l).	

(1) dans le temps qui a suivi la fumure.

luzerne (sans fumure azotée), le lessivage fut de 22 Kg N/ha et la charge nitrique des eaux oscille entre 2 et 14,3 mg/l. Par contre, dans les cultures de coton et riz-coton, qui ont reçu des fumures de 225 à 300 Kg N/ha, le lessivage fut de 90 et de 280 Kg N/ha et la charge moyenne des eaux de 25,1 mg/l, avec des pics de 50 et 62 mg/l. Les cultures de luzerne et de riz ont donc donné lieu à un lessivage azoté nettement inférieur, ce qui s'explique par une dénitrification nettement plus active dans ces deux cas.

STAUT et BURAU (1967) ont également mesuré les charges nitriques des eaux de drainage dans un site agricole de 25,8 Km², dans l'Arroyo Grande (Californie) et obtenu une valeur moyenne de 10,9 mg N (NO₃)/l pour une cote de percolation de 748 mm d'eau, ce qui correspond à un excédent des fumures azotées sur les exportations culturales de 81 Kg N/ha, compte non tenu des apports relativement faibles par la pluie et les eaux d'irrigation. La population du bassin (13.500 habitants) contribue pour sa part à une charge de 13,1 mg/l, ce qui porte la teneur globale à 24 mg/l.

6.2.4. Le lessivage azoté dans les sites naturels.

La littérature limnologique comporte beaucoup de données sur les teneurs en nitrates des ruisseaux et rivières, mais elles ne permettent pas un calcul des décharges par hectare.

Dans une étude récente, OWENS et al. (1972) ont relevé pour les bassins d'alimentation des rivières Oose et Trend (Angleterre), que la contribution à la charge en nitrates des eaux était en moyenne de 13 Kg N/ha pour les terres cultivées, 8 Kg pour les prairies et 4 Kg pour les parcours pastoraux non améliorés. Les mêmes auteurs ont constaté que la teneur en nitrates des eaux courantes n'était que faiblement affectée par l'intensité des fumures azotées, dans

la gamme de 20 à 90 Kg N/ha. Dans les eaux courantes, les teneurs moyennes en N (NO_3) s'échelonnent entre 3 et 8 mg/l lorsqu'elles proviennent des aires agricoles, entre 0,5 et 3 mg/l lorsqu'elles proviennent des aires herbagères. Les concentrations en chlorures varient de la même manière : 20 à 60 mg/l dans les aires agricoles et 14 à 25 mg/l dans les aires herbagères.

On peut présumer que les eaux en provenance des zones forestières ont les charges en nitrates les plus faibles qu'on puisse recenser. SYLVESTER (1961) évalue le drainage nitrique dans des bassins boisés à des valeurs comprises entre 1,4 et 3,5 Kg N/ha/année, alors que pour les bassins cultivés, les charges atteignaient, selon SAWYER (1947), de 3,2 à 7,7 Kg N/ha par année, soit pratiquement le double, à une époque d'agriculture moins intensive qu'aujourd'hui.

LIKENS et al. (1969) ont également mesuré la charge nitrique des eaux courantes sortant d'un bassin boisé de feuillus de 15,6 Ha (USA). Au mois de mai, elle s'élevait à 0,9 mg N (NO_3)/l. Des mesures effectuées après une coupe à blanc de tout le périmètre - avec inhibition du recru par des herbicides - ont montré que les teneurs nitriques ont atteint successivement 38 puis 58 mg N (NO_3) litre la première et la deuxième année ; ce sont des charges égales ou supérieures à celles qu'on observe dans les drainages agricoles. Elles s'expliquent par la forte contribution de l'humus accumulé dans le sol, dont la décomposition est accélérée par la mise à blanc.

6.3. Les transferts azotés par ruissellement et érosion.

Dans les sites ou les systèmes de culture sujets au ruissellement et à l'érosion, des transferts azotés peuvent se faire par cette voie vers le système hydrographique. La phase liquide du flux de ruissellement contient souvent 2 à 3 fois plus d'azote minéral que le sol lui-même et cet azote se trouve essentiellement sous forme de nitrates. La phase solide contient quant à elle une certaine charge organique, incorporée dans les particules terreuses. Le coefficient d'enrichissement en azote organique par rapport au sol érodé est de 1,1 à 2.

Les données expérimentales en cette matière nous viennent essentiellement des USA. DULLEY et MILLER (1923) ont fait des mesures sur le transfert azoté par ruissellement, à partir d'un sol limoneux en pente (3,6%) Les érosions sont exprimées en Kg N/ha par année.

	<u>Azote total</u>	<u>Azote nitrique</u>
Sol en friche	108,9 Kg N	1,52 Kg N
Sol labouré sur 25 cm	81,7	0,62
Monoculture de maïs	44,0	0,022
Monoculture du froment	33,0	0,35
Rotation maïs-froment-trèfle	6,6	0,022
Gazon de pâturin	0,66	0,08

Comme on le voit, les transferts d'azote sous forme minérale (nitrique) sont relativement faibles en regard des transferts solides et sont inférieurs à 1 Kg N/ha. Mais en cas d'érosion accélérée, les valeurs sont notablement plus élevées, ainsi qu'il résulte des exemples suivants (Tableau XV).

TABLEAU XV. Quelques exemples d'érosion azotée.

Sol	Culture	Erosion azotée Kg N/ha	Auteur
Limon alluvial pente 3,5 %	Froment ou maïs	35,2 Kg/ha	ROGERS (1941)
Limon sableux pente 3,5 %	Cultivé	20,9 Kg/ha	KNOBLAUCH (1942)
	En friche	73,7 Kg/ha	
Limon alluvial	Avoine	40,2 Kg/ha	HAYS et al. (1948)
	Maïs	2,2 Kg/ha	
Limon pente 3,7 %	Sous culture	108,9 Kg/ha	DULLEY-MILLER (1973)
	Sous prairie	négligeable	
Limon alluvial pente 5 à 8 %	En friche	1,1 à 11,4 Kg/ha	BRYANT et al. (1948)

La contribution respective du ruissellement et du lessivage dans les transferts azotés au système hydrographique est naturellement très variable. BIGGAR et COREY (1959) indiquent les valeurs suivantes pour quelques systèmes de culture.

	Pertes en Kg N/ha		
	Par lessivage	Par érosion	Totales
Cultures sarclées	18,8	52,9	71,7
Cultures non sarclées	35,7	12,2	47,9
Cultures pérennes	25,3	26,6	51,9

Il apparaît que dans les situations érosives, les transferts azotés par ruissellement peuvent dépasser les transferts par lessivage; la contribution du phénomène est beaucoup plus faible, là où la conservation du sol est prise implicitement en considération dans les pratiques culturelles.

5.4. Synthèse des résultats sur la contribution des terres agricoles à la charge nitrique des eaux courantes.

La confrontation de toutes les données du chapitre 6 permet de dégager diverses conclusions importantes.

- a. Il n'y a pas de doute que les écosystèmes dits naturels (forêts, incultes) contribuent nettement moins à la charge nitrique des eaux de surface que les écosystèmes agricoles, quels qu'ils soient. Les eaux courantes qui sortent de telles zones ont des charges le plus souvent comprises entre 0,1 et 0,3 mg N (NO_3) par litre, ce qui correspond à des lessivages de 0,3 à 3 Kg N (NO_3) par ha-année. Ainsi, SYLVESTER (1961) indique une moyenne de 0,13 mg/l pour les rivières forestières américaines, BRING (1955) 0,15 à 0,3 mg/l pour les rivières de la Suède Centrale et JAAG (1958) 0,2 à 0,6 mg/l pour la Reuss, rivière alpine. Il n'y a pratiquement pas de données lysimétriques pour des incultes, sauf celle de LOW et ARMITAGE (1970) pour une pelouse à fétuque non fertilisée : 1 à 2 Kg N/ha et 0,1 à 4 mg/l.

Toute perturbation dans les écosystèmes naturels, en particulier les coupes forestières (LIKENS, 1969), augmente temporairement les décharges nitriques jusqu'à des valeurs aussi élevées que dans les sites agricoles. Comme il n'existe point d'agriculture sans défrichements ni perturbation répétée du couvert végétal (récoltes, labours), il ne peut

non plus y avoir d'agriculture sans enrichissement nitrique des eaux courantes.

- b. Dans les systèmes d'agriculture dits traditionnels, qui utilisaient des doses modérées d'azote organique ou minéral (50 à 100 Kg N/ha), la contribution des terres au lessivage azoté est généralement comprise entre 10 et 40 Kg N/ha selon le type de sol. Ces valeurs représentent environ la moitié des écoulements lysimétriques sous sol nu (jachère non fertilisée). Ce rapport est parfaitement logique puisque l'azote étant récupéré au maximum par la culture à ces niveaux de fumure, ce qui est lessivé provient essentiellement de la matière organique du sol. Toutes les valeurs lysimétriques, pour des fumures de cet ordre, se situent effectivement à l'intérieur de cette fourchette (KOLENBRANDER, 1971; VOMEL, 1965; KORFOED, 1968, etc.) de même que les évaluations d'OWENS et al. (13 Kg N/ha) pour les bassins de l'Oose et du Trend en Angleterre.

Des lessivages de 10 à 40 Kg/ha contribuent à une charge nitrique des eaux de 3 à 12 mg N (NO_3) par litre, pour une cote de lessivage de 300 mm. C'est bien dans cette fourchette que s'inscrivent les résultats des bilans de drainage : 4 à 12 mg/l à Rothamsted (1876 - 1881), 4 à 10,5 mg/l pour des polders hollandais (1901 - 1936) et, pour des sites irrigués comme le Yakama (USA): 0,3 à 2,5 mg/l en moyenne (SYLVESTER, 1961).

Ajoutons que ces valeurs se rapprochent des charges observées dans les cours d'eau drainant des régions d'agriculture semi-intensive : 1;12 à 1,43 mg/l pour le haut Danube (BACKHAUS, 1965); 0,2 à 2,32 mg/l pour la Limmat en Suisse (MAIKI, 1961); 3,7 mg/l pour l'ensemble des rivières européennes (LIVINGSTONE, 1963).

Au total, les zones d'agriculture traditionnelle et semi-intensive donnent lieu à des décharges nitriques dans les eaux qui sont 4 à 10 fois supérieures à celles des zones forestières. Celles-ci dépassent déjà notablement et sans doute depuis très longtemps la charge nitrique considérée comme eutrophisante pour les systèmes lacustres (0,5 mg/l, selon WOLLENWEIDER, 1970) mais sont habituellement inférieures à la limite

de tolérance pour la potabilité des eaux, soit 10 mg N (NO_3) par litre.

- c. Les systèmes d'agriculture intensive, utilisant des doses de 110 à 180 Kg N/ha, donnent lieu, pour les cultures annuelles, à des écoulements lysimétriques échelonnés entre 20 et 60 Kg N/ha, ce qui correspond à des charges nitriques des eaux de 7 à 20 mg/l, pour une cote de percolation de 300 mm. C'est effectivement dans cette fourchette que s'inscrivent les résultats des bilans de drainage pour des sites d'agriculture intensive : 12,5 et 15,4 mg/l à Saxmundham; 12,4 et 16,5 mg/l à Woburn; 12,4 à 25 mg/l dans divers polders hollandais; 10,9 mg/l pour le site irrigué d'Arroyo Grande (Californie).

Mais si l'on passe à des fumures agricoles encore plus élevées (200 à 300 Kg N/ha), les charges nitriques s'élèvent jusqu'à 25 mg/l, par exemple dans le site irrigué du San Joaquin (Californie) ou pour des terres à betteraves et pommes de terre des polders hollandais. Toutefois, il n'existe pas à notre connaissance de cas où la teneur en nitrates atteigne effectivement 25 mg/l en moyenne dans des rivières rurales non polluées par d'autres effluents; dès lors, il est probable que des processus dénitrificateurs agissent en contre-partie.

Quoi qu'il en soit, l'agriculture intensive moderne, assortie des fortes fumures azotées qui sont aujourd'hui les siennes, a quasiment doublé les décharges nitriques dans les eaux courantes, par rapport à l'agriculture semi-intensive; les teneurs ont aussi largement dépassé la tolérance de potabilité de 10 mg/l.

- d. Il convient toutefois de faire une restriction pour les sites herbagers dont la contribution azotée est systématiquement inférieure à celle des terres de cultures, même pour des fumures élevées de 150 à 300 Kg N/ha. Pour une cote de percolation d'environ 300 mm, le lessivage est compris entre 3 et 13 Kg N/ha, ce qui correspond à des charges nitriques de 1 à 4 mg/l dans les eaux de surface. OWENS (1972) indique également 0,5 à 3 mg/l pour des eaux d'origine herbagère. Les valeurs sont toutefois plus élevées pour des formations pluri-annuelles de légumineuses (20 à 25 Kg N/ha, 5 à 8 mg/l) ou lorsque les fumures sur prairies deviennent pléthoriques

par rapport aux possibilités d'absorption des herbages, spécialement dans les climats frais et pluvieux des basses montagnes de l'Europe occidentale.

- e. Il est intéressant de confronter ces données avec les teneurs en nitrates considérées comme critiques pour l'eutrophisation des eaux. Après une étude approfondie de la question, WOLLENWEIDER (1970) admet qu'une charge nitrique des eaux de $0,3 \text{ mg N (NO}_3\text{)}/\text{l}$ représente un niveau azoté critique, au-dessus duquel des conditions propices au syndrome d'eutrophisation sont réalisées pour les systèmes lacustres.

Il faut bien reconnaître que la charge de $0,3 \text{ mg N (NO}_3\text{)}/\text{l}$ est atteinte et même dépassée dans beaucoup de cours d'eau qui drainent des régions mi-forestières mi-agricoles ou des secteurs dans lesquels l'agriculture est demeurée traditionnelle et semi-intensive; dans ces situations, il n'est pas rare de trouver des charges nitriques dans les eaux courantes, échelonnées entre 1 et 10 mg/L , soit 3 à 30 fois la concentration critique pour les lacs. L'agriculture moderne intensive, spécialement dans les sites irrigués et les régions sablonneuses peut faire monter les teneurs critiques entre 10 et 25 mg/l , soit 30 à 70 fois la cote de $0,3 \text{ mg/l}$.

Si la contribution azotée des terres agricoles était vraiment une des causes suffisantes à l'eutrophisation des lacs, il y a très longtemps que cette étape aurait dû être atteinte ou franchie, à tout le moins depuis le début du 20^e siècle. Au surplus, on doit même supposer que l'agriculture archaïque, qui intercalait dans les rotations le régime de la friche sur de grandes étendues, aurait déjà pu créer des conditions propices à l'eutrophisation nitrique.

On arrive aux mêmes conclusions en considérant non plus la charge critique en nitrates des eaux mais le niveau des apports globaux dans les écosystèmes lacustres. WOLLENWEIDER (1970) considère comme critique un apport annuel de $10 \text{ Kg N (NO}_3\text{)}$ par an et par ha d'étendue lacustre pour des eaux peu profondes (5 m) et à 40 Kg N/ha pour un lac d'une profondeur moyenne de 50 m.

Or, la contribution des terres agricoles est comprise selon les sols entre 10 et 40 Kg N/ha dans les systèmes d'agriculture semi-intensifs. Cela veut donc dire qu'un système lacustre aurait dû s'eutrophiser dès le moment où, dans son bassin d'alimentation, les espaces mis en culture dépassaient 4 fois la surface d'un lac peu profond et 16 fois celle d'un lac profond. Or, beaucoup de lacs ont résisté jusqu'à l'époque contemporaine, malgré que leur bassin versant soit depuis longtemps cultivé sur de plus grandes étendues.

Au total, on peut dire que la mise en culture et la fertilisation azotée des terres a créé depuis longtemps des conditions prédisposantes à l'eutrophisation des lacs sans pour autant la déclencher. Il est donc hautement probable que la cause déterminante du phénomène est à rechercher ailleurs que dans l'utilisation croissante des engrais azotés. Il faut en effet compter, en la matière, sur un mécanisme naturel de dénitrification. L'exemple cité de petits étangs anglais, alimentés par des drainages agricoles, souligne que ce mécanisme régulateur peut être important. Il joue également dans les systèmes lacustres.

Les évaluations, pour difficiles qu'elles soient, attribuent à la dénitrification lacustre, l'élimination de 45 à 80 % des apports nitriques, le phénomène étant proportionnel aux apports eux-mêmes.

7. LA CONTRIBUTION DES TERRES AGRICOLES ET DES ENGRAIS A LA CONTAMINATION DES NAPPES AQUIFERES.

Dans les chapitres antérieurs, on a spécialement examiné l'intensité du lessivage latéral dans les sols hydromorphes ou irrigués, pourvus d'un drainage artificiel. Dans les sols à nappe aquifère profonde, la migration des nitrates n'est pas interceptée et, dès lors, la composante verticale du lessivage devient prédominante. Dans quelle mesure le processus peut-il aller jusqu'à contaminer les gîtes d'eau profonde, telle est la question qu'il reste à examiner. Rappelons que la tolérance pour les eaux alimentaire est de 10 mg N (NO_3)/l ou 45 mg NO_3 /l.

7.1. L'évolution du profil azoté des sols cultivés.

JEWITT (1956) fut sans doute l'un des premiers à se préoccuper de la migration en profondeur des nitrates dans les sols non hydromorphes. Il montra pour des terres cotonnières du Soudan (sols de Gezira) que les nitrates produits pour la matière organique du sol ou incorporés comme engrais pouvaient s'accumuler au-delà des couches radiculaires; il relève des teneurs de 1 à 7 ppm N (NO_3) entre 0,50 et 1,20 m de profondeur et des teneurs de 15 à 40 ppm entre 1,50 et 1,80 m, contre 1 à 2 ppm dans la couche arable. WETSELAAR (1962) signale le même phénomène en Australie dans des terres laissées en friche pendant plusieurs années.

Depuis quelque temps, les chercheurs européens se préoccupent du même problème, dans une perspective agronomique (GLIEMEROTH, 1959; GUYOT, 1967 - 1971). GUYOT a étudié la migration de l'azote en sol loessique, pendant plusieurs années, respectivement sous céréales (fumure de 90 et 130 Kg N/ha) et sous jachère nue.

Ses observations donnent lieu aux conclusions suivantes :

- l'azote migre en profondeur exclusivement sous forme de nitrates
- la migration est essentiellement hivernale et dépend de la pluviosité de cette saison. A l'automne, la quasi totalité de l'azote minéral est con-

centré dans les 50 premiers cm du sol et spécialement dans la couche arable. A la fin d'un hiver humide (1967 - 68, 234 mm de pluie), les nitrates furent répartis sur une profondeur de 1m75 (les graphiques limités à ce niveau laissent préjuger davantage), avec un maximum de concentration entre 50 et 100 cm. A la fin d'un hiver plus sec (1971 - 1972, 157 mm de pluie, la migration a été négligeable au-delà de 50 cm ⁽¹⁾. Le transfert d'azote au-delà de 1m75 durant l'hiver humide 1967 - 1968 a été évalué à 25 Kg N/ha, ce qui représente 10 % du pool azoté minéral existant au début de l'automne.

- pendant la période de végétation, la quasi totalité de l'azote nitrique distribué sur 1m75 est récupéré par les racines (les graphiques laissent préjuger une pénétration radiculaire encore plus profonde). Il n'y a évidemment aucune récupération si le sol est maintenu en jachère nue. Dans ce cas, les nitrates continuent à migrer en profondeur sous l'effet des excédents de pluie et l'on peut supposer finalement des transferts possibles jusqu'à la nappe.

7.2. Les profils géochimiques.

Les chercheurs américains ont entrepris depuis plusieurs années des recherches par sondage sur la distribution des nitrates à grande profondeur, jusqu'à la nappe aquifère. Les résultats ont confirmé que l'azote transféré dans le sous-sol l'est exclusivement sous forme nitrique, l'absence de matière organique excluant la présence et l'action de bactéries dénitrifiantes. En outre, les nitrates sont principalement logés dans la phase aqueuse du sous-sol et, pour une très faible part dans la phase minérale (entre 10 et 30 %, selon l'état de sécheresse du sous-sol).

On examine ci-après les résultats de ces recherches.

(1) La capacité en eau des sols loessiques est d'environ 150 mm sur les premiers 50 cm.

7.2.1. Investigations dans le Missouri (SMITH, 1967).

Evaluant le pool nitrique des sols sur 3 m de profondeur dans 12 exploitations agricoles et dans des terres adjacentes incultes, l'auteur constate que ce dernier est 2 à 10 fois plus élevé dans les terres agricoles que dans les terres non cultivées. Cet enrichissement a été mis en parallèle avec les doses totales de fumures azotées pendant les 8 à 15 années précédentes, mais aucune corrélation évidente n'a pu être dégagée. Des pools nitriques très élevés peuvent correspondre à des apports cumulés de fertilisants faibles ou importants : par exemple pour des apports de 1.500 Kg N/ha en 15 ans, l'auteur constate un pool nitrique sur 3 m de 155 Kg/ha dans un cas et 1.018 Kg/ha dans un autre cas. Ces divergences n'ont rien d'étonnant, quand on sait l'importance des pratiques culturales sur l'utilisation de l'azote minéral.

Voici un exemple de répartition des nitrates pour un limon alluvial, fertilisé depuis 17 ans à raison de 132 Kg N/ha (nitrate d'ammoniaque). (Tableau XVI)

TABLEAU XVI. Teneur en nitrates (Kg N/ha).

<u>Profondeur</u>	<u>Sol fertilisé</u>	<u>Sol non fertilisé</u>
0 - 60 cm	99,0 Kg	45,4 Kg
60 - 120 cm	77,0 Kg	29,7 Kg
120 - 180 cm	71,5 Kg	41,4 Kg
180 - 250 cm	99,0 Kg	31,9 Kg
250 - 310 cm	49,5 Kg	14,3 Kg.
Total	396,0 Kg	162,0 Kg

La translocation des nitrates à 3 m de profondeur est 3 fois plus importante dans le sol fertilisé, mais sur la base de sa documentation, l'auteur conclut néanmoins comme suit ; "les pertes (par lessivage) des sols convenablement fertilisés peuvent être inférieures à celles des sols qui ne reçoivent pas d'engrais. Une culture croissant vigoureusement transpire plus d'eau que si sa croissance était limitée par une déficience nutritive, ce qui réduit la percolation, et plus loin : " Il n'y a pas d'arguments évidents pour supposer que les engrais contaminent les nappes aquifères. Cependant, par une utilisation excessive ou inadéquate des engrais, les nitrates pourraient poser un problème dans l'avenir, si des excès d'azote sont ajoutés à certains sols,, (SMITH, 1965).

Par contre, l'accumulation de nitrates dans les sols peut être considérable dans les enclos de nourrissage de bétail (feedlots) Dans des enclos en usage depuis une cinquantaine d'années, l'auteur a relevé des accumulations de 2.200 à 4.400 Kg N/ha entre la surface et 7m50 de profondeur, et de 550 à 660 Kg N/ha entre la surface et 3 m. Dans la région sous revue (Missouri), la migration des nitrates est favorisée par le fendillement des argiles jusqu'à grande profondeur, pendant la sécheresse estivale, ce qui permet un entraînement rapide au retour des pluies. Ajoutons encore que l'effet eutrophisant des "feedlots,, sur le sol et les nappes se manifeste, par lessivage latéral, jusqu'à 100 - 150 m de la limite des enclos en site horizontal.

7.2.2. Investigations dans le Colorado (STEWART et col., 1967).

.....

Le site est une vallée d'agriculture intensive et irriguée du South Platte River Valley (Colorado), entourée de collines livrées à l'agriculture sèche peu intensive ou couvertes de leur végétation herbeuse naturelle.

La pluviosité est de 450 mm/année et, dans la plaine, la nappe aquifère se situe entre 3 et 20 m de profondeur.

Les auteurs ont analysé 126 profils chimiques jusqu'à 600cm et calculé le stock d'azote nitrique total. (Tableau XVII)

TABLEAU XVII. Stock moyen d'azote nitrique en Kg N (NO_3)/ha.

Enclos d'élevage (foedlots)	(47 profils)	1.579 Kg N (NO_3)/ha	
Sols agricoles irrigués	(28 profils)	556	-
Sols de colline non irrigués (agriculture peu intensive)	(21 profils)	287	-
Luzernières irriguées	(13 profils)	87	-
Sols de collines sous formation herbeuse naturelle	(17 profils)	99	-

Les accumulations de nitrates sous les enclos d'élevage sont considérables, ce qui confirme les observations du Missouri; néanmoins les différences sont importantes parmi les 47 stations; elles vont de 0 à 5.500 Kg N (NO_3)/ha. Les stations sans nitrates occupent des sols réducteurs et dénitrifiants.

Les chiffres qui précèdent et les diagrammes publiés par les auteurs permettent de tirer les conclusions suivantes :

- a. dans les terres de colline - non irriguées - la mise en culture a quasi triplé le pool nitrique du sol par rapport aux terres incultes mais ce dernier est surtout concentré dans les 60 premiers cm. Néanmoins, l'allure du profil nitrique fait supposer que des entraînements ont eu lieu jusqu'à 6 m, car on y relève présentement des teneurs de 2 ppm entre 3 et 4,5 m, (2 mgr par Kg de sol) avec un niveau d'accumulation transitoire de 5 ppm entre 2,4 et 2,7 m. Les

auteurs ont également observé que le pool nitrique est de 50 % inférieur dans les terres défrichées il y a 30 à 50 ans par rapport aux défrichés récents, ce qui souligne un déclin progressif de la matière organique du sol originel, initialement couvert d'une formation herbeuse naturelle et permanente.

- b. Les terres irriguées de plaine, vouées à l'agriculture intensive ont un pool nitrique deux fois plus élevé que celui des terres sèches de colline, mais l'azote est aussi concentré dans les 60 premiers cm. Au-delà, les teneurs diffèrent peu de celles qu'on observe en colline. De toutes les terres irriguées, ce sont les parcelles affectées à la culture de la luzerne qui possèdent le pool nitrique le plus bas; il est même inférieur à celui des terres de colline. Le fait s'explique par la grande pénétration radiculaire de cette espèce et par la dénitrification qu'elle favorise, en raison d'une plus grande richesse du sol en matière organique et organismes microbiens.
- c. Les enclos d'élevage (feedlots) ont un profil azoté beaucoup plus chargé et totalement différent. On relève des teneurs de 15 ppm jusqu'à 2m40, de 10 ppm jusqu'à 4 m et de 5 ppm en-dessous. Ce sont des valeurs 6 fois plus élevées que sous cultures irriguées.

7.2.3. Investigations en Californie (STAUT et BURAU, 1967).

Le site est un périmètre irrigué de l'Arroyo Grande (25,8 Km²), dont la pluviosité annuelle est de 375 mm. Huit profils ont été analysés par tranches de 30 cm jusqu'à la nappe aquifère, située entre 8 et 12 m de profondeur. En profondeur, les sols sont saturés d'eau en raison des pratiques d'irrigation. Le tableau suivant synthétise les résultats graphiques (teneurs ppm N(NO₃)). (Tableau XVIII)

TABLEAU XVIII. Teneur moyenne en nitrates des profils : ppm N (NO₃)

Profondeurs	Sol sablon- neux avec strates ar- (cultures horticoles)	Sol argileux lourd (cultures horticoles)	Sols sablonneux incultes			Limon sableux (Pâturage)																																
			depuis 6 ans	depuis 5 ans	depuis 5 ans																																	
0 - 30 cm	-	301	181	411	447	181																																
30 - 60	-	122	35	-	198	21																																
60 - 90	-	165	52	100	34	7,3																																
90 - 120	-	100	165	82	47	40																																
120 - 300	37	-	33	74	147	0,8																																
480	28	50	28	74	82	3,0																																
540		25				95 (couche imperméable)	12	nappe (30)	20	traces																												
660										nappe (26,5)	?	nappe (10)	nappe (2)	jusque 720 cm																								
780															nappe (2)	71	nappe (10)	nappe (2)																				
810																			nappe (2)	71	nappe (10)	nappe (2)																
840																							nappe (2)	71	nappe (10)	nappe (2)												
870																											nappe (2)	71	nappe (10)	nappe (2)								
960																															nappe (2)	71	nappe (10)	nappe (2)				
1040																																			nappe (2)	71	nappe (10)	nappe (2)
1200																																						
1320	nappe (2)		71	nappe (10)	nappe (2)																																	

Les teneurs en nitrates diminuent de la surface en profondeur d'une façon plus ou moins régulière, mais avec des zones d'accumulation dans les couches imperméables (strates argileuses dans les sables, argiles compactes dans les sols argileux). Les teneurs du profil au voisinage de la nappe diffèrent peu des teneurs de la nappe elle-même, qui varient entre 10 et 30 ppm N (NO₃). Pour des conditions culturales

similaires (terres horticoles) les teneurs sont notablement plus élevées dans les sols argileux que dans les sols sablonneux, ce qui traduit vraisemblablement un transfert plus lent à la nappe.

Les teneurs nitriques dans les sols sablonneux en friche depuis 5 ou 6 ans sont aussi et même nettement plus élevées que dans des sols similaires intensivement cultivés. Sous prairie pâturée, enfin, les teneurs sont extrêmement basses et le transfert aux nappes est négligeable. Ces deux constatations confirment les données lysimétriques évoquées dans le chapitre précédent.

7.2.4. Investigations du Périmètre de Kings River (NIGHTINGALE, 1972).

Le site est un périmètre irrigué d'agriculture intensive (865 Km²) dans le sud de la Californie. A la fin de l'été 1969, on a mesuré en 70 points les teneurs en nitrates du sol par tranches de 30 cm jusqu'à 6m10. Les profils se répartissent comme suit :

12 terres incultes, 20 vignobles, 16 vergers (agrumes, pêchers, pruniers, amandiers, etc.) et 22 cultures sarclées (coton, maïs, aubergines, fraises, oignons, haricots, radis, etc.) recevant des fumures azotées en doses différentes. Les résultats donnent lieu aux commentaires suivants :

Influence des cultures.

Les teneurs en nitrates aux diverses profondeurs augmentent des sols non cultivés et des vignobles aux vergers et aux cultures sarclées, mais pour une même catégorie de cultures, la variabilité peut-être considérable d'un point à l'autre. (Tableau XIX).

TABLEAU XIX. Teneurs en nitrates des sols de Kings River (NIGHTINGALE, 1972)
(moyennes et extrêmes)

	Incultes	Vignobles	Vergers	Cultures sarclées	Moyennes
<u>Teneurs en mg N</u> <u>(NO₃) par Kg de</u> <u>terre sèche</u>					
0,3 à 1,52 m	0,1 - <u>0,57</u> -4,2	0,1 - <u>0,51</u> -4,2	0,1- <u>0,8</u> - 10	0,1 - <u>2,5</u> - 10	0,88
1,52 à 2,74 m	0,12- <u>0,32</u> -1,65	0,1 - <u>0,38</u> -4,8	0,1- <u>1,15</u> - 9	1,12- <u>1,30</u> - 10	0,55
2,74 à 4,27 m	0,2 - <u>0,47</u> -3,0	0 - <u>0,35</u> -5,0	0 - <u>1,85</u> - 10	0 -1,27- 10	0,70
4,27 à 6,10 m	0,19- <u>0,66</u> -3,8	0,1 - <u>0,59</u> -2,9	0,1- <u>1,75</u> - 6,2	0,1 - <u>1,47</u> - 5,7	0,97
<u>Teneurs en mg N</u> <u>(NO₃) par l</u> <u>d'eau du sol</u>					
0,3 à 1,52 m	12,6	8,0	8,5	22,2	12,3
1,52 à 2,74 m	3,7	5,1	6,4	13,7	6,6
2,74 à 4,27 m	10,0	5,7	23,0	11,7	9,6
4,27 à 6,10 m	9,0	8,7	27,0	14,8	12,2

L'enrichissement en nitrates est très modéré dans les vignobles, dont les sols sont d'ailleurs les moins riches en éléments fins. Par contre, il y a une certaine accumulation sous vergers et cultures sarclées, qui reçoivent des fumures azotées plus abondantes. Les teneurs en nitrates de l'eau du sol sont très élevées sous cultures sarclées (14,8 mg/l entre 4 et 6 m) et vergers (27 mg/l), contre 8 à 9 mg/l sous vignobles et sols incultes.

Le tableau XX ci-après donne les teneurs en NO₃ du sol (mg/Kg de terre) pour les divers types de culture et les divers niveaux de fertilisation. En dépit de certaines exceptions, il y a une augmentation manifeste des nitrates dans le sous-sol en fonction de l'intensité

des fumures azotées.

TABLEAU XX. Fréquence des concentrations en nitrates des sols entre 1,52 et 2,74 m, selon les cultures et fumures.

Concentration en $N(NO_3)$ mg par Kg de sol	0-0,4 mg	0,4-1 mg	1 - 2 mg	2-3,6 mg	3,6-6 mg	6 mg
Vignobles						
Pas de fertilisant depuis 3 ans	50	50	-	-	-	-
56 à 168 Kg N ammon.	60	20	20	-	-	-
45 à 67 Kg N Sulf.amm.	25	58,3	16,7	-	-	-
67 à 168 Kg N Sulf.amm.	75	12,5	6,25	6,25	-	-
fumure organique tous les 2 ou 3 ans (11 à 22 T/ha)	31,25	18,75	18,75	25	6,25	-
fumure organique tous les 3 ans + 58 Kg N sulf. amm.	-	-	-	25	75	-
Vergers						
45 à 67 Kg N	12,5	62,5	25	-	-	-
67 à 90 Kg N	80	6,67	13,33	-	-	-
90 à 134 Kg N	36,36	18,18	18,18	18,18	9,10	-
134 à 336 Kg N	-	15,79	5,26	18,79	15,79	47,37
Cultures sarclées						
56 à 112 Kg N	27,27	66,63	-	-	9,10	0
112 à 168 Kg N	10,0	25,0	25,0	-	35,0	5,0
168 à 224 Kg N	33,33	33,33	16,67	16,67	0	-
224 à 280 Kg N	-	10,0	40,0	20,0	10,0	20,0
280 à 392 Kg N	40,0	-	-	-	10,0	50,0
à 392 Kg N	-	-	-	-	28,0	75,0

En conclusion, l'étude des profils nitriques du sous-sol porte actuellement sur quelque 150 sondages ponctuels, qui concernent tous des régions climatiquement très différentes de celles de l'Europe tempérée. On ne pourrait les extrapoler qu'à des situations comparables du bassin méditerranéen ou des régions steppiques de l'Europe orientale. Mais elles confirment les indications des lysimètres et des périmètres de drainage

- a. la faible contribution des prairies permanentes au lessivage azoté en profondeur et des cultures de légumineuses perennes en sites irrigués (cas de la luzerne);
- b. l'effet eutrophisant de l'agriculture même peu intensive et de la mise en friche des sols;
- c. la tendance de l'agriculture intensive à augmenter le lessivage nitrique dans les terres qui reçoivent de fortes fumures azotées, mais avec des exceptions notables qui tiennent aux systèmes de cultures et aux pratiques de fertilisation. On peut donc dire que les fortes fumures azotées constituent une cause prédisposante à la contamination, mais non pas une cause inévitable, même dans les périmètres d'irrigation. Tout dépend d'un ajustement plus au moins adroit des fumures aux besoins culturaux et au rythme de développement des plantes, ce qui postule une qualification professionnelle appropriée des cultivateurs.

7.3. La contamination des nappes phréatiques par les nitrates.

Le lessivage des nitrates en profondeur laisse présager que des contaminations d'origine agricole sont possibles pour les nappes phréatiques. La question a été examinée par l'analyse des eaux de puits dans les régions rurales.

Le Service de Santé du Missouri (USA) a procédé à de nombreuses analyses des eaux de 150 puits, 13 d'entre eux ayant plus de 30 m de profondeur. De ce total, 40 puits étaient exempts de nitrates, 27 en contenaient moins de 0,2 mg N (NO_3)/litre, 44 entre 0,5 et 5 mg/l, 20 entre 5 et 10 mg/l et 23 plus de 10 mg/l (limite de potabilité). Les cas de contamination sérieuse résultaient d'infiltrations à partir des fumiers et des fosses septiques. La corrélation entre la teneur en nitrates des eaux et les doses de fertilisants en usage dans les exploitations est nulle ou négative, mais elle est positive en ce qui concerne les densités de bétail. SMITH (1967) commente comme suit ces résultats :

" de fortes fumures azotées sur terres sablonneuses peuvent donner lieu à des contaminations de nappes, alors qu'aucune évidence n'existe qu'il en soit de même pour les terres argileuses, si les doses de fertilisation sont normales,,.

Dans le périmètre de Kings River (Californie), NIGHTINGALE (1972) a également vérifié les teneurs en nitrates des eaux de puits domestiques. Ces teneurs manifestent une bonne corrélation avec les accumulations de nitrates dans le sol (entre 4,2 et 6,10 m de profondeur) des terres avoisinantes. La teneur moyenne des nitrates dans ces puits est actuellement de 4,6 mg N (NO_3) par litre mais dans 10 % des cas, elle dépasse la cote critique de 10 mg/l.

MINK (1962) observe également à Hawaii que les puits des secteurs irrigués contiennent en moyenne $8,2 \pm 2,4$ mg N (NO_3)/l et ceux des secteurs non irrigués $1 \pm 0,22$ mg N (NO_3)/l. Il attribue cette différence aux fumures azotées.

KWUDSEN et al. (1965) pour le Nebraska confirment que les nappes peu profondes (moins de 10 m) dans les zones agricoles sont plus suspectes d'avoir été contaminées par les nitrates. Il y a relevé des teneurs qui pouvaient dépasser 10 mg N (NO_3 °/l alors que les nappes situées vers 18 m ont des teneurs inférieures à 2 mg N (NO_3)/l.

Enfin, les nappes des terrains profilés par STAUT et BURAU (1967) dans le site irrigué de l'Arrajo Grande (Californie) ont des charges de 26 à 30 mg N (NO_3)/l.

Les données sur les teneurs en nitrates des puits ruraux sont certainement très nombreuses en Europe, mais elles ont été rarement dépouillées avec le souci de les mettre en relation avec les activités agricoles. TRINES (1952) a analysé les eaux de 1400 puits ruraux dans deux provinces hollandaises (Noord Brabant et Limbourg), alimentés par des nappes de \pm 6 m de profondeur; 60 à 70 % de ces puits contiennent des doses de nitrates supérieures à 10 mg N (NO_3) par litre. Son échantillonnage se répartit comme suit.

	Nombre de puits en % contenant	
	<u>N. Brabant</u>	<u>Limbourg</u>
0 à 10 mg N/l	32	48
10 à 20 mg N/l	16	19
10 à 50 mg N/l	29	31
50 à 300 mg N/l	23	12
300 mg N/l	0	0

Environ la moitié de ces puits contiennent des indices de contamination bactérienne et sont probablement enrichis par des effluents organiques, mais l'autre moitié en paraît indemne; dans ce cas, une origine agricole des nitrates n'est nullement à exclure, étant donné le caractère généralement sablonneux des terrains. La question se pose aussi de savoir si, à long terme, la migration et le lessivage des nitrates dans le sol peuvent aboutir à contaminer les gisements aquifères profonds, qui sont couramment exploités comme réserve d'eau alimentaire.

La question a fait l'objet d'un examen par KOLENBRANDER (1972) à propos des analyses de l'Institut hollandais de Santé Publique, qui surveille aux Pays-Bas la composition des eaux de distribution, dans 28 stations de pompage. Les nappes exploitées se situent entre 25 et 125 m de profondeur.

Sur les 28 stations, 21 fournissent des eaux brutes qui sont indemnes de nitrates depuis 1921; pour 7 d'entre elles, les eaux contiennent des nitrates depuis 1921 et leurs teneurs ont généralement progressé de 0,75 mg N (NO_3)/l en 1921 (extrêmes : 0,22 et 1,8) à 1,6 mg N (NO_3)/l en 1966 (extrême 0,44 à 3,1); en d'autres termes, les nitrates ont pratiquement doublé dans ces gisements, en l'espace de 40 ans, alors que dans le même temps, les fumures azotées utilisées dans l'agriculture hollandaise ont sextuplé.

Si la preuve s'établissait que l'augmentation moyenne de 0,85 mg/l est imputable à l'intensification de l'agriculture, elle apparaîtrait comme un effet à long terme des fertilisants azotés qui ont progressé, depuis 1921, de quelque 150 Kg/N par ha. Comme ces mêmes causes ont également agi dans les 21 stations dont la nappe est restée indemne, on doit conclure qu'il est des situations où la contamination à long terme est improbable et d'autres où elle n'est pas à exclure.

Le même raisonnement peut s'appliquer aux teneurs en chlorures des eaux profondes. Pour l'ensemble des 28 stations de pompage, les teneurs ont progressé en moyenne de 12,3 mg/l à 14,1 mg/l (soit + 1,8 mg/l ou 14 %) entre 1921 et 1966, alors que dans le même temps les fertilisations par des engrais chlorés (chlorure de potasse) ont pratiquement doublé. L'imputation des chlorures à l'agriculture reste cependant problématique. En effet, l'augmentation des prélèvements aux nappes peut, spécialement dans les plaines maritimes, être la cause d'une intrusion d'eaux plus salées provenant soit de gisements lenticulaires résiduels dans les terrains géologiques, soit des infiltrations à partir des fleuves. Il est établi que certains cas de salinisation des nappes de pompage dans les plaines littorales tiennent à d'autres causes qu'à des causes agricoles (MARECHAL, comm. personnelle) et s'expliquent par l'hydrologie plus ou moins cloisonnée des eaux douces et salées, que des pompages excessifs peuvent perturber.

En conclusion, l'éventualité d'une contamination des nappes aquifères profondes dans les zones d'agriculture intensive ne peut être exclue a priori. Elle peut se produire à moyenne échéance pour les nappes peu profondes et à plus longue échéance pour les nappes profondes. Dès aujourd'hui, des contaminations ont déjà eu lieu pour les premières, dans les situations pédologiques favorables, à savoir les sols sablonneux, les argiles subissant des fentes de retrait profondes, et enfin les plaines d'agriculture intensive irriguée.

Le danger de contamination procède des mêmes causes que le lessivage latéral; il augmente avec l'intensification des fumures azotées, organiques aussi bien que minérales, dans la mesure où ces fumures sont pléthoriques ou mal ajustées au cycle cultural; il est moins à craindre dans les régions herbagères de prairie intensive, où la dénitrification est plus active.

8. LES TRANSFERTS PHOSPHORIQUES D'ORIGINE AGRICOLE.

Depuis quelques années, on soupçonne le phosphore de jouer un rôle déterminant dans l'eutrophisation des systèmes aquatiques. En raison de l'utilisation croissante des engrais phosphatés, l'étude de leur transfert à partir des sols agricoles revêt dès lors autant d'importance que celle de l'azote.

3.1. Les états et la mobilité du phosphore dans les sols.

Le phosphore est quasi entièrement logé dans la couche humifère des sols naturels et dans la couche arable des sols cultivés. Chez ces derniers, les analyses indiquent des teneurs comprises entre 0,4 et 1,4 gr de P total par Kg de terre, ce qui représente une réserve comprise entre 90 et 340 Kg P/ha dans la couche arable. Dans les sols herbagers, les teneurs sont souvent supérieures (1,55 gr et 370 Kg/ha), ce qui résulte des restitutions par les déjections animales.

Une partie du phosphore total - de 20 à 70 % - fait partie de la matière organique inerte ou vivante du sol. En se décomposant, celle-ci libère le phosphore sous forme minérale phosphorique (PO_4), mais sa contribution annuelle est faible et notablement inférieure aux besoins des cultures. C'est pourquoi la fumure phosphorique est indispensable, qu'elle soit minérale (engrais) ou organique (fumiers).

L'autre partie du phosphore total du sol - 30 à 80 % - se trouve sous forme minérale phosphorique (PO_4) mais à l'état de combinaisons diverses. La solubilité des phosphates, leur possibilité de diffusion dans la phase aqueuse du sol et leur degré de disponibilité pour la plante dépendent de ces combinaisons. Il en est de même pour les résultats que l'on obtient dans le dosage des phosphates échangeables par

les extractifs utilisés dans l'analyse des sols, aucun d'eux ne simulant fidèlement le pouvoir extractif des racines, lui-même variable selon les espèces. Ce que l'on peut dire, toutefois, c'est que l'acide phosphorique du sol est le plus soluble et le plus mobile à des pH compris entre 6 et 7. Dans les terres alcalines, contenant du calcaire actif, une partie plus ou moins notable de l'acide phosphorique est insolubilisé sous forme d'apatites et, dans les terres très acides (pH 4 et moins), sous forme de combinaisons ferriques (strengite) aluminiques (variscite) ou manganiques; ces minéraux de néo-formation sont responsables du phénomène dit de "rétrogradation", ou immobilisation du phosphore.

Les phosphates échangeables du sol - et comme tels accessibles aux plantes - sont adsorbés sur les colloïdes argileux et organiques avec une énergie suffisante pour résister au lessivage par les eaux de percolation; leur entraînement par ces dernières est à la fois très lent et très faible. DE VRIES et coll. (1937) ont appliqué sur des colonnes de terre l'équivalent d'une fumure phosphorique de 300 Kg P_2O_5 /ha, ce qui est largement supérieur à toutes les fumures agricoles. Après une année et pour une cote de percolation de 350 mm, le phosphore n'avait migré que de 11 à 12 cm dans un sol sablonneux et de 6 à 7 cm dans un sol limoneux ou argileux; la migration fut pratiquement nulle dans la tourbe. La fraction du phosphore minéral impliquée dans la migration fut respectivement de 65, 35 et 5 %.

MASCHHAUPT a observé dans des sols in situ, ayant reçu pendant 40 ans une fumure moyenne de 58 Kg P_2O_5 /ha-année, une migration des phosphates de 5 cm seulement sous la sole de labour en substrat limoneux ou sablo-limoneux. COOKE et WILLIAMS (1970) signalent une migration de 20 cm

sous la sole de labour, dans un sol limoneux ayant reçu depuis un siècle 75 Kg P_2O_5 /ha-année de superphosphates plus 50 T de fumier/ha par année. Les mêmes fumures sous prairie ont provoqué une migration sur 50 cm. KOLENBRANDER (1971) cite enfin une diffusion de 10 cm en 10 années pour un sol sablonneux sous prairie, ayant reçu 170 Kg P_2O_5 /ha par année.

De ces informations, on peut conclure que la migration du phosphore dans le sol est un phénomène lent et mineur; le processus est un peu plus accentué dans les sols riches en matière organique (cas des prairies) et dans les sols sablonneux. Les 78 profils phosphoriques récemment établis par HENKENS (1972) montrent également une diffusion plus rapide dans les sols sablonneux.

Les fumures organiques donnent lieu à un lessivage phosphorique plus accentué que les fumures minérales. Ainsi, WARREN et JOHNSTON (1962) constatent sous vieille prairie des différences systématiques du profil phosphorique selon le type de fumure.

Teneur en phosphore (gr P/kg de terre) sous vieille prairie

	<u>Fumure minérale</u>	<u>Fumier de ferme</u>
0 à 22,5 cm	0,31 gr	0,85 gr
30 à 45 cm	0,12	0,21
45 à 65 cm	0,09	0,17

Le purinage des prairies constitue également une pratique favorable au lessivage du phosphore (VAN GENEYGEN et al. 1971). Enfin dans le cas des rizières, PATRICK et al. 1972 signalent une diffusion plus accentuée

du phosphore, ceci résultant de l'instauration des conditions réductrices favorables à la libération de l'acide phosphorique de ses composés peu solubles.

8.2. Le lessivage phosphorique dans les lysimètres.

Les données lysimétriques confirment en général la très faible capacité de lessivage du phosphore. Dans les dispositifs classiques (1 m de sol), les auteurs ne signalent le plus souvent que des traces de phosphates dans les eaux de percolation, correspondant à des lessivages de 0 à 0,05 Kg P/ha et à des charges phosphoriques inférieures à 0,015 mg P/l, valeur qui se situe à la limite des eaux oligo-mésotrophes par rapport aux eaux eutrophisées. Toutefois des valeurs supérieures sont également mentionnées : 0,16 Kg P/ha selon GEERING (1943), 0,43 Kg/ha selon KOLENBRANDER (1969) pour un sol sablonneux sous prairie; 0,8 Kg/ha pour un sol argileux et 1,7 Kg/ha pour un sol sablonneux, dans les expériences lysimétriques de PFAFF (1963); enfin 0,86 Kg/ha pour une prairie à fétuque, 1,3 Kg/ha pour un crû de trèfle et 2,4 Kg/ha pour un sol maintenu sans végétation, dans les expériences lysimétriques de LOW et ARMITAGE (1972). Ces discordances dans les résultats tiennent peut-être pour une part aux procédés de détermination du phosphore dans les percolats, mais peuvent aussi procéder des cotes réelles de lessivage et surtout de la teneur en argile et en matière organique du sol. On peut d'ailleurs objecter en général que les procédés lysimétriques sont inadéquats pour évaluer le lessivage phosphorique, car les phosphates lessivés au-delà de 1 m pourraient, dans le sol in situ, être retenus par la couche sous-jacente du sol. Cette opinion peut invoquer les résultats de VÖMEL (1970) qui font état pour un sol loessique sous avoine (fumures de 30 et 60 Kg P_2O_5 /ha) d'un lessivage de 1 Kg P/ha à 26 cm mais d'un lessivage nul à 50 cm.

Comme pour l'azote, le lessivage du phosphore paraît le plus élevé dans les sols maintenus sans végétation culturale : VÖMEL cite 2 Kg P/

ha pour un sol loessique à 26 cm et LOW et ARMITAGE, 2,4 Kg P/ha pour un sol limoneux plus léger. Ce sont des valeurs deux fois plus grandes que sous culture.

La charge phosphorique des percolats lysimétriques peut être évaluée sur la base d'une cote de lessivage de 300 mm par année. Dans ce cas, un lessivage de 0,1 Kg P/ha - ce qui représente une infime fraction des fumures phosphoriques usuelles (50 à 100 Kg P_2O_5 /ha ou 21,5 à 43 Kg P/ha) - confère aux eaux de lessivage une charge de 0,03 mg P/l, deux à trois fois supérieures à la limite critique des eaux eutrophisées (0,01 mg P/l). Pour un lessivage de 1 Kg P/ha, valeur atteinte pour des sols sablonneux, des sols riches en matière organique et des sols en friche, la charge des eaux de drainage serait de 0,3 mg/l, dépassant de 30 fois la charge critique d'eutrophisation.

8.3. Le lessivage phosphorique dans les périmètres de drainage.

La charge phosphorique des eaux d'écoulement sortant de périmètres drainés sous culture intensive est généralement supérieure à 0,01 mg/l et parfois même à 0,1 mg/l, ce qui situe ces eaux dans la classe eutrophique. HENKENS (1972) a procédé à des mesures dans divers périmètres hollandais pour une période hivernale (octobre 1970 à mars 1971). On constate que la charge phosphorique des eaux, très fluctuante d'un moment à l'autre, atteint 0,02 à 0,03 mg P/l, sauf pour les argiles polderiennes, plus riches en phosphore par nature, et les sols récemment détournés, riches en matière organique, où les valeurs sont nettement plus élevées. (Tableau XXI).

Les lessivages théoriques calculés pour une cote de percolation de 300 mm s'échelonnent entre 0,06 et 0,21 Kg P/ha, si l'on exclut le cas très particulier des sols détournés.

TABLEAU XXI. Teneur en phosphore (mg P₂O₅/litre) des eaux de drainage.
(HENKENS 1972).

	Soils d'argiles marines	Soils d'argiles fluviales	Soils sablonneux	Soils sablonneux "détourbé ancien,,	Soils sablonneux "détourbé ancien,,
Octobre 1970	0 -0,1 -0,52	-	0,02-0,04-0,05	0,03	1,30
Novembre 1970	0 -0,12-0,58	0,02-0,07-0,13	0,05	0,02-0,04-0,07	1,19-2,01-2,01
Décembre 1970	0,03-0,28-1,25	0,05-0,08-0,12	-	0,05-0,06-0,07	0,97-1,58-2,18
Janvier 1971	0,01-0,09-0,29	0,05-0,08-0,12	-	0,02-0,03-0,04	1,03-1,78-2,53
Février 1971	0,01-0,04-0,11	-	-	0,05-0,06-0,06	0,8 -1,83-1,86
Mars 1971	0,12-0,25-0,50	-	-	0,07	2,36
Moyenne mg P ₂ O ₅ /l	0,85 mg/l	0,08 mg/l	0,05 mg/l	0,05 mg/l	1,81 mg/l
Moyenne mg P/l	0,07 mg/l	0,03 mg/l	0,02 mg/l	0,02 mg/l	0,8 mg/l
Kg P/ha pour une cote de drainage de 300 mm	0,21 Kg	0,1 Kg	0,06 Kg	0,06 Kg	2,4 Kg

Les résultats de WILLIAMS (1970) pour le périmètre drainé de Saxmundham concordent avec ceux de HENKENS. Les lessivages ont varié de 0,06 Kg P/ha (1968 - 69) à 0,102 Kg/ha (1969 - 70), avec une charge moyenne des eaux de 0,05 mg P/l. (Tableau XXII).

Ici encore les fluctuations sont notables d'un moment à l'autre, sans qu'on puisse en expliquer les causes effectives.

TABLEAU XXII. Lessivage phosphorique à Saxmundham.
(WILLIAMS, 1970).

	1968 - 1969		1969 - 1970	
	Précipitations de 678 mm		Précipitations de 715 mm	
	Avril-Septembre	Octobre-Mars	Avril-Septembre	Octobre-Mars
Ecoulement des drains, en équivalent fluvial	62,1 mm	83,9 mm	59 mm	138,5 mm
Teneurs en P (PO_4) des eaux de drainage	0- <u>0,051</u> -0,25	0- <u>0,035</u> -0,30	0- <u>0,08</u> -0,4	0- <u>0,04</u> -1,20
Poids de P lessivé en Kg/ha	0,031 Kg	0,029 Kg	0,047 Kg	0,055 Kg

Il est intéressant de noter que les eaux de drainage transportant 0,05 mg P/l se déversent dans un étang où la charge en phosphore total des eaux atteint 0,51 mg/l soit 10 fois plus. Il y a donc dans ce cas une rétention et une accumulation manifestes du phosphore.

Dans le site de Woburn (sols sablonneux, partiellement sous prairie), WILLIAMS (1970) indique des charges phosphoriques pour les eaux de drainage, qui sont environ deux fois supérieures aux précédentes.

Concentrations en phosphore des eaux du site de Woburn (mg P (PO_4)/l).

Drains	: Avril 1968 à septembre 1968	: 0 - <u>0,19</u> - 0,75 mg P/l.
	Octobre 1968 à mars 1969	: 0 - <u>0,12</u> - 0,85 "
	Avril 1969 à septembre 1969	: 0 - <u>0,13</u> - 0,55 "
	Octobre 1969 à mars 1970	: 0 - <u>0,11</u> - 0,60 "
	Moyenne générale des drains	<u>0,135</u> mg P/l
Ruisseau	: Moyenne générale du ruisseau	<u>0,100</u> mg P/l
Etang	: Moyenne générale de l'étang	0,01 mg P/l

Ces eaux se déversent aussi dans un étang où la teneur est de 0,01 mg P/l, ce qui laisse supposer qu'ici une partie importante du phosphore est immobilisée dans les vases ou consommée par la végétation riveraine.

Le peu d'informations dont on dispose pour des sites irrigués et drainés font état d'un lessivage plus actif du phosphore.

SYLVESTER (1961) signale pour un site irrigué de l'Etat de Washington une charge en phosphore des eaux de drainage de 0,173 mg/l. Dans le périmètre irrigué de San Joaquin (Californie) JOHNSTON et al. constatent que la charge des eaux de drainage varie entre 0,053 et 0,23 mg P/l, les pics de lessivage du phosphore coïncidant avec les épisodes d'irrigation. Dans ce site, le lessivage du phosphore représente 3 à 17 % des apports phosphoriques au sol (engrais + eaux d'irrigation), mais il faut noter que les eaux de drainage ont une charge en phosphore inférieure à celle des eaux ayant servi à l'irrigation. Néanmoins, la charge phosphorique moyenne dépasse 0,1 mg P/l et ce type d'agriculture intensive paraît donc beaucoup plus eutrophisant que les autres.

8.4. Les transferts érosifs du phosphore.

En raison de sa concentration dans la couche supérieure du profil, le phosphore est facilement entraîné dans les produits d'érosion, mais principalement sous forme particulaire, c'est-à-dire intégré aux particules terreuses en tant que matière organique ou minérale. Toutefois des particules peuvent échanger des phosphates hydrolysables avec la phase aqueuse des érodats.

Les quantités de phosphore ainsi déplacées peuvent être considérables en cas d'érosion accélérée. Les chiffres américains, malgré

l'extrême variabilité liée aux situations, sont éloquentes à cet égard.

Poids de phosphore total déplacé par érosion
(Kg P/ha - année)

Sol de jachère nue	52,8	(DULLEY et MILLER, 1923)
Sol labouré sur 25 cm	35,3	"
Monoculture de froment	12,1	"
Monoculture de maïs	8,8	"
Rotation maïs-froment-trèfle	2,2	"
Gazon de pâturin	0,11	"
Cultures annuelles sarclées	23,1	(BIGGAR et COREY, 1969)
Cultures annuelles non sarclées	53,5	"
Cultures bisannuelles et pérenne	11,66	"
Terre à maïs	22,0	(BEDELL, 1946)
Vignobles allemands sur forte pente	5,5	(BOSSE, 1968).

En situations moins érosives, on a mesuré aux USA des transports de 0,1 à 1,03 Kg P/ha (MASSEY et TAYLOR, KOEPF, 1972).

Les eaux de ruissellement qui charrient de tels érodats peuvent avoir une concentration comprise entre 0,1 et 1 mg P/l. Pour une terre à froment de Coschocton (Ohio), WEIBEL et al. (1966) ont trouvé des concentrations de 0,08 à 1,07 mg P/l (moyenne 0,6).

L'érosion phosphorique est surtout dangereuse en hiver, lors de la fonte des neiges et ou lors des pluies de dégel, qui ruissellent à la surface du sol. WITZEL (1961) cite des mesures dans le Wisconsin indiquant pour des terres à maïs, un transport par une seule pluie (19 mm) de 1,77 Kg P/ha à partir d'une fertilisation au fumier pratiquée pendant l'hiver (29,5 Kg P/ha); ce seul transfert représentait 6 % de la fumure hivernale. Pour l'ensemble de l'année, les pertes en phosphore furent, dans ce site, échelonnées entre 0,41 et 5,05 Kg P/ha, ce qui donna lieu à une charge en phosphore des eaux de ruissellement comprise entre 0,5 et 4,1 mg P/l.

Une situation similaire a été signalée dans le bassin d'alimentation du réservoir de Saidenbach, en Saxe. Au moment de la fonte des neiges, la teneur en phosphore des rivières augmenta de 20 fois et le transfert total de phosphore de 200 fois. On a pu calculer qu'à ce moment et en l'espace de 18 jours, l'érosion avait fourni au réservoir la même quantité de phosphore que les effluents d'une agglomération de 10.000 habitants en une année.

Ces données confirment que l'érosion de terres agricoles peut contribuer à la charge phosphorique des eaux dans une mesure bien plus importante que le seul lessivage à travers le sol. Au surplus, les transferts érosifs de phosphore sont proportionnels aux fumures phosphatées, puisque celles-ci restent incorporées dans la couche arable. DAWES et al. (1969) ont montré, pour une série de rivières rurales de l'Illinois, que leur teneur en phosphore a augmenté de 80 % entre 1954 et 1964, alors que dans le même temps les fumures phosphatées ont augmenté de 55 %.

8.5. La contribution des fumures phosphatées à l'enrichissement phosphorique des eaux.

- a. Dans les zones forestières ou incultes, la contribution des terres à la charge phosphorique des eaux courantes est extrêmement faible. On cite moins de 0,01 mg P (PO_4)/l pour les rivières suisses des Alpes (MADER, 1961). L'agriculture semi-intensive ne semble pas avoir altéré la situation, car les données lysimétriques antérieures à l'époque actuelle témoignent toutes d'un lessivage inférieur à 0,05 Kg P/ha, ce qui correspond à une concentration de 0,015 mg P total/l et le plus souvent de 0,005 mg P (PO_4)/l. Toutes ces valeurs restent en dessous du seuil d'eutrophisation des eaux lacustres, retenu par WOLLENWEIDER (1970), soit 0,01 mg (PO_4)/l.
- b. L'agriculture intensive contemporaine, qui met en oeuvre des fumures phosphatées plus intenses, a notablement augmenté la décharge phosphorique dans les eaux de surface. Les données lysimétriques récentes font état de lessivages équivalents à 0,1 - 1,7 Kg P (PO_4)/ha. Ces chiffres n'ont rien d'insolite, car ils sont confirmés par les bilans de drainage, par exemple :

0,06 à 0,102 Kg/ha pour le site de Saxmundham (WILLIAMS, 1970)
0,06 à 2,4 Kg/ha pour divers sites hollandais (HENKENS, 1972)
0,32 Kg/ha pour le bassin de la rivière Raisin, au Michigan (HARLOW, 1966).

La charge phosphorique des eaux qui correspond à ces valeurs est en moyenne supérieure à la concentration critique d'eutrophisation (0,01 mg/l). Les teneurs observées en témoignent :

0,03 à 0,055 mg/l pour le site de Saxmundham (WILLIAMS, 1970)
0,03 à 0,07 mg/l pour divers sites drainés, aux Pays-Bas (HENKENS, 1972)
0,135 mg/l pour le site drainé de Woburn (WILLIAMS, 1970)
0,053 à 0,23 mg/l pour le site irrigué de San Joaquin (JOHNSTON, 1967)
0,173 mg/l pour le site irrigué de Jakama, Washington (SYLVESTER, 1961)

Ces teneurs concordent à leur tour avec les charges phosphoriques des rivières rurales non polluées drainant des régions d'agriculture intensive :

- Tributaire du Lac Mendota (USA)	0,048 P(PO_4)/l	(ANONYME)
- Rivières du Michigan	0,04 à 0,06 "	(HARLOW, 1966)
- Rivières de l'Illinois (moins les détergents)	0,034 "	(SAWYER, 1947)
- Haut Danube	0,30 "	(BACKHAUS, 1965)
- Tributaire du Lac Mackoa	0,1 P total/l	(MACKENTHUN, 1962)
- New Hop Creek	0,005 à 0,25 "	(HALL, 1972)

c. L'érosion des terres agricoles dans sa forme "normale,, c'est-à-dire bénigne est susceptible à son tour de déplacer vers les eaux des quantités de phosphore équivalentes ou supérieures à celles du lessivage.

Ces transferts ont inévitablement augmenté avec les fumures phosphatées et l'on a pu plus haut que les eaux de ruissellement peuvent contenir 0,1 à 1 mg P total/l, dont \pm 1/3 en phosphore minéral (0,03 à 0,3 mg P (PO_4)/l).

Il est donc vraisemblable que l'érosion "normale,, dans les conditions actuelles aboutit à doubler les valeurs citées sous le paragraphe b. Quant à l'érosion accélérée des terres et des rives, elle peut donner lieu à des transferts particuliers extrêmement élevés, mais avec une proportion indéterminée de phosphates échangeables.

- d. Pour terminer, il faut encore considérer la charge en phosphore des eaux de pluie. Contrairement à ce qu'on pourrait croire, elle n'est pas insignifiante. Dès 1941, MASCHHAUPT indiquait aux Pays-Bas une charge de 0,13 mg/l et des mesures plus récentes faites dans ce pays indiquent une moyenne de 0,24 mg/l avec des extrêmes de 0,02 et 0,5 mg/l. Pour des précipitations de 800 mm, les apports se situent entre 0,16 et 1,28 Kg P/ha. Ces valeurs sont confirmées par les mesures de LOW et ARMITAGE (1971) pour le Berkshire (1,02 Kg/ha) et par des mesures sud-africaines (1,8 Kg/ha). Ainsi l'apport pluvial se rapproche des valeurs du lessivage phosphorique dans les terres agricoles et de celles des transferts érosifs en conditions normales.
- e. En conclusion, il semble évident que si la charge phosphorique des eaux constitue bien le facteur déterminant des processus d'eutrophisation, les pratiques de l'agriculture moderne ne peuvent être disculpées d'une contribution positive.

Cette contribution procède essentiellement du lessivage latéral dans les sols humides irrigués et drainés mais aussi et surtout des transferts érosifs qui affectent l'ensemble des terres cultivées dans les sites à nappe aquifère profonde.

Sans doute, d'autres causes d'eutrophisation agissent à l'évidence, même dans l'espace rural, en particulier l'utilisation généralisée de détergents polyphosphatés ou bien encore l'épandage hivernal de déjections animales ou leur rejet dans les cours d'eau.

Le départage des diverses causes est certes difficile à faire, et on y reviendra ci-après. Toutefois on peut créditer l'utilisation intensive des fumures phosphatées d'une contribution certaine à l'enrichissement phosphorique des eaux de surface.

9. DIFFUSION ET LESSIVAGE DES AUTRES ELEMENTS FERTILISANTS.

9.1. Transferts par lessivage.

Les mesures de lessivage et les calculs du bilan minéral pour les autres ions nutritifs n'ont été que rarement envisagés. La seule recherche complète en ce domaine est celle qui concerne deux sites déjà cités, celui du Saxmundham et celui de Woburn en Grande Bretagne. On en commentera brièvement les résultats consignés dans les tableaux ci-après.

TABLEAU XXIII. Site de Saxmundham. Teneurs des eaux de drainage (1968 - 1970).

<u>Teneurs en mg/l.</u>		1968-1969 (P-ET = 146 mm)	1969-1970 (P.ET = 197,5 mm)	Moyenne drains	Moyenne étang
Sulfates	mg S (SO ₄)/l	7 - <u>62</u> - 176	24 - <u>55</u> - 127,0	58,5	20,0
Chlorures	mg Cl/l	16 - <u>48</u> - 113	17 - <u>47</u> - 129,0	47,5	63,0
Potassium	mg K /l	0,4- <u>1,4</u> - 4,8	0,6- <u>1,8</u> - 5,2	1,6	18,3
Sodium	mg Na/l	7,4- <u>21,6</u> - 41	10 - <u>17,9</u> - 31,2	19,8	29,0
Magnésium	mg Mg/l	3 - <u>9,5</u> - 27,5	0,8- <u>7,3</u> - 28,8	8,4	10,5
Calcium	mg Ca/l	62 - <u>192</u> - 280	88 - <u>168</u> -270,0	180	128,5
<u>Poids lessivé Kg/ha/an</u>				<u>Moyenne</u>	
Sulfates	(S)	90,5 Kg	108,6 Kg	99,3 Kg/ha	
Chlorures	(Cl)	70,8 Kg	92,8 Kg	81,8 Kg/ha	
Potassium	(K)	2,6 Kg	3,16Kg	2,88Kg/ha	
Sodium	(Na)	31,5 Kg	28,4 Kg	30,0 Kg/ha	
Magnésium	(Mg)	13,8 Kg	14,4 Kg	14,1 Kg/ha	
Calcium	(Ca)	280,0 Kg	321,0 Kg	300,5 Kg/ha	

Les courbes de lessivage des sulfates et des chlorures sont nettement parallélisées et leur contribution aux eaux de surface est à peu près semblable. Les courbes de lessivage de K et Na sont assez fluctuantes mais ne sont pas parallélisées. Le potassium est de loin moins lessivable que le sodium. Les courbes de lessivage du Ca et du Mg évoluent de façon parallèle.

On remarquera aussi que l'étang qui reçoit les eaux de drainage concentre les éléments (en particulier le potassium) avec exception pour les sulfates et le calcium, probablement éliminés sous forme de précipités.

TABLEAU XXIV. Site de Woburn. Teneurs des eaux de drainage (1968 - 1970).

		1968-1969		1969-1970		Moyenne des drains	Moyenne du ruisseau	Moyenne de l'é- tang
Sulfates	mg S/l	15	<u>54</u> - 130,6	30,8	<u>55,8</u> - 163	54,9	31	56
Chlorures	mg Cl/l	11,5	<u>30,7</u> - 126	10,5	<u>30,3</u> - 126	30,1	27	47
Potassium	mg K /l	0,4	<u>4,63</u> - 64	0,4	<u>5,30</u> - 90	4,8	4,2	8,8
Sodium	mg Na/l	7,2	<u>11,3</u> - 20,5	6,8	<u>11,2</u> - 28,4	11,2	11,6	15,65
Magnésium	mg Mg/l	4,1	<u>9,2</u> - 22	3,3	<u>9,2</u> - 34	9,20	8,65	10,9
Calcium	mg Ca/l	41	<u>147</u> - 333	63	<u>132</u> - 362	140	82	118,5

Par comparaison nous indiquerons les teneurs ioniques d'un eau de provenance forestière :

Potassium (K) : 0,2 mg/l
 Sodium (Na) : 0,9 mg/l
 Magnésium (Mg) : 0,4 mg/l
 Calcium (Ca) : 1,8 mg/l

Les concentrations sont 10 à 20 fois plus faibles que dans les eaux courantes d'origine agricole.

9.2. Transferts par érosion et ruissellement.

Les données sur les transports érosifs sont sporadiques en ce qui concerne le calcium, le magnésium et le soufre. Le potassium a davantage polarisé l'attention. Les quelques données américaines colligées ci-dessous à titre d'exemple montrent que l'érosion du potassium échangeable peut varier dans de larges proportions, de 0,5 à 28 Kg/ha. Le potassium échangeable ne représente souvent qu'une fraction mineure du potassium total transporté par les érodats sous forme de minéraux non dissociés.

TABEAU XXV. Quelques valeurs du transfert érosif du potassium (Kg/ha - année).

Types de sol	Culture	K total par ha	K échangeable par ha	Auteur
Divers	Diverses	-	0,9 à 7,2 Kg	BEDELL (1946)
Limon alluvial	Maïs	28 Kg	0,55 Kg	HAYS (1948)
	Avoine	934 Kg	28 Kg	idem.
Limon alluvial	Friche	-	1,1 Kg	BRYANR (1948)
Limon loessique	Labouré	1.370 Kg)	KNOBLAUCH (1942)
	Gazon	3,3 Kg)	idem.
Limon sableux	Labouré	468 Kg) 2 à 10 %	idem.
	Cultivé	108 Kg) de ces valeurs.	idem.
)	

En conclusion, les transferts par lessivage et érosion ne contribuent jamais à des teneurs critiques dans les eaux; c'est notamment vrai pour le potassium qui peut se révéler toxique pour les poissons à partir de 50 mg/l. Des teneurs de cette importance dans les eaux de drainage sont fortuites et momentanées.

10. LA PART DE L'AGRICULTURE DANS L'EUTROPHISATION DES SYSTEMES AQUATIQUES.

Dans les chapitres qui précèdent, on a tenté d'évaluer la contribution des terres agricoles et des engrais à la charge chimique des eaux envisagée comme cause ou comme antécédent possible de l'eutrophisation azotée et phosphorique des eaux.

Pareille approche n'est toutefois que partielle; elle ne concerne qu'une des diverses composantes sectorielles qui peuvent contribuer à l'enrichissement chimique des eaux. En effet, quand on parle de potentiel eutrophisant l'agriculture, il convient de séparer les effluents selon leur origine, à savoir les terres agricoles (cultures, fertilisation), les déchets d'animaux (élevage) et enfin les effluents ménagers et résidentiels.

La comptabilisation de ces diverses sources ne peut se faire qu'à l'échelle d'un bassin hydrographique et compte tenu de toutes ses particularités morphométriques, agronomiques et résidentielles. Elle est méthodologiquement difficile et ne peut être qu'approximative, mais elle est indispensable pour orienter par des mesures concrètes une politique objective et valable de l'environnement dans nos campagnes. Politique dont on ne peut nier la pertinence si l'on tient compte des fonctions supplétives de l'espace rural dans le monde d'aujourd'hui, le moindre n'étant pas de sauvegarder la qualité des ressources aquifères superficielles et profondes.

Les quelques bilans tentés à ce jour sont examinés ci-après.

10.1. Enquête sur le bassin du Lac Mendota (Wisconsin, USA).

Le bassin du Lac Mendota (57.500 ha) est une région de dépôts glaciaires à couverture loessique, dont le relief est peu mouvementé. Il alimente un lac d'une étendue de 3.940 ha et d'une profondeur moyenne de 12 m et maximale de 24 m. Ce lac, dont les eaux se renouvellent théoriquement en 12 années, est actuellement eutrophisé. L'occupation du sol dans le bassin s'établit comme suit :

49 % de cultures céréalières (36 % maïs-froment, 13 % d'avoine)

24 % de prairies temporaires, fauchées ou pâturées

8 % de prairies permanentes

7 % de forêts

5 % de marais

7 % de sol urbanisé

La ville de Madison (175.000 h.) est située dans le bassin, mais ses eaux usées ne sont pas déversées dans le lac; seules y parviennent les eaux de ruissellement de la ville et toutes les eaux d'origine rurale. (villages et fermes, quelques laiteries et fromageries, une installation de "car wash,,). La densité du bétail est de quelque 20.000 têtes (0,4 par hectare).

LEE et al. (1966) ont calculé les apports sectoriels d'azote et de phosphore au lac. (Tableau XXVI).

TABLEAU XXVI. Apports annuels au Lac Mendota (Kg/année).

	Azote total	Phosphore total
Eaux de ruissellement de la ville de Madison	13.756 (6 %)	3.677 (17 %)
Effluents villageois (fermes et autres installations)	20.338 (10 %)	7.718 (36 %)
Lessivage des terres de culture (charge des eaux courantes : 2.5 mg N/l)	23.698 (11 %)	9.274 (42 %)
Apports au lac à partir des nappes souterraines (charge : 1 mg N(NO ₃)/l)	113.500 (52 %)	272 (2 %)
Apports par les pluies tombant sur le lac ⁽¹⁾	43.938 (20 %)	590 (3 %)
Fixation symbiotique d'azote par les algues bleues du lac	908 (0,4%)	-
Totaux	216.146 (100 %)	21.531 (100 %)

(1) Calculés d'après des mesures régionales dans l'Ohio : 11 Kg N/ha-année
et 0,15 Kg P/ha-année.

Les apports annuels au lac représentent 55 Kg/ha ou 5,5 gr/m² pour l'azote et 5,5 Kg/ha ou 0,55 gr/m² pour le phosphore. Pour un lac de ce type, MOLLENWEIDER (1970) évalue comme charge dangereuse pour l'eutrophisation 5 gr/m² pour l'azote et 0,3 gr/m² pour le phosphore; cette charge est aujourd'hui dépassée et bien supérieure à la rétention évaluée par SAMYER en 1943 (2,24 gr/m² pour l'azote minéral et 0,174 gr/m² pour le phosphore total).

La contribution des terres agricoles et des fertilisants représente 11 % des apports azotés et 42 % des apports de phosphore total, soit respectivement 0,3 gr/m² d'azote et 0,23 gr/m² de phosphore. Si on y ajoute les apports originaires des nappes, résultant en bonne partie du lessivage vertical, on peut attribuer aux terres agricoles un apport annuel de 3,4 gr/m² d'azote minéral et 0,24 gr/m² de phosphore. Ces deux chiffres sont inférieurs au seuil critique d'eutrophisation tant pour l'azote (5 gr/m²) que pour le phosphore (0,3 gr/m²). Ce seuil n'a donc été franchi que grâce aux apports supplémentaires des autres effluents; les effluents des fermes sont comptabilisés pour 0,55 gr/m² en ce qui concerne l'azote et à 0,2 gr/m² pour le phosphore (détergents, déjections animales), ce qui porte les chiffres au niveau critique seulement pour le second élément.

En ce qui concerne la contribution des terres agricoles elles-mêmes, les auteurs considèrent que la plus grande partie provient des fumiers qui, dans la région, sont épandus sur le sol gelé, à raison de 22 T/ha et sont partiellement entraînés par ruissellement lors des pluies de dégel. L'apport azoté (11 %) est attribué au fumier pour 9,6 % et aux engrais chimiques pour 1,4 %; l'apport phosphorique (42 %) est attribué au fumier pour 32 % et aux engrais minéraux pour 10 %. Les apports sont respectivement de 7 à 1 et de 3 à 1.

10.2. Enquête sur les rivières du Wisconsin.

Cette enquête réalisée en 1967 par un Comité d'étude ad hoc a abouti au tableau suivant, quand aux sources de la charge azotée et phosphorique des eaux.

TABLEAU XAVII. Charges des rivières du Wisconsin.

	Charge azotée en milliers de lb /an		Charge phosphorique en milliers de lb /an	
<u>Origines résidentielles.</u>				
Systèmes d'épuration municipaux	20.000	(24,5 %)	7.000	(55,7 %)
Systèmes privés d'évacuation des eaux usées	4.800	(5,5 %)	280	(2,2 %)
Rejets industriels	1.500	(1,8 %)	100	(0,8 %)
Ruissellement urbain	4.450	(5,5 %)	1.250	(10 %)
Total	30.750	(37,7 %)	8.630	(58,7 %)
<u>Origines rurales.</u>				
Terres fumées au fumier	8.110	(9,5 %)	2.700	(21,5 %)
Terres fumées aux engrais minéraux	576	(0,7 %)	384	(3,1 %)
Parcours pastoraux	540	(0,7 %)	360	(2,9 %)
Forêts	435	(0,5 %)	44	(0,3 %)
Nappes aquifères	34.300	(42 %)	1.250	(2,5 %)
Total	43.961	(53,8 %)	4.738	(30,1 %)
Précipitations sur les pièces d'eau	6.950	(8,5 %)	155	(1,2 %)
Total général	81.661	(100 %)	12.558	(100 %)

Les résultats sont quelque peu différents de ceux obtenus pour le bassin rural du Lac Mendota, car dans le cas présent, le bilan intègre la contribution des villes et des industries. L'agriculture dans son ensemble n'intervient plus que pour 53,8 % (contre 74 %) pour la contribution azotée et pour 30,1 % (contre 80 %) pour la contribution en phosphore. Ici encore, les enquêteurs attribuent aux fumures organiques les 2/3 des apports eutrophisants d'origine agricole.

10.3. Bilan des lacs Erié et Ontario (USA).

Les deux lacs sont actuellement eutrophisés et la Commission américo-canadienne (1970) qui s'en occupe évalue comme suit, les charges phosphoriques par secteur (Tableau XXVIII).

TABLEAU XXVIII. Apports phosphoriques en milliers de Kg PO_4 (1967).

	Lac Erié				Lac Ontario			
	USA	Canada	Total	%	USA	Canada	Total	%
Effluents urbains et ruraux (1)	16,2	1,13	17,33	59	3,50	3,20	6,70	46
Effluents industriels	0,82	1,00	1,82	7	0,14	2,72	2,86	20
Effluents agricoles(2)	4,36	1,77	6,13	24	0,45	0,27	0,72	5
Effluents divers	-	-	-	-	-	-	5,00	29
Total	21,38	3,90	25,28	100	4,09	6,19	14,28	100
Apport du lac situé en amont	-	-	2,04		-	-	4,08	
Charge totale	-	-	27,32		-	-	18,36	100
Charge phosphorique d'origine agricole	5,13 = 22 %				0,72 = 3,4 %			

(1) Effluents épurés à raison de 90 % pour le lac Erié et de 78 % pour le Lac Ontario

(2) Apports principalement dus au ruissellement et à l'érosion.

La contribution des terres agricoles dans le système d'eutrophisation est minoritaire et la part majeure revient aux effluents résidentiels, urbains et ruraux (égouts, eaux usées). Dans ces effluents résidentiels, les détergents interviennent pour 70 % dans le lac Erié et pour 50 % dans le lac Ontario, les matières fécales respectivement pour 30 et 50 %.

10.4. Site du réservoir du Saldenbach (Saxe).

Ce réservoir artificiel de 14,5 ha et 22 millions de m³ a une profondeur maximum de 30 m et ses eaux se renouvellent une fois par année.

Son bassin de réception de 76 Km² héberge une population de 10.000 h. répartie en villages.

Des mesures de contrôle ne concernant cette fois que le phosphore ont été faites sur les affluents du réservoir.

	<u>P (PO₄)</u>	<u>P total</u>
Rivières du haut pays	0,005 mg/l à 0,016 mg/l	0,020 mg/l
Rivières traversant les campagnes (agriculture peu intensive)	-	0,02 à 0,075 mg/l
Rivières en aval des villages (eaux usées, détergents)	-	2 mg/l

Par rapport aux eaux forestières, les teneurs en phosphore sont doublées à triplées par l'agriculture semi-intensive de la région et elles sont plus que centuplées par les effluents villageois, ce qui signifie pour l'agriculture elle-même une contribution de 1 à 3 %. Ces données prouvent aussi qu'une agriculture extensive peut porter les teneurs phosphoriques des eaux au-delà du seuil critique de 0,01 mg/l.

Dans ce bassin, au moment de la fonte des neiges, les charges en phosphore des eaux montent à 0,031 mg P (PO₄)/l et 0,46 mg P total/l, valeurs 6 et 20 fois supérieures aux teneurs normales, ce qui souligne l'effet du ruissellement et de l'érosion sur le transfert du phosphore à partir des terres fertilisées par le fumier et les engrais phosphoriques.

10.5. Site du réservoir du Wahntal (Rhénanie).

Ce réservoir draine un bassin cultivé à raison de 70 % et habité par 8.000 villageois. Les apports au réservoir ont été évalués comme suit pour deux années :

- 1954, année sèche - 10 millions litres/eau - 1.300 Kg P total
- 1955, année humide - 50 millions litres/eau - 3.700 Kg P total.

L'auteur a calculé d'après le débit des ruisseaux et leurs teneurs chimiques quelle était la contribution des terres agricoles pour des secteurs différents du bassin (Tableau XXIX)

TABLEAU XXIX. Contributions à la charge azotée et nitrique des eaux (Kg/ha).

	Apports des nitrates Kg N / ha		Apports du phosphore Kg P total/ha	
	<u>1965</u>	<u>1966</u>	<u>1965</u>	<u>1966</u>
Zones agricoles non habitées	14	13	0,2	0,3
	27	22	0,2	0,3
Rivière collectrice du bassin rural	24	24	0,5	0,7
Rivière au sortir de villages	14	21	0,7	1,1

L'impact des villages sur le débit azoté des eaux est peu important mais il triple la charge phosphorique des eaux.

10.3. Synthèse des résultats.

Dans le tableau XXX, on a réuni diverses évaluations sur les contributions sectorielles à l'eutrophisation azotée et phosphorique des systèmes aquatiques. Ces valeurs ont été établies d'après des mesures directes de la charge des eaux ou des débits lysimétriques. La contribution des populations est estimée à 12,8 gr N/jour et 4 gr P/jour, soit respectivement 4 Kg N et 1,1 Kg P par année.

Dans les zones rurales, une bonne partie de l'azote apporté aux eaux est d'origine agricole (67 à 85 %) et moins de la moitié du phosphore est de même origine (27 à 42 %). Par contre dans les zones davantage urbanisées, l'azote agricole représente quelque 50 %, tandis que le phosphore agricole est ramené à 4 ou 5 %, en raison des fortes contributions d'origine domestique (eaux usées, détergents).

KOLENBRANDER (1972) évalue du reste comme suit la contribution annuelle aux Pays-Bas, respectivement pour les zones rurales (50 habitants/

Km²) et l'ensemble du pays (500 h/Km²), toutefois sans tenir compte des apports par l'élevage.

	<u>Azote</u>	<u>Phosphore</u>
- en zones rurales - sols cultivés	32 Kg	0,6 Kg
- habitants (50/Km ²)	2 Kg	0,65 Kg
- détergents	-	1,2 Kg
	<hr/>	<hr/>
	34 Kg	2,45 Kg/ha-année
- pour l'ensemble du pays - sols cultivés	32 Kg	0,6 Kg
- habitants (600/Km ²)	24 Kg	6,6 Kg
	<hr/>	<hr/>
	56 Kg	7,2 Kg P/ha.

TABLEAU XXX. Contributions sectorielles à l'eutrophisation des eaux.
Valeurs relatives en %

Origines		Urbaine et résidentielle	Agricole	Précipitations	Industrie	Forêts et parcours
1. Eaux hollandaises (zones rurales)	N	6	86	8	-	-
	P	73	27	-	-	-
2. Lac Lough Neag (U.K.)	N	7	72	21	-	-
	P	27	69	4	-	-
3. Lac Mendota (USA)	N	16	63	20	-	-
	P	53	44	3	-	-
4. Lac Malären (Suède)	N	25	71	4	-	-
	P	57	39	4	-	-
5. Bodensée (Suisse)	N	26	74	n.évalué	-	-
	P	63	37	id.	-	-
6. Eaux américaines (tout le pays)	N	14	67	2	9	8
	P	28	42	0,4	-	29
7. Rivières du Wisconsin (USA)	N	36	52,5	8,5	1,8	1,2
	P	67,9	27,9	1,2	-	3,2
8. Eaux hollandaises (tout le pays)	N	44	56	8,0	31	-
	P	74	4	7,0	15	-
9. Lac Erié (USA)	P	69	24	-	7	-
10. Lac Ontario (USA)	P	46	5	(29)	20	-

(1) et (8) : KÖLENBRANDER (1972) : évaluation.

(2), (4) et (5) : MILWAY : évaluation.

(5) : MAC CARTHY et al. (1967) : enquête American Water Works Association.

(7) : Comité d'études hydrologiques (1967)

(9) et (10) : Commission internationale des Grands Lacs (1967).

A N N E X E I I I

UTILISATION INTENSIVE DES BIOCIDES

1. LES DONNEES DU PROBLEME.

1.1. Les biocides et leurs catégories.

On désigne sous le nom général de biocides les nombreux produits chimiques qui sont utilisés pour lutter contre la prolifération d'organismes indésirables. Les plus connus sont les pesticides employés d'une manière courante dans la lutte phytosanitaire pour protéger les cultures, les plantations et les forêts contre les insectes ravageurs (insecticides), les acariens (acaricides), les nématodes du sol (nématocides) et les champignons parasites des plantes (fongicides). Au nombre d'environ 200, ces pesticides sont, pour la plupart, des produits de synthèse (90 %) découverts durant les 30 dernières années, le reste étant des composés minéraux (5 %) ou des substances naturelles d'origine végétale (5 %), tels le pyrèthre, la nicotine ou la roténone.

Un autre groupe de biocides a connu depuis 20 ans un essor considérable dans l'agriculture : il s'agit des herbicides utilisés pour le "sarclage chimique", des cultures et l'élimination des broussailles et des plantes aquatiques (désherbants).

Enfin, diverses catégories de biocides sont réservées à des usages spéciaux, agricoles ou non agricoles, tels les hélicides (limaces des cultures, mollusques aquatiques), les rodenticides (rongeurs, dératisation), les fumigants (désinfection du sol, désinsectisation des silos et entrepôts), les avicides (lutte contre les oiseaux pillards) et les piscicides (élimination de poissons indésirables dans les eaux).

En agriculture les derniers produits ne font guère l'objet que d'applications ponctuelles et de ce fait, ne présentent que peu de dangers pour l'environnement. Il en est autrement des insecticides, des fongicides et des herbicides, qui sont utilisés sur de vastes surfaces et peuvent

dès lors poser de sérieux problèmes écologiques, en raison de leur toxicité pour la vie sauvage ou des effets indirects qu'ils exercent sur les écosystèmes et leurs biocénoses. La présente étude portera essentiellement sur ces trois catégories.

1.2. Rentabilité économique des biocides agricoles.

Bien que les traitements biocides n'aient jamais éliminé de façon définitive aucune "peste,, agricole et qu'ils doivent être répétés d'année en année, leur rentabilité est évidente et très supérieure aux coûts, dès que les degrés d'infestation dépassent un certain niveau critique appelé "seuil de nuisance économique,,. Ce seuil correspond au degré d'infestation infligeant aux cultures des pertes d'une valeur supérieure au prix de revient des traitements phytosanitaires. C'est à partir de ce seuil que ceux-ci se justifient, bien qu'aujourd'hui des programmes de traitements préventifs, fondés sur l'expérience agricole, ont tendance à se généraliser. Ces programmes inaugurent une sorte d'"agriculture aseptique,, où le concept sanitaire se substitue abusivement au concept économique. Cette nouvelle pratique de la lutte phytosanitaire porte en soi de redoutables perspectives pour l'environnement, car elle aboutit inévitablement à des consommations plus élevées de produits toxiques. Elle est cependant déjà courante dans la culture fruitière intensive, l'horticulture, la culture de la betterave et commence à se répandre en culture céréalière. Autant dire qu'elle concerne des surfaces agricoles de plus en plus étendues. Ses coûts sont également plus élevés que ceux de la lutte limitée au seuil de nuisance économique; dans le cas de la betterave ou des cultures fruitières, elle équivaut à 10 ou 15 % du prix de vente des produits.

La rentabilité économique des biocides agricoles peut d'abord s'évaluer en fonction des surplus de rendements qu'ils permettent. Ainsi, le Comité agricole des Etats riverains des Grands Lacs (USA), saisi des contestations que soulève l'usage croissant des pesticides agricoles, évaluait en 1970 à 1,5 milliard de dollars les pertes de production qui découleraient de la suppression des traitements. Dans cette perte, les dégâts d'insectes sont évalués à 42 %, ceux des maladies cryptogamiques à 17 % et ceux résultant de la concurrence des mauvaises herbes à 41 %. La situation est quelque

peu différente en Europe tempérée, du fait qu'il existe une moindre diversité de ravageurs entomologiques tandis que les maladies cryptogamiques sont favorisées par l'humidité et la fraîcheur du climat. En France, la Chambre Syndicale de phytopharmacie (1973) indique comme suit la part des coûts globaux des traitements : 17 % pour les insecticides; 24 % pour les fongicides, 54 % pour les herbicides et 5 % pour les autres produits non repris dans ces trois catégories.

Dans un ouvrage très fouillé, CRAMER (1967) évalue comme suit les pertes de rendements agricoles pour diverses cultures, en pourcentage du "rendement potentiel,, que l'on obtiendrait au prix d'un contrôle intégral des organismes nuisibles (insectes, cryptogames et mauvaises herbes) (1).

	<u>Europe occidentale</u>	<u>USA</u>
Cultures fruitières	11 %	18 %
Cultures légumières	12 %	25 %
Betteraves sucrières	10 à 20 %	20 à 30 %
Céréales	15 à 25 %	28 à 32 %
Pommes de terre	30 %	30 %
Rizières	15 %	20 %
Vignobles	38 %	35 %

Il apparaît que les pertes de rendements sont plus importantes aux Etats-Unis qu'en Europe, ce qui justifie des traitements plus drastiques, comme le souligne VIEL (1973) par l'exemple des vergers. Trois circonstances expliquent cette disparité : les différences de climat; la plus grande diversité d'insectes ravageurs aux USA; enfin - selon les Américains eux-mêmes - la pratique des monocultures d'une même variété sur des surfaces très étendues (cas du maïs hybride par exemple), qui contraste avec la compartimentation foncière et la diversité variétale qui prévalent encore dans les campagnes européennes.

(1) Les pertes sont évaluées en comparant le rendement des parcelles traitées et non traitées; les aléas de cette méthode ont fait l'objet de nombreuses discussions au sein des Groupes de travail de la FAO; ses résultats sont cependant des approximations acceptables.

Les chiffres qui précèdent révèlent un autre fait, à savoir que les espoirs de rendements supplémentaires en ce qui concerne les cultures fruitières et légumières mais peut être aussi pour la betterave ou les céréales sont pratiquement neutralisés par le coût des traitements lorsque l'on adopte le système des traitements préventifs programmés; la justification économique de ces derniers reste en fait à démontrer à moyen ou long terme.

Certes, en ce qui concerne les fruits et légumes, les traitements phytosanitaires n'augmentent pas seulement les rendements, mais aussi la qualité commerciale des produits; lorsqu'ils sont tarés ou défectueux, ceux-ci sont difficilement commerciabes, compte tenu des exigences du public, qui sont d'ailleurs dvenues une cause déterminante de la généralisation des traitements pesticides dans le domaine fruitier et maraîcher.

La part respective des dégâts d'insectes, des maladies cryptogamiques et de la concurrence des mauvaises herbes dans les pertes de rendement ont également été évalués par CRAMER (1967), en considérant deux niveaux d'intensité des cultures, le niveau semi-intensif à rendements plus bas (BR) et le niveau très intensif à hauts rendements (HR) (Tableau 1).

Il apparaît d'abord que les pertes sont relativement plus élevées en agriculture semi-intensive, ce qui s'explique par le fait que les productions étant moindres, les mêmes dégâts s'inscrivent automatiquement pour un pourcentage plus élevé. La différence entre bas et hauts rendements reflète la contribution propre des fertilisations intensives et des sélections génétiques.

Il apparaît également qu'en cultures céréalières intensives, les herbicides contribuent à eux seuls autant ou davantage que les insecticides et les fongicides, avec exception pour l'avoine. Pour les plantes-racines, les fongicides jouent un rôle déterminant, de même que les insecticides dans le cas de la betterave. C'est pour les légumes et les fruits que la suppression des traitements aurait le moins d'incidence sur les rendements, mais avec la réserve que la production risquerait d'être invendable au vu des exigences actuelles du public.

TABLEAU I. Pertes sur le rendement des récoltes, exprimées en % du rendement potentiel d'après CRAMER, 1967. Europe occidentale.

		Pertes dues aux			Pertes totales
		insectes	parasites fongiques	mauvaises herbes	
<u>CEREALES</u> (1)					
Blés et froments	BR	5	8	10	24 %
	HR	3	2	9	14 %
Avoine	BR	12	11	9	31 %
	HR	12	2	9	22 %
Orge	BR	6	10	10	26 %
	HR	2	4	7	18 %
Seigle	BR	2,5	4	10	16,5 %
	HR	2	2	8	12 %
Riz	HR	2	3	10	15 %
<u>CULTURES SARCLEES</u>					
Betterave sucrière	BR	4,8	9,8	5,9	20,5 %
	HR	3,8	8,8	5	17,6 %
Pommes de terre	BR	5	25	4	34 %
	HR	5	21,4	4	30,6 %
<u>LEGUMES</u>	HR	3,2	3,3	5,7	12,2 %
<u>FRUITS</u>	HR	3,3	6,0	2,0	11,3 %

(1) Un récent colloque de l'INRA à Versailles indique, pour les céréales en général, que les traitements fongicides augmentent les rendements de 2 à 15 % et parfois de 20 %; ces chiffres sont donc plus élevés que ceux de CRAMER (2 à 8 %).

On pourrait assortir les valeurs générales qu'on vient d'exposer d'exemples précis et d'ailleurs innombrables. En Grande Bretagne, par exemple, on admet que la désinfection des semences de céréales contre la carie et le charbon, par les fongicides mercuriques notamment, ont permis d'augmenter de 20 à 50 % la proportion d'épis sains. En Europe Centrale, la lutte chimique contre la cécidomye équestre (*Haplodiplosis équestris*) augmente les rendements du froment d'été de 14 à 15 % (un seul traitement) et de 17 à 20 % (deux traitements); pour le seigle, les augmentations sont respectivement de 5 à 6 % et de 6,8 à 9 %. BAGGIOLINI (1972) indique que les traitements

insecticides (3 à 7 applications) et fongicides (10 à 14 applications) dans les vergers suisses permettent de produire 96 à 97 % de fruits impeccables, les seuls actuellement commercialisables, compte tenu des exigences du public.

Les résultats sont encore plus éloquentes dans les pays tropicaux. Les déprédations d'insectes entraînent une perte moyenne de 13 % dans les cultures cotonnières africaines et de 44 % dans les terres cotonnières irriguées de Gezira (Soudan). Dans la haute Volta, un seul traitement insecticide augmente les rendements cotonniers de 13 à 17 % et dix pulvérisations échelonnées ont même permis de les tripler. Au Nigeria, la seule désinfection des graines par un fongicide augmente les rendements de 25 %. Les traitements insecticides et fongicides ont relevé le rendement du cacoyer de 25 à 40 % en Amérique Centrale et celui de la canne à sucre de 30 % dans le Pakistan.(données F.A.O.).

Parmi les biocides agricoles, les herbicides jouent actuellement un rôle considérable et double : non seulement ils permettent d'améliorer les rendements en contrôlant au mieux la concurrence des mauvaises herbes, mais en outre, ils ont permis une diminution considérable des frais de main-d'oeuvre et l'adoption de méthodes culturales qui, sans eux, seraient impossibles.

Ainsi, aux Etats-Unis, la substitution des herbicides au sarclage manuel a réduit de 200 à 10 - 20 dollars par acre les frais de main-d'oeuvre dans la culture des fraises. Pour la culture de l'épinard, l'économie est de 162 dollars par acre (ENNIS et al., 1963). En Europe, la modernisation des cultures de betteraves (graines monogermes, sarclage chimique, mécanisation des récoltes) a réduit de 250 à 10 heures le temps de travail nécessaire par ha, mais cela eut été impossible sans les herbicides (STRYCKERS, 1969). De même, dans les cultures d'arachides aux USA, les herbicides ont permis de réduire de 75 à 15 h les prestations de travail par acre. Un calcul de services agricoles américains établit que la suppression des herbicides dinitrés, contestés en raison de leur toxicité pour le gibier et les oiseaux, se serait soldée en 1970 par une charge salariale supplémentaire de 20 millions d'heures et une perte de production de 290 millions de dollars,

sans compter que pour maintenir la production nationale au même niveau, il aurait fallu mettre en culture 2 millions d'acres supplémentaires. Il est enfin certain que l'actuelle simplification des systèmes de culture (rotations biennales, monocultures, culture sans labour) serait impensable sans l'aide des herbicides et des fongicides.

Pour des motifs également économiques, l'utilisation des pesticides déborde aujourd'hui le domaine de l'agriculture et de la sylviculture. Les insecticides servent à démoustiquer les marécages, les pièces d'eau, les rivages et les aires récréatives, à désinsectiser les élevages, ou encore les sites de l'anophèle malarique ou de la mouche tsé-tsé. Les herbicides sont utilisés comme débroussaillants dans les forêts, le long des lisières, chemins, routes, autoroutes, et voies ferrées, avec les conséquences que l'on connaît pour l'esthétique des lieux.

Ils servent aussi à désherber les canaux, les rivières et la zone littorale des lacs, dont les végétations aquatiques - stimulées par l'eutrophisation contemporaine - pourraient obstruer les voies d'eau, diminuer le rendement des pêches et nuire à la valeur récréative des systèmes aquatiques. Il n'est pas jusqu'aux usages domestiques qui ne se soient multipliés, dans les jardins, les pelouses et les parcs privés et publics.

On peut vraiment dire que les biocides sont devenus une composante quotidienne de notre environnement, pour des raisons d'économie ou de facilité.

1.3. Les objections écologiques.

Sans nier l'efficacité des biocides du point de vue économique et phytotechnique, les écologistes considèrent que l'épandage de ces produits sur de vastes surfaces constitue une forme de contamination systématique de l'environnement. Leur danger résulte de leur toxicité, qui se limite rarement aux seuls organismes qu'ils sont chargés de détruire. Elle s'étend le plus souvent à d'autres catégories, indifférentes sinon utiles, mais qui ont leur rôle à jouer dans la niche écologique qu'elles occupent dans la nature. Les effets secondaires induits de la sorte ont souvent plus d'importance que les accidents immédiats infligés à la vie sauvage par intoxication aiguë. Du point de vue de l'écologie, il serait

donc abusif de restreindre le problème des biocides aux seuls aspects de la toxicité immédiate ou résiduelle, qui est le point de vue légitime de la santé publique ou de la cynégétique. La question doit être envisagée dans une perspective plus globale et plus lointaine, bien au-delà des épisodes accidentels.

Le potentiel de nuisance écologique des biocides tient à trois propriétés fondamentales : leur spectre de toxicité, leur persistance dans la nature et leur diffusibilité en dehors des sites d'application. Ces trois attributs varient considérablement d'un groupe de biocides à l'autre et peut aussi dépendre, en partie, des substances inertes qui servent de charge à la substance active et des modes d'application du pesticide (pulvérisations et nébulisations, poudres ou granulés, traitements aériens).

Le spectre de toxicité des biocides s'étend souvent à une gamme d'organismes plus large que ceux qu'ils sont destinés à combattre. C'est spécialement vrai des pesticides les plus efficaces, parce que doués d'une toxicité très élevée. La mise au point de biocides très sélectifs, c'est-à-dire seulement toxiques pour un groupe limité d'organismes nuisibles, est un objectif permanent de la recherche phytopharmaceutique; malheureusement, elle se heurte à des impossibilités biologiques, sinon à des barrières économiques. En effet, une haute sélectivité aurait pour conséquence de restreindre l'usage du pesticide et, par le fait même, sa fabrication; dès lors son prix de revient se trouverait grevé de façon excessive par les coûts de la recherche et des amortissements. Les fabricants considèrent qu'un tel objectif leur est quasiment inaccessible, sans une intervention directe et puissante des pouvoirs publics.

La persistance des pesticides toxiques sous leur forme initiale ou à l'état de métabolites également toxiques est une cause importante de leur nuisance écologique. Cette résistance à se laisser transformer en produits neutres par les agents physiques ou biologiques est en soi un avantage pour l'efficacité agricole, mais une propriété redoutable pour l'environnement. Les pesticides persistants peuvent induire des phénomènes de toxicité cumulative et différée dans les organismes contaminés sur place; ils peuvent aussi se transmettre, à travers les chaînes alimentaires, à d'autres organismes que ceux qui ont consommé le produit. Ils peuvent même passer d'une région à l'autre et même d'un continent à l'autre à l'état de résidus dans les denrées commerciales. Ces processus d'accumulation et de transfert peuvent peser, à moyen et long terme, sur l'intégrité de la biosphère et sur l'avenir de certaines populations biologiques, en diminuant leur fécondité et leur taux de reproduction. Ils peuvent aussi y induire des mutations de populations : l'apparition de souches résistantes à certains pesticides est un témoignage tangible de la nouvelle pression sélective exercée par les traitements phytosanitaires sur les populations naturelles.

La diffusibilité des pesticides toxiques et persistants en dehors de leur site d'utilisation peut être à l'origine d'une dispersion généralisée dans les écosystèmes naturels. Lorsqu'ils sont transportés à distance par l'atmosphère ou véhiculés par les eaux de ruissellement ou les charges érosives, les pesticides donnent lieu à des contaminations diffuses et lointaines qui peuvent, à la limite, concerner la biosphère dans sa totalité.

2. LA CONSOMMATION ACTUELLE ET FUTURE DES BIOCIDES AGRICOLES.

Il est difficile d'obtenir des renseignements statistiques précis sur la consommation des biocides agricoles dans les pays de la CEE, en raison de l'interférence des échanges communautaires sur la statistique et du mutisme habituel des fabricants et des distributeurs. Au surplus, l'énorme diversité des produits et des formulations défie toute comptabilisation des consommations nationales. Il faut aussi savoir qu'il s'agit d'un domaine mouvant pour trois raisons : les situations phytosanitaires qui justifient les traitements fluctuent d'une année à l'autre et d'une région à l'autre selon la climature; les substitutions et remplacements de produits sont rapides et parfois inattendus (tel le retour en force des traitements soufrés, qui reviennent en honneur dans certaines contrées); enfin, les utilisations extra-agricoles se multiplient à l'intervention d'une foule d'utilisateurs (services routiers, chemins de fer, etc.).

Les seuls renseignements valables ne peuvent venir que des fabricants eux-mêmes, mais ceux-ci sont rarement en mesure de suivre la destination sectorielle de leurs fabricats. On signalera cependant qu'au cours des 10 dernières années le chiffre d'affaire du commerce des biocides a été multiplié par 3 en Belgique et que les consommations domestiques interviendraient peut-être pour 10 % du total.

Ce que l'on peut toutefois dire et prévoir, c'est que sans autres limitations que celle de la rentabilité économique, la consommation des biocides agricoles ne fera qu'augmenter, à la fois par l'intensification parcellaire des traitements et par l'extension géographique du contrôle phytosanitaire. Divers facteurs poussent dans cette voie :

- le bon marché des produits les plus utilisés, la facilité des épandages par engins mécanisés et le surplus de récolte qu'ils assurent ne peuvent qu'inciter les producteurs à généraliser et intensifier les traitements;
- l'adoption des traitements préventifs recommandés par la propagande commerciale mais aussi par les services officiels ou semi-officiels de vulgarisation et d'avertissement favorisent fâcheusement la surconsommation;

- l'apparition de souches résistantes d'insectes ou de parasites oblige à des traitements plus drastiques, plus fréquents et, au total, généralement plus toxiques;
- l'abandon des rotations polyvalentes et la tendance aux monocultures sur de grands espaces sont deux circonstances qui peuvent contrarier à moyenne échéance les mécanismes bio-régulateurs des populations de ravageurs;
- la transformation des agrobiocénoses elles-mêmes sous l'effet des traitements répétés, peut à longue échéance modifier ces mêmes mécanismes, en diluant le potentiel naturel de leur régulation;
- enfin, l'augmentation des traitements biocides non agricoles est un fait évident (utilisations domestiques; débroussailllements des routes, des chemins, des forêts, des voies de chemin de fer, des terrains industriels, des aérodromes; traitement des pièces d'eau, entretien des pelouses, etc.).

Il est extrêmement hasardeux de vouloir chiffrer de façon prospective la consommation future des biocides agricoles. Toutefois, pour apporter en la matière quelques données objectives, nous mentionnerons d'abord des évaluations d'origine industrielle pour 3 pays de la CEE (Tableau II).

Si l'on adopte l'hypothèse d'une généralisation géographique des traitements d'ici 20 années, il est manifeste que les augmentations de consommation seront très importantes en Italie, moins prononcées en Grande Bretagne et surtout aux Pays-Bas, dans le domaine de la grande culture. Par contre, la saturation est quasi atteinte pour les cultures fruitières, la pomme de terre et, sans doute aussi, pour les cultures légumières.

On remarquera en outre que les doses totales en cultures fruitières ne divergent guère (23 à 25 Kg de matière active/ha) d'un pays à l'autre, non plus en ce qui concerne la betterave et les céréales, sous réserve que les traitements insecticides sont toujours plus élevés en Italie, pour des raisons bioclimatiques évidentes, alors que l'inverse prévaut pour les fongicides.

Les traitements indiqués au Tableau II sont des valeurs moyennes pour les superficies sous surveillance phytosanitaire et les doses de matières actives indiquées pourraient bien sûr se modifier dans l'avenir (1). Afin d'évaluer leur fiabilité, nous avons entrepris une enquête dans des exploitations intensives de la région loessique belge (R. CAUSSIN, 1973). Leurs résultats sont indiqués dans les Tableaux III et IV.

L'examen de ces tableaux révèle que la pratique agricole en culture intensive utilise des quantités de matières actives nettement plus élevées que celles du Tableau II pour le froment et la betterave (2 fois plus en moyenne), et un peu plus élevée pour les cultures fruitières, notamment en vergers de pommiers (+ 30 %, environ). Pour ces derniers, les traitements insecticides sont inférieurs mais les traitements fongicides nettement supérieurs. En ce qui concerne les cultures légumières, les doses sont également très élevées pour le pois, les haricots et surtout la carotte, qui requiert des traitements drastiques du sol pour obtenir des produits de parfaite présentation, ceux-là même auxquels le public donne la plus large préférence.

On peut résumer la situation en disant qu'à peu près partout en Europe les cultures fruitières et légumières (du type industriel) sont partout traitées intensivement et des augmentations importantes ne sont plus à prévoir, sauf si des phénomènes de résistance devaient se multiplier. En ce qui concerne la pomme de terre et la betterave (traitées dès maintenant à 100 % en Belgique, Allemagne et Pays-Bas) les augmentations seront modérées, si la situation pathogénique ne devient pas plus obérée à l'avenir, ce qui reste problématique. Quant aux cultures céréalières, il est quasi certain que les traitements augmenteront de manière appréciable, surtout si la tendance aux monocultures et aux rotations courtes se maintient ou s'accroît. En Allemagne par exemple, les traitements herbicides sur céréales concernent aujourd'hui 65 à 75 % de l'étendue totale et 80 à 90 % pour le maïs.

(1) Il faut par exemple tenir compte du fait que les doses d'épandage peuvent diminuer si l'on utilise des matières actives plus toxiques, ce qui paraît être une tendance actuelle.

TABLEAU II. Consommation probable des biocides agricoles dans quelques pays de la CEE par types de cultures (Kg matière active/ha).

	Pays-Bas	Royaume-Uni	Italie
A. CEREALES.			
Surface totale emblavée	411.000 ha	3.570.000 ha	4.500.000 ha
Surfaces traitées et doses moyennes /ha			
-Insecticides	25.000ha (6%) 0,12 Kg	1.342.000ha (37%) 0,40	500.000ha (11%) 1,1Kg
-Fongicides	8.000ha (2%) 0,44	257.000ha (7%) 0,52	-
-Herbicides	322.500ha (80%) 3,10	2.163.000ha (73%) 5,0	400.000ha (9%) 0,75
-Produits mercuriques (semences)	220.000ha <u>0,0045</u> 3,62	1.050.000ha <u>0,0038</u> 5,92	100.000ha <u>0,004</u> 1,85
B. BETTERAVES.			
Surface totale plantée	113.000 ha	183.000 ha	280.000 ha
Surfaces traitées et doses moyennes /ha			
-Insecticides	75.000ha (66%) 0,13	50.000ha (27%) 0,5	40.000ha (1%) 6,5
-Herbicides	113.000ha (100%) <u>3,37</u> 3,50	81.000ha (43%) <u>2,16</u> 2,55	35.000ha (1%) <u>2,77</u> 9,27
C. POMMES DE TERRE.			
Surface totale plantée	143.000 ha	210.000 ha	
Surfaces traitées et doses moyennes /ha			
-Insecticides	9.000ha (6%) 0,26	95.000ha (45%) 1,5	
-Fongicides	143.000ha (100%) 7,69	141.000ha (70%) 3,52	
-Herbicides dont DNOC	143.000ha (100%) 20,0 50.000ha 5,0 Kg <u>32,95</u>	127.000ha (60%) 1,80 <u>5,92</u>	
D. POMMES ET POIRES			
Surface totale plantée	38.500ha	37.800ha	140.000ha
Surfaces traitées et doses moyennes /ha			
-Insecticides	38.500ha (100%) 5,5	37.800ha (100%) 1,7	91.000ha (60%) 6,7
-Fongicides et acaricides	38.500ha (100%) 17,2	37.800ha (100%) 17,4	140.000ha (100%) 14,4
-Herbicides	20.600ha (53%) <u>2,0</u> 24,8	20.000ha (53%) <u>6,5</u> 25,6	65.000ha (40%) <u>2,1</u> 23,2

TABLEAU III. Doses moyennes de biocides agricoles en cultures de plein air
(Kg mat. active/ha) dans la région loessique belge (1971 et 1972).

	Surfaces recensées (ha)	Insecticides Kg/ha	Fongicides Kg/ha (soufre excepté)	Herbicides Kg/ha	Total Kg/ha
Exploitations betteravières et céréalières (en rotation) (six unités)	756	1,50	0,67	1,40	3,57
Exploitations de pointe (une unité)	106	0,78	1,90	4,85	7,48
Extrêmes parcellaires (sur 756 ha)		0,68-2,32	0,97-3,27	0,94-4,85	
Betterave sucrière	29	2,86	-	8,35	11,21
Froment d'hiver	47	-	3,37	3,65	7,02
Escourgeon	17	-	-	4,90	4,90
Avoine	3,50	-	-	1,26	1,26
Prairie	10	-	-	1,50	1,50
Pois	5295	0,46	1,27	0,75	2,48
Haricots	493	0,95	5,3	1,9	8,15
Carottes	242	4,53	4,87	3,2	12,60
Epinard	32,50	-	-	1,0	1,0
Cerfeuil	27,50	-	-	1,2-1,6	1,2-1,6
Salsifis	13,50	-	-	2,26	2,26

**TABLEAU IV. Evolution des traitements phytosanitaires en vergers de
pommes et poires (culture intensive) en région loessique belge
(Kg matière active/ha).**

Année	Insecticides et acaricides		Fongicides		Totaux	
	Pommes	Poires	Pommes	Poires	Pommes	Poires
1965	4,85	4,85	40,5	25,0	45,35	29,85
1966	3,42	2,28	30,1	26,4	33,43	28,68
1967	4,25	1,71	48,0	22,8	52,25	24,55
1968	3,53	1,97	27,6	17,6	31,13	19,5
1969	4,94	4,18	19,5	19,5	24,44	28,62
1970	3,19	3,38	30,2	21,6	33,40	36,78
1971	5,22	5,09	53,1	22,8	58,3	63,39
1972	3,53	4,10	42,2	27,0	45,7	49,8
Moyenne	2,99	2,81	36,53	22,84	39,52	25,55
Maximum	(5,15)	(5,30)	(53,10)	(27,06)	(58,25)	(32,36)

Certes, on peut s'attendre, en revanche, à des facteurs limitatifs d'ordre économique. Nous les avons déjà évoqués à propos de la betterave. Dans les exploitations de pointe de la région loessique belge, les traitements biocides intensifs reviennent aujourd'hui à quelque 8 à 10.000 Fr.b. par ha, ce qui représente 15 à 20 % de la valeur totale du produit et l'équivalent de 10 T de betteraves. Le traitement risque de devenir inintéressant pour l'agriculteur, qui calcule sur le rendement à l'ha, mais demeure opportun pour le fabricant de sucre, qui vise essentiellement son approvisionnement régional. La quote-part des coûts est devenue beaucoup plus élevée qu'il y a quelques années. En 1967, ASHBURN l'évaluait pour la betterave à 4 - 5 % du produit de la culture (2,3 % pour le seul achat des produits, le reste pour frais d'épandage). Actuellement les traitements "modérés" (tels ceux du Tableau II) représentent 7 à 8 % et les traitements de pointe 15 à 20 %. Cette évolution inquiétante traduit probablement une détérioration de la situation phytosanitaire, qui pourrait résulter d'un effet à long terme des traitements eux-mêmes. C'est ce que des recherches patronnées par l'Institut International de Recherches Betteravières s'efforcent aujourd'hui d'élucider.

On n'est peut être pas loin d'une situation analogue en culture fruitière, où le coût total du traitement atteint 20.000 Fr.b./ha ou plus de 10 % de la valeur des produits.

3. LES CATEGORIES DE BIOCIDES AGRICOLES ET LEURS PROPRIETES

DU POINT DE VUE ECOLOGIQUE.

Il serait hors de propos d'énumérer ici la liste fort longue des pesticides utilisés dans les divers pays de la CEE . On se limitera principalement aux groupes qui risquent de poser des problèmes écologiques en raison de leurs propriétés de toxicité, de persistance et de diffusibilité dans l'environnement. Les toxicités aiguës expérimentales sont exprimées en DL 50 par ingestion pour le rat (sauf indication contraire); le DL 50 (dose létale 50) est la dose nécessaire exprimée en mg par Kg de poids vif pour tuer la moitié de la population expérimentale. Il faut savoir que cette donnée est conventionnelle et qu'il existe des diversités de résistance selon les espèces, mais aussi selon les individus (âge, sexe, etc.), ce qui explique une certaine variabilité des normes proposées par les divers auteurs, variabilité sur laquelle il n'y a pas lieu d'insister ici. Les sources documentaires utilisées sont celles de DORMAL et THOMAS (1960), MOORE (1967) et PERKOW (1971).

Pour la présentation, on adoptera la division classique en insecticides et acaricides, en fongicides et en herbicides. Les biocides à usage ponctuel (rodenticides, hélicides) ou spécial (fumigants, avicides, piscicides) ne sont pas retenus, étant donné qu'ils ne font partie qu'accessoirement des pratiques agricoles.

3.1. Les insecticides et les acaricides.

3.1.1. Produits organochlorés.

Ils constituent une classe de produits à la fois toxiques et persistants, à propos desquels on est aujourd'hui le mieux informé. Il existe une quarantaine de substances actives, mais celles qui sont recensées ci-dessous couvrent à elles seules la quasi totalité des utilisations. L'année indiquée entre parenthèses est l'année de mise dans le commerce.

Substances actives.

Principaux usages.

DTT (1942)	Cultures et vergers Désinsectisation des denrées et locaux. Paludisme.
Aldrine et Dieldrine (1948)	Cultures. Traitement du sol. Désinsectisation des locaux, du bois et des textiles. Sauterelles, fourmis, termites, tsé-tsé.
Endrine (1952)	Cultures tropicales, fraisiers. Traitements rongeurs.
Chlordane (1948)	id., fourmis.
Heptachlore (1948)	Traitement du sol. Cultures tropicales. Sauterelles, fourmis, termites.
Lindane (1945)	Cultures agricoles, maraichères et fruitières. Désinsectisation des denrées, bois et élevages. Usages domestiques. Rongeurs.
Toxaphène (1948)	Cultures surtout tropicales (cotonnier). Désinsectisation des élevages.
Endosulfan (1953)	Cultures tropicales, vergers, fraisiers, pomme de terre et tabac.
Kelthane (1955)	Acaricide.

(a) La toxicité des organochlorés a fait l'objet de nombreux contrôles en laboratoire. En général, elle augmente avec le degré de chloruration de la molécule. Chez les vertébrés, la sensibilité à ces produits augmente dans l'ordre suivant : mammifères, oiseaux, poissons. L'intoxication aiguë se manifeste par des troubles nerveux, tandis que l'intoxication chronique et insidieuse affecte surtout les fonctions reproductrices.

Toxicité expérimentale des organochlorés.

	Rat DL 50 ppm	Gallinacés DL 50 ppm	Poissons DL 50/24 h ppm	Abeille DL 50 ppb	Persistance
DTT	250 à 300	300	0,01 à 0,4	0,74	Persistant
Aldrine	67	4 à 4,5	0,02 à 0,1	0,30	Très persistant (volatil)
Dieldrine	40 à 87	20 à 43	0,13 à 0,24	0,153	Très persistant (volatil)
Endrine	5 à 45	3,5	0,0015 à 0,0003	0,30	Très persistant
Chlordane	250	-	0,05 à 0,25	1,89	Très persistant (volatil)
Heptachlore	130	-	0,5	toxique	Persistant
Lindane	88 à 125	très toxique	0,5	0,055	Moins persis- tant (volatil)
Toxaphène	40 à 120	-	0,10 à 0,2	toxique	Peu persistant
Endosulfan	40 à 110	peu toxique	0,01	toxique	Peu persistant
Dursban	135 à 163	-	0,18	0,114	Peu persistant

A cette liste, il faudrait ajouter les métabolites du DDT (DDD et DDE) qui sont aussi toxiques ou plus toxiques que le

DDT lui-même et au moins aussi persistants. Il en est de même de l'époxyde de l'heptachlore (lui-même utilisé comme insecticide) qui est quatre fois plus toxique que l'heptachlore lui-même.

Un produit très toxique d'origine industrielle, le PCB (diphényl-polychloré), utilisé dans la préparation des encres, des lubrifiants, des accumulateurs électriques et des matières plastiques a été longtemps confondu, dans les analyses, avec le DDT et ses métabolites, du fait qu'il possède pratiquement le même pic chromatographique. Il donne lieu aux mêmes contaminations diffuses que le DDT et, depuis qu'on a réussi à le séparer analytiquement de ce dernier, on a constaté sa présence à l'état de traces dans de nombreux milieux (35 ppt dans les eaux de surface de l'Atlantique Nord et 10 ppt dans les eaux profondes) et dans beaucoup d'organismes (oiseaux, mammifères, dont l'ours polaire) et de produits animaux (œufs, lait, fromage) (MAUGH, 1973, JAMNASCHE et al. 1973).

Du fait qu'il apparaît toujours en association avec le DDT et ses résidus, d'aucuns considèrent qu'il peut se former comme impureté au cours de la fabrication de ce produit ou dériver de ce dernier sous l'action des rayons ultra-violet longs (KENNETH et al. 1973). Le PCB qui est fortement chloruré est très toxique pour divers invertébrés (infusoires), pour les oiseaux (une dose de 20 ppm empêche les œufs de poule d'éclore) et les mammifères (une dose de 5 ppm empêche la reproduction du vison). On ajoutera que des régimes expérimentaux appliqués au dindon pendant 10 jours avec des doses alimentaires de 25, 50 et 100 ppm, ont fortement accentué la réceptivité de cet animal au virus de l'hépatite infectieuse.

L'hexachlorobenzène (HCB), un fongicide rarement utilisé en Europe se retrouve néanmoins très souvent dans nos pays à l'état de contaminant organochloré dans les organismes, en particulier dans la graisse animale et humaine et dans les oeufs de rapaces. Il constitue une impureté courante du quintozène, employé en Europe pour la désinfection fongique des sols. Toutefois sa principale source serait étrangère, car le HCB est largement utilisé en Amérique du Sud et en Australie pour la conservation des céréales stockées. Il est introduit et redistribué en Europe par le commerce des céréales et des aliments pour le bétail.

- (b) La persistance des organochlorés est due au fait qu'ils présentent une résistance spécifique à être métabolisés dans les tissus vivants ou par les bactéries du sol, en raison de l'absence d'enzymes détoxifiants appropriés; ceci montre bien qu'il s'agit de substances étrangères à la vie ; néanmoins l'apparition de souches d'insectes résistantes prouve que l'acquisition de mécanismes détoxifiants est possible par sélection ou mutation induite. Une observation analogue a été faite pour les bactéries du sol.

Dans le sol, les organochlores les plus persistants (DDT, aldrine et dieldrine, endrine, heptachlore) peuvent se maintenir pendant de nombreuses années (10 à 20 ans pour le DDT). Dans les végétaux, les résidus restent décelables après des semaines et des mois. Chez les vertébrés, les résidus s'accumulent et persistent peut-être indéfiniment dans les tissus graisseux; le fait est bien connu chez l'homme, dont la graisse contient des résidus de DDT proportionnels aux traitements organochlorés pratiqués dans le pays ou aux résidus existant dans les aliments.

Certains organochlorés sont volatils (aldrine, heptachlore, chlordane et lindane) (1) et peuvent se sublimer à partir des dépôts existant sur les plantes et dans le sol. Toutefois, même des produits moins volatils, tel que le DDT, peuvent également parvenir dans l'atmosphère par co-distillation avec l'eau du sol (évaporation) ou des plantes (transpiration foliaire).

Les organochlorés volatilisés dans l'atmosphère sont dissimulés par les courants aériens sur de très longues distances et ils ont fini par contaminer la totalité de la biosphère. Ainsi s'explique qu'on retrouve du DDT dans les régions les plus désertes du globe : on en a détecté dans les eaux, les poissons et les graisses de pingouins, de mouettes et de phoques de l'Antarctique (GEORGE et FREAR, 1966), dans des plantes et certains rapaces du Nord Canadien (SHELDON et al. 1964) et même dans les neiges alpines.

Le DDT de l'atmosphère peut être décomposé par les ultraviolets courts, s'il parvient dans la haute atmosphère. Mais la plus grande partie est captée par les noyaux de condensation de la pluie et réprécipitée sur les continents et les océans. De ce fait, la durée moyenne de vie de DDT dans l'atmosphère ne dépasse pas 4 années, mais l'épuration pluviale est constamment compensée par de nouvelles distillations. Des mesures en Grande Bretagne ont montré que la teneur des pluies en DDT pouvait aller jusqu'à 73 à 200 ppm dans les régions fortement traitées; les neiges de l'Arctique peuvent en contenir 40 ppb.

(1) Tension de vapeur à 20°C, en mm Hg	
DDT et dieldrine	10^{-7}
Lindane	$9,4 \cdot 10^{-6}$
Aldrine	$6,0 \cdot 10^{-6}$
Chlordane	10^{-5}
Heptachlore	$3,10^{-4}$

(c) La solubilité des organochlorés dans l'eau est extrêmement faible; ils ne parviennent donc dans les milieux aquatiques que sous forme particulaire, soit comme charge des noyaux de condensation des pluies ou des particules minérales ou organiques arrachées au sol par l'érosion. Dans les eaux, les teneurs en DDT libre sont toujours extrêmement basses, mais le produit s'accumule rapidement dans le plancton, dans les poissons qui s'en nourrissent et dans les organismes carnivores. Une partie des organochlorés se trouve aussi piégée dans les sédiments lacustres et marins et dans les films d'huiles minérales qui polluent les eaux douces et marines.

Le DDT peut également contaminer les chaînes alimentaires terrestres, à partir des insectes, des plantes ou des invertébrés du sol et passer de la sorte dans les organismes phytophages et carnassiers. Ils se concentrent au maximum dans les espèces qui occupent les chaînons ultimes de la série trophique, en particulier les rapaces et autres carnassiers.

Ces mécanismes de dispersion des organochlorés dans la biosphère sont à l'origine d'une contamination diffuse et généralisée, beaucoup moins "étrange," et "inexplicable," que ne l'affirmait récemment une brochure de la FAO (1972).

3.1.2. Produits organophosphorés.

Les insecticides organophosphorés occupent la deuxième place en importance après les organochlorés. Ils ont une toxicité aiguë très élevée, mais sont beaucoup moins persistants que les précédents

Le plus durable est le parathion (quelques semaines). En ce qui concerne leur mode d'action, on peut les classer en insecticides de contact et d'ingestion ou en insecticides systémiques ; ces derniers sont absorbés par la plante et redistribués dans ses organes foliaires, ce qui permet une élimination des seuls insectes suceurs en quelque endroit qu'ils se posent.

L'intoxication aiguë par les organophosphorés donne lieu à des troubles profonds du système nerveux, résultant du blocage des cholinestérases. Les intoxications chroniques, à doses plus faibles, procèdent également du même mécanisme. Les mammifères, les poissons et un grand nombre d'invertébrés sont sensibles à des doses relativement faibles. Presque tous sont dangereux pour les abeilles (DL 50 = 0,09 ppb pour le parathion et 0,135 pour le malathion), mais il n'y a pas de mention chiffrée pour la plupart des autres produits.

La plupart des organophosphorés disparaissent totalement sur les plantes, dans le sol et dans les eaux après 3 à 6 semaines et la rémanence est réduite à 3 semaines, voire à quelques jours pour certains d'entre eux. Nonobstant leur haute toxicité aiguë pour la faune sauvage, leur chance de diffusion dans l'environnement est plutôt faible.

3.1.3. Autres produits.

Les sulfonates et sulfones, certains carbamates (isolan) et divers produits organiques (nicotine, pyréthre, rotenone) sont également utilisés comme insecticides, mais leur toxicité est peu élevée (DL 50 = 1.500 à 5.000 pour le rat). Ils ne posent guère de problèmes écologiques à l'heure actuelle. Les carbamates le sont davantage (13 à 23 mg/Kg pour l'isolan, 400 à 850 mg/kg pour le carbacyl).

Principaux insecticides organophosphorés.

	LD 50 (rat) ppm	LD 50 (poissons) ppm /24 h
Parathion	6- 15	0,5 - 1
Parathion-methyl	12- 42	id.
Azinphos-methyl	11- 20	0,05
Azinphos-ethyl	12,5- 17,5	toxique
Mevimphos	6- 7	10 - 13
Phosphamidon	17,9- 30	1000
Demeton	6- 12	5 à 15 (carpe)
Demeton-methyl	40- 60	7,5 (truite)
Endothion	30- 50	non connue
Thiometon (Ekation)	85	non connue
Dichlorphos	50- 80	1000
Diazinon	100-220	toxique
Ethion (acaricide)	96-208	0,72
Fenthion	241-316	tox. modérée
Fenitrothion	242-433	toxique
Dimethoate	250	toxique
Trichlorphon	450-630	peu toxique
Malathion	1375-2800	0,1
Fenchlorphos	1250-1750	non connue
Bromophos	3700-6100	0,05 à 1,5

3.2. Les fongicides.

Les fongicides sont en partie des produits organo-minéraux dont les propriétés sont liées à l'ion métallique (mercure, étain, arsenic) soit des produits de synthèse dérivés du soufre (Dithio-carbamates). Les organo-mercuriques et arsenicaux sont déjà interdits dans beaucoup de pays.

Le mode d'application des fongicides les prédispose peu à une diffusion à partir des lieux d'application, sauf en cas d'érosion pluviale et ruissellement.

Principaux groupes de fongicides.

	LD 50 rat (ppm)	LD 50 poissons (ppm)	Toxicité pour les abeilles
Organo-mercuriques (traitement des semences)	15 - 100	toxiques	peu connue
Organo-arsenicaux	100 - 175	toxiques	-
Dérivés de l'étain	125 - 500	-	-
Dérivés du cuivre	-	10 à 40	dangereuse
Dithiocarbamates			
-zinebe, thirame, manèbe, zirame, etc.	865 - 6500	3,2 à 22,4	sans danger
-captan, captafol	6200 - 18000	modérée	modérée
Quintozène	1200	non connu	sans danger
Benomyl	9590	non connu	toxique.

3.3. Les herbicides.

Les herbicides agissent sur les plantes par contact (lésions par voie externe) ou translocation à partir des sites d'absorption (racines ou feuilles), ce qui donne lieu à des blocages physiologiques de la photosynthèse ou de la croissance. Toxiques pour les végétaux, les herbicides le sont beaucoup moins pour la série animale, sauf exceptions notables. Parmi les vertébrés ce sont les poissons qui paraissent le plus sensibles. Certains insectes (*Drosophila*) sont également tués par divers herbicides.

La liste des herbicides est devenue aujourd'hui considérable et PERKOW (1971) en recense plus d'une centaine. Nous ne retiendrons que les principaux groupes.

Le 245 T récemment utilisé au Vietnam comme défoliant et fréquemment comme débroussaillant et phytocide aquatique peut contenir une impureté très toxique, la dioxine ou TCDD (2.3.7.8. tetrachlorodibenzo-p-dioxine). Cette substance est très dangereuse pour les mammifères et peut-être tératogène pour l'homme. Ses propriétés mutagéniques ont été démontrées sur des souches bactériennes d'*Escherichia coli* et de *Salmonella typhimurum*. Le produit pourrait s'accumuler dans la chair des poissons. (HUSSAIN et al. 1972; SHAPLEY, 1973).

Principaux herbicides.

		LE 50 rat ppm	LD 50 poissons (24 ou 48 h). ppm
<u>Herbicides totaux (dés herbants)</u>			
Dinitrés	ENOC	30	3
	Dinosèbe	40 - 60	1 - 3
Halogénés	Paraquat (gramoxone)	150	23 - 67
	Diquat (reglone)	400 - 440	90 - 410
Picloram (tordon)		8200	64
Amitrol		11000 - 25000	400 - 1000
<u>Herbicides sélectifs</u>			
Phénoxyacides	24 D	375	faible
	24 DES, 24 DEP, 245 T	750 - 850 9000	non connu très faible
	Acides chlorés	TCA, TCB	3000 - 5000
	Dalapon	6000 - 8000	id.
Carbamates	Diallate, Triallate, EPTC	800 - 2000	8 - 12
	CLPC	1000 - 3500	± 10
	Sulfallate	850	non connu
Dérivés de l'urée (monuron, diuron, cycluron, etc.)		1000 - 3500	non connu
Triazines (simazine, atrazine, etc.)		1000 - 3500	± 10

4. BIOCIDES AGRICOLES ET VERTEBRES TERRESTRES.

Les premières contestations contre l'emploi des pesticides agricoles se sont élevées au vu de leurs effets toxiques sur les oiseaux et les mammifères. Dès 1950, les enquêtes et les bulletins cynégétiques font état de mortalités, voire d'hécatombes de gibier et d'oiseaux dans les campagnes traitées. Mais c'est surtout le retentissant ouvrage de Rachel CARLSON, "Printemps silencieux", qui ouvrit, sur un ton dramatique, une polémique qui n'a cessé depuis lors. Si les débats sont aujourd'hui moins passionnés, ce n'est point que les faits aient infirmé certaines hypothèses alarmistes, mais simplement parce que toutes les parties se sont rendues à l'évidence qu'il existe effectivement des possibilités de nuisance et, dès lors, un problème de conservation pour la faune sauvage et ses espèces les plus menacées.

Trois types de nuisances sont à considérer en ce qui concerne la faune sauvage :

- des nuisances à court terme, résultant des phénomènes de toxicité aiguë et de mortalité immédiate;
- des nuisances à moyen terme, liées au processus d'intoxication cumulative et différée, affectant surtout le taux de reproduction de certaines espèces;
- des nuisances à long terme, découlant d'une raréfaction des ressources alimentaires, indispensables à certaines catégories faunistiques.

4.1. Effets toxiques immédiats.

Les valeurs de la dose létale (DL 50) pour le rat et les gallinacés permettent de supputer les dangers d'intoxication pour le gibier et les oiseaux. La littérature cynégétique et ornithologique fait d'ailleurs état de nombreux cas de mortalité dans divers pays, suite aux traitements phytosanitaires. Il n'est pas sans intérêt de les passer en revue.

- (a) Les insecticides et acaricides organophosphorés sont ceux dont la toxicité aiguë est la plus grande (DL 50 de 2 à 30 mg par kg pour diverses espèces animales). Ils peuvent provoquer la mort par contact ou inhalation,

lorsque le dépôt sur les plantes n'est pas encore sec (24 à 48 heures), ou par ingestion durant la phase de rémanence du produit dans les plantes. Dans les cultures d'agrumes traitées au parathion, en Californie, on a relevé de nombreuses mortalités d'oiseaux chanteurs, d'oiseaux-gibiers (caille, faisan), de lapins et parfois de cervidés. Des pertes massives d'oiseaux et d'oiseaux-gibiers ont également été signalées dans les vergers fruitiers traités aux Etats-Unis, en Allemagne et dans d'autres pays (DORMAL, 1963).

Le produit le plus fréquemment incriminé est le parathion, l'un des plus toxiques de la série et des plus persistants (jusqu'à 3 à 6 semaines). Les autres substances présentent moins de danger, en raison d'une rémanence plus faible et leur nocivité est plus accidentelle. C'est ainsi que les hécatombes d'oiseaux, de perdrix, de faisans, de lièvres et de lapins sont survenues occasionnellement en Grande-Bretagne dans des champs de choux de Bruxelles, traités au shradan contre les pucerons, durant l'automne 1952. Mais il s'agissait de parcelles où la faune s'était réfugiée en masse en raison des récoltes effectuées aux alentours (DORMAL, 1963). Des traitements forestiers au phosphamidon effectués en Suisse sur une aire de 700 ha ont éliminé tous les oisillons et 75 % d'oiseaux adultes, mais la population s'est reconstituée l'année suivante à partir des zones avoisinantes.

Une pratique frauduleuse qui n'est pas exceptionnelle consiste à imbiber de parathion les semences de céréales, de façon à tuer les oiseaux qui les picorent. MORZER BRUINS (1962) signale des hécatombes d'oiseaux observées dans les Pays-Bas, au printemps 1960, du fait de cette pratique; 27.000 cadavres furent dénombrés, mais les pertes totales atteignirent quelque 200.000 oiseaux. Cette pratique a été à nouveau signalée récemment en Belgique (BAURANT, 1972).

- (b) Les insecticides organochlorés ont des effets moins brutaux mais des cas d'intoxication mortelle ont été observés pour le gibier dans la plaine du Mississippi en 1970, après des traitements au mirex, qui ont donné lieu à des concentrations de 104 ppm dans les animaux eux-mêmes. D'après LUTKE et al., ce même produit n'est pas toxique pour la caille, le faisan et le

canard, alors qu'une diète à 5 ppm augmente la mortalité foetale et postnatale chez la souris.

Les cas d'intoxication aiguë par les organochlorés sont plus fréquemment cités à propos des oiseaux. MORZER BRUINS (1962) cite des mortalités importantes chez les sternes aux Pays-Bas et BERNARD (1959) des mortalités de passereaux après des applications d'endrine destinées à détruire le gros campagnol. Aux Pays-Bas, KOELMAN et al. (1967) citent également des mortalités dues à l'ingestion de semences traitées à l'aldrine, la dieldrine et l'heptachlore chez le busard (16 sujets morts), l'autour (1 sujet), l'épervier (1 sujet) et la crécerelle (1 sujet), le ramier (7 sujets) et le faisan (3 sujets). Les oiseaux trouvés morts contenaient généralement 10 à 28 ppm de dieldrine, 0,2 à 5,1 ppm d'heptachlore-époxyde et 0,2 à 22,6 ppm de DDE dans le foie. FLICKINGER et al. (1972) ont également observé aux USA des mortalités d'oiseaux passereaux et limicoles suite aux traitements des semences de riz par l'aldrine et la dieldrine et MULLERN et al. (1969) signalent avoir recueilli 69 aigles chauves intoxiqués mortellement par le DDT et la dieldrine, aux USA, de 1966 à 1968. De leur côté, RUDD et GENELLY (1956) signalent des mortalités d'oiseaux adultes après des épandages de DDT à raison de 5,6 Kg/ha; aux doses de 3,3 et 2,2 Kg/ha, les mortalités ne sont importantes que chez les oisillons et à la dose de 1,2 Kg/ha on a observé aucun cas d'intoxication aiguë. On a fait des constatation analogues pour d'autres organochlorés : leur nuisance immédiate dépend essentiellement des doses appliquées, de sorte qu'on pourrait, pour chaque produit, "délimiter une dose critique d'épandage qui varie en fonction du type de formulation et du milieu traité et au-dessus de laquelle un risque certain d'intoxication existe pour les oiseaux. Les ordres de grandeur ainsi calculés sont en général nettement supérieurs aux doses préconisées pour la lutte antiparasitaire dans les pays d'Europe occidentale,, (GIBAN et BILLIOTTI, 1954, cités par DORMAL, 1963). Les accidents de toxicité aiguë dus aux organochlorés proviendraient donc essentiellement de traitements insecticides à doses trop élevées et aux traitements des semences céréalières. Récemment, FUCHS et al. (1962) ont publié aux Pays-Bas les résultats d'analyse sur 175 rapaces trouvés morts en 1963, 69 et 70. Ils font à ce sujet deux remarques importantes : le taux de contamination pour les

divers produits organochlorés varie d'une espèce à l'autre; en outre les taux de contamination ont diminué de 1968 à 1970 en raison des restrictions intervenues dans l'usage des pesticides organochlorés.

- (c) Les fongicides ont été longtemps considérés comme peu dangereux pour les vertébrés terrestres. Des intoxications occasionnelles du gibier ont été cependant provoquées par les sels et oxydes de cuivre et les fongicides dérivés de l'étain. Les dérivés de l'arsenic sont plus dangereux et exercent des effets tératogènes chez la souris et le hamster (arseniate de soude) et chez le poulet (methylarséniate disodique); ils ont été interdits dans la plupart des pays.

Mais les fongicides les plus toxiques et les plus dangereux sont les organo-mercuriques. Du fait qu'ils ne sont employés qu'en très faible quantité pour la désinfection des semences, on les considérait comme peu suspects pour la faune naturelle. Toutefois, on a signalé récemment, au Canada, en Suède et aux Pays-Bas (notamment KOEMAN, 1969) des mortalités importantes d'oiseaux tant gibier qu'insectivores et prédateurs, et même des mortalités de mammifères carnassiers (renard, martre), par du mercure d'origine agricole. Les analyses ont montré chez les oiseaux morts une forte accumulation de mercure dans le foie, à des doses nettement létales. Il est également connu que le mercure s'accumule dans les plumes. RAMADE (1968) signale qu'après 1940, la teneur en mercure des plumes de diverses espèces est passée de 3 à 4 ppm à 20 ppm lorsque les traitements fongicides au mercure se sont généralisés; l'accumulation dans les plumes est en corrélation avec la position de l'espèce dans la chaîne trophique (6 ppm pour le faisan, 40 ppm pour le grand duc et 60 ppm pour la pirargue.

Le même auteur cite une évaluation selon laquelle, en 1968, 17 % de la consommation du mercure aux USA était destinée à la préparation des fongicides mercuriels et que ceux-ci intervenaient pour un quart dans la pollution mercurique dans ce pays, le reste étant d'origine industrielle. On sait que les produits mercuriques peuvent être transformés dans les eaux, par voie bactérienne, en méthylmercure, soluble dans l'eau, dont les propriétés toxiques et tératogènes sont redoutables. Des affections graves chez l'homme ont été observées au Japon, après consommation de poissons contaminés par ce produit. C'est

d'ailleurs une propriété bien connue des poissons marins d'accumuler le mercure qui existe naturellement dans les eaux océaniques, mais la forme d'accumulation n'est pas nécessairement celle du méthyl-mercure. Au demeurant, si l'on tient compte du tonnage mercurique naturel des océans, la contribution industrielle et agricole aurait été jusqu'à ce jour d'environ 1 %. Il est vrai que des contaminations locales d'origine industrielle peuvent dépasser de loin la teneur naturelle des eaux et devenir extrêmement dangereuses.

- (d) Les rodenticides utilisés dans les campagnes et les bois sous forme d'appâts à base de strychnine, de sulfate de thallium ou de phosphore de zinc ont provoqué des mortalités chez les carnassiers terrestres et les rapaces (RUDD, 1960; ROBINSON, 1948). On a également signalé des empoisonnements de pigeons, ramiers, alouettes et faisans par le sulfate de strychnine utilisé contre les corbeaux dans les emblavements. MÖRZER BRUINS (1962) signale des hécatombes d'oies cendrées dans un polder des Pays-Bas et GOTINK (1962) des hécatombes de canards en Russie, par le phosphore de zinc dans les deux cas.
- (e) Les désherbants totaux ne sont pas tous sans danger pour la faune. Les dérivés dinitrés (DINOC, DNP, DNPB) sont toxiques pour les mammifères et les oiseaux et auraient donné lieu à de nombreuses intoxications en Grande-Bretagne (lièvres, lapins, perdrix, alouettes et choucas). L'emploi de ces produits comme débroussaillants le long des chemins, des talus, des haies et des lisières est particulièrement nocif pour les oiseaux qui fréquentent volontiers ces sites et y trouvent nourriture et refuge. L'amitrol est réputé peu toxique, mais on le soupçonne de provoquer des tumeurs de la glande thyroïde, dont le caractère cancéreux est discuté. Le produit a été interdit aux U.S.A. en 1971 et en Suède en 1972, principalement pour des raisons de santé publique. Le paraquat enfin, utilisé comme débroussaillant en forêt, paraît très dangereux pour le lièvre et le lapin, tant que le produit n'est pas desséché sur les plantes, soit pendant 48 heures environ (GIBAN, 1972). Les autres gibiers paraissent peu affectés.

(f) Considérés longtemps comme inoffensifs, les herbicides sélectifs du groupe des phénoxyacides ne seraient pas non plus sans effet sur les oiseaux-gibiers. Ainsi le 24D peut entraîner une mortalité de 75 % chez les embryons des oeufs de perdrix grise, dans les 8 jours qui suivent l'épandage. Les poussins survivants sont tarés et stériles. Des observations similaires ont été faites à propos du faisan. COLLINS et WILLIAMS (1971) indiquent un effet foeticide et tératogène du 24D et du 245T chez la souris et le hamster : on a constaté une absence de paupières et des retards dans l'ossification.

En conclusion, il apparaît que les pratiques phytosanitaires dans les campagnes et dans les bois provoquent des accidents toxiques chez les mammifères, les oiseaux et le gibier, probablement plus fréquents que les seuls cas sporadiques qui attirent l'attention des naturalistes ou des chasseurs. Ceux-ci attribuent à ces pratiques répétées dans les populations, la diminution du gibier et le concours dans les campagnes. D'un certain point de vue, le fait est regrettable et s'inscrit dans le problème de l'équilibre agriculturo-gibier, qui n'a jamais été sérieusement traité dans aucun pays. Les ornithologues attribuent aussi aux mêmes causes le déclin des populations d'oiseaux dans les campagnes. Ce fait a plus qu'une portée sentimentale, même si on récuse l'affirmation controversée selon laquelle les oiseaux insectivores exercent un contrôle réellement efficace sur les insectes ravageurs; leur déclin est en effet le signe que quelque chose s'est modifié notablement dans l'environnement rural. Il resterait à découvrir la part réelle des pesticides et des herbicides et celle qui résulte de l'appauvrissement et de l'uniformisation de la structure biologique des paysages ruraux.

4.2. Effets toxiques secondaires.

Les problèmes posés par la toxicité cumulative et différée concernent les pesticides persistants et tout spécialement les organochlorés. Pour les autres produits, on ne dispose que d'informations occasionnelles. En Suède, on attribue à l'intoxication chronique par le mercure d'origine agricole une baisse du taux de fécondité de certains rapaces. Les thiocarbamates sont également suspects à cet égard : l'administration de thirame dans

la diète de certains oiseaux a entraîné une réduction des pontes de 30 % et des éclosions de 60 %. Le 24D affecterait de la même manière la reproduction de la perdrix et du faisan, mais les résultats obtenus par des diètes expérimentales ne sont pas démonstratifs (GIBAN, 1972). Enfin DESBEY et al. (1971) signalent un comportement anormal du rat par intoxication chronique due au bromophos (Insecticide organophosphoré).

Il convient cependant de signaler ici qu'un des effets spécifiques attribué aux organochlorés, à savoir la réduction de l'épaisseur des coquilles d'oeufs chez les oiseaux s'observe pour des pesticides d'autres familles chimiques, comme l'a montré TUCKER (1971) par des diètes expérimentales chez la caille japonaise (Tableau V). L'absence supposée d'effets toxiques secondaires, pour nombre de produits, n'est peut-être que le résultat d'une carence des recherches.

TABLEAU V. Essais sur la caille japonaise.

	Dose alimentaire unique (mg/Kg)	Diminution de l'épaisseur des coquilles après 7 jours (en %)
DDT (organochloré)	125	+ 0,5 %
DDE (id.)	500	0,0
DDT technique(id.)	500	0,0
Toxaphène(id.)	10	- 0,5 %
Parathion(organophosphore)	2,5	- 4,8 %
Sevin (carbamates)	1000	- 8,7 %
24 D (herbicide)	250	- 5,5 %
Arochor 1254	500	- 4 %
Ceresan (organo-mercurique)	5000	- 8,6 %
Plomb-tetraéthyle	6	- 14,5 %

Les données sont par contre très nombreuses pour les organochlorés et nous les passerons en revue successivement pour les mammifères et les oiseaux.

4.2.1. Toxicité secondaire chez les mammifères.
.....

- a. L'accumulation des résidus organochlorés dans les graisses animales est un phénomène bien établi et nous l'avons déjà signalé antérieurement. Il se vérifie également chez l'homme. BENSON et SMITH l'ont récemment démontré pour une antilope américaine : des teneurs de 15 à 23 ppm de DDT et métabolites ont été observées dans des zones forestières traitées une année au DDT, contre 0,08 ppm dans des zones non traitées. Cinq années après le traitement, soit un temps supérieur à la durée de vie de ce gibier, les teneurs étaient ramenées à 0,18 ppm chez les successeurs des animaux contaminés.

Le stockage des résidus organochlorés dans les graisses est sans doute la raison pour laquelle les mammifères sont moins sensibles à ces produits que les oiseaux, sauf s'ils se trouvaient être remobilisés rapidement durant une période de famine et d'amaigrissement.

On a aussi constaté des interactions entre produits sur le taux d'accumulation : chez le rat, le porc et les animaux de boucherie, l'administration d'aldrine et d'heptachlore favorise l'élimination du DDT (COOK et WILSON, 1970; ALARY et al. 1971).

- b. Chez les mammifères, la contamination chronique par les organochlorés affecte la fonction reproductrice, en modifiant le métabolisme des hormones oestrogènes. Le site d'intervention des organochlorés dans la fonction reproductrice n'est pas entièrement élucidé; c'est, ou bien l'utérus lui-même, ou bien le foie où le produit modifierait le système enzymatique responsable de la synthèse et de l'hydrolyse des hormones oestrogènes (CONNEY et BRUINS, 1972).

Quoi qu'il en soit, l'administration expérimentale de DDT, de méthoxychlore et de chlordane provoque une action oestrogène appréciable chez le rat et la souris (CONNEY et al., 1968-1969), chez le vison (DUBY et al., 1971), tout comme d'ailleurs chez le poulet e et la caille. Le kepone peut même entretenir un oestrus permanent

chez la souris et la rendre inféconde. L'aldrine déränge aussi le cycle oestral du rat et avance la puberté des jeunes qui ont été exposé à la contamination intra-utérine. Des expériences faites sur le chien briquet pendant 14 mois au moyen d'un régime contenant une dose journalière de 6 à 12 mg de DDT par kg de poids vif ou de 0,15 à 0,3 mg/kg d'aldrine ont entraîné des retards dans l'oestrus, un manque de développement mammaire, une lactation déficitaire, une certaine mortalité foetale et une forte mortalité post-natale.

Ajoutons enfin que les chercheurs américains attribuent aux organochlorés le déclin des populations de chauves-souris, probablement en raison des troubles de la reproduction. BRAAKSMA et al. (1972) donnent la même explication pour les Pays-Bas.

4.2.2. Toxicité secondaire chez les oiseaux.

- a. L'accumulation des résidus organochlorés dans l'organisme est un fait aussi bien démontré pour les oiseaux que pour les mammifères. Aux Etats-Unis, par exemple, le sterne royal contient en moyenne 2,5 ppm de DDE, 0,2 ppm de dieldrine et 0,8 ppm de mercure dans l'organisme (BOVAY, 1972). Les campagnes d'analyses entreprises dans ce pays, en Grande Bretagne, en Suède, en Norvège, en France et en Belgique confirment l'existence d'une contamination générale. La détection des organochlorés a porté sur le foie, le cerveau, les muscles ou le contenu des oeufs. Les données colligées par MOORE (1969) sont des plus intéressantes parce qu'elles tiennent compte des moeurs alimentaires des oiseaux (Tableau VI).

Il est clair que les concentrations en DDT et ses métabolites augmentent des oiseaux végétariens (granivores, frugivores) aux oiseaux insectivores et finalement aux rapaces (carnassiers). Le même ordre se retrouve à propos des oiseaux limicoles, végétariens ou piscivores. Ces données illustrent de façon exemplaire la loi de concentration des organochlorés le long des chaînes alimentaires.

TABLEAU VI.

Concentrations en ppm des résidus organochlorés
dans les oiseaux (d'après Moore, 1967), et divers
organismes aquatiques

Régime alimentaire	non décelables ou moins de 0,05 ppm	0,05 à 0,1 ppm	0,1 à 0,5 ppm	0,5 à 2 ppm	2 à 10 ppm	10 à 40 ppm	Plus de 40 ppm
<u>OISEAUX TERRESTRES</u>							
Cerises et fruits	64	36	--	--	--	--	--
Cerises, fruits et insectes	33	4	37	11	15	--	--
Invertébrés terrest.	5	11	30	39	15	--	--
Régime polyvalent	--	41	47	12	--	--	--
Mammifères terrest.	--	--	16	21	58	5	--
Mammifères terrestres et oiseaux	--	1	11	37	37	11	3
Oiseaux terrestres	--	2	10	29	49	10	--
<u>OISEAUX LINTICOLES</u>							
Plantes aquatiques d'eau douce	13	21	56	10	--	--	--
Poissons d'eau douce	1	5	15	17	37	20	5
Poissons marins et invertébrés	--	--	16	58	26	--	--
<u>MOLLUSQUES</u> d'eaux douces et marines							
	65	31	4	--	--	--	--
<u>POISSONS</u> d'eaux douces et marines							
	13	56	19	6	6	--	--
<u>MAMMIFERES</u> toutes catégories (herbivores, insectivores et carnivores)							
	25	13	29	18	15	--	--

La contamination des faunes aviaires par les organochlorés dépend, à l'échelle régionale, des traitements phytosanitaires. Le fait a été mis récemment en évidence par l'analyse corporelle d'un oiseau migrateur, Sylvia communis, qui séjourne en Suède durant l'été et dans le sud de l'Europe et l'Afrique du Nord pendant l'hiver. Les teneurs en DDT, lindane et métabolites dérivés dans les oiseaux capturés en Suède, est quatre fois plus élevée à leur retour des quartiers d'hiver (en mai) qu'avant leur départ (fin août), ce qui indique que la contamination s'effectue surtout dans les régions méridionales (PERSSON, 1972). La contamination des oiseaux via la chaîne alimentaire peut se produire par des détours inattendus. RUDD (1960) et BUCKLEY (1962) en signalent divers exemples, dont le plus typique est celui du rouge-gorge aux U.S.A. Lors du traitement au DDT effectué dans des forêts contre le scolyte de l'orme (Scolytus scolytus), le produit a donné lieu à une rémanence de 11 à 18 ppm à la surface du sol et de 20 à 28 ppm dans les feuilles qui sont tombées sur le sol en fin de saison. Quelques mois plus tard, les vers de terre remontant à la surface du sol contenaient des teneurs de 4 à 403 ppm de DDT. Comme le rouge-gorge s'en nourrit, on constata des taux notables de mortalité chez ce dernier et l'analyse des oiseaux morts révélait des teneurs de 50 à 250 ppm dans le cerveau.

Chez les oiseaux, les résidus organochlorés s'accumulent aussi dans les tissus adipeux. Or les oiseaux consomment rapidement leurs réserves graisseuses pendant les migrations ou à l'époque de la reproduction. Les résidus sont redistribués par le courant sanguin dans les organes vitaux, particulièrement le cerveau et les muscles respiratoires, d'où accidents mortels secondaires. Ce phénomène a été prouvé expérimentalement par des régimes de famine chez le pigeon, le canard sauvage (DEICHMANN et al. 1971) et chez le "cow bird" (VAN VELSEN et al., 1972). Chez ce dernier, le régime de famine fut instauré après un régime contenant 100 ppm DDT pendant 13 jours; pendant la période de sous-nutrition (43 % des besoins alimentaires) la mortalité fut de 35 % après 4 jours; elle ne fut que de 5 % chez les sujets non soumis à la famine.

Ces mêmes essais ont aussi montré comme chez les mammifères, des cas d'interférence entre organochlorés : la présence d'aldrine, par exemple, semble favoriser l'excrétion du DDT. Ajoutons que des dièdes expérimentales additionnées de DDT en dose non létale ont provoqué chez le pigeon une hypertrophie de la thyroïde et du foie et une réduction de la teneur en colloïdes des follicules de l'ovaire (JEFFERIES et al. 1969).

- b. L'accumulation des organochlorés dans les oeufs est également confirmée par de très nombreuses analyses. AMES (1969) a montré expérimentalement, pour la caille japonaise, que cette accumulation est proportionnelle aux doses ingérées avec la nourriture. Le même auteur signale que les oeufs du balbuzard (Pandion haliaetus), récoltés en 1962-1963, contenaient en DDT et métabolites 3 ppm dans le Maryland et 1,8 à 8,8 ppm dans le Connecticut, alors que les poissons dont ce rapace se nourrit contenaient respectivement 0,05 à 3 ppm et 1,3 à 5,5 ppm.

Dans divers pays, on a procédé à des analyses systématiques d'oeufs de rapaces, notamment aux USA et en Grande Bretagne (plus de 1.000 oeufs). Tous étaient contaminés à des degrés divers. Des données analogues existent pour d'autres pays européens et sont reprises dans le tableau VII. Les résidus totaux dépassent souvent 1 ppm et atteignent des valeurs élevées chez les chasseurs des petits rongeurs agricoles, tel l'autour (jusqu'à 52 ppm), l'épervier (jusqu'à 12 ppm) et le faucon pélerin (jusqu'à 13 ppm).

La présence de résidus organochlorés dans les oeufs peut être une cause d'avortement des couvées. Chez le balbuzard étudié par AMES (1969) - voir ci-dessus - les pourcentages d'éclosions s'abaissent de 54 à 14,8 % selon les teneurs en résidus. Chez le Goeland du Lac Michigan, les éclosions sont également déficitaires et les poussins nés d'oeufs contaminés meurent en nombre anormal.

- c. La fragilité excessive des coquilles d'oeufs est une anomalie fréquemment associée à la présence de résidus organochlorés dans les

T A B L E A U VII.

Teneur en résidus organochlorés des rapaces en Europe

	Nbre oeufs	DDT et métabol.	Aldrine	Dieldrin	Hepta-chlor	Heptachl. epoxyde	HCB	Total
Aigle royal (1)	40	0,7 à 1	--	0,7 à 1,3	--	traces	--	1,4 à 2,3
Aigle royal (2)	6	0,24 à 0,77	--	--	--	--	--	0,24 à 0,77
Aigle botté (3)	1	0,77	--	--	--	0,01	--	0,78
Autour (2)	3	3,9 à 52	--	0,04 à 0,07	--	--	--	3,9 à 52
Autour (3)	1	4,6	--	0,20	--	0,05	--	4,85
Buse variable (1)	27	0,4 à 0,7	--	0,4 à 1,8	--	traces	--	0,9 à 2,2
Buse variable (2)	1	0,08	--	0,06	--	--	--	0,14
Buse variable (4)	2	0,25	0,005	0,02	0,015	0,045	0,05	0,30
Buse pattue (2)	3	0,1 à 0,2	--	--	--	--	--	0,1 à 0,2
Busard St-Martin (2)	1	2,7	--	--	--	--	--	2,7
Busard cendré (3)	1,7	--	--	--	--	--	0,18	1,90
Chouette hulotte (4)	9	0,32 à 0,54	0,01 à 0,02	0,01 à 0,06	0,01 à 0,05	0,02 à 0,65	0,01 à 0,16	0,19 à 1,30
Chouette hulotte (2)	1	0,7	--	--	--	--	--	0,7
Epervier (1)	16	8,5 à 9,5	--	1,2 à 1,9	--	--	--	9,7 à 11,4
Epervier (3)	1	3,4	--	0,88	0,50	--	--	4,70
Epervier (4)	3	0,9 à 8	0,04 à 0,08	0,12 à 0,94	0,13 à 0,28	0,13 à 2,85	0,07 à 0,5	1,39 à 12,58
Faucon pelerin (1)	15	12	--	0,6	--	0,2	--	13,5
Faucon pelerin (3)	1	6,1	--	0,57	--	--	--	6,50
Faucon crécerelle (1)	8	0,2 à 0,8	--	0,1 à 0,2	--	--	--	0,3 à 1
Faucon crécerelle (3)	1	0,54	--	0,10	--	0,18	--	0,82
Faucon crécerelle (4)	1	--	0,03	0,02	0,11	0,02	0,07	0,25
Milan noir (4)	3	0,93 à 3,2	--	0,28	--	0,1	--	0,93 à 3,3

- (1) Robinson, 1970 - Grande-Bretagne
 (2) Holt & Jakshans, 1968 - Norvège
 (3) de Laveur et Carpentier, 1967 - France
 (4) Joiris et Martens, 1971 - Belgique.

oeufs. AMES (1969) a mis le fait en évidence chez le pélican de Californie, dont les oeufs les plus riches en DDT (jusqu'à 250 ppm) possèdent des coquilles anormalement minces. Le même auteur a fait la même observation à propos du faucon pèlerin. Sous l'influence d'un régime contenant du DDT, l'épaisseur des coquilles a diminué de 21,7 % chez le faucon pèlerin de l'Alaska, de 16,8 % chez celui de la Taïga et de 7,5 % chez celui des Iles Aléoutiennes. Chez ces deux derniers, les teneurs en DDT des oeufs étaient respectivement de 673 et 167 ppm.

Ces données expérimentales confirment à l'évidence des observations de RATCLIFFE (1970) sur le faucon pèlerin en Grande Bretagne : l' "index coquiller", défini par l'auteur comme une expression du poids relatif de la coquille, variait de 1,6 à 2,2 pour les oeufs récoltés entre 1900 et 1946 et de 1,2 et 1,7 pour les oeufs récoltés entre 1946 et 1960, 1946 étant la date à laquelle l'usage du DDT s'est introduit en agriculture. L'étude récente de KCEMAN et al. (1972) sur l'épervier conclut dans le même sens.

L'influence des organochlorés sur la calcification de la coquille est aujourd'hui élucidée sur le plan physiologique. PEAKALL (1970) a montré que l'ingestion de DDT à la dose de 10 mg/Kg par jour (dose nettement sublétales) abaisse le taux d'oestradiol dans le sang. Or cette hormone préside à la mobilisation du calcium des os et à son transfert vers l'oviducte, pour former la coquille. Le déficit de calcification a été également provoqué expérimentalement chez la poule, le faisan, le canard et le faucon; mais, par contre, le DDT a eu un effet inverse chez le pinson du Bengale (BLASYK, 1972).

Selon TUCKER (1971), la carence en oestradiol pourrait résulter d'une destruction enzymatique de l'hormone dans le foie des oiseaux intoxiqués au DDT; mais d'autres mécanismes sont possibles, soit une destruction de la vitamine D dans le foie, soit encore une action du DDT sur la thyroïde, aboutissant à une ponte d'oeufs immatures.

- d. Des troubles de comportement au cours de la couvaison ont été également observés chez certains rapaces. RATCLIFFE (1968) signale

chez l'épervier et le faucon pèlerin une tendance à casser leurs oeufs et, ensuite, à les consommer. Cette observation a été confirmée en Belgique et est interprétée comme un effet de "stress" psychique, résultant de l'intoxication.

e. La régression contemporaine des rapaces est une conséquence aujourd'hui bien établie de l'action des pesticides organochlorés (RATCLIFFE, 1963; WOODWELL et al., 1967; HICKEY, 1969). C'est le cas pour le faucon pèlerin, les busards et d'autres espèces. Le faucon pèlerin a notablement régressé depuis 20 ans aux Etats-Unis et en Europe; en Finlande, par exemple, la population s'est réduite de 1000 à 10 couples. La même constatation a été faite pour le balbuzard qui se nourrit de poissons contaminés (AMES, 1969). La population de cette espèce a diminué de 31 % entre 1960 et 1968 dans le Connecticut, où le taux de reproduction actuel est d'environ 0,6 jeunes par couple. Dans le Maryland, où la situation est moins obérée, le taux est de 1,1 à 1,4. Dans les populations saines, il serait de 2,2 à 2,4. Sur le rivage du Lac Clear (Californie), traité au DDT à la périodicité de 4 ans contre les moustiques, la grèbe a complètement disparu, bien que sa nourriture préférée soit restée abondante dans le lac. Enfin, sur 300 couples de pélicans bruns en Californie, on ne nota aucune éclosion en 1970. Le déclin généralisé et rapide des rapaces aux U.S.A. et en Europe sous l'effet des organochlorés et d'autres biocides s'explique pour trois raisons cumulatives :

- les rapaces sont exclusivement carnivores et, comme tels, ils occupent l'extrémité de la chaîne trophique, dont ils accumulent les résidus toxiques persistants;
- les rapaces ont un taux naturel de reproduction assez faible (2 à 3 jeunes par couple), de sorte qu'il faut un temps relativement plus long que chez les espèces plus prolifiques pour compenser une chute de population;
- les rapaces ont besoin d'un territoire de chasse étendu, ce qui limite fortement la densité régionale des populations et rend plus apparente toute régression démographique.

D'aucuns ont objecté que le déclin des rapaces pouvait procéder des fluctuations périodiques et indépendantes de toute intoxication, qui affectent les espèces carnassières en général et sont liées à l'évidente dépendance qui existe entre le nombre des prédateurs et le nombre de leurs proies. Toutefois, la corrélation existant entre les teneurs en organochlorés dans les oeufs, la fragilité des coquilles et le déclin des populations est en soi fort convaincante. Au surplus, il a été constaté que la limitation ou la suppression des traitements organochlorés dans diverses régions de Grande Bretagne a eu directement comme effet une recolonisation du faucon pèlerin et de l'épervier (MOORE, 1969). La suppression du "dipping" des moutons à la dieldrine a permis à l'aigle d'Ecosse de reconstituer une population normale après 4 années, alors que l'instauration de cette pratique s'était rapidement manifestée par une diminution de l'épaisseur des coquilles et par une baisse accentuée du taux d'éclosion des oeufs chez cette espèce (29 % au lieu de 75 % auparavant).

4.3. Effets trophiques à long terme.

L'influence des biocides sur la faune sauvage ne se limite pas aux effets toxiques immédiats ou secondaires. A long terme, elle peut modifier négativement la quantité et la qualité des ressources alimentaires dont cette faune a besoin. Il est évident, par exemple, que les applications d'insecticides exercent des destructions massives d'insectes que consomment les oiseaux insectivores; la raréfaction de leur nourriture peut évidemment contribuer à réduire leurs populations. Toutefois, les agrobiocénoses d'insectes se reconstituent assez vite lorsque le traitement phytosanitaire est suspendu ou séparé par des intervalles de temps suffisants, ce qui est le cas dans les rotations culturales polyvalentes. L'influence sur les populations d'oiseaux est donc inévitablement plus profonde dans les systèmes de monocultures ou de rotations courtes, soumises aux traitements chimiques que ces systèmes requièrent.

La même remarque vaut pour les petits mammifères et gibiers qui sont fréquemment intoxiqués sinon tués par des traitements drastiques,

pratiqués sans interruption sur de vastes étendues. Le cloisonnement parcellaire, la conservation des haies et de boqueteaux, le maintien des végétations ligneuses dans les talus seraient susceptibles de ménager des refuges pour la faune sauvage et de réduire la nuisance des traitements phytosanitaires à son égard.

Les modifications liées à l'emploi des herbicides peuvent avoir des retentissements importants à long terme. De nombreux insectes qui servent de nourriture aux oiseaux sont inféodés à des espèces végétales particulières. L'élimination de ces dernières par le "sarclage chimique" fait disparaître quantité d'insectes non suspects de déprédations ⁽¹⁾. MOORE (1969) signale par exemple la quasi disparition des insectes inféodés aux coquelicots des cultures, dans les campagnes anglaises, ce qui retentit sur les arthropodes carnassiers et les oiseaux insectivores. Quant aux oiseaux granivores, ils voient de même disparaître nombre d'espèces adventices dont ils se nourrissent; ainsi, l'alouette s'est beaucoup raréfiée dans les campagnes européennes, probablement pour cette raison.

En Grande Bretagne, la diminution de la perdrix est interprétée comme un effet secondaire des herbicides; les jeunes perdreaux sont insectivores au début de leur vie; mais en raison de l'élimination des plantes-hôtes de ces insectes, les perdreaux sont astreints à des déplacements importants pour se nourrir, ce qui les affaiblit et diminue leur chance de survie.

Très peu d'études ont tenté d'élucider ces mécanismes. MEINHINECK (1962) en donne un exemple en comparant une prairie permanente traitée aux herbicides (pour éliminer les dicotylées) et une prairie non traitée. On constate, dans les parcelles traitées, une diminution notable de la diversité faunistique (nombre d'espèces), une assez grande augmentation des populations phytophages aux dépens des populations prédatrices et, au total, une diminution des biomasses animales. (Tableau VIII).

(1) En Belgique, par exemple, l'épuration des semences et le sarclage chimique ont provoqué depuis un demi-siècle une régression prononcée d'une soixantaine d'adventices culturales.

TABLEAU VIII. Observations sur prairie permanente . (MEINHINECK, 1962).

	Diversité taxonomique (nombre d'espèces)		Nombre d'individus sur 3,7 m ²		Biomasses animales en g/3,7 m ²	
	Témoin	Traité	Témoin	Traité	Témoin	Traité
Faune végétarienne	14	8	2311	3548	2,0	11,0
Faune saprophytique et frugivore	42	37	15159	94800	175,6	146,6
Faune carnassière	21	14	21	2	4,1	1,2
Totaux	77	59	17491	98350	181,7	158,8

L'influence des pesticides sur la faune aviaire procède donc de mécanismes multiples. Le "Printemps silencieux", dont a parlé éloquemment R. CARLSON ne trouve pas nécessairement sa cause principale dans des accidents toxiques et des hécatombes d'oiseaux, mais peut-être davantage dans l'intoxication des chaînes alimentaires ainsi que dans l'appauvrissement de la structure et de la diversité biologiques des campagnes.

5. BIOCIDES ET SYSTEMES AQUATIQUES.

5.1. Origine de la contamination.

La contamination des systèmes aquatiques d'eau douce par les biocides peut être directe et intentionnelle et, dans d'autres cas, fortuite mais inévitable.

Les contaminations directes résultent du traitement intentionnel tantôt par des herbicides dans le but d'éliminer les végétations aquatiques ou littorales devenues gênantes, tantôt par des algocides pour maîtriser des proliférations algales consécutives à l'eutrophisation (algues bleues et vertes filamenteuses, "fleurs d'eau"), tantôt par des insecticides destinés au démoustiquage des lacs et des étangs, en vue de leur utilisation récréative, enfin par des hélicides ou des piscicides, dans le but d'éliminer certains gastéropodes ou poissons indésirables (lutte contre les stades larvaires de la lamproie, dans les grands lacs américains). Ces traitements, qui concernent la gestion des eaux, ne sont pas du ressort de l'agriculture.

Les effets de cette dernière sur la contamination des systèmes aquatiques n'est pas intentionnelle et résulte des traitements phytosanitaires dans les bassins agricoles ou boisés. Des biocides peuvent être véhiculés par les eaux de ruissellement et par les transports érosifs, ou bien encore retomber à la suite de pulvérisations par avion. Enfin, dans le cas de pesticides organochlorés, on ne peut négliger totalement les apports par la pluie elle-même.

Quoi qu'il en soit, le traitement biocide des systèmes aquatiques met souvent en oeuvre des produits largement utilisés en agriculture, notamment pour ce qui concerne les herbicides et les insecticides. Les U.S.A., par exemple, ont agréé 35 herbicides "aquatiques", dont les plus employés sont les sels de cuivre (algocides), le dichlobenil, le 24 D, le 245T, le diquat et le paraquat. Quant aux insecticides, on recourt aux organophosphorés et aux organochlorés comme pour les usages agricoles.

Les analyses portant sur les eaux intérieures (rivières et lacs) démontrent effectivement la présence d'organochlorés dans les eaux. Pour les USA, GREEN et al. (1967) indiquent pour la période 1958 - 1966 une contamination organochlorée dans 75 % des échantillons d'eau par la dieldrine, dans 25 à 30 % par l'endrine et par le DDT et ses métabolites, de 10 % par le HCB et 1 à 2 % par l'aldrine et l'heptachlore. Les fréquences de contamination ne sont pas le reflet exact des utilisations; ainsi la quantité de DDT utilisée aux USA est 5 fois plus élevée que celle du groupe dieldrine + aldrine, qui apparaît beaucoup plus fréquemment dans les échantillons d'eau.

Les données européennes sont moins nombreuses. On citera celles de GREVE (1972) sur les eaux hollandaises (Tableau IX).

TABLEAU IX. Teneur des eaux européennes en organochlorés et organophosphorés (ppb) (entre parenthèses, valeurs maximales).

Teneur en ppb (= 10 ⁻³ ppm)	Rhin (Allemagne)	Rhin (Pays-Bas)	Meuse (Pays-Bas)	Autres rivières (Pays-Bas)
DDT et métabolites	0,01 (0,17)	-	-	-
BHC et dérivés	0,1 à 0,15 (0,52)	0,25	0,01	0,01
Dieldrine	0,01 (0,08)	0,01	0,01	0,01
Aldrine	0,01	-	-	-
Endrine	0,01 (0,88)	-	-	-
Heptachlore époxyde	0,01 (0,04)	-	-	-
Endosulfan	0,10 (0,88)	-	-	-
Organophosphorés	1,14 (15,7)	1,14	0,13	0,10

A partir des eaux intérieures, la contamination peut gagner les eaux marines des estuaires et du littoral. Il est un fait qu'on retrouve des résidus organochlorés dans le plancton, les poissons et les animaux marins.

Ces **pollutions** revêtent évidemment des intensités très variables selon les lieux. En se basant sur les résidus organochlorés de divers poissons marins, FRANCO (1973) constate que les côtes méditerranéennes de l'Espagne sont 3 à 10 fois plus contaminées que les eaux marines de la côte cantabrique (Golfe de Gascogne). PRESTT (1972), qui a passé en revue les résultats analytiques sur 100 exemplaires d'oiseaux marins mangeurs de poissons, constate que tous les individus sont contaminés, qu'ils proviennent du Pacifique nord, de la Baltique ou de la Mer du Nord. MOORE (1967) indique aussi que presque tous les oiseaux marins piscivores trouvés morts ou capturés en Grande Bretagne contiennent 0,4 à 3,5 ppm de résidus organochlorés. Ces données ne laissent aucun doute sur la contamination du milieu marin par les pesticides persistants, spécialement les organochlorés ou le mercure. Pour les premiers, l'origine agricole est incontestable et certainement prédominante; pour le mercure, les origines naturelles et industrielles sont les plus importantes, ainsi qu'on l'a déjà précisé antérieurement.

5.2. Persistance des biocides dans les eaux.

Les insecticides organochlorés, du fait qu'ils sont très peu solubles, n'existent jamais dans les eaux qu'à des concentrations très faibles, toujours inférieures à 0,01 ppm et souvent même à peine décelables, dès qu'on s'écarte des sites d'application et même dans les heures qui suivent un traitement ou un apport important. La fugacité de ces produits s'explique par une absorption très rapide par les algues et les végétaux. SODERGREN (1968) a montré, par des expériences faites au moyen du DDT au carbone marqué C_{14} , que les chlorelles (algues vertes) absorbent ce produit en moins d'une minute à des concentrations nettement supérieures à celles de l'eau. Dans les sites aquatiques, les végétaux contiennent en moyenne 10 fois plus d'organochlorés que l'eau elle-même et les poissons jusqu'à 315 fois plus. Le transfert dans les chaînes alimentaires est donc complet et quasi immédiat.

Les insecticides organophosphorés sont fugaces et disparaissent dans les eaux au bout de quelques jours. Seul le parathion persiste plus longtemps.

Les produits herbicides préconisés pour le désherbage des canaux, des étangs et des rivières et de leur frange littorale ou riveraine, à savoir le diquat, le paraquat, le 24D et le 245T disparaissent à peu près totalement des eaux en l'espace d'un mois, du fait qu'ils sont absorbés préférentiellement par les plantes aquatiques et semi-aquatiques (TIMMONS et al. 1970; CALDERBANK, 1972). Ils peuvent néanmoins être déposés dans la vase avec les sédiments végétaux et être remis en liberté lorsque ceux-ci se décomposent. Certains herbicides plus persistants, tels le sulfate de cuivre (algocide), le dichlobenil, le fenac ou l'amitrol, se maintiennent plus longtemps, mais le facteur de dilution aidant, il est rare qu'après quelques semaines, les teneurs restent supérieures au seuil de nuisance pour les poissons, le bétail ou l'irrigation des cultures.

Il faut ajouter que certains biocides peuvent contrarier l'épuration industrielle des eaux. Ainsi le DDT peut provoquer des agglomérats cellulaires (cas des chlorelles). Les herbicides 24D, 245T et 245TP, aux concentrations nécessaires pour le désherbage des eaux (1 à 2 mg/l) inhibent l'activité respiratoire des bactéries dans les systèmes d'épuration biologique. Le pouvoir inhibiteur est proportionnel aux concentrations :

1	mg/l	97 %	d'inhibition	0,2	mg/l	33 % d'inhibition
0,6	mg/l	97 %	'	0,15	mg/l	seuil de l'effet inhibiteur
0,4	mg/l	88 %	"			

L'effet inhibiteur d'une dose entretenue de 1 mg/l est réduit de 97 à 31 % après 35 jours, ce qui dénote une adaptation progressive de la population bactérienne.

5.3. Effets sur le plancton des eaux.

Diverses expériences ont testé l'effet des biocides sur le plancton végétal. STADNYCK et CAMPBELL (1971) ont étudié les réactions d'un *Scenedesmus* (Algue verte du groupe des Desmidiées) à l'égard de divers produits. Le diuron (herbicide dérivé de l'urée) déprime fortement la photosynthèse et la multiplication de l'algue; le DDT, la dieldrine et le toxaphène ont un effet un peu moins prononcé; l'effet du 24D est faible et celui du

diazinon nul; le carbaryl exerce un effet stimulant. Cette recherche confirme une opinion plusieurs fois émise touchant l'effet nocif des organochlorés sur le phytoplancton. DE CONINCK et MORTIMER (1971) confirment expérimentalement le fait pour le DDT à l'égard d'Euglena viridis (algue verte du groupe des Flagellates). DERBY et RUBBER (1971) constatent, de leur côté, une inhibition de la photosynthèse chez 4 espèces d'algues par le DDT, un carbanate et deux organophosphorés. MOORE (1972) indique une inhibition du phytoplancton marin à des doses de 5 ppb de DDT dans les eaux, le seuil de nuisance débutant à 1 ppb. Les herbicides, dont le paraquat, diminuent aussi temporairement la biomasse du phytoplancton, ce qui a des répercussions sur les invertébrés consommateurs.

Les effets des insecticides sur le plancton animal sont naturellement importants. Les organochlorés éliminent rapidement les larves d'éphémères et les trichoptères carnassiers, dont les populations mettent environ 3 années pour se rétablir après un traitement. Dans l'intervalle, d'autres groupes moins affectés ont le temps de proliférer, en particulier les chironomides. Les crustacés sont peu affectés et les mollusques sont capables de concentrer fortement les résidus organochlorés jusqu'à un certain seuil. Au-delà la croissance se trouve ralentie de façon marquée (cas des huîtres).

Les organophosphorés en raison de leur haute toxicité ont des effets immédiats et importants. Ainsi, HURLBERT et al. (1972) ont étudié expérimentalement les effets du duraban, à des doses de 0,028 et 0,28 Kg/ha dans des bassins aquatiques. On constata une réduction immédiate et très marquée des crustacés consommateurs d'algues (cladocères, daphnies), d'où il résulta après quelques semaines une augmentation notable du plancton végétal, notamment de certaines diatomées et algues bleues. Celles-ci donnèrent lieu au phénomène de "fleurs d'eau", généralement considéré par les hydrobiologistes comme un signe patent d'eutrophisation (conception qui ne peut évidemment s'appliquer au cas présent). D'autres modifications furent également constatées: une prolifération des rotifères, en particulier les espèces carnassières et une régression marquée des insectes aquatiques et de leurs larves.

5.4. Effets toxiques sur les poissons.

(a) Toxicité aiguë.

Beaucoup d'insecticides (organophosphorés, organochlorés), d'herbicides et d'algocides (sels de cuivre) sont toxiques pour les poissons, s'ils sont présents en concentration suffisante. Ces concentrations peuvent être atteintes lors de traitements intentionnels ou du fait des pulvérisations agricoles ou forestières dans l'environnement. Toutefois, les traitements successifs de démoustiquage réalisés au Lac Clear (USA) et les traitements forestiers (1,1 Kg/ha de DDT) dans le Parc de Yellowstone (USA) et dans certains secteurs du Canada, ont certes contaminé les eaux courantes, mais n'ont provoqué aucune mortalité ni aucun signe pathologique chez les poissons. Les mortalités massives de poissons sous l'effet des pesticides sont accidentelles et dues soit à un déversement industriel des usines de fabrication (1), soit à des traitements insecticides extrêmement drastiques (lutte contre la fourmi rouge par la dieldrine et l'heptachlore dans certaines forêts américaines), soit enfin à des apports érosifs importants d'origine agricole, provoqués par de violents orages (rivière Tennessee en 1950). Les accidents dus aux orages ont été constatés à diverses reprises, depuis 1953, dans les rivières du Mississippi et du Missouri, avec des concentrations momentanées de DDT particulières atteignant 1 à 20 ppm, soit beaucoup plus que la dose létale pour les poissons (0,01 à 0,4 ppm).

Le traitement herbicide des eaux peut également donner lieu à des phénomènes d'intoxication chez les poissons. PRAVDA (1973) a étudié expérimentalement la réponse des diverses espèces d'invertébrés et poissons à 14 herbicides différents. La sensibilité des organismes varie d'une espèce à l'autre, ce que d'autres chercheurs avaient déjà constaté, par exemple pour le paraquat, toxique à partir d'une concentration de 4 ppm dans l'eau pour des poissons sensibles et à partir de 8 ppm pour des poissons moins sensibles, la truite arc-en-ciel par exemple.

(1) On peut citer comme exemple un déversement industriel de parathion en Alabama qui détruisit tous les poissons et les Gastéropodes sur une distance de 25 km.

Selon PRAVDA, la toxicité des herbicides est liée à la structure moléculaire. Les carbamates et les phénols sont les plus toxiques pour les organismes aquatiques, les dérivés des acides phénoxyacétiques (24D et similaires) sont moyennement toxiques, les produits minéraux l'étant au minimum.

En ce qui concerne le 24D par exemple, on sait aussi que sa toxicité pour les organismes aquatiques dépend de sa formulation.

Dans l'ensemble, toutefois les accidents de mortalité de poissons dus aux pesticides agricoles sont statistiquement minoritaires. Ainsi, d'une analyse de 485 cas de mortalité importante en rivière (18 millions de sujets), durant l'année 1964, les experts américains concluent comme suit quand aux causes de mortalité :

- 12,7 millions (70 %) résultant de pollutions industrielles;
- 4,1 millions (22 %) résultant de pollutions urbaines;
- 1,5 millions (8 %) résultant de pollution agricole, par les pesticides.

La même opinion prévaut en Grande Bretagne, où l'on considère que les pesticides agricoles, aux doses couramment utilisées, ne donnent lieu que à des effets sublétaux et assez rarement à des cas de mortalité chez les poissons de rivière. La seule exception notable est celle due aux écoulements des "dipping tanks,, (désinfectisation du mouton), en Ecosse.

NIETZKE (1967) a catalogué les biocides agricoles en fonction des dangers qu'ils présentent pour les poissons. La classe A, la plus dangereuse, comprend l'aldrine, la dieldrine, les émulsions de DDT, le toxaphène, le métoxychlore, certaines formulations des herbicides 24D et 245T, ainsi que les carbamates. La classe B, moins dangereuse, comprend le lindane, le chlordane, l'heptachlore, le parathion, le malathion et le DDT (poudres, nébulisations). Les classes C et D concernent les biocides peu dangereux.

(b) Toxicité différée.

De l'apparente innocuité des traitements pesticides pour les eaux, on ne peut déduire qu'ils sont sans autres effets sur les poissons.

Dans certains cas, on observe des retards de croissance (heptachlore) ou des modifications du comportement (toxaphène). Dans d'autres cas, la pyramide de population est modifiée en raison d'une augmentation de la mortalité naturelle (DDT, heptachlore). Le DDT et le 24D peuvent tuer les individus faibles, ce qui profite aux individus plus vigoureux et résistants. Le 24D retarde également le frai.

Des lésions pathologiques peuvent apparaître soit au niveau des branchies (malathion, dichlorbenzyl), soit dans le foie (toxaphène), soit dans le rein et le foie (lindane) ou dans les trois organes (parathion), soit encore dans les testicules et le foie (24D).

Comme chez les oiseaux, la fonction reproductrice peut être fortement affectée. Dans les forêts d'épicéa du Québec et du New Brunswick (Canada), traitées au DDT, on a constaté une éclosion déficitaire du frai chez les saumons, qui s'est répercutée sur leurs populations dans les rivières (déficit de jeunes classes d'âge) et par conséquent, sur l'avenir même de la pêche, le saumon de cette région étant l'un des plus fins du monde. Des observations similaires ont été faites à propos de la truffe, du guppis et du gambusio (poisson prédateur des larves de moustiques). Le 24D retarde également l'éclosion du frai et le thiram réduit les pontes de 30 % et le taux d'éclosion de 60 %. L'endrine à la dose de 0,0005 ppm bloque toute reproduction chez le guppis.

Altération des conditions de vie.

Les traitements phytocides peuvent aussi exercer des nuisances indirectes, résultant soit du blocage de la photosynthèse, soit de la destruction des plantes aquatiques. Dans ces conditions, l'oxygénation diurne des eaux peut devenir déficitaire pour les exigences du poisson, d'autant plus que les besoins en oxygène sont plus grands pendant la phase chaude de la journée. Au surplus, l'élimination des plantes aquatiques diminue la productivité biologique des eaux littorales; elle réduit d'abord le nombre de poissons et des oiseaux végétariens et par ricochet, celle de leurs prédateurs. En particulier, les oiseaux limicoles végétariens ont tendance à désertter les eaux trop bien épurées de toute végétation.

5.5. Accumulation des biocides dans les écosystèmes aquatiques et les poissons.

On a signalé précédemment que les organochlorés disparaissent rapidement des eaux, du fait qu'ils sont absorbés aussitôt par le plancton végétal. De là, ils s'accumulent dans les chaînes alimentaires, en se concentrant de proche en proche. MOORE (1967) a colligé une série de résultats sur les états de contamination des organismes d'eaux douces et marines qui illustrent remarquablement cette loi (Tableau X).

WOODWELL et al. (1967) illustrent la même loi dans les limites d'un même site, celui de l'estuaire du Carmas, dont les eaux ne contiennent que 0,0005 ppm de DDT. Les résidus organochlorés (DDT, DDE, DDD) concentrés dans la végétation (*Spartina*) sont évalués à 14,7 Kg/ha et ceux concentrés dans la vase à 0,3 Kg/ha. Les teneurs en résidus dans les organismes se répartissent comme suit (en ppm) :

<u>Végétaux.</u>		<u>Invertébrés.</u>	
Plancton	0,04	Crevette	0,16
Cladophora	0,08	Insectes	0,2 à 0,3
Spartina (graminée)	0,33	Mollusques	0,26
		Palourdes	0,42
<u>Poissons.</u>		<u>Oiseaux limicoles.</u>	
Anguilles	0,28	Canard	1,07 (végétarien)
Vairon	0,94	Héron	3,51 à 3,57
Brochet (carnivore)	1,33	Hirondelle de mer	3,15 à 7,13
		Harle	22,8
		Cormoran	26,4
		Mouette	3,52 à 75,5

La loi de concentration dans la chaîne alimentaire est encore bien illustrée ici; les teneurs maximums concernent les oiseaux de rivage consommateurs de poissons.

En raison de leur position dans la chaîne trophique, les poissons sont de gros accumulateurs de biocides persistants. Une foule d'exemples le démontrent.

T A B L E A U X.

Teneurs en organochlorés dans divers écosystèmes
aquatiques (valeurs en ppm)

		Eaux	Vase	Plantes	Invertébrés	Poissons
<u>Eaux douces</u>						
Lac Tule (Californie)	(1)	0,0006	1,5	1,0	0,4	2,5
Lower Clamath (idem)	(1)	0,0005	0,9	1,1	2,5	1,5
Mac Kary (idem)	(1)	0,0004	0,4	0,8	5,2	3,3
Deer Flat (idem)	(1)	0,0003	40	30,3	--	0,5
Lac Michigan (Wisconsin)	(2)	--	0,014	--	0,41	3,35 à 5,6
(DDT + DDE)						
Lac Clear (Californie)	(3)	0,01	--	--	--	5 à 138
Lac du JE de l'Angleterre	(4)	--	--	traces	0 à 0,2	0 à 15,1
Rivière du Parc Yellowstone	(5)	0,01	--	0,8 à 2,3	--	1 à 12,5
(U.S.A.)						
<u>Eaux marines</u>						
Chesapeake Bay (Maryland)	(6)	--	--	--	--	0,05 à 0,3
(DDT + DDE)						
Estuaire du Carman (U.S.A.)	(7)	0,0005	0,3 kg/ha	0,04 à 0,08	0,16 à 0,42	0,28 à 1,33 oiseaux de rivage : 3,5 à 75,5
Farne Island (G.B.)	(4)	--	--	--	0 à 0,32	0,02 à 0,14
Scott Head (G.B.)	(4)	--	--	--	traces	traces
Ross Island et Murdo	(8)	non dét.	--	--	non dét.	0 à 0,44
(Antartique)						
(DDT)						

(1) Keith, 1966

(2) Wickey, 1966

(3) Hunt et Bishoff, 1969

(4) Moore, 1967

(5) Cope, 1969

(6) Ames, 1966

(7) Woodwell et al., 1967

(8) George et Fear, 1966.

JOHNSON et LEW (1970) ont constaté dans les rivières de l'Arizona, dont les teneurs en organochlorés sont de l'ordre du ppb, que les poissons contiennent 187,5 ppm de DDT et métabolites et 171,9 ppm de toxaphène, ce qui signifie un pouvoir de concentration de l'ordre de 100.000. STENERSEN et al. (1972) ont analysé la foie des morues provenant d'un fjord dans les bords sont couverts de vergers en production intensive et régulièrement traités; les teneurs en DDT et métabolites étaient de 1,98 à 33 ppm; la morue originaires d'autres fjords ne contient dans le foie que 0,57 à 2,15 ppm. Dans l'Iowa, MORRIS et JOHNSTON (1971) constatent dans la chair de la carpe et du poisson-chat une teneur en dieldrine 5 fois plus élevée que le seuil de tolérance alimentaire, dans des rivières recevant les eaux de terres cultivées, où les pesticides organochlorés sont entraînés par le ruissellement et l'érosion; les teneurs sont nulles dans les zones non traitées. Dans le lac Erié, enfin, CARR et al. (1972) déclarent 0,18 à 0,90 ppm de DDT et métabolites, 0,01 à 0,07 ppm de dieldrine et 0,12 à 0,64 ppm de mercure dans 79 poissons sur les 80 capturés.

L'étude de COPE (1969) sur les rivières du Parc Yellowstone (USA) est particulièrement démonstrative de la rapidité de contamination. Dans l'aire du parc, 28.000 ha de forêts furent traités en juillet 1957 contre un insecte ravageur des conifères par une application aérienne de 1,1 Kg de DDT par ha, soit au total 30 T de DDT. Dans les temps qui suivirent, même aux premières heures après le traitement, la charge des eaux en DDT se révéla constamment inférieure à 0,01 ppm et souvent non décelable, et aucune mortalité de poisson ne fut d'ailleurs constatée. Toutefois, les poissons capturés pendant les deux années ultérieures contenaient 1 à 3 ppm de DDT et DDE et plus de 3 ppm dans les 40 % des sujets, avec un maximum absolu de 12,5 ppm. Les mêmes espèces capturées dans les zones non traitées contenaient 0,17 à 0,49 ppm. Une accumulation se produisit aussi dans les plantes aquatiques : 15 jours après le traitement, les potamots contenaient 0,8 à 2,3 ppm de DDT et métabolites. Par rapport à la teneur dans les eaux, la concentration était 80 à 300 fois supérieure dans les plantes aquatiques et 300 à 1.000 fois supérieures dans les poissons.

FIKS et al. (1972) ont démontré expérimentalement la vitesse de concentration chez le poisson *Amblema plicata*. Chez des sujets maintenus pendant 10 semaines dans un courant d'eau contenant 20 ppb de dieldrine, on retrouve 17 ppm dans les branchies, soit une concentration près de 1.000 fois supérieure.

Du point de vue pratique, la contamination organochlorée du poisson revêt une importance majeure. On se souvient de la saisie au Lac Michigan, en 1969, de quelque 10 tonnes de poissons contaminés par des résidus organochlorés au-delà de la dose maximum acceptable aux USA (5 ppm). De telles concentrations dans le poisson ne sont pas rares. Dans les rivières de Montana, GRAHAM a trouvé dans la truite des teneurs de 1,3 à 5,8 ppm. Rappelons aussi que dans le Parc Yellowstone, un seul traitement au DDT a contaminé les poissons à teneur dépassant 3 ppm dans 40 % des prises. Dans le Clear Lake (Californie), traité à trois reprises au DDT pour démoustiquage (en 1949, 1954 et 1958), les analyses de poissons ont révélé des contaminations dépassant souvent de loin les 5 ppm et, dans les graisses, les 100 ppm (HUNT et BISHOFF, 1969), Tableau XI.

TABLEAU XI. Concentration en organochlorés des poissons de Clear Lake (Californie) en ppm.

Espèces	Nombre de spécimens	Teneur en DDT (ppm)	Teneur dans les graisses (en ppm)
<i>Ictalurus catus</i>	82	22 - 221	1700 - 2375
<i>Ictalurus nebulosus</i>	62	11,8 - 79,9	342 - 2500
<i>Cyprinus carpio</i>	50	51,3 - 62,3	40
<i>Micropterus salmoïdes</i>	19	5 - 138	1550 - 1700
<i>Orthodon microlepidotus</i>	32	10,9 - 17,6	700 - 983
<i>Pomoxis nigromaculatus</i>	15	5,4 - 115	1600
"Blue gill,"	100	5,3 - 8,5	175 - 254

Des études complémentaires ont prouvé que le pouvoir d'accumulation dans les poissons augmente, pour une même espèce, avec l'âge et la taille des individus.

La contamination organochlorée des poissons n'est pas une situation proprement américaine. Les résultats récemment publiés par EICHNER (1973) pour le lac de Constance, le haut Rhin et ses affluents montrent également la présence de résidus dans les poissons du lac et du fleuve. Les taux sont moins élevés que dans les sites américains passés en revue et rarement supérieurs à 1 - 2 ppm, l'utilisation agricole de DDT et des organochlorés ayant toujours été inférieurs en Europe (Tableau XII).

La contamination des poissons n'est pas le seul fait des organochlorés. COPE a montré récemment que diverses espèces de poissons, exposés pendant 30 jours dans les eaux d'étang contenant 0,02 à 1 ppm de divers biocides, contenaient les résidus suivants en ppm :

1,47 à 4,15	ppm de DDT
15,70	ppm d'heptachlore
1,25 à 7,96	ppm de dichlobenil
0,05 à 1,21	ppm de paraquat
0,09	ppm de diquat
0,40	ppm d'arseniate de soude
0,50	ppm de silvex (organophosphoré)
absence	pour le 24D.

Les phénomènes de contamination atteignent aussi les mammifères marins, tels les marsouins et les phoques des eaux américaines et canadiennes (MARSDEN, 1967; ANAS, 1970). Sur 25 phoques analysés, tous contenaient du DDT et métabolites et 9 de la dieldrine dans le foie, les muscles, le cerveau, la rate et le lait. Des données sur les phoques de la Baltique et de la Mer du Nord ont été publiées par HOLDEN (1969), JENSEN et al. (1969) et KOEMAN et al. (1972), d'où il résulte que la contamination est également importante dans les mers européennes, pour ce qui concerne les organochlorés.

5.6. Contamination des oiseaux piscivores.

Tout comme les oiseaux terrestres et spécialement les rapaces, les oiseaux piscivores fréquentant les eaux douces ou marines sont sujets à des accumulations de résidus de pesticides persistants, en particulier les organochlorés.

TABLEAU XII. Teneur en résidus organochlorés des poissons du Rhin et du Lac de Constance (10^{-2} ppm).

	Lindane + HCH	Aldrine	Dieldrine	Endosulfan	DDT et metab.	PCB
1. <u>Lac de Constance</u>						
Corégone	3 - 28	0 - 5	3 - 9	0 - 9	6 - 37	traces
Poisson blanc	2 - 35	1 - 9	5 - 12	7 - 15	11 - 39	5 - 10
Perche	3 - 42	1 - 6	4 - 11	4 - 14	8 - 59	8 - 120
Anguille	10 - 52	2 - 12	9 - 28	5 - 21	17 - 41	3 - 40
2. <u>Rhin à Mannheim</u>						
Perche	1 - 15	1 - 3	4 - 10	3 - 8	3 - 49	30 - 140
Brochet	10 - 25	1 - 5	5 - 15	4 - 7	20 - 50	20 - 80
Sandra	5 - 10	-	1 - 6	3 - 4	5 - 28	moins de 10
Tanche	6 - 20	-	3 - 9	9 - 15	6 - 34	traces
Gardon	2 - 10	moins de 1	7 - 8	3 - 20	6 - 10	20 - 200
3. <u>Affluents du Rhin</u>						
Gardon	10 - 32	1 - 9	1 - 10	2 - 30	10 - 48	30 - 390
Truite	5 - 20	-	1 - 8	2 - 30	3 - 26	5 - 180
4. <u>Ruisseaux de la Forêt Noire</u>						
Truite	1 - 8	traces	traces	0 - 2	1 - 15	traces

Les effets sont les mêmes que chez les rapaces et, comme chez ces derniers, la sensibilité et le pouvoir d'accumulation varient avec les espèces. De nombreux oiseaux limicoles d'eau douce ou marine trouvés morts contenaient des concentrations anormalement élevées d'organochlorés (MOORE, 1967; PRESTT, 1972, KOEMAN et al. (1972)). Selon ces derniers, la comparaison des teneurs en résidus organochlorés, chez les cormorans ou les eiders trouvés morts, indique une beaucoup plus forte concentration que chez les sujets vivants ou capturés au nid.

Ces contaminations peuvent être à l'origine d'une régression de populations, comme on le suppose pour l'eider dans la Waddenzee (SWENNEN, 1972) et comme l'ont démontré diverses études américaines, notamment celle d'AMES (1969) à propos du balbuzard. FLIKINGER et al. (1972) signalent aussi la régression de l'ibis des rizières du Texas, par intoxication chronique due à la dieldrine et aux composés mercuriques utilisés en riziculture. Un cas bien étudié est celui du Lac Clear (Californie) traité aux organochlorés pour la démoustiquage, à la périodicité de 4 ans. Après chaque traitement, on a observé des mortalités chez les grèbes (oiseaux de rivage), mais en nombre insuffisant pour expliquer le rapide déclin de la population et sa disparition actuelle dans le site. En fait, son taux de reproduction a été fortement affecté par l'intoxication chronique (HUNT et BISCHOFF, 1969). Des constatations analogues ont été mentionnées pour plusieurs espèces aux Pays-Bas (ROOTH et al., 1972).

6. BIOCIDES AGRICOLES ET ECOSYSTEMES CULTURAUX.

L'utilisation de biocides fait aujourd'hui partie intégrante de la gestion des écosystèmes cultureux, c'est-à-dire des méthodes phytotechniques de la production végétale. Mais sur le plan agronomique, seule une efficacité phytosanitaire immédiate est prise en considération, sans aucun souci des effets secondaires à moyen et long terme. Ceux-ci sont du ressort de l'écologiste, qui se trouve ainsi confronté à des problèmes biocénotiques d'une complexité redoutable et à peine explorés à ce jour.

6.1. Effets sur les agrobiocénoses animales.

L'application d'un insecticide détruit généralement une gamme étendue d'insectes, dont la plupart sont économiquement inoffensifs, voire même utiles comme régulateurs directs ou indirects des espèces nuisibles. A cet égard, on parle des "équilibres biocénotiques,, qui peuvent être bouleversés ou détruits, mais c'est là une conception théorique qu'il est difficile d'illustrer par des cas démonstratifs. KUENEN et POST (1958) citent un exemple que la prolifération des pucerons peut être favorisée dans les vergers par la destruction de leurs espèces prédatrices, les larves de syrphes et de coccinelles, mais CHABOUSSOU (1972) conteste l'efficacité réelle de ces prédateurs. En Grande Bretagne, COAKER (1966) signale une réduction par les organochlorés des carabidés et staphylinidés prédateurs de la mouche du chou. MARLETT (1968) observe après des traitements insecticides expérimentaux (59 produits essayés) que la multiplication de *Tetranychus urticae* (un acarien) et de *Aphis gossypii* (un puceron) est stimulée. Cette constatation concorde avec d'autres observations empiriques. On peut certes évoquer à ce propos que les prédateurs sont plus affectés par les insecticides que les végétariens, parce que plus mobiles, moins nombreux et plus exposés à des contacts ou des ingestions toxiques. Mais on ne peut en conclure à priori que leur rôle est déterminant dans le contrôle des espèces nuisibles.

L'éradication d'un ravageur peut laisser le champ libre à d'autres, qui se développent rapidement dans une sorte de "vide écologique,,

Ces phénomènes de substitution ont été constatés à diverses reprises. C'est ainsi qu'on a attribué les pullulations de Tétranychides à l'introduction des organochlorés, traitements auxquels ils sont eux-mêmes insensibles. Au surplus, les biocides peuvent modifier la physiologie de la plante, la structure de ses organes, ou la composition chimique de ses tissus dans un sens favorable à d'autres ravageurs (CHABOUSSOU, 1972). Mais il faut bien reconnaître que ce vaste domaine de la biocénologie agricole est demeuré quasi totalement en friche, en raison même de la complexité des problèmes et des difficultés méthodologiques. Cela signifie aussi que les traitements phytosanitaires demeurent entièrement empiriques et que les mécanismes qu'ils déclenchent aux lieux mêmes des applications sont quasi totalement ignorés.

Il convient également d'évoquer ici le rôle des insectes comme pollinisateurs. L'abeille domestique est particulièrement concernée. Elle est très sensible aux organochlorés et aux organophosphorés. MORTON et al. (1972) indiquent également que certains herbicides (24D, 24ST et 24 DB) réduisent en outre très fortement le couvain des abeilles, à des doses de 1.000 ppm. Le paraquat serait très toxique pour les jeunes ouvrières à l'éclosion. Les biocides n'agissent donc pas seulement comme destructeurs d'insectes; ils peuvent aussi interférer dans les mécanismes fécondateurs des plantes.

On est mieux informé sur un autre problème, celui de l'apparition de types résistants aux traitements, soit par l'acquisition de propriétés détoxifiantes, soit par modification du cycle vital. Vers 1940, on signalait 8 espèces d'insectes résistants aux traitements phytosanitaires de l'époque; vers 1960, on en dénombrait 137 et actuellement 224 (insectes et acariens). Parmi ces 224, figurent 117 ravageurs agricoles et 97 parasites d'animaux (Agricultural Research Service, USA). Certains insectes sont devenus résistants à plusieurs groupes de pesticides. L'acquisition de la résistance est un processus de sélection naturelle au sein des populations. Il risque de se produire d'autant plus vite que les générations se succèdent plus rapidement. C'est par exemple le cas pour les pucerons; mais il se produit également pour des insectes à génération annuelle, tel le doryphore résistant au DDT.

L'apparition de lignées résistantes est d'ailleurs également possible chez les vertébrés. Le poisson *Gambusia*, chez qui les organochlorés bloquent la reproduction, a produit des lignées résistantes. On a également découvert des grenouilles résistantes aux insecticides dans le delta du Mississippi (J. App. Ecology, 3, 1966) et l'on connaît des lignées de rats devenus résistants aux anticoagulants. Chez la souris, la résistance au DDT a été multipliée par 1,7 au bout de la 9e génération (OZBURN et MORRISON, 1962). On n'a signalé aucun cas de résistance acquise chez les oiseaux.

L'apparition de ravageurs résistants repose entièrement le problème de leur contrôle. Si la résistance est liée à un changement dans le cycle vital, elle impose un remaniement des programmes de traitement; si elle provient de l'acquisition de facultés détoxifiantes, elle impose des doses toxiques plus fortes ou le recours à un produit nouveau et plus efficace. Comme le fait aussi remarquer MOORE (1967), les espèces qui acquièrent une résistance deviennent des accumulateurs de pesticides (quand ceux-ci sont persistants) et peuvent davantage contaminer leurs prédateurs. Aussi peut-on vraiment dire, avec le même auteur, qu'à l'heure actuelle "il est pratiquement impossible de prédire les changements révolutionnaires qui s'établiront par suite des pressions sélectives exercées par les pesticides". On touche là à un phénomène fondamental de l'adaptabilité et de la mutabilité des organismes.

6.2. Effets sur la flore adventice.

L'utilisation généralisée des herbicides exerce des effets similaires sur la flore accompagnatrice des cultures. La propreté exemplaire des terres, obtenue par le sarclage chimique, élimine ipso facto tous les organismes inféodés aux espèces disparues, en particulier de nombreux insectes inoffensifs ou utiles comme pollinisateurs, (abeilles notamment). Cette régression touchent directement les oiseaux insectivores. Les oiseaux granivores peuvent aussi être affectés par la disparition de leurs plantes préférées (cas de la perdrix). Toutefois, les facteurs d'habitat qui gouvernent les populations naturelles sont multiples et eux-mêmes en constante transformation, de sorte qu'il est souvent difficile d'imputer aux seuls herbicides ou insecticides la régression de telle ou telle espèce d'insecte

ou d'oiseau. En la matière les observations et les recherches écologiques manquent malheureusement du recul indispensable. La même remarque s'applique aux infestations d'oiseaux pillards, tels l'étourneau et le ramier, qui sont devenus de véritables pestes dans certaines contrées de l'Europe, sans que la cause soit bien élucidée.

L'un des effets les plus patents du sarclage chimique sur les phytocénoses culturales est le remaniement imposé à l'assortiment des mauvaises herbes. D'aucuns considèrent comme une conséquence de l'emploi des herbicides la multiplication de certaines graminées adventices dans les cultures céréalières, telles Avena fatua, Alopecurus myosuroides, Apera spica venti et Agropyron repens ou encore celle d'Echinocloa crus galli dans les cultures de maïs. Ces adventices ont un cycle de développement synchronisé avec celui de la céréale, ce qui leur prêle une force de concurrence élevée. Chez le maïs, la multiplication d'Echinocloa est attribuée à l'emploi de triazine (herbicide de préémergence). Pour ce qui concerne les autres espèces, des doutes subsistent néanmoins. Certains invoquent les façons culturales plutôt que les herbicides, d'autres accusent davantage la moissonneuse-batteuse. Ici encore, les observations manquent de recul et en tout cas de précision.

L'apparition de mauvaises herbes résistantes aux herbicides n'est pas non plus improbable et un cas au moins a été cité dans les cultures de canne à sucre à Hawaï. En fait, nos connaissances à propos du rôle écologique des adventices culturales restent encore très élémentaires et ce n'est pas sans raison que des spécialistes qualifiés prônent aujourd'hui une intensification des recherches sur la biologie et l'écologie des plantes adventices. Il s'agit de préciser en particulier leurs conditions de multiplication, leur charge tolérable dans les cultures et leur rôle synécologique dans les écosystèmes agricoles, voire même leur fonction antiérosive. Rien n'indique qu'une éradication totale de ces espèces soit indispensable et, en Grande Bretagne, des recherches tendent à préciser la "densité tolérable" de mauvaises herbes dans les cultures, c'est-à-dire la densité en-deçà de laquelle les effets concurrentiels deviennent négligeables.

6.3. Effets sur la biocénose et les propriétés du sol.

Dans quelle mesure les traitements phytosanitaires peuvent-ils altérer à long terme les qualités et aptitudes des sols, tel est le dernier point qui reste à examiner.

Pour donner une réponse complète à cette question, il faudrait que soit achevé un vaste ensemble de recherches, encore embryonnaires à l'heure présente, en raison de la complexité biocénotique des sols et des problèmes méthodologiques qui se posent. On ne peut en effet ignorer que le sol est un milieu hétérogène et vivant qui héberge, dans un substrat lui-même doué de propriétés spécifiques, une population nombreuse et variée de micro-organismes, exerçant de multiples fonctions. Les quelques chiffres suivants donnent une idée de la géocénose des sols agricoles et de ses fonctions. (Voir Tableau XIII).

TABLEAU XIII. Biocénose des sols agricoles et leurs fonctions.

	Nombre de g de terre	Biomasse par ha	Fonctions
Bactéries	10^9	2.500 Kg	Minéralisation de la matière organique (azote, phosphore, soufre). Nitrification ou dénitrification. Fixation d'azote atmosphérique. Production de substances de croissance dans la rhizosphère des végétaux.
Moisissures	10^3 à 10^6	1000 à 1500 Kg	Décomposition de substances complexes (protéines, cellulose, lignines, etc.). Mycorhisation de racines.
Actinomycètes	10^5 à 10^8	500 à 750 Kg	Formation de l'humus. Action antibiotique sur bactéries pathogènes.
Algues	très variable	20 à 40 Kg	Photosynthèse.

Les études expérimentales in vitro montrent que des nuisances sont théoriquement possibles. Beaucoup de pesticides ont une action inhibitrice sur les bactéries de la nitrification et les bactéries fixatrices d'azote. On sait aussi que la nodulation radiculaire des légumineuses est déprimée par certains biocides, notamment celle de la feverolle (*Vicia faba*) par le lindane (SELIM et al., 1970).

Toutefois, les résultats obtenus in vitro ne sont pas nécessairement la reproduction fidèle de ce qui se passe dans la nature. Dans les conditions du champ, une foule de contingences interviennent qui peuvent modifier l'action d'un biocide déterminé : la nature du sol et de ses argiles, sa teneur en matières organiques, son état d'acidité et d'humidité, la température, la formulation de biocide, son mode et son époque d'application. Au surplus, la diversité microbiologique des sols fait que les réactions qui affectent un groupe d'organismes peuvent retentir favorablement ou défavorablement sur d'autres, ceux-ci pouvant se substituer aux précédents dans l'accomplissement du processus biochimique du sol. La complexité de l'écosystème sol lui confère donc des facultés de compensation, de résistance et de restauration peu communes. Le cas des fumigants utilisés comme nematocides est exemplaire à cet égard; bien qu'ils stérilisent toute la microflore endogée, on constate que celle-ci recolonise rapidement le sol après l'opération.

Le rôle des vers de terre dans la structure du sol a suscité diverses études sur leur sensibilité aux biocides. Certains insecticides (DDT, dursban) ne paraissent pas les affecter ni modifier leur biomasse. D'autres produits par contre (desanit, carbofuran, etc.) réduisent leur nombre et leur biomasse de façon drastique. Pour l'endrine et le carbanyl, la population est réduite à 60 % et la biomasse à 65 %.

En conclusion, on peut dire qu'il n'existe encore, à l'heure actuelle, aucun exemple démonstratif que des traitements insecticides, fongicides et herbicides, effectués selon les bonnes pratiques agricoles, aient altéré les aptitudes culturales des terres, dans les systèmes classiques de rotation. Néanmoins, la question se pose dans le cadre des nouvelles rotations et des traitements biocides intensifs dont elles sont assorties. Des cas ont été cités d'un arrière-effet de certains biocides sur la culture suivante, du fait d'une trop longue remanence dans le sol. Pour DEKER et al. (1964), après 10 années de traitement à l'aldrine et dieldrine dans les terres à maïs et soja de l'Illinois, aucun indice de nuisance n'est non plus apparu.

6.4. Persistance et détoxification des pesticides dans le sol.

En fin de compte et du point de vue pratique, la question qui se pose est de savoir quel est, à l'égard de chaque pesticide, le pouvoir et

les limites de détoxification du sol en regard des apports répétés qu'il reçoit. Cette question est aujourd'hui de plus en plus étudiée pour tous les pesticides et herbicides organiques. En ce qui concerne les biocides métalliques (mercure, cuivre), la persistance est inévitable, mais les effets sont partiellement tamponnés par le pouvoir de fixation des argiles.

Dans les zones d'utilisation intensive des organochlorés, aux USA, le sol agricole en contient en moyenne 168 mg par m² de sol dans la couche arable, alors qu'on ne trouve qu'une teneur moyenne de 0,45 mg/m², soit 400 fois moins, dans les zones forestières ou incultes. La distribution des organochlorés en profondeur varie avec la perméabilité des sols, mais on ne dispose pas de chiffres précis à cet égard. Le fait que les organochlorés sont très peu solubles dans l'eau et facilement captés et retenus par les particules argileuses et organiques, l'éventualité d'une contamination des nappes est peu probable. Par contre, l'érosion pluviale peut transporter vers les eaux des doses importantes d'organochlorés particuliers (SIEVERS et al. 1970).

La persistance des organochlorés dans le sol contamine inévitablement la faune du sol et ses prédateurs. Les vers de terre peuvent concentrer le produit dans leur organisme, apparemment sans conséquence pour eux-mêmes, mais ils peuvent empoisonner les oiseaux qui les picorent (cas du rouge gorge, de la perdrix, etc.). Les limaces peuvent également concentrer ces produits jusque 40 - 45 ppm dans leur tissus.

On doit à une enquête de chercheurs californiens (NASH et WOOLSON, 1967) une bonne étude expérimentale sur la dégradation des organochlorés dans les sols. Les auteurs ont incorporé à des échantillons de sol des doses de divers organochlorés à raison de 0 - 12,5 - 50 et 200 ppm, ce qui correspond à un épandage agricole de 0 - 28 - 112 et 448 Kg/ha de matière active. Ces échantillons ont été déposés dans un sol sablo-limoneux à 25 et 38 cm de profondeur, pendant 15 années. Au bout de 15 ans, il subsistait dans les échantillons les pourcentages suivants :

aldrine technique	40 %	D.D.T.	39 %
aldrine purifiée	28 %	dieldrine	31 %
chlordan	40 %	dilan	23 %
toxaphène	45 %	heptachlor	16 %
endrine	41 %	isodrine	15 %
		H C B	10 %

La détoxification des échantillons au cours du temps s'est faite selon une loi linéaire. La destruction du DDT a été plus rapide dans le sol sablo-limoneux que dans le sol argileux. Le pourcentage de rémanence du DDT après 16 ans est le suivant :

Teneur initiale	Teneur résiduelle après 16 ans	
	en sol sablo-limoneux	en sol limoneux
10,5 ppm	10 %	-
50 ppm	28 %	53 %
200 ppm	50 %	60 %

Les mécanismes de détoxification des organochlorés dans le sol sont donc réels, mais relativement lents, puisque la demi-durée de vie pour les plus persistants est de l'ordre de 10 à 15 ans. Selon les auteurs, et pour leurs conditions d'expérience, la décomposition physico-chimique et bactériologique aurait joué un rôle mineur (\pm 10 % en 15 ans). L'exportation pour les cultures aurait aussi contribué pour environ 10 % en 15 années. Le facteur essentiel aurait été la co-distillation du produit avec l'eau à la surface du sol ou par les feuillage (évapo-transpiration). Ce mécanisme serait intervenu pour 80 % du total de la détoxification.

Le "pouvoir d'épuration,, des pesticides organochlorés du sol par les cultures (exportations) paraît assez faible d'après les résultats publiés par EDWARDS (1970) (Tableau XIV). Sur les sols contaminés, les plantes contiennent souvent entre 0,01 et 0,1 ppm mais il y a des exceptions notables pour les plantes racines : la carotte vis-à-vis de la plupart des

produits examinés (0,36 à 3,17 ppm), la pomme de terre vis-à-vis du DDT (1,63), du lindane (6 ppm) et de l'heptachlore (0,36 et 0,98). De tous les produits et pour toutes les cultures expérimentées, c'est le lindane qui est exporté aux plus fortes doses. Ajoutons qu'il n'y a pas d'évidence que les exportations soient proportionnelles aux concentrations existant dans le sol ni dépendantes de la nature du sol.

Des phénomènes de rémanence ont été également observés aux USA et en Europe à propos de la simazine et de l'atrazine, utilisés comme herbicides dans les cultures de maïs, à la suite d'accidents assez fréquents survenus dans la culture suivante, notamment les céréales, le soja, la betterave, le concombre et la luzerne. Des effets similaires sur tabac ont été aussi observés à propos de fongicides dithiocarbamates, jusqu'à 6 ans après le traitement. Ces produits possèdent donc dans le sol une certaine résistance à la décomposition microbienne.

MENZIE (1972) a publié un tableau des persistances dans le sol, exprimées en demi-durée de vie, pour divers pesticides (Tableau XV).

6.5. Rôle des bactéries dans la détoxification des sols.

Dans la mesure où ils ne sont pas réabsorbés par les cultures ou dissipés comme les organochlorés, par co-distillation, les résidus biocides du sol ne sont pratiquement éliminés que par dégradation bactériologique. Or, celle-ci n'est possible que s'il existe dans les sols des bactéries aptes à le faire. Celles-ci peuvent posséder d'emblée les enzymes détoxifiantes, ou les acquérir après une période d'adaptation par sélection naturelle, mutations ou transferts génétiques (par voie de conjugaison).

A l'heure actuelle, on a déjà isolé des sols des bactéries capables de dégrader les biocides organochlorés. TU et al. (1968) ont isolé 92 souches capables de transformer l'aldrine et la dieldrine, certaines d'entre elles exigeant toutefois une période d'adaptation préalable au produit. MATSUMURA et BUSCH (1968) ont isolé également 9 organismes (Trichoderma, Bacillus, Pseudomonas) actifs à l'égard de l'aldrine. Certains Hydrogenomonas auraient aussi la même propriété à l'égard du DDT.

T A B L E A U X I V .

Réexportation des organochlorés par les cultures
(Edwards, 1970)

Pesticides	Culture	Teneur dans le sol (ppm)	Teneur dans les plantes (ppm)	Facteurs de dilution dans la plante
Aldrine	Carottes	8,36	0,01	0,0013
	"	1,34	0,53	0,40
	"	0,94	0,32	0,34
	"	0,48	0,01	0,021
	Pois	2,3	0,19	0,082
	Pommes de terre (tubercules)	0,94	0,07	0,074
	Luzerne	0,84	0,009	0,011
Dieldrine	Carottes	3,9	0,02	0,0051
	"	0,48	0,11	0,23
	Froment	18,39	1,07	0,04
	"	1,13	0,17	0,15
	Concombres	1,40	0,043	0,031
D.D.T.	Carottes	24,8	3,17	0,13
	Pommes de terre (tubercules)	24,6	1,63	0,07
	Rutabaga	24,8	0,9	0,04
	Luzerne	1,39	0,113	0,08
Heptachlor	Carottes	1,33	0,98	0,70
	"	0,49	0,36	0,73
	Froment	9,74	0,44	0,05
	"	1,91	0,11	0,06
	Pommes de terre (tub.)	0,49	0,05	0,10
	Betteraves (racines)	2,5	0,14	0,056
	Soja	1,0	0,11	0,11
	Luzerne	0,78	0,028	0,036
Concombres	3,8	0,091	0,024	
Lindane	Pois (0,62	22,9	36,9
	Carottes	1,7	6,0	3,5
	Pommes de terre	3,0	0,62	0,21
	Choux	1,7	0,37	0,22

TABLEAU XV. Demi-durée de vie dans le sol de quelques biocides. (CALVIN, 1972)

<u>Organochlorés.</u>		<u>Organophosphorés.</u>	
Heptachlore	7 - 12 ans	Durbsan (1)	29 - 1930 jours
Toxaphène	10 ans	Disyston	290 jours
DDT	3 - 10 ans	Parathion-ethyl (2)	180 jours
Endrine, isodrine	4 - 8 ans	Dimethoate	122 jours
Dieldrine	1 - 7 ans	Chlorfemwinphos	14 - 161 jours
Aldrine	1 - 4 ans	Diazinon (2)	6 - 184 jours
Chlordane	2 - 4 ans	Trichlorphon	140 jours
HCB	2 ans	Demeton S	54 jours
		Parathion methyl (2)	45 jours
		Diphomat (3)	47 jours
		Methyl-dimeton S	26 jours
		DDVP	17 jours
		Zinophos (3)	13 - 17 jours
		Thimet (1)	2 jours

(1) Dénomination commerciale.

(2) Selon HURTIG (1971), ces produits ainsi que le fenethrotin pourraient persister plusieurs années dans certains sols.

(3) Selon KHGEMAGI et TERRIERE (1971). La persistance est généralement plus longue en hiver qu'en été.

En ce qui concerne les herbicides, ALEXANDER (1956) considère qu'on peut trouver dans les sols des représentants dans la plupart des groupes microbiens, capables de réaliser au moins une étape de la dégradation de ces produits. Quant aux fongicides, WALKER indique que le thiram est décomposé dans le sol et que le cémésan est transformé en produit inactif par des *Penicillium* et des *Aspergillus*.

L'aptitude des biocides à la dégradation microbienne dans le sol constitue aujourd'hui une question de haute actualité scientifique, tout comme celle de leur activation éventuelle en produits plus toxiques. On peut citer des cas d'une telle activation, par exemple la transformation du 24DB en 24D (à effet toxique plus accentué). Pour certains produits, la dégradation est fortement influencée par la teneur en humus du sol (cas de la triazine), de sorte qu'un appauvrissement en matière organique du fait des méthodes culturales, peut modifier les perspectives de rémanence. Une meilleure connaissance des voies métaboliques par lesquelles s'opère cette dégradation peut être un point de départ important dans la recherche de nouveaux produits. ALEXANDER (1968) a montré par exemple que les produits à fonction acide (COOH) ou à forte dyssymétrie moléculaire sont plus aisément attaqués que les autres. Parallèlement, il convient d'étudier les contingences pédologiques susceptibles d'influencer la biodégradation, en particulier les phénomènes de piégeage de produits dans les colloïdes argileux et organiques, l'état d'aération des sols (l'anaérobiose favorise la rémanence de nombreux produits), le pH du sol et les teneurs ioniques en fer, aluminium et magnésium. Un vaste champ de recherches se trouve ainsi ouvert au perfectionnement technologique des matières biocides.

A N N E X E I V

HAUTES DENSITES ZOOTECHNIQUES

1. LES TENDANCES ACTUELLES DE L'ELEVAGE ET LEURS CONSEQUENCES.

1.1. La demande en produits animaux.

Depuis une vingtaine d'années, l'agriculture européenne fait face à une demande croissante de produits viandeux, résultant d'un changement dans les habitudes alimentaires. En Allemagne par exemple, la consommation de viande a progressé de 3,7 millions de tonnes à 4.5 millions de tonnes (+ 21 %), entre 1962 et 1970, soit + 10 % pour la viande bovine et + 44 % pour la viande de volaille. Dans le même temps, la consommation des oeufs a également progressé (+ 23 %), tandis que celle du lait et du beurre a diminué respectivement de 7 et 4 %. (DÄSCHNER et al. 1972). La tendance est la même dans les autres pays de la CEE et il en est résulté depuis vingt ans un déficit chronique de viande, face à des surplus encombrants de lait et de beurre. Aux USA, la consommation de viande a triplé depuis 1940 et chaque Américain consomme aujourd'hui 60 Kg de bœuf par année. Les déficits commerciaux ont d'ailleurs provoqué récemment une hausse appréciable du prix de la viande dans ce pays.

La demande accrue de produits viandeux dans le public est évidemment liée à l'élévation des revenus et à la conviction bien ancrée que la viande est un aliment d'une qualité biologique et diététique irremplaçable. Mais pour des raisons qui tiennent aux structures rurales des pays de l'Europe, la politique des prix de la CEE a davantage privilégié les céréales et les produits laitiers. Il est en effet bien connu que l'élevage laitier, compte tenu des garanties qui lui sont données, rentabilise mieux la main-d'oeuvre familiale des petites exploitations que ne pourrait le faire l'élevage d'engraissement. Celui-ci est considéré comme une spéculation d'appoint, sauf dans les unités zootechniques spécialisées.

En dépit de ces circonstances, le cheptel animal et notamment le cheptel à viande a tout de même fortement augmenté depuis une vingtaine d'années. Pour l'illustrer, il suffit de consulter les statistiques agricoles du Marché Commun. On se limitera ici à citer l'exemple de la Belgique (Tableau I), parce qu'il s'agit d'un pays où l'élevage est important et qui préfigure ce qui pourrait se passer dans d'autres régions de l'Europe qui n'ont pas encore totalement exploité leurs possibilités zootechniques.

TABLEAU I. Evolution du cheptel animal en Belgique, de 1950 à 1972.

	Nombre d'animaux en milliers de têtes			Nombre moyen d'animaux par exploitation agricole.		
	Bovins	Porcs	Volaille	Bovins	Porcs	Volaille
1950	1.902	1.361	18.945	7,3	5,2	70,9
1959	2.467	1.362	25.696	9,2	5,1	95,5
1963	2.480	1.563	33.062	10,2	6,4	135,9
1968	2.674	2.504	35.178	13,2	12,4	174,4
1970	2.715	3.825(1)	42.022	14,7	20,8(1)	227,4
1972	2.751	4.298(1)	42.982	15,2	22,6(1)	239,1
de 1963 à 1972 (10 ans)	+ 11 %	+ 180 %	+ 132 %	+ 50 %	+250 %	+ 76 %

(1) Cette notable augmentation va de pair avec un accroissement important des exportations.

1.2. Les tendances nouvelles de l'élevage.

Pendant longtemps, l'élevage européen a été pratiqué dans le cadre des exploitations mixtes, associant l'agriculture et la production animale. Cet élevage "diffus", reposait sur le principe de l'autarcie alimentaire : le bétail était nourri au moyen des productions de la ferme, ce qui permettait de valoriser au mieux les produits non exportables d'une agriculture polyvalente, tels les feuilles et collets de betteraves ou les soles de légumineu-

ses ou de fourrages intercalées dans les rotations. Certes, il existait aussi dans les régions herbagères des exploitations exclusivement zootechniques, dont la densité animale était cependant limitée par la productivité des herbages et le prix des aliments concentrés achetés à l'extérieur.

Cet élevage traditionnel présentait diverses caractéristiques qu'il est opportun d'énumérer :

- le cheptel animal était proportionnel aux étendues cultivées; on ne comptait guère plus de 2 bovins à l'ha et souvent moins. L'élevage du porc et de la volaille était assez général, mais limité quant au nombre. Dans l'ensemble, il s'agissait d'un élevage "diffus", en ce sens qu'il était distribué par petits groupes dans une foule d'exploitations;
- les locaux d'hébergement du bétail avaient été conçus à une époque où la main-d'oeuvre était abondante; ils étaient peu rationnels quant à l'organisation du travail, voire dispersés et toujours relativement spacieux. La litière donnait un fumier pailleux et suppléait au manque de climatisation. On admet que l'utilisation des litières de paille correspond à une élévation de la température de 5°C pour les animaux eux-mêmes (DE BRUYCKERE, 1973);
- les déjections étaient recueillies séparément; le fumier pailleux était stocké dans des fumières, le purin dans des citernes; les déjections séjournaient sur place un temps suffisant pour subir une désinfection naturelle appréciable ou totale;
- tous les déchets étaient recyclés sur les terres agricoles ou herbagères et contribuaient à leur fertilisation. Dans la plupart des cas, leur épandage ne couvrait d'ailleurs pas le besoin des cultures et il fallait les compléter par des engrais minéraux. Les déchets animaux ne posaient donc aucun problème d'environnement.

Ces élevages traditionnels ont pu augmenter progressivement leur cheptel animal, à mesure que les productions fourragères ont augmenté en rendement du fait des engrais et qu'il a été possible d'importer davantage d'aliments d'origine extérieure. Mais les charges animales sont demeurées

en harmonie avec les surfaces de sol disponibles.

Depuis une bonne dizaine d'années, la situation a sensiblement évolué dans l'ensemble, bien qu'à un rythme fort différent selon les régions. Un certain nombre d'exploitations ont opté pour une spécialisation zootechnique, en consacrant la majorité ou la totalité de leurs terres à la production d'aliments et de fourrages. Les locaux de ferme ont été rénovés selon des formules fonctionnelles, permettant d'automatiser l'alimentation et l'évacuation des déjections. Il est devenu possible pour une seule famille ou un seul homme de soigner 40 à 60 vaches laitières au lieu d'une quinzaine auparavant, plusieurs centaines de porcs au lieu de quelques dizaines, enfin plusieurs milliers de volailles.

Cette intensification zootechnique dans les régions qui l'ont adoptée a pour conséquence que les densités animales ont notablement augmenté dans les campagnes. Le fait peut être illustré par deux exemples empruntés à DÄSCHER et al. (1972), pour le nord-ouest de l'Allemagne (Tableau II).

TABLEAU II. Densités animales dans 2 cantons agricoles.

	Région agricole de grande culture (élevage "diffus,,) (1)	Région d'élevage intensif (élevage "concentré,,) (2)
Nombre de bovins par 100 ha	43	92 (x 2,1)
Nombre de porcs par 100 ha	87	595 (x 6,8)
Nombre de volaille par 100 ha	568	11.857 (x 21)
Equivalent-homme par 100 ha (1 km ²) (3)	875	3.755 (x 4,3)

(1) Kreis Hildesheim - Marienburg

(2) Kreis Vechta

(3) L'équivalence - homme est calculée en fonction des déchets :
1 bovin : 15 EH; 1 porc = 2 EH; 1 volaille = 0,1 EH.

Un second phénomène s'est manifesté parallèlement, celui de l'élevage dit "industriel". Il s'agit cette fois d'unités zootechniques réalisant des concentrations animales très importantes sur un espace confiné, dans des exploitations pratiquement dépourvues de terres. En Europe, elles concernent surtout l'élevage porcin et avicole. Des unités de 500 truies, de 1.000 à 5.000 porcs à l'engrais, de 10.000 poules pondeuses et de 50.000 poulets de chair ne sont plus exceptionnelles. L'élevage des bovins reste encore inféodé à la prairie et les unités industrielles sont exceptionnelles. Aux Etats-Unis, par contre, 50 % au moins du bétail bovin était déjà produit en 1968 dans des enclos de nourrissage (feedlots) - formule liée au climat sec. Dans le Kansas, par exemple, on dénombrait 5 exploitations de plus de 1.000 têtes en 1956, 88 en 1966, 106 en 1968, dont 14 de plus de 1.000 têtes (LOEHR, 1970). La plus forte concentration connue, celle de Greedly (Californie) rassemble 115.000 bovins et par moments plus de 200.000, sur une surface de 128 ha de séjour et 800 ha de maïs, soit une densité de plus de 120 bêtes à l'hectare.

Il serait hasardeux de croire que ces deux types d'évolution sont des épisodes accidentels et temporaires. Ils expriment une tendance durable et dictée par l'économie alimentaire des nations; elle ne pourrait s'inverser que par des décisions politiques concertées, car les mécanismes sont à la fois micro- et macro-économiques.

Sur le plan micro-économique, les élevages modernes représentent grâce à l'automatisation une économie considérable, qui retentit sur les prix de revient des produits animaux. Un seul homme peut s'occuper d'une centaine de vaches laitières, de 500 bovins à l'engrais, de 80 truies, de 1.000 à 1.200 porcs à l'engrais et de 10.000 volailles. Si les frais d'alimentation sont quasi incoercibles, les frais d'investissement par animal produit diminuent avec le nombre de têtes (Tableau III, DÄSCHLER et al. 1972) et sont si considérables (800.000 Fb. pour 80 truies, 1.500.000 Fb. pour 100 vaches laitières, 4.000.000 pour 1.200 porcs et 5.000.000 pour 500 bêtes à l'engrais) qu'on tend à réduire au maximum la place par animal; 1 m² de surface utile

pour 10 à 20 poules ou par porc (0,5 m² en élevage sur caillebotis) sont des normes acceptées. L'entravement des animaux (porc, bétail) ou l'encagement en batteries pour la volaille (4 à 5 dm² par poule) permettent des densités inattendues. De tels locaux doivent être aérés et climatisés et l'évacuation des déjections utilise des systèmes automatiques et requiert des capacités importantes de stockage.

TABLEAU III. Répartition des frais de production.

	Nombre d'animaux	Frais alimentaires par animal	Frais généraux par animal	Prix de revient total
Vaches laitières	10	550 DM	350 DM	900 DM
	40	550 DM	280 DM	830 DM(- 8%)
Porcs à l'engrais	50	430 DM	50 DM	480 DM
	300	430 DM	35 DM	465 DM(- 3%)
Volaille	2.500	23,8 DM	3,5 DM	27,3 DM
	6.000	23,8 DM	2,7 DM	26,5 DM(- 3%)

Sur le plan macro-économique, d'autres facteurs interviennent. Les élevages de haute densité et, à fortiori, les élevages industriels importent la majorité ou la totalité des aliments nécessaires aux animaux. Il faut 8 Kg de matière sèche alimentaire pour produire un Kg de bovin, 3 Kg pour 1 Kg de porc et 2 Kg pour un Kg de poulet. Beaucoup d'aliments proviennent d'Outre-mer ou d'autres régions plus ou moins éloignées. Comme ils sont pondéreux, il en résulte que les grands élevages ont tendance à s'accumuler dans l'hinterland des régions portuaires, fluviales ou maritimes, où se situent en même temps les plus fortes concentrations de consommateurs (viande, lait, oeufs, beurre) et la majorité des industries alimentaires.

En second lieu, les grands organismes de distribution visent à obtenir des livraisons régulières et des produits standardisés (tel type de porc ou de poulet, telle qualité de viande bovine), ce qui est beaucoup plus

accessibles aux grandes exploitations zootechniques qu'aux petites fermes, fussent-elles affiliées à des coopératives de vente. On voit donc que le marché de l'alimentation, dans sa structure contemporaine, pousse aux grandes unités zootechniques et aux concentrations territoriales d'animaux domestiques.

1.3. Implications d'ordre écologique.

Les élevages de haute densité, quelle que soit leur dimension, fonctionnent dans des conditions totalement différentes des élevages traditionnels. Non seulement, il en résulte de fortes concentrations ponctuelles mais une densité moyenne beaucoup plus grande dans l'espace rural. Pour ne citer qu'un exemple, on remarquera que les 4 millions de porcs élevés en Belgique sont concentrés à raison de 3 millions dans la seule province de Flandre Occidentale, ce qui représente pour cette seule espèce zootechnique 15 animaux par ha ou 1.500 par Km²; ce seul élevage produit des résidus équivalant à une population de 3.000 habitants par Km². DEBRUYKERE cite l'exemple d'une commune flamande (Wingene) de 4.181 ha et 7.133 habitants, où l'on élève 70.840 porcs. L'ensemble du cheptel correspond à une charge de près de 150.000 habitants, soit 3.570 habitants par Km². Le potentiel polluant d'une telle densité est considérable.

Les incidences écologiques de telles situations sont diverses et importantes. Tout d'abord, elles imposent des mesures d'hygiène vétérinaire. Une aération continue des locaux est indispensable et celle-ci rejette à

l'extérieur un air chargé d'odeurs et de germes. Un contrôle bactériologique s'impose à titre préventif : on y pourvoit par des additifs alimentaires (antibiotiques, coccidiostatiques), notamment pour le porc et la volaille. Ces additifs risquent de sélectionner des germes pathogènes résistants pour le bétail lui-même et peut-être pour l'homme, via les résidus contenus dans les produits de consommation.

La masse des déjections à évacuer est considérable, comme on le verra plus loin dans le rapport; elle doit être le plus souvent stockée sous forme liquide ou semi-liquide (lisier), qui se prête mal à la désinfection naturelle et dégage en outre des odeurs désagréables. Le transport et l'épandage sur les terres de l'exploitation (quand elles existent) ou sur celles d'exploitations voisines s'accompagnent d'odeurs et peuvent propager des germes microbiens.

Les inconvénients de ces nuisances sont supportables dans les élevages de haute densité qui se trouvent isolés en pleine campagne, mais il en est autrement lorsqu'ils sont intégrés dans les villages eux-mêmes, où les exploitations étaient antérieurement situées. Or la structure sociale des localités rurales est en pleine mutation; les professionnels de l'agriculture, habitués aux animaux, deviennent minoritaires en regard des autres résidents, subjectivement beaucoup plus sensibles aux nuisances directement perceptibles, tel le bruit et les odeurs.

On voit qu'ainsi l'évolution contemporaine des élevages crée une problématique nouvelle pour l'environnement rural et sa qualité de vie.

2. LES NUISANCES PONCTUELLES DES CONCENTRATIONS ANIMALES.

L'existence d'une concentration animale constitue un potentiel de nuisances ponctuelles par le bruit, les odeurs et les effluents organiques. L'aspect bactériologique sera traité plus loin, de même que les questions relatives à l'élimination des déchets animaux.

2.1. Les émissions de bruit.

Les concentrations zootechniques sont relativement bruyantes du fait des animaux eux-mêmes et des installations qui fonctionnent en permanence, en particulier les ventilateurs d'aération.

Les animaux sont particulièrement bruyants au moment de la distribution de leur nourriture. Dans une porcherie d'une centaine d'animaux on mesure, au moment des repas, de 80 à 100 décibels et l'on atteint 130 décibels pour un élevage de 300 porcs (MÜLLER, 1972). Les élevages de volaille donnent lieu à des émissions de 60 à 75 décibels lors de la distribution des aliments ou lorsque des personnes pénètrent dans les locaux. Les bovins, par contre, sont nettement moins bruyants. Les systèmes de nourrissage permanent réduisent notablement le bruit, de même que l'usage pour la construction des locaux de parois absorbantes (matériaux poreux, plaques perforées) ou capables de réfléchir les ondes sonores. De nombreux travaux ont été consacrés à ces questions, notamment en Allemagne (MÜLLER, 1972; SEGLER, 1962, 1968; ZELLER, 1969; FLEISCHER, 1969, 1971, etc.). La création d'écrans de végétation autour des locaux d'élevage peut aussi diminuer la diffusion du bruit dans le voisinage.

Les ventilateurs à commande électrique utilisés occasionnellement pour sécher les fourrages ou en permanence pour aérer les locaux sont également très bruyants. La ventilation des étables, des porcheries et des élevages avicoles développe des intensités de 50 à 80 décibels (MATTHEWS, 1968)

qui sont gênantes surtout la nuit pour le voisinage. Des perfectionnements ont été conçus pour rendre les appareils plus silencieux (réduction de vitesse, système de fonctionnement). Ainsi, les appareils à ventilation radiale, avec ailettes, émettent 5 à 10 décibels de moins que les appareils à ventilation axiale.

Certes, l'intensité du bruit décroît proportionnellement au carré de la distance et n'est donc vraiment gênant que si l'élevage est contigu à une zone résidentielle. On considère que des pressions acoustiques de 90 décibels sont médicalement nuisibles si le temps d'exposition est prolongé pendant des heures (surdité temporaire). Les intensités de 60 à 90 db ont des effets neuro-végétatifs sur l'homme; on note une réduction de l'irrigation sanguine périphérique, une inhibition des sécrétions salivaires, des sécrétions surrénales et des mouvements péristaltiques de l'estomac, enfin une augmentation légère de la pression artérielle. Lors de l'implantation des élevages de haute densité dans une localité rurale, il y aurait lieu d'évaluer le bruit qu'elle peut émettre dans l'environnement. La réglementation allemande (décret du 26. 7.1967) définit comme suit les valeurs maximums acceptables (en décibels A) :

	<u>Tolérances diurnes.</u>	<u>Tolérances nocturnes.</u>
- dans les installations proprement dites	70 db	70 db
- dans un environnement industriel ou artisanal	65 db	50 db
- dans un environnement non bâti	60 db	45 db
- dans un environnement principalement résidentiel	55 db	40 db
- dans un environnement exclusivement résidentiel	50 db	35 db
- hôpitaux, établissements de soins et lieux de cure	45 db	30 db

La législation française définit trois niveaux : un niveau nuisible, de plus de 73 db A, un niveau non nuisible, de moins de 63 db A, et une zone intermédiaire (63 à 73 db) dont la nuisance dépend du spectre acoustique (longueurs d'onde).

2.2. Les émissions d'odeurs.

Dans les élevages classiques, les émissions d'odeurs étaient exceptionnelles en raison de l'utilisation des litières. En effet, la paille absorbe 3 à 4 fois son poids d'urine et la tourbe sèche 6 à 12 fois, de sorte que les déjections liquides se trouvaient amalgamées aux déjections solides pour former un fumier pailleux, qui subissait dans la fumière une décomposition aérobie sans dégager aucune odeur.

Dans les grands élevages, par contre, les déjections sont évacuées le plus souvent sous forme liquide (lisier) ou sous forme solide (volaille) et stockées comme telles. Très riches en organismes microbiens, elles subissent dans cet état une décomposition anaérobie, génératrice de mauvaises odeurs. Le processus de décomposition a été étudié pour les déjections de volailles par BURNETT et DONDERO (1969). Dans les déjections solides, on assiste dès le premier jour à une décomposition microbienne de l'acide urique, avec dégagement d'ammoniaque (maximum du 4^e au 6^e jour); ensuite se décomposent les matières protéiques avec mise en liberté d'amines (maximum du 8^e au 16^e jour). La moitié des substances azotées est décomposée vers le 21^e jour et le dégagement des amines diminue à partir de ce moment.

Dans le lisier de volaille, la décomposition de l'acide urique est également très rapide et pratiquement achevée en l'espace de 7 jours, mais le dégagement d'ammoniaque continue beaucoup plus longtemps du fait de la fermentation des protéines. Parallèlement, interviennent des bactéries réductrices du soufre (*Desulfovibrio*) qui dégagent de l'hydrogène sulfuré (H_2S) et des bactéries productrices d'acides gras volatils, en particulier des *Clostridium*.

Finalement se développent les bactéries productrices de méthane (CH_4), après 4 semaines environ. Le dégagement des produits odorants dure donc plus longtemps dans le lisier que dans les déjections solides.

La fermentation des lisiers de porcs et de bovins donne lieu à des processus similaires, dont la succession dépend aussi des pics de

prolifération bactérienne.

Les odeurs émises contiennent de nombreuses substances :

- ammoniacque (NH_3)
- hydrogène sulfuré (H_2S) et sulfure de carbone (CS_2)
- mercaptans (éthylmercaptan $\text{C}_2\text{H}_6\text{S}$ et méthyl-mercaptan (CH_4S))
- éthyl - et méthylamine (à quoi l'odorat est très sensible)
- des acides organiques volatils (acétique, butyrique, isobutyrique et propionique) et des aldéhydes (acétaldéhyde)
- d'autres produits tels des phénols, l'indol, le scatol, etc.

Il est difficile d'éliminer les odeurs de la fermentation anaérobie; les traitements par aération forcée sont plus satisfaisants; l'emploi de déodorants n'a pas donné de résultats intéressants, pas plus que l'addition de substances se répandant en film à la surface de la masse. Dans le cas des porcheries, on a préconisé de faire passer l'air expulsé à l'extérieur à travers un laveur d'air : le coût de ce système reviendrait à environ 75 Frs. belges, par porc produit.

Les silages mal réussis de fourrages verts (pour bovins) émettent également des odeurs formées des produits de la fermentation : acides gras volatils, acétone, esters et alcools méthylique et éthylique. On ne dispose d'aucun procédé pour les combattre.

2.3. Les effluents incontrôlés.

- a) Une première source d'effluents incontrôlés résulte des écoulements de silos établis près des locaux ou dans la campagne. Les jus qui s'écoulent représentent jusqu'à 35 % du poids frais des fourrages ensilés et ils peuvent contenir une charge organique de 50 à 75 gr par litre (ZIMMER

1964, VIEHL, 1967). Lorsqu'ils gagnent les ruisseaux, ces écoulements riches en acides organiques peuvent provoquer des mortalités de poissons, qui sont signalées comme fréquentes en Suisse, à l'époque des ensilages (VOGEL, 1967). Des infiltrations sont également possibles dans les nappes, les puits ou les systèmes de distribution d'eau non étanches. Il est donc souhaitable que la construction des silos et le choix de leur emplacement répondent aux exigences de l'hygiène.

- b) Les écoulements occultes des citernes à purin et des réservoirs à lisier sont également dangereux, lorsqu'ils se déversent dans les eaux courantes, en raison de leur charge en ammoniacale (jusqu'à 1.000 à 4.000 mg par litre). Ce produit peut provoquer des mortalités de poissons. Ainsi la carpe meurt après une exposition de 10 à 12 h à 1 mg/l d'azote ammoniacal, mais elle peut supporter cette concentration pendant 3 semaines, si l'eau est bien oxygénée (8 mg O₂/l) et relativement fraîche (18° au maximum). Des observations faites en Bavière durant 3 années attribuent au purin 10 cas sur 37 de mortalités importantes de poissons (KÖRTING, 1969; REICHENBACH-KLINKE, 1960).
- c) Les dangers sont encore beaucoup plus grands dans les cas des élevages concentrés de gros bétail, tels ceux des USA, spécialement pendant les périodes de grosses pluies qui provoquent un ruissellement important (LOEHR, 1969). Ces effluents sont polluants par la matière organique, l'ammoniacale et les nitrates qu'ils contiennent. LOEHR (1968) signale qu'on constate fréquemment des mortalités de poissons dues à l'afflux des eaux de ruissellement des feedlots. Dans le Kansas, les pluies importantes du printemps 1967 ont tué 500.000 poissons. Pour l'ensemble des USA, BERNHARD (1970) évalue à plusieurs milliers de Kg les pertes de poissons dans les rivières américaines, du seul fait des grosses unités d'élevage.

Des décharges de nitrates et d'ammoniaque dans la nappe aquifère sont également possibles, du fait de la concentration existant dans les enclos de nourrissage. Les teneurs en nitrates sous ces enclos sont 10 à 20 fois plus élevées que celles qu'on mesure dans les terres agricoles; les nappes peu profondes peuvent contenir 10 à 25 mg N (NO_3) par litre (LOEHR, 1970). HUTCHINSON et VLETS (1969) signalent également des retombées d'ammoniaque dans les eaux de surface par volatilisation à partir des enclos d'élevage du voisinage.

3. LA CONTAMINATION BACTERIOLOGIQUE.

En raison de la promiscuité animale, les élevages de haute densité sont des foyers importants de prolifération microbienne, dont le potentiel de contamination ne doit pas être sous-estimé. C'est là une question importante à la fois pour l'hygiène du milieu rural, la protection des travailleurs et l'auto-infection des élevages eux-mêmes. C'est à ce point vrai que certains de ces élevages exigent une prévention bactériologique permanente par l'addition d'antibiotiques ou de coccidiostatiques dans les aliments (porc, volaille).

3.1. Les populations microbiennes dans les locaux d'élevage.

Les plus fortes concentrations microbiennes dans les locaux d'hébergement s'observent dans les élevages de volaille. En effet, ces locaux sont chauffés et leur atmosphère est maintenue sèche; dès lors l'agitation des animaux a pour conséquence de charger l'air de poussières, lesquelles véhiculent des germes microbiens en provenance des déjections. HILLIGER et MATTHEWS (1972) ont colligé les analyses bactériologiques publiées en Allemagne, en Autriche et en Tchécoslovaquie : les nombres de germes par litre d'air se distribuent comme suit, selon les exploitations recensées :

- valeurs minimales : de 1.227 à 50228 germes par litre d'air;
- valeurs maximales : de 16.000 à 160.956 germes par litre d'air;
- spores de champignons : 100 à 600 spores par litre d'air.

Les analyses de LEBARS, en France, indiquent des valeurs comprises entre 100.000 et 1.000.000 de germes par litre d'air.

Les chiffres sont plus bas pour les élevages de volaille en cage : 342 à 5.860 germes par litre d'air.

L'atmosphère des grandes porcheries est généralement moins obérée; sa teneur varie de quelques germes à 11.400, selon les recensements cités par HILLIGER et MATTHEWS (1972). Le nourrissage à sec des porcs diminue généralement le nombre de germes et l'on cite des valeurs comprises entre 200 et 2.530 par litre d'air.

Dans les étables à bovins, les chiffres sont aussi très variables selon la qualité des installations. HURTIENNE (1967) pour l'Allemagne cite des valeurs de 172 à 562 germes par litre d'air et LACEY, pour la Grande Bretagne, de 24.230 à 47.100 germes par litre. BARUAH a dénombré de 95 à 16.000 spores de moisissures par litre.

Si les chiffres sont effectivement variables, ils sont en général très supérieurs à la contamination bactériologique de l'atmosphère dans les locaux résidentiels (1 germe par litre d'air) et aux normes acceptables pour les animaux eux-mêmes (250 germes par litre pour le porc). Dès lors, les animaux mais également les travailleurs se trouvent exposés à des atmosphères fortement contaminées; même s'il s'agit de germes non pathogènes, ceux-ci doivent être phagocytés au niveau des muqueuses respiratoires. Dans un air contenant 50.000 germes par litre, l'homme en capte 5 à 10.000 à chaque aspiration.

Les systèmes d'aération des locaux d'élevage rejettent l'air contaminé à l'extérieur et des transports aérogènes de germes sont possibles au moins sur de courtes distances.

COLWELL (1968) aux USA, HUGH-JONES (1970) en Grande Bretagne et WILLINGER (1969) en Europe centrale ont signalé que des contaminations aérogènes pouvaient se produire entre élevages distants de moins de 200 m. GERZYMISCH (1964) signale même des transferts par des gouttelettes de condensation jusqu'à 750 m. STRAUCH (1970) indique que des germes d'*Eschecheria coli* (bactérie fécale) peuvent être détectés dans le sol à 100 m de distance des locaux d'hébergement.

Le spectre microbien de l'atmosphère dans les locaux d'élevage est très étendu : bactéries sporulantes aérobies et anaérobies, colibacilles, coques, Pseudomonas, Entérobactéries (*Eschecheria coli*), spores et fragments de moisissures (*Aspergillus*, *Penicillium*, *Mucor*, *Candida albicans*) et cellules de levures. La présence de virus n'est pas à exclure et leur transfert est possible entre exploitations voisines : le cas de la fièvre aphteuse est classique à cet égard.

3.2. La contamination microbienne des déjections.

Les déjections fraîches solides et liquides contiennent de nombreux germes fécaux : colibacilles, streptocoques, staphylocoques, pseudomonas, clostridium, pasteurella, *Bacillus subtilis*, etc.), des entérovirus, des protozoaires et des parasites intestinaux (vers, taenias, douve hépatique). Un certain nombre sont des pathogènes importants, notamment les diverses souches d'*Eschecheria coli*, le *Staphylococcus aureus*, les agents de la brucellose (*Brucella abortus*) et les leptosporioses, enfin le groupe de Salmonelles : *Salmonella typhimurium* et *S. dublin* (GOWAN, 1972). Dans les lisiers frais, on dénombre 1 à 10 millions de germes par millilitre. Selon MAC CALLA et al. (1970), la vache rejette environ 5 milliards de colibacilles par jour, le porc 9 milliards et le mouton 18 milliards. Les mêmes auteurs ont dénombré les chiffres suivants, en millions de germes par ml ou cm³

	<u>Fumier frais</u>	<u>Lisier</u>	<u>Fumier séché</u>
Bactéries fécales	73 à 245	8,5 à 303	120 à 490
Colibacilles	0,04 à 1,3	0,3 à 0,7	0,03 à 1,3
Euteroques	0,53 à 0,8	1,83 à 4,87	0,07 à 0,17
Autres anaérobies	0 à 0,03	0,1 à 2,7	0,01 à 0,17

Les aliments importés de l'étranger peuvent introduire des pathogènes exotiques, qui risquent de se naturaliser dans les élevages, la faune indigène et même l'homme. Dans une rivière belge, on a récemment découvert des Salmonelles d'origine tropicale (SAIVE, 1973).

Dans les exploitations traditionnelles, les déjections animales étaient stockées sous forme de fumier pailleux qui subissait une fermentation aérobie chaude ($\pm 50^{\circ}\text{C}$), capable de détruire la plupart des pathogènes. Il en était de même des purins en raison de la durée de séjour en citerne. L'épandage de ces produits s'effectuant après une longue désinfection naturelle et présentait peu de dangers de contamination.

Il en est autrement dans les grands élevages modernes où le stockage aussi prolongé des déjections n'est pas possible sans installations prohibitives. Au surplus, les déjections sont souvent stockées sous forme de lisier, lequel subit des fermentations anaérobies à basse température, qui non seulement dégagent de mauvaises odeurs mais ne permettent qu'une désinfection très partielle.

La persistance des salmonelles dans les déjections stockées a fait l'objet de recherches systématiques, citées par STRAUCH (1972), BEST (1969, 1971), BLUM (1968 et DIESCH (1970). Dans les fumiers solides et non pailleux de porc, les salmonelles persistent 21 jours en été et 42 jours en hiver. Dans les déjections solides de volaille, la persistance est de 6 jours en été (20°C) et de 26 jours en hiver (8°C); la persistance est plus longue (respectivement 43 et 166 jours) quand les déjections fraîches sont mélangées à des déjections plus anciennes et desséchées.

Dans les lisiers de bovins adultes, les salmonelles persistent 188 jours à 17°C et 345 jours à 8°C , avec une moyenne de 286 jours; dans les lisiers de veaux, la persistance est de 34 jours; dans le purin, de 112 jours (STRAUCH, 1972). HILLER et MOTZ (1971) et DIESCH (1970) donnent d'autres indications pour divers organismes pathogènes (voir Tableau IV). Les lisiers présentent donc des dangers de contamination beaucoup plus grands que le fumier pailleux dans les aires d'épandage (sols cultivés, prairies) mais aussi pour les eaux de surface quand il y a décharge intentionnelle ou occulte.

Les eaux sont un véhicule important des agents pathogènes d'origine fécale. Les salmonelles y persistent plusieurs semaines à 3 mois, les agents des leptosporioses plusieurs semaines, les Brucella plusieurs jours, les bactéries de la tularémie des mois ou des années, les rickettsias 36 mois. La persistance des virus dans les eaux est mal connue mais possible pour certains agents. Le cas est cité comme probable pour des virus humains (hépatite infectieuse, paralysie infantile).

Des contaminations bactériennes peuvent aussi atteindre la nappe phréatique. On a déjà fait allusion aux contaminations fécales (colibacilles) dans les puits ruraux (voir IIe Partie) KOHL (1969) signale même avoir repéré des colibacilles jusqu'à 36 m de profondeur, mais il devait sans doute s'agir d'un cas très particulier, qui serait parfaitement possible dans les calcaires Karstiques.

3.3. Le potentiel de contamination à l'égard de l'homme.

Il existe depuis longtemps une pathologie des éleveurs et des maladies d'élevage transmissibles à l'homme (zoonoses). Les principales sont indiquées au Tableau IV et sont transmises par des contaminations fécales, les animaux domestiques jouant le rôle de réservoirs bactériens. Les zoonoses les plus fréquentes sont les salmonelloses. DIESCH (1970) indique qu'on recense médicalement quelque 20.000 cas chaque année aux USA, mais on suppose les cas d'infection occulte à 1 ou 2 millions.

La transmission de parasites à partir du bétail est également possible (taenia, ascaris, douve hépatique). Les mycoses superficielles peuvent être contractées par des contacts directs avec les animaux. Les mycoses profondes (actinomycoses, aspergilloses, coccidioidomycoses, sporotrichoses, etc.) sont des mycoses d'ambiance, qui proviennent de l'abondance des moisissures dans les locaux d'élevage.

Les virus animaux sont très nombreux (environ 500) et comprennent diverses catégories (entérovirus, virus respiratoires, herpès, adénovirus, myxovirus) dont la transmission peut se faire par l'eau, le lait ou les déjections. Leur pathogénéité pour l'homme est très mal connue.

La zoonosologie des exploitations avicoles présente des aspects particuliers, car les transferts s'effectuent par voie respiratoire, à partir des poussières contaminées. Chez les travailleurs de ces élevages, on observe fréquemment des troubles respiratoires : rhinites, trachéites, bronchites, conjonctivites, maux de tête, états févriels non spécifiques, manifestations d'allergie, douleurs musculaires. Dans certains cas, les symptômes s'organisent en une affection pulmonaire, connue sous le nom de "maladie des éleveurs de pigeons,, ou "birds breeders Lung,, (ornithose). Outre cette affection, on a aussi constaté des cas de septicémie.

Des affections pulmonaires peuvent également se produire chez la volaille, le porc et les bovins; certaines affections cardiaques chez la volaille auraient la même origine. Il n'est pas non plus exclu que les produits frais obtenus dans de tels élevages (oeufs, lait) soient eux-mêmes contaminés.

L'aggravation du complexe pathogène dans les grands élevages implique l'emploi d'antibiotiques dans la nourriture. Mais cette pratique risque, en retour, de sélectionner des souches pathogènes résistantes pour les animaux et, à travers les aliments d'origine animale, pour l'homme lui-même. Il s'agit là d'une hypothèse qu'il serait peu sage d'écarter a priori.

Des transmissions de maladies peuvent aussi se faire par les mouches (mouche domestique, mouches coprophages, drosophiles) et par les rats, en particulier la leptosporiose dans les eaux contaminées par l'urine de cet animal (GOWAN, 1973).

TABLEAU IV. Maladies transmissibles à partir des élevages d'après DIESCH (1970), STRAUCH (1972) et GOWAN (1973).

Types infectieux	Espèces-réservoirs	Agents de transmission	Persistance à l'extérieur	Réceptivité par l'homme
Salmonelloses (1.300 sérotypes)	tous les animaux domestiques	eaux contaminées par les déjections, aliments d'origine animale	eaux : plusieurs semaines à 3 mois lisiers : 6 mois à 1 an (porc, bovins, 34 jours (veaux) purin : 112 jours (bovins) fumier non paillé : 21 à 42 j. selon t° déjections de volaille : 6 à 26 j. selon t°	20.000 cas observés par an et 1 à 2 millions de cas suspects aux USA
Leptosporioses	bétail, porc, rat et animaux sauvages	eaux surtout dormantes contaminées par les urines d'animaux infectés, notamment le rat	eaux : plusieurs semaines purin : plusieurs mois	1.000 cas aux USA depuis 1941. Contamination à travers la peau lors des baignades
Brucelloses (avortement épizootique)	bétail, porc, chèvre	contamination par sécrétions utérines et foetus avortés	eaux : 10 à 20 jours à 25°C purin : 4 jours fumier : 2 mois herbages : 30 jours en été, 100 jours en hiver	contamination humaine rare, surtout par le lait (fièvre ondulante)
Colibacilloses (pathogènes intestinaux)	animaux et homme	contamination fécale des eaux et des puits, mouches	généralement détruits à 60°C en 30 minutes, mais souches plus résistantes	entérites des nouveau-nés
Tularémies	rat musqué, castor et animaux sauvages ou domestiques (moutons)	eaux courantes contaminées par les déjections; mouches	eaux : plusieurs mois ou années; endémique dans les sites fluviaux du castor et du rat musqué	contamination par les eaux, le contact cutané ou le gibier (rare)
Erysipèle	porc, dindon	eaux de surface	eaux : quelques jours purin : 12 - 14 jours sol : jusqu'à 21 jours	cas occasionnels et atypiques d'érysipèle humain

Types infectieux	Espèces-réservoirs	Agents de transmission	Persistance à l'extérieur	Réceptivité par l'homme
Tétanos	animaux et homme, mais surtout le cheval et les herbivores	abondant dans les fèces; dissémination des spores par l'eau	persistance dans le sol pendant des années	contamination des plaies profondes
Charbon	bétail, mouton, chèvre	eaux de surface, peaux, laine	persisterait pendant 60 ans dans le sol, à l'état sporulé	contamination par l'eau, les peaux, les aliments. Actuellement très rare.
Tuberculose	bétail	fèces, viande, lait	persistance de 6 mois dans le purin et de 6 à 8 semaines sur le sol fumé	cas très rares de transmission à l'homme.
Rickettsias	bétail, mouton, chèvre	air, tiques	eaux : 36 mois sol : 148 jours	une espèce serait transmissible à l'homme.
Fièvre aphteuse (virus)	ongulés	très divers, y compris les aliments	persistance de 1 année dans les sites infectés	transmission par le lait ou par infection de plaies
Choléra des gorettes (virus)	gorettes, porcs	par contact et déjections	peu durable	fièvres grippales peu durables
Mycoses (champignons)	animaux domestiques	par contact	les spores peuvent persister pendant des années en atmosphère séchée	les animaux ne seraient responsables que des mycoses superficielles
Taenia	bétail	contamination par les déjections	très résistant; persiste dans les pâtures	passe de l'homme au bétail et inversement.
Ascaris	animaux, homme	par les déjections	jusqu'à 5 années en milieu humide	vers intestinaux
Douve hépatique	bétail	contamination par les fèces	persiste dans les prairies humides	contamination possible chez l'homme.

3.4. La désinfection des déjections animales.

Dans le cas où l'épandage des déjections animales et des lisiers doit se faire avant leur désinfection naturelle, il convient d'envisager une désinfection artificielle, pour d'évidentes raisons d'hygiène. Divers procédés ont été envisagés (STRAUCH, 1972; BAARDER et al., 1972) mais la plupart ne sont pas encore au point. Il faut en effet que les traitements désinfectants ne soient pas incompatibles avec le recyclage ultérieur des déchets sur les terres.

Pour la fraction solide des déjections, recueillie comme telle ou séparée du lisier, le problème est relativement simple. On peut recourir au compostage, en additionnant des matières favorables à une bonne décomposition aérobie: paille, tourbe, vieux papiers, déchets domestiques d'origine végétale. De cette manière, on ne fait que reproduire la fermentation naturelle des fumiers pailleux.

La désinfection des lisiers est beaucoup plus aléatoire. L'addition de désinfectants (chaux vive, soude caustique, cyanamide, formaldéhyde, chlore) n'a pas donné de résultats satisfaisants. L'adjonction d'herbicides et d'insecticides a également été préconisée pour l'élimination des parasites et des mouches. De même, le traitement par décharges électriques, irradiations et ultrasons n'a guère donné de résultats.

La méthode de désinfection la plus simple est le séchage à chaud; elle empêche que des mauvaises odeurs ne se forment et elle assure une certaine efficacité. Le procédé est toutefois coûteux en raison de l'énergie qu'il demande. Des t° de 90 à 500°C ont été essayées pour les déjections de volaille qui contiennent peu d'eau; pour le lisier de porc pré-évaporé, on adopte une t° de 90°C. Des essais de dessiccation rapide sur tambour à 250 - 350°C ont toutefois montré que des bactéries peuvent résister à ce traitement. PETERSEN et SCHUTZENBERGER (1969) ont également constaté la persistance de microbes (2.400. colibacilles par gramme) dans les ordures ménagères incinérées à 980 - 1.090°C. Au total, les procédés de séchages à chaud ne fournissent pas non plus toutes les garanties désirables.

La désinfection artificielle est particulièrement importante lorsqu'on se propose de réutiliser les déjections comme aliments notamment les déjections de volaille pour les bovins. Lorsque les déchets animaux sont destinés à l'épandage sur les terres, on peut escompter une désinfection ultime dans le sol, bien que des formes de résistance bactériennes ou parasitaires puissent persister dans les terres et les herbages.

La désinfection artificielle des déchets animaux et spécialement des lisiers constitue certainement un aspect majeur de la problématique des élevages de haute densité. A cet égard, et du point de vue de l'environnement, il s'agit d'un objectif de recherche prioritaire.

4. L'ELIMINATION DES DECHETS D'ELEVAGE.

Le problème le plus complexe des concentrations zootechniques est l'élimination des déchets de l'élevage, spécialement dans les exploitations qui ne disposent pas de surfaces nécessaires pour un épandage rationnel sur les terres agricoles. Certes on peut concevoir des échappatoires, lorsque les contingences s'y prêtent. Si les exploitations zootechniques sont minoritaires dans un finage rural, les déchets peuvent être épandus comme fertilisants dans d'autres exploitations voisines, fonctionnant sans bétail, ce qui rétablit l'équilibre animal-sol à l'échelle locale. On a aussi préconisé de localiser l'épandage intensif sur des terres incultes ou bien même sur des terres cultivées, l'exploitation zootechnique prenant alors à sa charge les déficits de production qui pourraient en résulter. Ces solutions sont toutefois limitées d'une part par le coût des transports et des épandages, d'autre part par les dangers de pollution des eaux de surface et des nappes aquifères. Au surplus, l'épandage des lisiers pose des problèmes d'odeurs et la masse à évacuer peut être considérable. C'est la raison pour laquelle on est obligé de concevoir, dans les grandes unités d'élevage, d'autres procédés d'élimination que le simple recyclage sur les terres agricoles. Ces procédés font l'objet de recherches dans la plupart des pays où la question se pose à une échelle suffisante soit dans les pays de la CEE et de l'Amérique du Nord. Les solutions techniques ne sont encore que partiellement élaborées et des mises au point restent indispensables. On peut s'en convaincre à la lecture des résultats publiés aux USA sous le titre "Animal waste Management,, (1969) (Cornell University Conference, Ithaca).

4.1. Les quantités de déjections animales.

La production journalière de déjections solides (fèces) et liquides (urine) des animaux domestiques a été mesurée dans divers pays. Les normes admises varient quelque peu d'un pays ou d'un laboratoire à l'autre, du fait

que les déchets totaux et la part des déjections liquides et solides dépendent de l'âge et du poids des animaux mais aussi de leur régime alimentaire. Ainsi des rations trop riches en protéines augmentent les sécrétions urinaires, l'excès d'azote étant éliminé sous forme d'urée par les reins, alors que les rations plus riches en glucides n'ont pas le même effet. Dans le Tableau V, figurent des valeurs citées comme telles par divers auteurs. Les valeurs adoptées pour l'animal adulte moyen et de poids caractéristique (550 Kg pour les bovins, 95 Kg pour les porcs, 2 Kg pour la volaille adulte) sont déduites de mesures anglaises, belges et allemandes. C'est l'animal adulte de poids moyen qui sert de référence pour le calcul des déjections à l'échelle régionale ou nationale, avec un facteur de pondération pour les diverses espèces et groupes d'âge des populations zootechniques.

Si l'on applique ce mode de calcul aux recensements nationaux des animaux d'élevage, on se rend compte de l'énormité du problème des déjections animales. Dans le Tableau VI figure une évaluation globale pour la Belgique - pays d'élevage intensif - et pour l'Allemagne - pays en position moyenne - et pour les USA; la situation néerlandaise doit être proche de la situation belge et la situation anglaise proche de la situation allemande. Les chiffres sont certainement inférieurs pour la France, l'Italie ou l'Irlande, où l'intensification de l'élevage et les concentrations zootechniques sont plus modérées et posent à ce jour des problèmes d'environnement moins aigus.

Le Tableau VI indique un tonnage disponible par hectare de terres agricoles de 18 T/ha-année en Allemagne et de 32,8 T/ha-année en Belgique. (d'autres calculs donnent 38 T/ha-année). Pour la Belgique, le tonnage est 3 fois plus élevé que ce que peuvent raisonnablement supporter les terres agricoles dans les systèmes actuels de rotation et même en Allemagne, les surplus sont encore évidents. On peut aussi calculer que si la masse totale des excréments animaux devait être épandue sur l'ensemble des terres agricoles, l'apport annuel serait de 2 mm en Allemagne et 3,5mm en Belgique. Ces calculs situent cependant le problème à un contexte théorique qui n'est pas

TABLEAU V. Déjections journalières à l'état frais des animaux d'élevage (1)

	Fèces (Kg)	Urine (Kg)	Total	Total en % du poids vif (2)	Productions an- nuelles moyennes en Kg
I. Bovins.					
Vaches laitières					
-en lactation(été)	28	18	46	8,8 %	- 15.695 Kg/ année par animal de 550 Kg.
-en lactation(hiver)	28	9	37	7,4 %	
-hors lactation	18	16	34	6,8 %	
Bovins à l'engrais					
- 350 - 500 Kg	27	3	30	6 %	- 75 Kg/jour par 1.000 Kg de poids vif.
Veau à l'engrais (120 Kg)	7	9,8	16,8	14 %	
Adulte moyen (550 Kg)	28-30	12-15	40-45	7,3 à 8 %	
II. Porcins.					
20 Kg	0,8	1,3	2,1	10 %	- 1.825 Kg/ année par animal de 95 Kg.
40 Kg	1,02	2,6	3,62	9 %	
60 Kg	1,50	2,6	4,10	6,8 %	
90 Kg	1,9	2,6	4,8	5,3 %	- 65 Kg/jour pour 1.000 Kg de poids vif.
130 Kg	2,15	2,75	4,9	3,8	
III. Volaille.					
Poules pondeuses	0,2	-	0,2	10 %	
Poulets de chair	0,13	-	0,13	10 %	

(1) d'après TIENIJE et VETTER (1972), COTTENIE (1973), FURRER (1973) et DROEVEN (1973).

(2) Les valeurs moyennes selon REYNS, TRIGANIDES et STROSHINE (communication C.E.T.I.R., Gembloux) sont les suivantes : 8,8 % pour les bovins, 7,4 % pour les porcs et 10 % pour la volaille.

TABLEAU VI. Production annuelle totale d'écralements animaux (fèces + urines).

	Belgique (1972) (1)		Allemagne (1970) (2)		USA (1970) (3)	
	Nombre d'animaux en milliers	Tonnage annuel en milliers T	Nombre d'animaux en milliers	Tonnage annuel en milliers T	Nombre d'animaux en milliers	Tonnage annuel en milliers T
Bovins	2.700	42.376	10.177	167.000	107.000	1.394.000
Porcs	2.400	4.380	19.324	23.000	53.000	91.200
Volaille	24.300	1.773	62.842	7.200	490.000	48.000
Chevaux		576	manque	-	3.000	21.900
Moutons	-	-	-	-	26.000	18.900
Tonnage total (fèces + urines)	49.105.000 T		197.200.000 T		1.574.000.000 T	
Surface agricole en ha	1.490.000 ha		11.000.000 ha		195.000.000 ⁽⁴⁾	
Tonnage disponible par ha	32,8 T/ha		18 T/ ha		8 T /ha.	
Equivalent-habitant	46.730.000 h.		174.000.000 h.		1.150.000.000 h.	
E H par km ² de surface agricole	3.137 h.		1.532 h.		6 h.	

(1) Station Chimie et Physique agricole, Gembloux.

(2) BAARDER et al., 1972.

(3) LAW et BERNARD, 1970.

(4) dont 10 % de terres irriguées produisant 25 % des denrées et textiles.

le sien, car il est évident que la distribution sur les terres étant inconcevable à longue distance, la répartition est très inégale d'une contrée à l'autre dans un même pays. Ainsi la charge en T/ha-année varie en Belgique de 25 T (Province de Namur) et 32 T (Luxembourg) à 49 T (Flandre occidentale), 50 T (Flandre orientale) et 58,8 T (Province d'Anvers).

4.2. Le potentiel de pollution et d'eutrophisation des déjections animales.

On peut estimer le potentiel de pollution des déchets animaux tout d'abord en l'exprimant en équivalent de population humaine (E.H.), ce qui donne une idée des dimensions à donner à des projets d'épuration d'initiative publique. En Belgique, le potentiel de pollution équivaut à 46 millions d'habitants (5 fois la population du pays) ou 3.130 par Km² de surface agricole. En Allemagne, l'équivalent est de 174 millions d'habitants (3,3 fois la population du pays) ou 1.530 par Km² de surface agricole. Aux USA, où la masse de déchets animaux est de 1.510 millions de Tonnes par année, l'équivalent est de 1.000 millions d'habitants, soit près de 10 fois la population du pays. Il faut ajouter qu'en Europe, les densités d'élevage sont généralement proportionnelles aux densités régionales de la population, la France constituant une exception notable à la règle (1).

On peut aussi exprimer le potentiel de pollution des déchets animaux en équivalent DBO, c'est-à-dire en équivalent d'oxygène requis pour la dégradation biologique de la matière organique ou encore en équivalent DCO, ou équivalent d'oxygène requis pour la dégradation chimique totale de la matière organique. Ces mesures expriment l'impact polluant des déjections, lorsqu'elles sont rejetées dans le système hydrographique. Ces diverses valeurs sont données dans le Tableau VII, d'après BARDTKE et JESERICH (1972), MINER et WILLRICH (1970) et FUERER (1973).

(1) CEE - La Communauté européenne en Cartes (Cartes 2 et 4). En France, l'élevage est surtout bovin et lié aux régions herbagères.

TABLEAU VII. Potentiel de pollution des déjections animales (1).

	<u>Vaches</u> (500 Kg)	<u>Porcs</u> (60 Kg)	<u>Volaille</u> (2 Kg)
<u>Equivalent - habitant</u>			
- normes européennes	15	2	0,1
- normes américaines (2)	16,4	1,9	0,14
<u>Poids des déjections par jour.</u>			
- en % du poids vif	8,8 %	6,8 %	10 %
- en valeur absolue (Kg/jour)	<u>44</u> Kg	4,1 Kg	<u>0,2</u> Kg
<u>Matière sèche des déjections.</u>			
- en % du poids vif	0,89 % ⁽³⁾	0,69 %	1,68 %
- en valeur absolue (Kg/jour)	4,45 Kg	0,41 Kg	0,03 Kg
<u>DBO5 par animal/jour (4)</u>	907,00 gr	130,00 gr	6,4 gr
<u>DBO5 par 1.000 Kg poids vif (4)</u>	1814,00 gr	2173,00 gr	3200,0 gr
<u>DCO par 1.000 Kg poids vif (5)</u>	7900,00 gr	5000,00 gr	11690,0 gr

(1) d'après REYNS, TAIGANIDES et STROSHINE, communiqué par C.E.T.I.R. (Gembloux, 1973).

(2) d'après LAW et BERNARD (1970).

(3) 0,79 pour les bovins à l'engrais.

(4) DBO5 : demande biologique en oxygène en 5 jours, pour l'oxydation de la matière organique biodégradable en milieu aérobie. Vaut 54 gr/jour pour l'homme.

S'obtient en multipliant la matière sèche par les facteurs suivants :

- 0,204 pour la vache
- 0,162 pour les bovins à l'engrais.
- 0,318 pour les porcs à l'engrais.
- 0,214 pour la volaille.

(5) Le DCO ou demande chimique en oxygène, pour la réduction complète de la matière organique. Varie avec le régime alimentaire.

Le potentiel de fertilisation pour les terres ou d'eutrophisation pour les eaux peut être évalué d'après la composition chimique des déjections, sachant que les fèces et les urines sont finalement minéralisées en nitrates, phosphates, potasse et CO_2 (TABLEAUX VIII et IX).

Si l'on considère le potentiel de fertilisation pour les terres, on constate que les déjections animales peuvent couvrir une part importante des besoins agricoles en fertilisants. Pour l'Allemagne, par exemple, dont la charge en cheptel n'est pas encore excessive, on admettait que les déchets d'élevage couvraient en 1970 : 41 % des besoins en azote, 47 % des besoins en potasse, 30 % des besoins en phosphore et 54 % des besoins en calcium.

En Belgique, où les densités de cheptel sont plus élevées, l'offre en équivalent-fertilisants s'établit comme suit (COTTENIE, 1973) :

- 191 Kg N par ha/année soit, 1,5 fois les besoins pour les terres agricoles et 2/3 des besoins pour la prairie intensive;
- 173 Kg de K_2O par ha/année, soit 1,7 fois les besoins agricoles;
- 141 Kg de P_2O_5 par ha/année, soit 2 fois les besoins agricoles.

Si l'on songe que ces mêmes pays et spécialement la Belgique utilisent en outre des doses importantes d'engrais minéraux, on est obligé de supposer qu'une partie relativement importante des déjections (sur laquelle les statistiques sont muettes) n'est pas réemployée pour fertiliser les terres et vient augmenter la charge polluante des systèmes hydrographiques, avec les conséquences biologiques, écologiques, esthétiques et récréatives qui en découlent. Il s'agit donc d'un problème très sérieux, certes connu des spécialistes, mais souvent ignoré dans le grand public.

4.3. Valeur fertilisante des lisiers. Avantages et inconvénients.

Si les propriétés fertilisantes de fumier et du purin sont bien connues et mises à profit dans l'agriculture traditionnelle, le lisier des grandes exploitations constitue un produit nouveau, dont il convenait de

TABLEAU VIII. Composition des déjections animales (fèces + urines) (1)

(en %)

	Déjections totales		
	Bovins	Porcs	Volaille
Matière sèche	9 - 10	8	15 - 25
Matière organique	8	6	10
Azote total	4 à 7	6 à 9	9 à 16
P ₂ O ₅ (ac. phosphore)	2 à 2,5	3 à 6	10 à 15
K ₂ O (potasse)	5 à 7,3	3 à 7	4 à 8
CaO (chaux)	2 à 4,0	3,4 à 4	5 à 16
Mg (magnésie)	0,6 à 1,0	0,1 à 1,0	2 à 3
Ma 2 O (soude)	0,5	1	0,4

(1) d'après la Station de Chimie et Physique agricole de Gembloux et diverses sources allemandes. Les valeurs divergent selon les auteurs et dépendent des régimes alimentaires et des dilutions du lisier.

TABLEAU IX. Quantités d'éléments rejetées par année et par animal.

valeurs par animal moyen	Quantités annuelles par animal, en Kg			Nombre d'animaux pour un apport de 100 Kg d'azote par année
	<u>N</u>	<u>P₂O₅</u>	<u>K₂O</u>	
Vache laitière	63,5	29,5	79,3	1, 5 à 1,6
Bovins à l'engrais	32,0	15,0	40, 0	3
Porcs à l'engrais	10,5	5,9	3,9	10
Poules pondeuses	0,53	0,42	0,23	190
Poulets à l'engrais	0,35	0,16	0,13	300

tester les propriétés fertilisantes. De nombreuses recherches ont été entreprises à ce sujet dans les 10 ou 15 dernières années.

On admet que 20 tonnes ou 20 m³ de lisier de bovins ou de porcs apportent environ 100 Kg d'azote total à l'ha. L'efficacité nutritive de cet azote pour l'année d'épandage est de 40 à 70 Kg d'azote appliqué sous forme minérale. Les essais de ^{Mc}ALLISTER (1966) en Irlande indiquent que, pour une culture fourragère de ray-grass anglais, celle-ci utilise et réexporte 46 % de l'azote minéral appliqué, 32,5 % de l'azote du lisier et 16 à 18 % de l'azote du fumier pailleux. Pour le lisier, l'efficacité correspond à 70 - 80 % de celle de l'engrais minéral. En d'autres termes, le lisier a des propriétés plus voisines des engrais minéraux que des engrais organiques : son azote est rapidement minéralisé et sa contribution à la teneur en matière organique du sol est nettement moins importante que celle du fumier. Ces conclusions sont corroborées par ASMUS (1970), TRENNER (1969) et KOSMAT (1961). VON ZAMEK (1970), à propos d'expériences conduites pendant 8 années, montre aussi que la dynamique du lisier dans le sol diffère de celle des fumures organiques (Tableau X).

TABLEAU X. Bilan azoté du sol sur 8 années.

	Absorbé par les plantes	Restant dans le sol	Lessivé par les pluies
Lisier	51 %	21 %	28 %
Lisier additionné de paille	48 %	23 %	29 %
Fumier frais + purin	37 %	31 %	32 %

L'effet du lisier sur le statut chimique du sol a été étudié par VETTER (1972) sur 34 parcelles expérimentales diversément emblavées. Les teneurs relevées après 10 ans sont exprimées en mg par 100 gr de terre. (Tableau XI).

TABLEAU XI. Teneurs chimiques du sol après 8 années de lisier.

Eléments	Sans lisier			Avec lisier		
	0-30 cm	30-60 cm	60-90 cm	0-30 cm	30-60 cm	60-90 cm
<u>Eléments majeurs.</u>						
N total (mg/100 g)	150	68	17	156	70	25
NO ₃ (")	0,9	0,4	0,3	1,7	0,7	0,5
P ₂ O ₅ total (")	140	69	37	296	134	64
K ₂ O (")	15	7	6	27	15	10
Mg (")	3,3	1,7	1,1	7,3	3,2	1,9
<u>Oligo-éléments (1)</u>						
Manganèse (mg/ Kg)	22	15	25	38	13	22
Zinc (")	11	4,6	1	24	4,7	1,1
Cuivre (")	2,2	0,9	0,6	4,9		1

(1) en provenance des fongicides culturaux (Zn, Mn) ou des antibiotiques vétérinaires (Zn, Cu).

L'effet sur la matière organique (N total) est peu sensible mais les teneurs en nitrates libres sont doublées, ce qui prédispose davantage les terres recevant du lisier au lessivage nitrique par les pluies. Les teneurs en phosphore sont doublées, ce qui permet des transports érosifs plus élevés vers le réseau hydrographique. Les teneurs en potasse sont elles aussi doublées. Les effets du lisier sur le sol sont somme toute comparables à ceux du purin.

Malgré ses teneurs en éléments nutritifs, le lisier n'est pas un engrais parfait, mais un engrais mal équilibré, par excès de potasse et d'azote relativement au phosphore et aux autres éléments. Des apports excessifs de lisier peuvent nuire à diverses cultures par excès d'azote : verser

physiologique des céréales, diminution de la teneur en sucre des betteraves, excès de nitrates dans les cultures fourragères. Ces accidents ont rendu les cultivateurs quelque peu prudents à l'égard de l'emploi intensif du lisier dans les rotations culturales. Au surplus, ce mode de fertilisation s'adapte difficilement à des systèmes rationnels de fractionnement de la fumure azotée, cependant recommandables du point de vue agronomique et du point de vue de l'environnement (voir IIe Partie). Au total, certains praticiens hésitent à dépasser des doses de 15 à 20 T/ha par rotation triennale, ce qui réduit les possibilités d'épandage à 5 - 6 tonnes - année par ha de surface agricole.

Les latitudes sont plus grandes en ce qui concerne la prairie permanente et temporaire. Celles-ci peuvent valoriser l'équivalent de 300 Kg N/ha, ce qui correspond à quelque 60 T de lisier de bovins, 40 T de lisier de porc et 30 T de lisier de volaille. Les productions d'herbe répondent aussi favorablement au lisier qu'aux engrais minéraux, mais les fortes doses de potasse que ce dernier contient risquent fort de créer un déséquilibre minéral par rapport aux cations bivalents (Ca, Mg). Ces conditions peuvent être préjudiciables aux bovins, spécialement au printemps et on les soupçonne d'être une prédisposante indirecte de la tétanie d'herbage ou "maladie du lisier,, (HERRIOTT, 1967). Diverses expériences ont aussi montré que le lisier peut entraîner des modifications floristiques défavorables du crû herbager (régression des légumineuses, multiplication des adventices, notamment les ombellifères), en raison de sa carence relative en P_2O_5 (BONNET-TESTE, 1967). Des applications à contretemps peuvent nuire à l'appétabilité de l'herbe, de sorte qu'il faut limiter les épandages à la fin de l'hiver et au moment de la repousse d'été (si le temps est pluvieux). Par temps sec ou en période de gel, on peut observer des brûlures foliaires (SCHOLLKORN, 1967). Ces limitations obligent à des délais de stockage prolongés ou à des dilutions considérables par adjonction d'eau.

Une autre nuisance du lisier des grands élevages peut résulter de ses teneurs excessives en oligo-éléments, provenant des traitements vétérinaires (antibiotiques, bactériostatiques) ou des traitements fongicides des

cultures fourragères (fongicides organo-minéraux, avec Zn ou Mn; fongicides minéraux, avec cuivre). Chez le porc traité au sulfate de cuivre (additif alimentaire), à raison de 200 à 250 ppm (dose courante), le cuivre se retrouve quasi totalement dans le lisier, avec des teneurs souvent plus élevées. Les lisiers riches en cuivre et épandus en quantités pléthoriques peuvent avoir un effet dépressif sur les bactéries du sol et même sur la croissance de l'herbe (BRAUDE, en Grande Bretagne). TIENHIE et VETTER (1972) indiquent comme suit les concentrations des fumiers et lisiers en oligo-éléments, dans les élevages modernes :

	<u>Manganèse</u>	<u>Cuivre</u>	<u>Zinc</u>
Fumier de bovins	182-218	9,8-19,8	82-1850
Lisier de bovins	270	67	270
Lisier de porcs	400	259	533
Lisier de volaille	400	53	333
Fèces de volaille	233	66	307

4.4. Possibilités et limites du recyclage des déjections animales sur les terres.

On vient de voir qu'il existe des limites au recyclage des déjections et des lisiers sur les terres, si l'on ne veut point s'écarter des bonnes pratiques agricoles. Pour le lisier de bovins, il n'est guère possible de dépasser une vingtaine de tonnes/ha, dans le cas des cultures annuelles et probablement une quarantaine de tonnes/ha dans le cas des herbages. Il est non moins évident que la capacité de métabolisation du sol est bien supérieure. Les essais relatés par CROMACK (1971) en Grande Bretagne le démontrent parfaitement. Des applications exclusivement hivernales (de novembre à mars) à raison de 10 épandages échelonnés, totalisant 258, 516 et 1.032 T/ha de lisier et correspondant à des apports azotés de 730, 1.440 et 2.825 Kg N/ha, ont fortement stimulé la croissance de l'herbe (ray-grass) durant la phase printanière, mais aux dépens des repousses ultérieures. La production totale annuelle a été moindre que dans la parcelle témoin pour les deux premiers traitements et supérieure pour le troisième, mais on n'a pas constaté d'al-

tération sensible du crû herbager après 2 années. Les rendements du froment ont été diminués à partir de 1.200 T/ha (- 4 %) et ceux de la pomme de terre à partir de 1.700 T/ha (- 5 %), mais avec un arrière effet important d'azote pour la culture succédant à la pomme de terre. On est donc porté à supposer qu'une part importante de l'azote fourni durant les mois d'hiver a été soit lessivé, soit dénitrifié ou réorganisé dans le sol.

L'éventualité d'un lessivage nitrique important et, comme tel, dangereux pour les nappes aquifères ou les eaux de surface, est extrêmement probable. STECKEL (1970) aux USA constate que dans un sol sablo-limoneux ayant reçu 27 m^3 de lisier de volaille en une application, sous climat très pluvieux (1.270 mm/année), le lessivage avait déjà notablement augmenté la teneur en nitrates à 1m20 au bout de 13 mois.

Dans un sol sablonneux traité au lisier, en Floride, les teneurs en azote nitrique (N-NO_3) sont passées de 8 à 28 mg par Kg de terre à 60 cm en l'espace de 2 mois. Enfin VETTER (1972) signale que sous des terres fortement purinées depuis plusieurs années, la nappe aquifère avait une charge de 58 mg NO_3 /litre, soit 10 fois plus que sous des sols non purinés.

Il confine donc à l'évidence qu'un recyclage intensif des lisiers sur les terres agricoles et même sur les herbages est susceptible d'entraîner une eutrophisation nitrique importante des eaux de surface et une contamination notable des nappes aquifères. Le procédé est donc extrêmement suspect du point de vue de l'environnement.

Si l'on prend en considération ces limites agronomiques et écologiques ⁽¹⁾, on est bien obligé d'admettre qu'il faut respecter en matière de

(1) Abstraction faite des distances de transport, lorsque le recyclage doit se faire sur des terres étrangères à l'exploitation. Le transport et l'épandage du lisier sont des opérations coûteuses (20 à 75 Fr.b par m^3 selon l'éloignement) (DE BRUYCKERE, 1973).

recyclage sur les terres, un certain rapport entre le nombre d'animaux et les surfaces d'épandage disponibles. Le Tableau XII indique les charges acceptables proposées par divers auteurs, compte tenu des apports azotés et potassiques et des dangers de déséquilibre. En réalité, les évaluations peuvent différer selon les cultures et les rotations en usage et le degré d'intensification des herbages. Les valeurs de 4 bovins / ha, de 15 - 18 porcs/ha et 300 - 500 poules pondeuses / ha sont à considérer comme des maximums. Pour les bovins, on admet plus couramment 2 unités de gros bétail par ha.

TABLEAU XII. Charges zootechniques acceptables, en nombre de têtes par ha de surface agricole.

	Cultures annuelles et prairies temporaires				Prairies permanentes.	
	(1)	(2)	(3)	(4)	(1)	(2)
Bovins adultes	2,5-4	1-4	5	2,5-5	1-1,5	2,5
Porcs à l'engrais	15 (5)	19	17	25 -50	5-7	5
Poules pondeuses (fumier frais)	300	310-385	550	250-500	-	100
Poules pondeuses (fumier séché)	1000	1200-1480	-	2500-5000	-	-
Poulet de chair	5500	-	-	12500-25000	-	-

(1) TIENTJE et VETTER (1972) - Allemagne.

(2) RAGER et al. (1971) - Allemagne.

(3) SCHELTINGA (1970) - Allemagne.

(4) WEBBER et al. (1969) - USA.

(5) Les normes françaises admettent 10 porcs par ha.

Si l'on adopte les normes de VETTER (1), il faudrait disposer de surfaces agricoles suivantes pour un recyclage rationnel :

- pour 100 vaches laitières : 25 à 50 ha;
- pour 100 porcs à l'engrais (2 cycles de 6 mois) : 6 à 10 ha;
- pour 1000 poules pondeuses (fumier frais) : 2 à 5 ha;
- pour 1000 poulets de chair : 1 à 1,5 ha.

COTTENIE (1973) a calculé pour la Belgique les surfaces agricoles nécessaires pour le recyclage des déchets animaux des élevages en 1970 et celles qui seront nécessaires en 1980, selon les prévisions du développement zootechnique, dans l'hypothèse où la distance d'épandage serait indifférente.

	Surface agricole nécessaire pour le recyclage des déjections animales en Belgique		Surface réellement disponible en 1970
	en 1970 (état actuel)	en 1980 (en prévisions)	
Région flamande	817.000 ha	850.000 ha	707.000 ha
Ensemble du pays	1.197.000 ha	1.583.000 ha	1.542.000 ha (1.407.000 ha en 1980).

Il ressort de ce calcul que la capacité de recyclage est déjà virtuellement dépassée dans la région flamande et qu'elle sera dépassée pour l'ensemble du pays en 1980. La situation est sensiblement la même aux Pays-Bas.

4.5. Le traitement artificiel des lisiers.

Les données qui précèdent montrent à l'évidence que si l'équilibre sol-animal se trouve dépassé (et c'est souvent le cas dans les élevages de haute densité locale ou régionale), l'élimination des déjections par voie artificielle devient une nécessité. Il n'est en effet plus admissible, du point

de vue de l'environnement, que le système hydrographique continue à servir de réceptacle aux effluents d'élevage.

Le problème se décompose en trois phases : le stockage, la réduction bactériologique de la matière organique, enfin la destination des boues et des eaux d'épuration, qui sont naturellement eutrophisantes par leur charge en phosphore et en nitrates. Dans ses aspects technologiques, la question relève du génie sanitaire et ne peut être examinée en détail dans ce rapport. On s'en tiendra aux données essentielles.

Pour qu'une désinfection naturelle des lisiers puisse se produire et en raison des limites saisonnières d'utilisation, on admet que les capacités de stockage doivent être calculées pour une durée de 100 jours. Dans ces conditions les volumes à considérer sont les suivants :

5 m³ par vache laitière, pour une période de 100 jours.

3 m³ par bovin à l'engrais. "

1,5 m³ par veau à l'engrais. "

0,7 m³ par porc à l'engrais. "

0,15 m³ pour 100 poules pondeuses. "

Des capacités insuffisantes obligent à des épandages prématurés qui sont dangereux du point de vue bactériologique et parasitologique et gênants par l'excès d'odeurs désagréables.

Les procédés de traitements artificiels sont multiples mais leur avenir dépend surtout de leur prix de revient.

Deux types de solutions se présentent d'emblée. L'une consiste à traiter le lisier tel quel, par des procédés de fermentation sérobie ou anaérobie. L'un et l'autre ont comme conséquence de métaboliser une partie de la matière organique biodégradable, en laissant un résidu boueux (boues d'épuration) qui doit lui-même être manipulé et évacué. Dans les systèmes d'épuration aérobie, les boues d'épuration représentent encore quelque 30 à 50 % de la matière biodégradable. Dans les systèmes anaérobies, la digestion organique va plus loin et dans les meilleurs cas, le résidu représente 10 % de la matière biodégradable. A ce résidu, il faut ajouter la charge non biodégradable, qui varie avec l'alimentation du bétail. Outre les boues résiduaire qu'il faut évacuer, la partie fluide et épurée constitue un liquide fortement eutrophisant (nitrates, phosphates, potasse, matières organiques en dilution et non encore transformées) qui ne peut être rejeté comme tel dans le système hydrographique sans le polluer. L'idéal serait donc d'utiliser ces eaux résiduaire pour fertiliser les terres, mais ce procédé implique des manipulations appropriées et ramène au problème de l'épandage des lisiers.

L'autre solution consiste à séparer dans les lisiers la composante solide et liquide, par filtrage, centrifugation, compression ou floculation. La partie solide peut être séchée ou compostée avec de la paille ou d'autres déchets végétaux. La partie liquide peut être utilisée comme les eaux résiduaire ci-dessus. Dans les deux options, celles-ci ne manquent donc pas de poser des problèmes.

On se limitera ici à exposer quelques systèmes de traitement déjà largement expérimentés.

a) Déshydratation.

Ce système est surtout préconisé pour les déjections de volaille qui sont moins riches en eau. La déshydratation s'effectue par compression ou chauffage jusqu'à obtenir une teneur en eau de 10 %. Les odeurs disparaissent rapidement au cours de la déshydratation. SOBEL (1969) évalue comme suit le coût de la déshydratation par Kg de déjections :

0,15 dollar (500 volailles); 0,12 dollar (1.000 volailles); 0,05 dollar (5000 volailles) et 0,04 dollar (10.000 volailles). Le procédé paraît trop coûteux pour le porc et les bovins. On a tenté de valoriser le résidu déshydraté comme engrais granulé pour le jardinage (USA, Suède), mais le débouché est très étroit. Dans le cas où le produit déshydraté est réutilisé comme aliment pour les bovins, une désinfection à chaud est en outre indispensable.

b) Traitements aérobies.

Ils ont l'avantage d'être inodores et sont préconisés aux USA pour les lisiers de bovins et de porcs. Dans le cas le plus simple, le lisier est stocké sous forme diluée dans des lagunes d'oxydation, situées à l'écart et délimitées par des levées de terre. L'oxydation dépend de la température; elle peut être déficiente durant les froids hivernaux.

Pour éviter des dilutions excessives et effectuer le traitement à proximité des fermes, on utilise des fosses d'oxydation, pour lesquelles il est possible de calculer les quantités d'oxygène à injecter en fonction de la DBO5 du lisier et la puissance de l'aérateur à utiliser. Ce dernier est un dispositif flottant d'aération forcée (DALE et al., 1969). Ce procédé est d'un coût relativement modéré, mais on ne dispose pas de données sur la quantité de boues résiduelles et la composition des eaux d'écoulement. GLERUM (1973) indique des prix de revient, par porc livré, de 2,70 à 1,95 florins hollandais, les investissements de départ s'échelonnant de 21 à 12 florins par animal (1.000 à 3.000 porcs), mais il ne cite pas la charge résiduelle en DBO5 après le traitement. RUPPRICH (1963) indique des prix de revient de 0,97 à 1,54 DM par porc livré. D'autres données font état d'un prix de revient annuel de 40 fb par porc, de 47 fb. par veau et de 600 fb. par bovin. Ces coûts dépendent fortement du degré de dégradation biologique que l'on se propose d'atteindre. Celle-ci atteint 30 à 50% dans les installations courantes, mais on pourrait atteindre 60 à 70% par des perfectionnements technologiques.

c) Traitements anaérobies.

Ces traitements dégagent des odeurs désagréables, ce qui les rend inapplicables dans certains environnements.

La dégradation peut se faire spontanément dans les lagunes anaérobies qui sont des bassins de stockage qu'on ne peut construire qu'à l'écart des lieux habités. Les bons résiduaires représentent environ 10% de la masse organique et les eaux d'écoulement sont suspectes du point de vue bactériologique et polluant pour les rivières (ammoniaque).

Le procédé des "digesteurs anaérobies" utilisant des appareils à mélangeur et chauffage qui réduisent à 20% la matière organique biodégradable tout au moins dans les systèmes bien équipés. Le principal produit de la fermentation est la méthane, qui peut être récupéré pour le chauffage de l'appareil. Les digesteurs sont également utilisés pour le traitement de boues résiduaires provenant des installations d'épuration des eaux urbaines, mais leur prix est encore excessif pour les exploitations zootechniques. Les digesteurs anaérobies ont surtout été utilisés pour traiter les lisiers de porcs, mais ils exigent, spécialement dans le cas des jeunes animaux, une séparation des urines et des fèces solides, afin que les teneurs trop élevées en ammoniaque n'inhibent pas la fermentation méthanique (SCHMID et LIPPER, 1969).

- (e) Des problèmes particuliers peuvent se poser à propos de la dégradation biologique de lisiers lorsque les animaux reçoivent des antibiotiques excrétés par les urines ou les fèces. C'est par exemple le cas pour la chlortétracycline qui inhibe de nombreuses espèces bactériennes à des concentrations de 0,03 à 0,007 mg par litre et peut persister dans le lisier un certain temps (demi-durée de vie d'une semaine à 37°C et d'un mois au moins à plus basse température (MORRISON et al. 1969).

Un autre problème est la persistance des microbes pathogènes dans les eaux de décantation; il a déjà été évoqué au paragraphe 3 et exige certainement des recherches complémentaires.

Pour conclure, il serait erroné de considérer les systèmes qu'on vient de décrire comme des innovations sophistiquées, sans intérêt immédiat pour la situation européenne. Les spécialistes savent que des situations critiques y existent déjà dans les grandes unités d'élevage et qu'elles requièrent au plus tôt des solutions technologiques appropriées. Il y va de la qualité de vie dans l'environnement rural et de ses aptitudes aux diverses fonctions qui sont aujourd'hui les siennes : les fonctions économique, résidentielle, récréative et esthétique.

5. ASPECTS LEGISLATIFS ET REGLEMENTAIRES.

Tous les pays de la CEE disposent d'une législation de sauvegarde de l'hygiène publique qui permet de réglementer ou de pénaliser les rejets d'effluents nuisibles dans le système hydrographique. Cette législation s'applique aussi aux effluents d'élevage qui requièrent aujourd'hui, du fait des concentrations animales, une surveillance particulière du point de vue de la qualité bactériologique et biochimique des eaux. Néanmoins la détection des effluents occultes n'est pas toujours aisée et l'application de la loi rencontre des difficultés dans les cas des pollutions diffuses et cumulatives.

(a) Diverses politiques ont été adoptées en face de ce nouveau défi à la qualité de l'environnement rural. La plus conservatrice mais aussi la plus sûre à moyen et long terme est celle qui réglementerait l'équilibre animal-sol, en limitant les concentrations animales en fonction des surfaces agricoles disponibles dans chaque exploitation. C'est la solution adoptée par la France à propos des élevages de porcs. La circulaire du 15 avril 1971 émanant du Ministère de l'Agriculture considère que "l'épandage sur des surfaces agricoles suffisantes demeure la solution d'élimination des déjections à préconiser dans la généralité des cas". En ce qui concerne les élevages de porcs, elle indique que "ces unités de production doivent disposer d'une surface d'épandage minimale, calculée en première approximation sur la base d'un hectare pour 10 porcs présents par an,, (soit 20 m³ de lisier brut/ha). Elle ajoute que si l'unité de production ne dispose pas en jouissance des surfaces d'épandage suffisantes, elle peut y pourvoir par des contrats avec d'autres exploitations agricoles. Si ces diverses conditions ne peuvent être remplies, des dispositifs spéciaux d'élimination doivent être adoptés, avec le souci d'éviter tout dégagement important d'odeurs nauséabondes.

L'implantation des procheries et la délimitation des zones d'épandage sont soumises à une autorisation administrative préalable.

En cas de rejet des effluents dans le système hydrographique, l'Agence de bassin peut requérir une redevance de 10 FF par porc - année (1972), avec exonération de 300 ou 400 FF.

Les procédés artificiels d'élimination (lagunage, oxydation, etc.) n'ayant pas encore apporté la preuve de leur sécurité et de leur économie ne peuvent être actuellement subventionnés par le Ministère de l'Agriculture.

- (b) En Grande Bretagne, les effluents d'élevage tombent sous l'application des "Rivers Acts,, (1951, 1961) et des "Water Resources Acts,, qui réglementent et pénalisent les rejets dans le système hydrographique. De l'avis de GOWAN (1972), environ 50 % des exploitations d'élevage fonctionnent en infraction et pourraient faire l'objet de poursuites, en vue d'ordonner des correctifs appropriés.

Le "Public Health Act,, (1961) permet aux cultivateurs de s'affilier aux systèmes publics d'épuration des eaux usées. Ce système est déjà adopté pour quelque 10.000 exploitations (GOLAN, 1972). Les conditions et rétributions d'application sont fixées par les pouvoirs locaux.

- (c) En Allemagne, les installations d'élevage de haute densité sont soumises à l'autorisation et à la surveillance des autorités des divers Etats (Services de l'Urbanisme et de la Construction). Les décharges dans les eaux courantes sont interdites, sauf autorisation particulière. Aucune exploitation ne peut implanter un dispositif d'épuration sans autorisation des pouvoirs publics des Länder.

Il est envisagé d'appliquer aux grandes unités d'élevage les mêmes systèmes réglementaires qu'aux établissements industriels.

(d) En Belgique, l'implantation d'étables, porcheries et élevages avicoles est soumise, après une enquête de commodo et incommodo, à une autorisation des autorités communales, de l'inspection de l'hygiène publique et du gouvernement provincial du ressort. (A.R. du 11. 9.1970). Cette procédure a suscité des difficultés d'application et des normes sont en voie d'élaboration qui tiennent compte des distances par rapport aux résidences et du caractère de la zone rurale concernée. Aucun règlement ne limite la dimension des élevages en fonction des terres disponibles.

(e) Il apparaît à l'examen de ces exemples qu'une politique globale quant au problème des effluents d'élevage n'est pas encore élaborée dans la plupart des pays. Mais l'évolution des faits y incitera rapidement. Trois principes pourraient utilement inspirer cette politique :

- le premier est un principe de saine gestion économique, à savoir que les concentrations d'élevage doivent financer elles-mêmes l'épuration de leurs déchets que ce soit de manière autonome ou contractuelle. Sans cela, l'élevage traditionnel et diffus, beaucoup plus sûr pour l'environnement, se trouverait économiquement pénalisé, si les unités de type industriel étaient tacitement autorisées à se débarrasser de leurs déchets sans recyclage ni débours;

- le second principe est un principe de sauvegarde écologique, en application duquel toute installation de nouveaux élevages doit faire l'objet d'une enquête et d'une autorisation préalables après que les dangers de pollution qu'elle présente aient été évalués à tous égards. De même, les exploitations préexistantes devraient être obligées à amender leur installation, lorsqu'il y a présomption sérieuse de pollution.

- Le troisième principe est un principe de politique générale. Etant donné l'évidente coïncidence entre les densités d'élevage et la pollution des eaux de surface⁽¹⁾, la question se pose de savoir s'il y a lieu de contrarier l'évolution contemporaine de l'économie zootechnique qui se poursuit dans le sens d'une concentration croissante dans les zones les plus densément peuplées ou s'il convient au contraire de la mieux distribuer dans l'espace européen.

(1) Voir à cet égard les cartes de distribution des élevages aux USA et la carte d'eutrophisation des eaux (La Technique de l'eau, vol. 298, 1971, pp. 46-47).

A N N E X E V

INFLUENCE DES FERTILISANTS SUR LA QUALITE DES PRODUITS VEGETAUX.

INFLUENCE DES FERTILISANTS SUR LA QUALITE DES PRODUITS VEGETAUX.

L'idée est répandue dans le public que les denrées végétales (céréales, fruits, légumes) produites au moyen d'engrais minéraux à fortes doses, ajoutés ou substitués aux fumures "naturelles" (fumier, lisier, composts, engrais verts) sont de moins bonne qualité biologique ou de goût inférieur aux produits similaires d'autrefois. Cette opinion est aussi présentée comme un argument en faveur de l'agriculture dite "biologique", dont le mouvement se développe dans divers pays.

1. QUALITE DES DENREES ALIMENTAIRES.

Dès avant guerre, l'école allemande a procédé à des essais diététiques avec des régimes alimentaires constitués de denrées produites soit au moyen du fumier de ferme, soit au moyen des engrais minéraux. Aucune différence n'a été décelée entre les deux régimes pour la santé des adultes et des enfants; ni en particulier pour la fréquence des caries dentaires. Après la guerre, les chercheurs ont principalement examiné l'effet des engrais sur la composition bio-chimique des denrées. Les résultats ont été récemment synthétisés par WIRTHS (1972) et ARNON (1973);

1.1. Céréales.

En raison de leur importance dans l'alimentation humaine, les céréales panifiables ont fait l'objet de nombreuses recherches. Celles-ci

ont porté par priorité sur le contenu en protéines du grain. En effet, bien que ce contenu soit faible, la diversité des produits alimentaires dérivés des céréales est telle que celles-ci constituent une source non négligeable de protéines dans les diètes alimentaires. Les résultats obtenus se résument comme suit :

- a. La teneur en protéines totales du blé augmente avec la fumure azotée, même aux doses qui n'ont plus d'effets sur la production elle-même. L'augmentation varie de + 5 à + 18 %, mais le fractionnement de la fumure azotée sur la période de végétation peut l'améliorer jusqu'à + 36 %. Toutefois, l'élévation des teneurs en protéines est toujours plus marquée dans les climats secs que dans les régions humides ou dans les cultures irriguées.
- b. Les fumures même élevées ne modifient pas l'assortiment des acides aminés des diverses protéines du blé, mais seulement la proportion des protéines elles-mêmes. Comme celles-ci ont des compositions différentes, les teneurs globales en acides aminés peuvent être modifiées. C'est ainsi que chez le blé, la teneur en leucine - acide aminé essentiel, qui doit être fourni par l'alimentation - s'élève avec la fumure azotée, tandis que d'autres acides aminés, également essentiels, ont tendance à diminuer, à savoir la lysine, la cystéine, l'arginine et le tryptophane. On observe à peu près les mêmes résultats chez le maïs et le riz, mais l'avoine fait exception et la fumure azotée en élève la teneur de tous les acides aminés de haute valeur biologique.

La fumure potassique tend à augmenter la teneur en lysine et parfois en leucine, arginine et proline, avec diminution corrélative de la cystéine, de la sérine et de la thréonine. La teneur en méthionine ne paraît pas diminuée, mais on a constaté des exceptions.

- c. Chez le blé, la fumure azotée augmente toujours la teneur en gluten et par conséquent la teneur en acides aminés caractéristiques de cette protéine (acide glutamique, acide aspartique, serine, alanine, phenylalanine, thrionine). Or la qualité boulangère des farines augmente avec la teneur en gluten.
- d. En ce qui concerne les vitamines du blé, on constate que les teneurs en thiamine (B_1) et niacine augmentent avec les fumures azotées, tandis que les fumures potassiques ont l'effet inverse; par contre, celles-ci augmentent le taux d'acide penthoténique. Les fumures phosphoriques augmentent aussi les teneurs en thiamine.

1.2. Pomme de terre.

Des excès d'azote et de potasse diminuent la densité amyliacée des tubercules et par là leur qualité culinaire. Par ailleurs, les fumures phosphoriques sont importantes pour obtenir des tubercules de bonne densité et une carence relative en potasse rend les tubercules sucrés par défaut d'amylosynthèse. La fumure azotée augmente légèrement la teneur en protéines des tubercules (+ 1,4 %), sans modifier la proportion des acides aminés, sauf si l'azote est fourni en excès.

1.3. Légumes foliacés.

Les fumures intensives phosphoriques et potassiques augmentent généralement la teneur en phosphore et en potassium des légumes, ce qui constitue un avantage physiologique (notamment pour l'équilibre Na/K dans le sang). Par contre les fumures azotées intensives ont tendance à diminuer ces teneurs, du fait que le stock de P et de K absorbé par la plante se dilue dans une masse organique plus grande (plantes plus vigoureuses).

L'azote total, les protéines et les nitrates libres augmentent sous l'influence des fortes fumures azotées, souvent avec une diminution corrélative de certains acides aminés essentiels, en particulier la méthionine. La présence de nitrates en excès diminue aussi la teneur en vitamine C, celle-ci étant utilisée pour leur métabolisation. Les fumures azotées ont, par contre, un effet positif sur les teneurs en carotènes, lesquels sont associés à la chlorophylle; or la fumure azotée augmente effectivement les teneurs en chlorophylle.

Le principal danger des fortes fumures azotées est d'augmenter les teneurs en nitrates libres dans les légumes récoltés en pleine phase de croissance. C'est à propos de l'épinard que la chose a été surtout constatée. Les nitrates peuvent être réduits en nitrites au cours des opérations de conserverie, lorsqu'il y a eu contamination accidentelle par les bactéries. La réduction peut aussi s'opérer dans l'estomac, lorsque celui-ci est trop peu acide et héberge des bactéries (jeunes enfants, dyspeptiques). L'intoxication par des nitrites exogènes ou endogènes est due à leur combinaison avec l'hémoglobine du sang, qui devient inactive (méthémoglobinémie). Des cas graves ou mortels ont été exceptionnellement enregistrés. Les eaux chargées de nitrates sont également dangereuses (limite acceptable : 10 mg N (NO_3) par litre).

Il a été récemment signalé que les combinaisons des nitrites avec les amines, dans le système digestif, donne lieu à des nitrosamines cancérigènes.

1.4. Fruits.

En général, les fortes fumures azotées font davantage grossir les fruits, augmentent leur teneur en eau et diminuent leur teneur en

vitamine C, par un effet de dilution. (oranges, tomates, fraises). L'effet est peu sensible sur les pommes et les poires. L'excès d'azote diminue aussi les teneurs en vitamine C par des effets indirects, soit en provoquant un excès de feuillage qui ombrage les fruits (la vit. C est surtout synthétisée sous l'effet de l'ensoleillement) ou des teneurs trop élevées en nitrates (la vit. C intervient dans la réduction des nitrates). Les fumures potassiques, par contre, tendent à augmenter les teneurs en vitamine C, du fait qu'elles stimulent le métabolisme hydrocarboné, dont dépend aussi la synthèse de cette vitamine. Les résultats obtenus par les fumures phosphatées sont inconsistants.

La fumure azotée augmente les teneurs en carotène (provitamine A), tandis que l'excès de potasse ou de phosphore les font diminuer. En général, toute circonstance qui déprime le métabolisme azoté de la plante diminue les taux de carotène.

En général, les fumures potassiques et phosphoriques augmentent les teneurs en huiles de fruits oléagineux, tandis que l'azote a un effet inverse.

Le goût des fruits d'une variété donnée peut être modifié par des fumures azotées élevées ou par une carence relative en potassium (orange, pêche, tomate, concombre, poivrons, fraises, fruits à noyaux). Dans certains cas, l'effet se marque durant la conservation au froid.

L'arôme des fruits dépend surtout de l'équilibre N/K des engrais. Un excès d'azote peut être préjudiciable.

En matière de goût et d'arôme, les caractéristiques variétales sont toutefois plus importantes que les fluctuations induites par les fumures.

2. QUALITE DES FOURRAGES.

Un effet spécifique des fortes fumures azotées est d'augmenter la teneur en nitrates libres dans les fourrages foliacés. Or les nitrates peuvent être réduits en nitrites, dans le rumen des animaux polygastriques et provoquer par méthémoglobinémie des intoxications graves et même mortelles. L'eau chargée de nitrates peut donner lieu aux mêmes effets. Chez le bétail, la méthémoglobinémie est également responsable du retard de croissance des veaux et d'avortements non spécifiques chez la vache.

C'est à la suite d'accidents survenus aux USA (Wyoming) dans le bétail alimenté au moyen de fourrage vert d'avoine, de sorgho, de froment et de seigle, stimulé par des fortes fumures azotées, que GILBERT et al. (1946) arrivèrent à la conclusion que la cause directe était une teneur excessive de nitrates (KNO_3) dans la ration journalière. Ils constatèrent des teneurs en nitrates supérieures à 2 % de la matière sèche dans 63 échantillons d'avoine en herbe et des teneurs également élevées dans d'autres fourrages céréaliers et dans les collets de betterave. Les contrôles se multiplièrent ensuite aux USA et ailleurs et se révélèrent positifs pour les fourrages suivants fortement stimulés à l'azote : maïs fourrager, orge, seigle, sorgho, avoine, betterave, colza, chou fourrager, ray-grass d'Italie, cynodon, fétuque des prés et luzerne à l'état jeune (BALKS et PLATE, 1955, en Allemagne; IBERT, 1957 et KRETSCHMER 1958, aux USA; HEDIN 1963, en France, etc.). Un rapport néo-zélandais (1956 - 57)

indique également des intoxications mortelles chez le mouton par le seigle fourrager (18,4 % de KNO_3 dans la matière sèche), le colza (6,6 %), le froment en herbe et la betterave fourragère.

Les études de toxicité sur le bétail concluent que les teneurs en nitrates sont dangereuses dès qu'elles dépassent 1 % du poids de la matière sèche et qu'elles représentent dans la ration plus de 0,4 mgr NO_3 parKg de poids vif.

Dans ces dernières années, nombre d'études ont été consacrées aux conditions qui favorisent des teneurs exagérées en nitrates dans les fourrages. Les conclusions sont des plus intéressantes.

- a. L'accumulation des nitrates libres dans les fourrages risque de se produire chaque fois que la fumure azotée (minérale ou organique) dépasse la capacité de métabolisation de la plante. C'est le cas lorsque la dose de fumure azotée dépasse le niveau à partir duquel la culture ne répond plus par un accroissement de production en matière sèche (SUND et WRIGHT, 1959) ou encore, selon NIENSTEDT (1969), quand la teneur en N (NO_3) de la plante dépasse 0,20 % de la matière sèche.
- b. Ce sont les plantes annuelles telles les céréales, le colza, les choux fourragers etc. qui manifestent la plus forte tendance à l'accumulation, spécialement dans leur phase juvénile de croissance végétative. Les teneurs diminuent spontanément au cours du développement et du vieillissement de la plante. Les teneurs citées à propos du maïs (1,5 % KNO_3 de la matière sèche), du sorgho (2,2 %), de l'avoine (2,4 à 5 %), du colza (jusqu'à 6,6 %) et du seigle (jusqu'à 18 %) concernent toute la phase juvénile de croissance (fourrage en herbe).

- c. Tout facteur susceptible de ralentir la croissance se traduit par une augmentation des teneurs en nitrates chez ces espèces. C'est le cas de l'ombrage (SCHARRER et SEIBEL, 1956; BACKHURST et al. 1958), des traitements herbicides (FRANK et GREGSBY, 1957) du froid, de la sécheresse (NIENSTEDT, 1969). Ce dernier auteur indique que pour l'avoine-fourrage, les teneurs en nitrates peuvent atteindre un niveau dangereux si la saison est sèche, pour les fumures de 100 à 200 Kg N/ha, alors que si l'année est normale, le niveau dangereux n'est atteint qu'à partir de 400 Kg N/ha (essais allemands).
- d. Les cultures fourragères pluriannuelles sont beaucoup moins prédisposées à l'accumulation de nitrates, même si la stimulation azotée est importante. C'est le cas des graminées pratécoles (fléole, bromes, dactyle, ray-grass anglais) et des légumineuses pérennes (luzerne, trèfle, mélilots); il est rare que les teneurs y dépassent 0,25 % KNO_3 en poids de matière sèche et des teneurs plus élevées sont tout à fait temporaires (GILBERT, 1946). Lorsque ces espèces fourragères pérennes sont cultivées en mélange (prairie temporaire), les teneurs en nitrates sont encore plus basses (BALKS et PLATE, 1955; KRETSCHMER, 1958, SUND et WRIGHT, 1959, HEDIN, 1963). La différence de comportement des espèces pérennes par rapport aux annuelles s'explique probablement par le fait que les premières utilisent davantage de nitrates pour l'édification de l'appareil racinaire, où sont entreposées des réserves pour la repousse ultérieure.
- e. La prairie permanente est la végétation qui produit l'herbe la moins riche en nitrates, même si les fumures azotées sont pléthoriques (jusqu'à 400 Kg N/ha et même 1.100 Kg N/ha dans des essais hollandais, sans effet nocif sur des vœaux, des agneaux et des brebis). (BRENIMANN et al., 1961; CONROY, 1961; BALKS et PLATE, 1955, etc.).

- f. Le purinage a tendance à augmenter les teneurs en nitrates, de même que le nitrate de soude naturel. (SUN et WRIGHT, 1959; BALKS et PLATE, 1955). Il s'agit là probablement d'un effet spécifique de l'ion sodium.
- g. Un certain nombre d'espèces sauvages cataloguées comme "nitrophiles,, (ortie sureau, *Cirsium oleraceum*, *Cirsium arvense*, *Chenopodium album* (jusqu'à 10 % KNO_3 du poids de matière sèche), *Taraxacum officinale*, *Amaranthus*, *Eupatorium*, etc.) ainsi que des espèces haloclines (*Salsola kali*) ont également tendance à accumuler des nitrates. Lorsque ces espèces sont broutées par le bétail, elles peuvent aussi donner lieu à des accidents (SUND et WRIGHT, 1959; BERG et MC ELROY, 1953).
-

A N N E X E VI

L'EUTROPHISATION DES ECOSYSTEMES AQUATIQUES

A Q U A T I Q U E S .

§ 1. I N T R O D U C T I O N

L'eutrophisation est un enrichissement des eaux naturelles en éléments nutritifs, ayant pour conséquence une prolifération des algues et des plantes aquatiques et, dès lors, un accroissement de la productivité végétale ou "productivité primaire" des eaux. Les surplus d'éléments nutritifs qui en sont responsables peuvent être fournis aux eaux soit à l'état de sels minéraux libres ou portés par des sédiments, soit inclus dans des effluents organiques biodégradables. Parmi les pollutions de toute nature que peuvent subir les eaux de surface, l'eutrophisation constitue un phénomène spécifique elle n'est autre qu'une fertilisation incontrôlée, accélérée et soutenue des systèmes aquatiques, débouchant sur une série d'altérations qui en affectent profondément la qualité et le fonctionnement.

Cette évolution indésirable est un processus récent et, dans bien des cas, strictement contemporain. Il ne peut donc s'expliquer que par des facteurs nouveaux agissant dans les bassins hydrographiques. Parmi ces facteurs, les méthodes modernes de l'agriculture et de l'élevage contribuent dans une mesure que nous tenterons d'évaluer. Mais elles ne sont certainement pas seules en cause : il apparaît avec évidence que les effluents domestiques (eaux usées, détergents) et urbains (décharges d'égoûts) ainsi que les rejets de nombreuses industries prennent quasi partout, en Europe et aux Etats Unis, une part largement prépondérante, en raison du développement des industries, de la croissance des villes et des progrès de l'hygiène publique.

Ajoutons qu'une fertilisation modérée des eaux constitue une technique courante en pisciculture, dans le but d'augmenter la nourriture des poissons et, par conséquent, la productivité des pêches. Son seul danger

est qu'elle atteigne ou dépasse le seuil de nuisance. Dans ses stades initiaux, l'eutrophisation incontrôlée produit des effets bénéfiques analogues, mais passé le seuil de tolérance, elle engendre des altérations fâcheuses qu'on ne perçoit -faute de vigilance- qu'au moment où la situation est déjà détériorée.

*

* *

L'eutrophisation se réfère à un concept écologique, celui de "trophisme" ou "niveau trophique" des eaux, termes qui désignent leur état de fertilité et leur aptitude à entretenir une certaine productivité végétale.

Dans les conditions dites naturelles, les eaux de surface présentent des états trophiques stationnaires, en équilibre avec les apports chimiques provenant des précipitations, de l'érosion naturelle des sols et des échanges avec les sédiments. Ces états stationnaires sont qualifiés d'ultra-oligotrophe, oligotrophe et mésotrophe selon le niveau de fertilité et de productivité qui leur correspond.

Leur occurrence dépend de l'environnement géologique : les eaux ultra-oligotrophes se rencontrent dans les régions les plus pauvres (plaines sablonneuses, socles granitiques, zones tourbeuses), les eaux oligotrophes dans les terrains sédimentaires à dominante siliceuse, tandis que les eaux mésotrophes sont de règle dans les bassins à sols fertiles **ou** calcaires. Toutefois, les trois états précités peuvent également se succéder dans un même site, sous l'influence des activités humaines. Ainsi, les eaux ultra-oligotrophes ne se sont maintenues en cet état que dans les régions à végétation forestière ou naturelle, par exemple dans les paysages à landes ou de conifères de l'Europe atlantique ou boréale. Les eaux oligotrophes prévalent dans les contrées peu peuplées, à prédominance forestière et agriculture extensive. Par contre, l'état mésotrophe est souvent associé à une colonisation plus intensive des bassins hydrographiques.

Le stade mésotrophe demeure compatible avec une bonne qualité écologique des eaux naturelles ; c'est donc à partir du moment où l'enrichissement des eaux dépasse ce niveau trophique et engendre des nuisances qu'on parle d'eutrophisation proprement dite. Les eaux modérément eutrophisées sont dites eutrophes et les eaux fortement eutrophisées sont dites polytrophes. Le premier état précède nécessairement le second ; c'est seulement dans le stade polytrophe que les nuisances deviennent caractérisées et que la situation se détériore d'une façon permanente et, pour d'aucuns, d'une façon irréversible.

*

* *

Il est aisé de comprendre que la sensibilité des systèmes aquatiques aux facteurs d'eutrophisation qui jouent dans leurs bassins d'alimentation peut notablement différer selon les circonstances. Pour les rivières, l'abondance et le régime des eaux (pluviosité), la vitesse et la turbulence du courant (pente, vigueur d'oxygénation), la température et l'exposition des eaux au soleil (type de climat, présence ou absence de forêts riveraines) sont des facteurs importants. Pour les lacs, il est de même des caractéristiques morphométriques (étendue et volume des eaux, longueur des rivages), de la vitesse de renouvellement des eaux, de la stratification thermique, des échanges gazeux avec l'atmosphère et des échanges chimiques avec les sédiments du fond. Le nombre de ces paramètres implique que chaque système possède sa singularité et ses tolérances propres. Cette diversité des modèles aquatiques introduit un élément d'incertitude dans l'analyse comparée des causes et des mécanismes de l'eutrophisation et, plus encore, dans la prognose d'évolution.

L'inventaire même des sources d'eutrophisation présente des difficultés. S'il est aisé de détecter les sources punctuelles, par exemple celles qui sont d'origine résidentielle ou industrielle, l'entreprise est beaucoup plus complexe en ce qui concerne les sources diffuses, qui jouent dans toute l'étendue du bassin . C'est à cette catégorie qu'appartiennent les

sources éventuelles d'eutrophisation par l'agriculture. Il faut bien reconnaître qu'elles exigent, pour être correctement mesurées, des recherches globales et durables, correctement distribuées sur des secteurs d'une certaine étendue. Bien peu de dispositifs répondent objectivement à cette exigence.

§ 2. L'EUTROPHISATION DES EAUX LACUSTRES

1. Les sources d'information.

L'eutrophisation des lacs et des réservoirs d'eau est la conséquence de celle de leurs affluents, mais il convient de l'étudier en premier lieu pour deux raisons majeures : les effets en ont été beaucoup mieux étudiés et les nuisances s'y révèlent d'une manière plus visible et plus dramatique.

Les recherches concernant les eaux lacustres de l'hémisphère nord ont apporté une masse si considérable de données, qu'elle défie toute synthèse. Cependant, pour un objet déterminé, les informations sont souvent partielles, chronologiquement lacunaires, sinon même occasionnelles. Peu de lacs ont fait l'objet de mesures systématiques pendant plusieurs décennies. Pour beaucoup d'autres, elles n'ont débuté qu'au moment où la situation s'était déjà détériorée, de sorte qu'on sait peu de chose sur leur état initial. Les méthodes elles-mêmes ont varié dans le temps et ne sont pas encore entièrement normalisées. Enfin, les connaissances fondamentales sur la biologie du plancton demeurent insuffisantes, ainsi que le constatent les rapporteurs du Symposium d'Uppsala (réuni sous l'égide de l'O.C.D.E., en 1970).

Fort heureusement, certains systèmes lacustres offrent une base d'étude exemplaire. C'est le cas des grands lacs laurentiens, qui se développent successivement les uns dans les autres et ont atteint des états trophiques différents, et des lacs suédois qui, dans un environnement physique assez semblable, ont été diversement affectés par l'eutrophisation. Les lacs

finlandais et mazuriens constituent aussi d'excellentes séries, mais leur étude vient seulement de commencer. Parmi les nombreux lacs de l'Europe moyenne, quelques-uns ont fait l'objet d'investigations programmées : le lac de Constance (Bodensee), le lac Majeur, le lac de Lugano et récemment le Lough Neagh en Irlande du nord.

A. La chaîne des grands lacs laurentiens (1)

	Superficie (km ²)	Profondeur moyenne (m)	Population du bassin	Occupation du sol	Etat trophique actuel
Lac Supérieur	81.000	128	800.000h	Forêt et agriculture	Oligotrophe
Lac Huron	59.500	58,5	680.000 h	Forêt et agriculture	Oligotrophe
Lac Michigan	58.000	82,8	5.700.000 h	Forêt (1/3) Agriculture (1/3) Urbanisé (1/3)	Légèrement eutrophisé
Lac Ontario (2)	21.500	84,9	3.800.000 h	Agriculture avec Centres urbains	Modérément eutrophisé
Lac Erié (3)	25.600	17,4	10.000.000 h	Urbanisé et industriali- sé	Fortement eutrophisé

(1) En observation depuis 1910

(2) Renouvellement total des eaux en 24 ans

(3) Renouvellement total des eaux en 7 - 8 ans.

B. Le système des grands lacs suédois (1)

	Superficie (km ²)	Profondeur (m)		Etendue du bassin (km ²)	Population du bassin	Etat trophi- que actuel
		moyenne	maxim			
Vänern	5.570	-	100	46.850		Oligotrophe
Vättern	1.902	39	119	6.360	250.000 h	Oligotrophe
Hjälmaren	480	-	25	4.020	158.000 h	Eutrophisé
Mälaren	1.140	-	66	22.600	1.300.000	Eutrophisé

(1) En observation depuis 40 ans, mesures intensifiées depuis 1964.

C. Les grands lacs de l'Europe moyenne

	Superficie (km ²)	Profondeur (m)		Etendue du bassin (km ²)	Population du bassin	Etat trophi- que actuel
		moyenne	maxim			
Lough Neagh (1) (Irlande)	388	-	9 à 14	4.465	500.000	eutrophisé
Lac de Cons- tance (2) (Bodensee)	545	100	252	11.068	1.200.000	en voie d'eutrophie- sation
Lac Majeur (3)	212,5	117	370	6.660	600.000	mésotrophe
Lac de Lugano (4)	48,9	130	288	600		mésotrophe

(1) en observation depuis 1967

(2) en observation depuis 1920

(3) en observation depuis 1940

(4) en observation depuis 1945

Il existe de nombreux autres lacs, soit aux U.S.A., soit en Europe (pour les lacs alpins, voir THOMAS 1969), mais la plupart de ceux qui sont surveillés sont des lacs déjà eutrophisés ou directement en danger.

Par contre, très peu de lacs oligotrophes font l'objet de recherches systématiques, en raison du fait qu'ils ne posent pas de problèmes aux autorités. On doit le regretter, car ils constituent du point de vue scientifique des objets de référence hautement qualifiés. S'ils ont été malencontreusement négligés, c'est que les cas d'eutrophisation se sont multipliés d'une manière si inquiétante depuis 20 ans que ceux-ci ont polarisé, par priorité, toutes les recherches limnologiques.

2. Les manifestations de l'eutrophisation

Les indices qui permettent de détecter les états d'eutrophisation sont multiples et basés sur des constats physiques, chimiques et biologiques. Pour en saisir la portée, il est nécessaire d'examiner de plus près la structure des écosystèmes lacustres.

2.1. Caractéristiques structurales des systèmes lacustres

Les eaux lacustres ne forment pas une masse aquatique homogène. Le plancton végétal est uniquement distribué dans la couche superficielle des eaux qui reçoit suffisamment de lumière pour l'élaboration photosynthétique. C'est la couche assimilatrice ou couche trophogène du lac. Son épaisseur dépend de la transparence des eaux et, par conséquent, de leur charge algale et, le cas échéant, de leur charge limoneuse.

Les couches plus profondes et obscures ne contiennent que du plancton animal. Elles constituent la couche hétérotrophe du lac, vivant aux dépens des assimilats de la couche trophogène ou autotrophe. Enfin, les sédiments du fond, qui hébergent aussi de nombreux organismes, forment le benthos du lac.

Les eaux lacustres sont aussi le siège d'une stratification thermique. La température varie du jour à la nuit dans les eaux de surface, mais seules les variations saisonnières de la température atteignent les eaux les plus profondes. En été, celles-ci sont plus froides et plus lourdes que les eaux de surface, ce qui induit une stratification stable.

Par contre, au cours de l'hiver, les eaux de surface se refroidissent plus vite et plus fort que les eaux profondes, ce qui leur confère une densité plus élevée. La stratification est dès lors instable et il se produit, à la fin de l'hiver, un mélange convectionnel des eaux sur toute la profondeur (lac holomictique, c'est-à-dire à mélange complet). Ce "turn over" hydrologique contribue à réoxygéner la masse des eaux et à rendre plus homogène leur composition chimique. La fin de l'hiver est donc la meilleure époque pour caractériser l'état chimique des eaux.

Il est cependant des cas où le mélange n'atteint pas les eaux profondes, lorsque celles-ci sont exagérément alourdies par des suspensions de limon ou de matière organique (lac méromictique, ou à mélange partiel). La réoxygénation profonde cesse dès lors de se produire et le fond du lac est le siège de fermentations anaérobies, avec production de gaz réducteurs, tels l'hydrogène sulfuré (H_2S), l'ammoniaque (NH_3) et le méthane (CH_4). L'état méromictique représente une altération grave des systèmes lacustres en climat tempéré. Par contre, c'est un état normal dans les climats tropicaux isothermes, sans saison hivernale.

2.2. La détection de l'eutrophisation

Bien avant qu'on ait démontré et compris son mécanisme biologique et chimique, l'eutrophisation a été détectée et caractérisée par ses manifestations, c'est-à-dire par les transformations qu'elle induit dans les systèmes lacustres. Ces transformations constituent une succession classique de phénomènes.

2.2.1. Le premier indice se manifeste dans la couche trophogène des lacs. La densité des populations algales augmente, ce qui traduit une élévation de la productivité végétale ou "productivité primaire" des eaux. Celle-ci correspond à la quantité de matière végétale produite dans la couche trophogène par unité de temps et de surface et s'exprime par le poids de carbone élaboré par photosynthèse à partir de l'acide carbonique des eaux (CO_2).

Contrairement à la productivité des végétations terrestres, qui se déroule pendant la bonne saison suivant une seule courbe de croissance (courbe sigmoïde) les productivités planctoniques se décomposent en plusieurs phases en "pulsations" saisonnières qui se succèdent du printemps à l'automne et sont séparées par des intervalles de déclin (sporulation, mortalité, décomposition) ou de récolte (consommation par le plancton animal). La productivité journalière subit ainsi des oscillations importantes et la productivité annuelle ne peut être déterminée qu'au prix de mesures échelonnées et répétées dans toute l'épaisseur de la couche trophogène.

Les données colligées par ROHDE (1969) pour les lacs nordiques, par EDMONDSON (1969) pour les lacs américains et par VOLLENWEIDER (1970) pour de nombreux lacs d'Europe centrale permettent d'établir comme suit les fourchettes de productivité journalière et annuelle. Elles concernent, comme il se doit, la totalité de la couche trophogène.

Productivité des eaux lacustres

	Productivité journalière		Productivité annuelle
	mg C/m ² jour (1)		g C/m ² année (2)
	Valeurs moyenne	maximum	
Lacs oligotrophes	(30) à 50- 100	150	(7) 10 - 25 g
Lacs mésotrophes	100- 300	600	25 - 75 g
Lacs modérément eutrophisés (eutrophes)	300-1000	1200-1600	75 - 250 g
Lacs fortement eutrophisés (polytrophes)	600-1500	4000-8000	350 - 900 g

(3)

(1) 100 mg C/m² jour correspondent à environ 250 mg de matière sèche par m² ou 2,5 kg/ha

(2) 100 g C/m² année correspondent à environ 250 mg de matière sèche par m² ou 2,5 Tonnes/ha/année

(3) maximum absolu mesuré : 12000 mg C/m² jour (OSWALD et GOLVEKE -1968)

Les poids de matière sèche s'obtiennent en multipliant les poids de carbone par 10 (ou les poids de matière sèche par 4 ou 5). La densité moyenne de phytoplancton étant voisine de 1, les poids de matière fraîche donnent en même temps le volume d'algue produit ($1 \text{ mg} = 1 \text{ mm}^3$).

La limite de séparation entre les eaux eutrophisées et non eutrophisées est relativement nette et s'établit à 300 mg C/m^2 jour et à 75 g C/m^2 année. Dans le cas des lacs eutrophisés, les plages de valeur se recouvrent partiellement, ce qui s'explique par le fait que la couche trophogène diminue notablement en épaisseur, la masse des algues venant flotter en surface et réduisant fortement la transparence des eaux.

2.2.2.

L'augmentation de la productivité végétale et de la charge algale s'accompagnent d'autres manifestations qui sont aussi des signes patents de l'eutrophisation.

(a) On constate d'abord une diminution de la transparence des eaux, que l'on mesure en laissant descendre un disque blanc dans les eaux (disque de Secchi). Dans les lacs oligotrophes, la transparence atteint 7 à 10 mètres, parfois même 15 m en hiver. Dans les lacs mésotrophes, elle est de 5 à 7 m et dans les lacs eutrophisés ou polytrophes, elle est souvent réduite à moins de 2 m, parfois même à 20 cm à la fin de l'été. L'épaisseur de la couche trophogène est donc fortement diminuée en raison de la densité du plancton végétal qui vient flotter à la surface des eaux. Toutefois, la transparence est également influencée par la charge linéuse des eaux, de sorte que ses indications peuvent devenir ambiguës dans certaines situations.

(b) On observe ensuite des changements durables dans la composition de la biocénose algale qui se manifestent, dans les eaux polytrophes, par une dominance habituelle des algues bleues et vertes du type filamenteux. Ces algues viennent flotter à la surface des eaux et leur prêtent une coloration végétale caractéristique. C'est le phénomène de "fleurs d'eau" ou "water blooms".

(c) Dès que la production végétale dépasse la consommation du plancton animal, l'excès de matière organique produit des déchets qui descendent vers les eaux profondes et le fond du lac.

Ces suspensions et dépôts organiques suscitent une prolifération active des bactéries de la décomposition organique et, par conséquent, une forte consommation d'oxygène. Il en résulte une désoxygénation progressive des couches hétérotrophes du lac. Ce phénomène est la "pierre angulaire" de l'eutrophisation, car c'est d'elle que procèdent les altérations profondes des systèmes lacustres, qui retentissent sur l'ensemble de leur biocénose animale d'invertébrés et de poissons.

Cet enchaînement de manifestations caractérise ce qu'on peut appeler le syndrome d'eutrophisation des lacs. Dans les pages qui suivent, nous examinerons successivement les conséquences écologiques et les nuisances, ensuite le mécanisme intime, dans ses rouages chimiques et biologiques, afin de remonter finalement aux causes primaires qui l'ont mis en mouvement.

3. Les conséquences et les nuisances écologiques de l'eutrophisation des lacs.

L'eutrophisation est à l'origine d'une altération écologique des systèmes lacustres que touche à la fois leurs eaux libres (ou pélagiques) et leur zone littorale. Il en résulte un ensemble de nuisances qui dégradent la qualité alimentaire des eaux, leurs ressources en poissons et leur valeur récréative.

3.1. Les changements de la biocénose algale et les "fleurs d'eau"

La biocénose algale des eaux oligotrophes est principalement constituée d'algues microscopiques, parmi lesquelles **dominent** les diatomées (principalement les centrales) et les chrysophycées (flagellates). Ces espèces sont très sensibles à l'eutrophisation et sont relayées, dans les eaux mésotrophes, par les diatomées pennales et les desmidiées (algues vertes).

Dans les premiers stades d'eutrophisation, les diatomées se multiplient abondamment. Dans un petit lac anglais, étudié par LUND (1966), la population en diatomées a progressé de 3,5 à 9,5 millions de cellules par litre, sous l'effet d'une eutrophisation par des phosphates, dont la teneur est passée en quelques années de 0,001 mg/l P (PO_4) à 0,0079 mg/l. La prolifération des diatomées peut cependant être freinée par un épuisement temporaire des eaux en silice (SiO_2), lorsque celle-ci atteint une concentration inférieure à 0,1 mg/l.

Lorsque l'enrichissement des eaux s'accroît, leur composition chimique devient réductrice pour les algues oligo-mésotrophes et ce sont les algues vertes (desmidiées) et les algues bleues (cyanophycées) qui deviennent prépondérantes. Ces premières semblent avoir un pouvoir d'extraction plus faible que les secondes à l'égard du CO_2 des eaux eutrophisées et généralement basiques, comme l'a récemment démontré SHAPIRO (1973) (1). Il résulte qu'au fur et à mesure que la biomasse des algues augmente, et avec elle la "demande" en CO_2 , les desmidiées sont défavorisées au seul profit des cyanophycées.

La prolifération des algues bleues est donc l'aboutissement naturel de l'eutrophisation. Elles sont représentées par une série de genres, au nombre desquels dominent les *Oscillatoria*, les *Microcystis*, les *Aphanizomenon* et les *Rhodomonas*. Certaines espèces ont d'ailleurs une coloration rougeâtre (*Oscillatoria rubescens*, *Rhodomonas*). Des algues vertes filamenteuses (*Chlorophycées*) accompagnent leur cortège, en particulier des *Ulothrix* et des *Spirogyra*.

(1) L'auteur a démontré expérimentalement que, dans des eaux polytrophes et basiques (pH 9 à 10), il suffisait d'injecter de l'acide carbonique gazeux ou d'abaisser le pH à 5-6, pour éliminer les algues bleues et stimuler le développement des desmidiées. L'abaissement du pH rend plus aisée la décomposition des bicarbonates et, dès lors, plus accessible l'acide carbonique

Cette masse d'algues en majorité filamenteuse vient flotter à la surface des eaux. Celle-ci prennent alors une coloration végétale caractéristique, verdâtre ou rougeâtre selon les cas, ~~comme~~ sous le nom de "fleurs d'eau" ou "water blooms".

Ce phénomène est courant dans les lacs et les réservoirs eutrophisés. On le cite comme régulier dans le lac de Zürich, à partir de 1951 (1), dans le Green Bay du Lac Michigan à partir de 1952, dans le lac Washington à partir de 1955, dans le lac Sébasticook depuis 1966. Des observations analogues ont été faites dans divers lacs alpins (Greifensee), nazuriens, scandinaves et russes, et, récemment, dans le réservoir eutrophisé du ~~Wahnachtalsperre~~ en Rhénanie. Il s'agit donc d'un phénomène très général.

Il n'en demeure pas moins que des fleurs d'eau peuvent aussi se produire dans des lacs oligo-mésotrophes, à la faveur de circonstances particulières, spécialement quand les étés sont chauds et dans des lacs riches en sulfate (SO_4), en chlorure (Cl), en potasse (K) et surtout en sodium (Na).

LUND (1969) a dénombré, dans des lacs suédois présentant ces caractères, d'importantes populations d'algues bleues dans les eaux de surface : 86.000 cellules d'Aphanizomenon et d'Oscillatoria, 230.000 cellules de Rhodomonas par litre. HORIE (1969) signale des faits analogues pour les lacs japonais riches en sodium. Du reste, d'anciennes proliférations de Cyanophycées rougeâtres ont été signalées historiquement : coloration rouge de la Linmat en 1898, du lac de Morat en 1825 et même en 1477, après la défaite de Charles le Téméraire en ce lieu ("sang des Bourguignon").

La prolifération des algues filamenteuses est une nuisance caractérisée des lacs eutrophisés. Elles entravent les évolutions nautiques et nuisent à la valeur récréative des eaux. Véhiculées par les vents et les vagues, elles échouent sur les rivages où elles forment des dépôts d'écumes,

(1) Selon THOMAS (1969), les Oscillatoria seraient maintenant en régression, peut-être à la suite d'une infection virale.

d'aspect glaireux et d'odeur nauséabonde, qui dévaluent actuellement les plages du Lac Erié (U.S.A.) et les propriétés riveraines du Lac Léman (Suisse). Elles affectent aussi la valeur alimentaire des eaux : celles-ci acquièrent une odeur et un goût désagréables, spécialement après traitement au chlore. Elles encrassent les grilles aux prises d'eau et compliquent le filtrage. Certaines algues bleues libèrent des toxines pour les poissons et peuvent provoquer, chez les baigneurs des réactions allergiques, du type urticant.

Des traitements ont été tentés au moyen d'algicides, mais cette pratique ne supprime pas l'eutrophisation et n'a qu'un effet temporaire.

3.2. La désoxygénation des eaux profondes

Dans les eaux oligotrophes ou mésotrophes des lacs holomictiques, les taux d'oxygène dissous sont élevés, même à grande profondeur. La teneur maximale (100 % de saturation) correspond à des concentrations de 12 à 16 mgO₂/l selon la température de l'eau. Dans le lac Pääjärvi (Finlande), les concentrations estivales dans les premiers 4 mètres varient entre 9 et 11,5 mg/l. Dans les lacs alpins non eutrophisés, analysés par THOMAS (1967), les teneurs en oxygène vers 50 m de profondeur s'échelonnent entre 4 et 10 mg/l, ce qui correspond à des saturations comprises entre 40 à 80 %.

Cette situation se maintient tant que la productivité primaire des lacs reste en équilibre avec la consommation du plancton animal, même si la charge en nutriments chimiques est élevée. Au contraire, si la production végétale est surabondante, des flocculats de matières organiques, formés d'algues mortes, descendent dans les eaux profondes et y favorisent une intense prolifération bactérienne. STRASKRABA et STRASKRAĐOVA (1969) ont dénombré dans les réservoirs eutrophisés de Tchécoslovaquie 10 à 100 fois plus de bactéries que dans des réservoirs oligotrophes. Le travail bactérien est à l'origine d'une forte demande d'oxygène et provoque une désoxygénation des eaux profondes et du benthos.

Dans les lacs de Lugano et de Varèse, en voie d'eutrophisation, le taux d'oxygénation a diminué de 65 à 75 % entre 1945 et 1965. Dans le lac

Erié, fortement eutrophisé, mais en outre pollué par des effluents organiques, le taux d'oxygénation est descendu à 10 % et devient nul à certains moments. Seule la couche trophogène reste oxygénée et même sursaturée pendant la journée (dégagement d'oxygène par la photosynthèse), mais subit des dépressions nocturnes en rapport avec la respiration de la masse algale.

Outre ses effets biologiques, examinés ci-après, la désoxygénation des eaux a des effets chimiques importants. Dans le fond des eaux, les dépôts organiques subissent des fermentations qui libèrent de l'hydrogène sulfuré (H_2S), de l'ammoniaque gazeux (NH_3) et du méthane (CH_4) qui refluent dans les eaux et sont toxiques pour de nombreux organismes animaux, y compris les poissons. Les phosphates piégés dans les sédiments sous forme de composés ferriques sont remis en solution par réduction du fer et refluent également vers les eaux. A leur tour, les oxydes de manganèse sont réduits et remis en solution ; ils favorisent le développement des bactéries fixatrices de manganèse (*Leptothrix echinata*, repéré dans divers lacs européens), qui donnent lieu à des flocculats étoilés de 10 à 20 microns, nuisibles à la qualité alimentaire des eaux.

3.3. Les remaniements du plancton animal

Dans les eaux oligo-mésotrophes, convenablement oxygénées, le plancton animal est principalement formé de Cladocères qui se nourrissent des algues de petite dimension et constituent une alimentation de choix pour les poissons. Dans les eaux enrichies où dominent les desmuidées et les cyanophycées, les cladocères sont remplacés par des daphnies qui peuvent consommer des algues de dimension plus grande et se nourrissent en outre de flocculats organiques et de bactéries (expériences de SAUNDERS, 1969). Les daphnies conviennent à des poissons plus rustiques que les consommateurs de cladocères, de sorte que le changement de l'assortiment planctonique peut influencer lui-même sur la faune ichthyologique.

Les remaniements sont plus spectaculaires au niveau du benthos. Dans les eaux bien oxygénées, les larves d'éphémères pullulent sur la vase et

constituent un aliment de choix pour les poissons. Dans les eaux désoxygénées, elles sont remplacées par des larves de Diptères (Chironomides ou "midges"). Dans le lac Érié, par exemple, la population des larves d'éphémères a régressé de 99 %.

La faune des mollusques sphéroïdes (Pisidium, Sphaerium) qui est abondante dans les fonds oxygénés régresse au profit des Lanellibranches et des Gastéropodes.

D'importants changements se manifestent enfin dans la faune des Oligochètes (vers de vase). Les Tubifex des fonds oxygénés régressent au profit d'espèces plus tolérantes qui fréquentent les dépôts plus riches en matières organiques (Limnodrilus, Peloscolex, Aulodrilus). Dans le lac Érié, le nombre des Oligochètes tolérants s'est multiplié par 3 entre 1930 et 1961 dans les zones de pollution légère, par 9 dans les zones de forte pollution. Les populations par m² de fond sont maintenant de plus de 5000 vers dans les zones très polluées, contre 500 dans les zones de pollution légère.

3.4. La modification de la faune ichthyologique

Dans les lacs non eutrophisés et bien oxygénés, la faune ichthyologique est principalement constituée de poissons à chair fine (Salmonides, Corégones) qui trouvent dans les eaux profondes, à l'abri de l'échauffement diurne et estival des eaux, des conditions optimales de vie et de reproduction. Ces lacs représentent ainsi une zone de pêche de haute qualité et une ressource économique et récréative importante. Plusieurs des grands lacs de l'hémisphère nord hébergent d'ailleurs des espèces endémiques (propres à ces lacs), notamment parmi les corégones (genre Coregonus).

L'assortiment des poissons qui occupait primitivement les eaux naturelles n'est pas modifié par une eutrophisation modérée ; leur croissance et leurs populations sont plutôt stimulées par le surcroît de plancton végétal et animal mis à leur disposition. Les effets bénéfiques d'un certain degré de fertilisation dans les étangs piscicoles sur la productivité des poissons témoignent dans le même sens. Dans le lac de Constance (Nümann 1962 -1964) et dans le Grosser Plöner See (MORAVL, 1958), on a constaté qu'au début de l'eutrophisation, entre 1950 et 1965, le nombre de corégones et leur taille

moyenne ont augmenté. Dans le lac Kotaney, en Colombie, britannique, les poids moyens des poissons ont également quadruplé (VERNOW, 1957).

C'est à partir du moment où les eaux profondes s'appauvrissent en oxygène que l'eutrophisation devient nuisible pour la faune des poissons. Au début, on constate des modifications du comportement des espèces. Ainsi, dans le lac de Zürich, les corégones et la perche ont progressivement déserté la zone littorale, la plus précocement polluée, pour gagner les eaux du large qu'elles ne fréquentaient pas auparavant. Des faits similaires ont été observés dans les lacs laurentiens eutrophisés.

Lorsque la désoxygénation des eaux profondes se généralise, les espèces qui y vivent sont obligées de gagner les eaux de surface, où elles sont exposées à des températures diurnes et estivales qu'elles, et plus encore leurs alevins, ne peuvent supporter. La fécondité des espèces est elle-même diminuée. Dans le lac de Constance, NAUMANN (1964) a constaté une réduction de la taille des gonades et des oeufs chez *Coregonus wartmanni* et une mortalité précoce des alevins. Les pontes hivernales dans la zone littorale sont également étouffées par des sédiments organiques qui s'y déposent.

La sensibilité des poissons d'eau profonde et fraîche à la température et à la désoxygénation est confirmée par de nombreuses études, dont J.R. ERICHSEN JONES (1964) a établi la synthèse. Pour les Salmonidés, (truite, saumon, perche), l'oxygénation critique se situe entre 1 - 2 mg/l et la température maximale entre 10 et 20° C, mais une activité normale requiert pour la perche par exemple, 4 mg/l d'oxygène à 10° C et 8 mg/l vers 20° C. Les espèces plus tolérantes, qui se substituent aux Salmonidés, la carpe notamment, s'accommodent de 0,2 à 1 mg/l d'oxygène et de température comprises entre 20 et 26° C.

Ajoutons que dans les eaux eutrophisées, des concentrations trop élevées en nitrate sont nuisibles aux poissons, de même que les reflux d'hydrogène sulfuré (H_2S) et d'ammoniaque (NH_3) provenant des fonds désoxygénés.

La régression des Salmonidés et des Corégones a été constatée dans de nombreux lacs eutrophisés. MULLER (1966) signale que *Corégonus albula* n'a plus été pêché depuis 1957 dans le lac Müntz (DDR). On a aussi noté une forte régression des corégones dans la Hallwilersee en Suisse (HABER 1957). Dans le lac de Constance, la truite, la sandre et l'anguille constituaient jadis 80 % des captures dans l'Obersee et 53 % dans l'Untersee. Entre 1949 et 1953, ces proportions étaient tombées à 65 et 38 %.

On dispose de données assez précises sur l'évolution des pêches dans les grands lacs américains (BEETON, 1969) mais d'autres facteurs que l'eutrophisation sont intervenus, en particulier des prélèvements excessifs et l'invasion de la lamproie marine, un carnassier destructeur. C'est à ces deux dernières causes qu'on doit attribuer la régression de la truite de lac et de la Corégone (*Coregonus clupeaformis*) dans le Lac Supérieur. Les mêmes causes expliquent la régression des pêcheries du Huron (notamment pour la corégone), qui ont diminué de 21,6 millions de lb en 1900 à 14,6 millions en 1940 et à 8,2 millions en 1965. Dans le lac Michigan, les Salmonidés sont restés dominants jusqu'en 1950 puis ont fait place à l'alose. Enfin, dans le lac Erié, actuellement en mauvaise condition, et même dans le lac Ontario, les changements sont au moins partiellement, selon BEETON, la conséquence directe de l'eutrophisation.

Dans le lac Ontario, les Salmonidés et Corégones (*C. clupeaformis* et *C. artedii*), dominants avant 1940, ont diminué à partir de 1950 au profit d'espèces à chair moins fine et adaptées aux eaux plus chaudes, notamment la perche jaune (*Perca flavescens*), la perche blanche (devenue très commune), la carpe, l'anguille et d'autres espèces (*Lepomis*, *Italunus*, *Osnerus*, etc...)

Diminution des captures de poissons dans le Lac Ontario (millions lb)

	<u>1890 - 1900</u>	<u>1940</u>	<u>1965</u>
Captures totales	7,5	4,3	2,9
Truite de lac	1,0	0,1	éliminée
Corégones	1,0	1,0	0,03
Brochet bleu	0,1	0,1	éliminé

Dans le lac Erié, le rendement total des pêches s'est maintenu à 50 millions lb jusqu'à nos jours mais les espèces à chair fine des eaux froides ont quasi totalement disparu au profit des espèces d'eaux plus chaudes, mais à chair moins fine, notamment la carpe, la perche jaune, Stizostedion, vitreum, Ictalurus punctatus, Roccus chrysops, Osmerus mordax et Aplodinotus grunniens.

Diminution des captures de poissons dans le Lac Erié (millions lb)

	<u>1890-1900</u>	<u>1920</u>	<u>1940</u>	<u>1965</u>
Truite lacustre	0,1	0,01	éliminée	éliminée
Corégonus clupeaformis	2,0	2,0	2,0	0,01
Stizostedion canadense	2,0	2,0	1,0	éliminé
Coregonus artedii	10 à 20	10 à 20	1,0	éliminé
Brochet bleu	?	± 10	± 10	éliminé

Il faut encore rappeler que certaines algues bleues sont toxiques pour les poissons et que d'autres provoquent une altération du goût de la chair. Les poissons eux-même peuvent s'incorporer des Colibacilles pathogènes pour l'homme.

Au total, l'eutrophisation déprime à tout le moins la qualité de la pêche commerciale et sportive et, à long terme, la quantité même des poissons.

3.5. Les conséquences supplémentaires de la pollution organique ou chimique

Dans un certain nombre de lacs catalogués comme eutrophes ou polytrophes, les nuisances ne résultent pas seulement de l'eutrophisation stricte (enrichissement chimique), mais aussi des pollutions proprement dites, qui ajoutent leurs effets spécifiques. C'est par exemple le cas des grands lacs américains, et tout particulièrement du lac Erié. Les nuisances mentionnées à leurs propos procèdent certainement des deux causes. On comprendra que des substances toxiques telles que le mercure, les alcalis, les acides, les cyanures, les détergents, les savons ou les phénols puissent aggraver consi-

dérablement la qualité biologique des eaux et le sort de pêcheries.

Des pollutions organiques excessives peuvent à ce point désoxygéner les eaux qu'elles aboutissent au blocage de la décomposition, comme peuvent d'ailleurs aussi le provoquer des effluents chimiques stérilisants. Ce phénomène peut aller jusqu'à la transformation d'un lac holomictique en un lac méromictique.

Il est cependant douteux que la seule eutrophisation chimique puisse aboutir à des résultats aussi dramatiques. Ceux-ci impliquent des apports exogènes importants d'effluents organiques et d'eaux usées, d'origine résidentielle ou industrielle. Lorsque de telles situations se produisent, les sédiments peuvent s'accumuler rapidement au fond des lacs. Dans le lac Trumma (Suède), pollué par les égouts de la ville Växjö, la sédimentation atteint 8 mm par an ; le dépôt actuel est de 20 à 40 cm et par endroit davantage. La restauration de ce lac peu profond a été entreprise en dragant le fond par succion (BJORK, 1972). Dans les sites plus profonds, la restauration est tentée par des injections d'oxygène. Cette méthode a été appliquée dans le lac Järla en Suède et dans le lac d'Annecy, en France.

C'est également au compte des pollutions exogènes, qu'il faut porter la dégradation bactériologique des eaux lacustres. On sait que les eaux sont déclarées impropres à la consommation, si elles contiennent plus de 500 colibacilles par 100 ml avant tout traitement et qu'elles sont déclarées suspectes pour la baignade si elles contiennent 1000 colibacilles par 100 ml et pour autant que les colibacilles d'origine fécale dépassent 200 par 100 ml (normes américaines). Dans le lac Erié, on dénombre près des côtes où aboutissent des effluents résidentiels jusqu'à 1 million de colibacilles par 100 ml et dans l'Ontario, près de l'embouchure du Niagara, 250 à 350 colibacilles par 100 ml (Commission Internationale des Lacs, 1971).

Les colibacilles sont l'indice d'une contamination d'origine fécale par les égouts ou des écoulements de fumiers. Leur présence n'est donc pas une conséquence de l'eutrophisation, mais d'une pollution spécifique. Il en

est de même des stercocoques, des salmonelles du paratyphus, des bactéries du typhus, de la dysenterie ou du choléra que de telles eaux peuvent contenir. On croit aussi que des virus pathogènes peuvent se maintenir longtemps dans les eaux polluées et présentent un réel danger. Comme il n'existe pas de méthode pour les détecter dans les eaux, on ignore le rôle que celles-ci peuvent jouer dans les contaminations et les épidémies virales.

4. Les transformations dans la zone littorale

La zone littorale est généralement la première atteinte par l'eutrophisation et les nuisances qui en découlent. Pour comprendre ce qui s'y passe, il est nécessaire de la caractériser brièvement.

4.1. Les ceintures de végétation de la zone littorale

La zone littorale est la zone de transition entre les eaux pélagiques et le rivage ; elle se termine là où les eaux atteignent environ 4 m de profondeur, soit à une distance qui dépend de la déclivité du fond. La zone littorale est le domaine des plantes aquatiques (hydrophytes) et semi-aquatiques (hélrophytes), lesquelles constituent une zonation caractéristique :

- une ceinture ripicole bordant le rivage et généralement formée par des peuplements de grands carex, associés à des dicotylées et des graminées paludicoles.
- une ceinture littorale d'hélrophytes, s'étendant au moins jusqu'à la limite moyenne des basses eaux et formée par les roseières de Phragmites Communis Scirpus lacustris et divers Typha, ou des sparganacées à Sparganium simplex, S. angustifolium et S. freesii
- une ceinture littorale d'hydrophytes constituée d'espèces aquatiques à feuillage immergé (Potamogeton, Nymphaeaceae, Elodea, Ceratophyllum). Entre ces plantes vit une abondante population algale libre (périphytique) et fixée sur les organes végétaux (épiphytique) ; le fond est couvert d'un "gazon" aquatique à Characées et mousses aquatiques (Drepanocladus, Fontinalis, etc)

Ces trois ceintures ont été étudiées en de nombreux sites dans toute l'Europe et il existe dans les travaux phytosociologiques, de nombreux inventaires qui les concernent (voir par exemple ELLENBERG, 1966). Qu'il nous suffise ici de signaler que ces végétations littorales se diversifient en de nombreuses associations et faciès selon la fertilité de la zone littorale, la nature caillouteuse, sableuse ou vaseuse du fond, la déclivité des rives et leur exposition aux vents. Une mention particulière mérite d'être faite à propos des végétations ultra-oligotrophes, en raison de leur relative rareté et de leur répression manifeste : il s'agit des "prairies" aquatiques à Lobelia, Littorella et Isoetes de l'Europe septentrionale et occidentale, considérées à juste titre comme des "joyaux" botaniques et des reliques phytosociologiques exceptionnelles.

4.2. Le trophisme dans la zone littorale

La zone littorale est deux à trois fois plus productive que les eaux pélagiques. Des évaluations ont été faites par JOHANSSON (1967) dans des lacs danois et par POLISINI et BOYD (1972) dans des lacs de la Caroline.

Productivité végétale des eaux littorales (1)

		<u>g/m²/année</u>
Eaux oligotrophes	- "Gazon" subaquatique à Cryptogames (Drepanocladus, Fontinalis)	60 à 70 gr
	- "prairie" subaquatique à Lobelia, Littorella et Isoetes	60 à 70 gr
Eaux mésotrophes	- végétation immergée à potanots Ceratophyllum et Myriophyllum	60 à 150 gr
	- végétation flottante à nénuphars, hydrocotyle, etc...	150 à 500 gr
Roselières riveraines	(Scirpus, Phragmites, Typha)	500 à 1.500 gr

(1) 100 gr C/m²/année représentent environ 2,5 T de matière sèche/ha.

ALLEN (1971) a également procédé à des mesures journalières en septembre dans une série de lacs oligotrophes américains (Michigan, Lawrence, Marcon et Borax) ; il a obtenu les résultats suivants :

- gazon aquatique à Chara et Najas	742 et 1.055 ng C/jour
- prairie aquatique à potamots	430 ng C/jour
- végétation de la nymphe	973 et 1.046 ng C/jour
- roselière littorale à Scirpus	1.060 ng C/jour

Le surcroît de productivité dans la zone littorale ne s'explique pas seulement par la prédominance des macrophytes, mais par l'abondante végétation algale qui vit entre les plantes supérieures (algues périphytiques) ou fixée sur la partie immergée de ces dernières (algues épiphytiques). ALLEN (1971) évalue leur contribution au tiers de la productivité totale de la zone littorale (environ 120 gr/m² année). Il faut ajouter que dans la zone littorale on trouve aussi, comme dans les eaux pélagiques, des algues bleues fixatrices d'azote atmosphérique.

4.3. Le rôle écologique de la zone littorale.

La végétation littorale joue un rôle protecteur important. Elle protège le rivage contre l'érosion par les vagues ou les courants, dont elle amortit la force de choc. Elle sert de filtre aux sédiments minéraux et organiques venant des terres environnantes et en extrait les éléments nutritifs, de sorte qu'elle fonctionne comme une zone auto-épuratrice ou zone tampon contre l'eutrophisation. Enfin, elle constitue pour certains poissons une zone privilégiée de ponte et de développement juvénile. C'est également la zone littorale qui sert de refuge et de lieu de reproduction pour de nombreux oiseaux limicoles (oiseaux d'eau), ou bien encore de relai de migration pour nombre d'entre eux.

Récemment, J.L. CONFER (1972) a également insisté sur le rôle tampon de la zone littorale pour la rétention du phosphore apporté aux eaux et montré, dans un modèle expérimental, fertilisé au phosphore

radioactif, que ce dernier peut diffuser des eaux vers la zone pariétale où il provoque un développement important des algues sessiles, qui accumulent ainsi le phosphore dans leurs tissus.

4.4. Les altérations de la zone littorale

L'eutrophisation stimule la croissance, la densité et l'extension des végétations littorales, spécialement le long des rivages peu déclinés. Dans les lacs suédois, la photographie aérienne a permis d'évaluer à 30 % l'extension des cariçales et roselières littorales entre 1945 et 1970. L'augmentation des dépôts organiques endogènes -résultats d'une productivité plus élevée- et des sédiments minéraux ou organiques d'origine exogène, contribue à rehausser le fond littoral, ce qui explique l'empiètement successif des ceintures et l'élargissement de la zone des macrophytes.

Très souvent, la composition des ceintures elle-même se modifie ainsi que l'ont montré des recherches aux Pays-Bas, en Allemagne, en Suède et en Finlande. On peut résumer comme suit les changements qui se produisent.

- La frange riveraine à Cyperacées ne se modifie que lentement mais on observe que s'y installent et s'y multiplient -comme aussi le long des fleuves eutrophisés- des espèces nitrato-philés (orties, Bidens) ou des espèces d'origine étrangère qui se naturalisent volontiers dans ces sites (Impatiens asiatiques, telles Impatiens parviflora ou I. roylei en Europe, ou encore des Solidago).
- La ceinture des roselières est nettement plus sensible aux effets de l'eutrophisation. On voit s'y installer ou s'y multiplier des espèces dites eutrophes favorisées par l'envasement organique, telles Glycéria maxima, Alopecurus aequalis, Acorus calamus, Sagittarie sagittifolia et la Ciguë vénéneuse, Cicuta virosa. Ces espèces s'installent entre les phragmites, les Scirpus ou les Sparganium, les étouffent et contrarient leur régénération végétative par rejets.

- la ceinture aquatique subit des transformations encore plus marquées. Des espèces nouvelles à feuillage flottant apparaissent ou se multiplient, telles *Hippuris vulgaris*, *Hydrocharis morsus ranae*. Il en est de même dans le strate des espèces immergées. *Myriophyllum verticillatum* se substitue à *Myriophyllum alternifolium* ; *Potamogeton natans*, *granincus* et *perfoliatus* à *Potamogeton proclongus* et *pusilus* ; *Utricularia vulgaris* à *Utricularia intermedia* ; *Ceratophyllum demersum* et *Elodia canadensis* se multiplient aussi fortement. On a également observé une recrudescence de *Trapa natans* (châtaigne d'eau) dans le Haut Rhin, espèce qui rend dangereuse la marche dans l'eau.

Enfin, le "gazon" aquatique lui-même peut se modifier : les characées régressent et sont remplacées par des *Cladophora* ou encore par des peuplements de *Zanichella palustris* (lacs de la Scanie, de la Heuvel, de Constance).

Très fréquemment aussi on voit se multiplier dans la végétation aquatique les "lentilles d'eau" (*Lemna minor* et *gibbus*, *Spirodela polyrhiza*, *ricciocarpus natans*, etc ...) qui peuvent former, dans les criques abritées, un voile continu qui arrête la pénétration de la lumière, élimine les algues périphtiques et dégrade les frayères littorales du poisson.

Parmi ces modifications fâcheuses, il convient d'épingler quelques questions préoccupantes :

(a) La régression et l'élimination des "prairies" littorales à *Lobelia* - *Isocetes* des rivages oligotrophes. Il s'agit ici d'un appauvrissement définitif d'une flore rare et très spécialisée, dont on peut craindre l'extinction totale en de nombreuses régions.

(b) La formation du "raft" ou paquets de végétation arrachés aux rivages et capables de dériver vers le large sous la poussée du vent. *Typha latifolia* et *Glyceria maxima* contribuent spécialement à ce phénomène. Ces deux

espèces, qui demeurent vertes jusqu'aux gelées, ont un pouvoir élevé de sédimentation organique et, dans leur peuplement, celle-ci atteint rapidement une vingtaine de cm. A ce moment, le peuplement dépérit mais la fermentation, en amoussant le dépôt organique, favorise la formation d'un "raft" qui part à la dérive.

(c) Le développement des Gladophora, algues verte filamenteuse est fortement favorisée par l'eutrophisation dans la zone littorale, où elle recouvre les fonds d'une toison continue jusqu'à 4,50 m dans les eaux. Dans le lac Erié, les peuplements de Gladophora ont envahi les rives, les rochers et les fonds littoraux sur quelques 350 mille carrés le long du rivage américain du lac et sur un tiers de ses rives canadiennes. Le même phénomène commence à se manifester dans le lac Ontario. Arrachées par les vagues, les Gladophora se détachent par paquets, dérivent vers les eaux du large ou sont rejetées sur les plages. Par endroits, il forment des accumulations de plusieurs décimètres, en voie de décomposition.

(d) On assiste aujourd'hui dans plusieurs lacs Suisses à une régression accélérée du roseau (*Phragmites communis*) qui formait depuis toujours des peuplements naturels dans la zone littorale. Des études sont en cours pour en détecter la cause, qui paraît d'ordre phytopathologique (pourrissement des chaumes). Il est probable que l'eutrophisation et spécialement la multiplication des bactéries y jouent un certain rôle. La disparition de ces roselières est très dommageable pour nombre d'oiseaux aquatiques qui y vivent, y pondent et s'y multiplient, en ce compris des "espèces d'ornement", tels les cygnes.

(e) La multiplication des moustiques dans la zone littorale des lacs eutrophisés est aussi un phénomène signalé en divers endroits. Dans le lac de Constance, on l'attribue à la régression des characées, qui exerçaient une action antibiotique sur le développement des larves. Dans le delta de la Volga, la multiplication des moustiques a donné lieu à une recrudescence de la malaria ; on l'explique ici par la disparition d'un poisson prédateur des larves, le "belgianur".

§ 3. L'EUTROPHISATION DES EAUX COURANTES

1. Particularités des systèmes fluviatiles .

Les eaux courantes présentent, par rapport aux lacs qu'elles alimentent, des différences notables. Le courant y entretient une turbulence favorable à l'oxygénation et au mélange chimique et thermique des eaux. Il contredit aussi la sédimentation limoneuse ou organique, de sorte que la transparence des eaux de même niveau trophique est toujours inférieure à celle des lacs.

Les systèmes fluviatiles se différencient les uns des autres par les conditions d'environnement. Aux eaux vives de rivières montagnardes, coulant sur le roc ou les cailloux, on oppose les eaux moins rapides du piedmont, où les fonds sont sableux ou graveleux, et les eaux calmes de plaine où une certaine sédimentation limoneuse peut se produire sur le fond qui devient vaseux. Ce schéma théorique peut être modifié par les conditions et les accidents de terrain (dureté des roches, érodabilité des sédiments) et par le régime des crues, lié aux conditions de climat. Il en résulte des diversités bien plus prononcées encore que pour les eaux lacustres.

Une autre caractéristique des systèmes fluviatiles est le long développement des rives par rapport à l'étendue et au volume des eaux. La rivière participe ainsi davantage du régime littoral des lacs que du régime pélagique; il n'y a d'exception que pour les estuaires ou les fjords, où l'on retrouve des conditions similaires. Ce long développement des rives a pour conséquence des échanges plus importants entre les eaux et le rivage lui-même, ce qui se traduit habituellement par une productivité plus élevée que dans les eaux lacustres.

Du point de vue biologique, on classe les cours d'eau en "zones" de qualité différentes. HUET (1954) distingue à cet égard les quatre divisions suivantes :

- la zone à truite des eaux vives, froides et bien oxygénées, coulant au fond des vallées encaissées dans les régions de collines ou de basses montagnes.
- la zone à ombre des eaux à cours plus lent mais encore bien oxygénées, des vallées plates mais encaissées.
- la zone à barbeau des eaux lentes, comportant souvent de longs biefs rectilignes, dans les larges vallées plates. La teneur en oxygène peut y baisser par temps chaud.
- la zone à brème des eaux à cours très lent, caractéristiques des plaines, des canaux ou des estuaires. Les teneurs en oxygène peuvent diminuer fortement par temps chaud et seuls les poissons rustiques peuvent s'y maintenir.

Cette classification pragmatique ne coïncide pas toujours avec celle qu'on pourrait établir en considérant la distribution du plancton ou celle des végétations riveraines, mais elle présente l'avantage de mettre l'accent sur les particularités du peuplement ichthyologique, sans exclure l'existence d'"écotones", c'est-à-dire de zones de transition.

2. La productivité des eaux fluviales

On connaît peu de chose sur la productivité des eaux fluviales, mais on peut supposer qu'elle se rapproche de celle de la zone littorale des lacs et peut même la dépasser. HALL (1972) a fait récemment des mesures dans une rivière à saumon aux U.S.A. et indique une productivité annuelle de 109 g/C par m² et année (ou 240 gr/C par m³ et année) pour des sites d'eau profonde et des valeurs au moins doubles (x 2,25) pour des sites d'eau peu profonde. La plus grande productivité des eaux courantes s'explique en partie par un meilleur échange gazeux (approvisionnement en CO₂), une meilleure accessibilité des éléments minéraux (renouvellement continu des eaux) et la présence en plus grand nombre d'algues filamenteuses et de plantes supérieures. C'est seulement la turbidité des eaux, due aux suspensions limoneuses, provenant de l'érosion des rives et des terres du bassin, qui pourrait déprimer la productivité, spécialement dans le cours inférieur ou les estuaires, qui participent dans une certaine mesure du régime des eaux calmes ou dormantes des lacs.

Le déboisement des rives, dans les zones agricoles, stimule fortement la végétation herbacée ripicole et certainement aussi la productivité végétale des eaux, mieux exposées à l'insolation. C'est dans ces conditions que se développent, dans les eaux courantes, les tapis de renoncules flottantes (*Ranunculus fluitans*, *R. aquatilis*) et que le lit lui-même se trouve envahi par des espèces semi-aquatiques (*Glycérie*, *Nasturtium*, *Véronica beccabunga*, *Phalaris arundinacea*). Ces transformations ne sont pas nécessairement un indice d'eutrophisation chimique, mais le simple résultat d'une mise en lumière. Néanmoins, leur développement peut ralentir l'évacuation des crues et favoriser les inondations dans les terres adjacentes.

4. La flore et la faune des eaux courantes

Le plancton végétal des eaux courantes est essentiellement sessile et fixé sur le lit d'écoulement. Comme dans les lacs, il varie avec le niveau trophique des eaux, leur dureté (eaux calcaires ou acides) et la vitesse du courant. L'association algale subit aussi des fluctuations saisonnières avec deux maxima de prolifération, au printemps et à l'automne.

Dans les eaux oligotrophes, BUTCHER (1946 - 1948) a dénombré sur les surfaces solides 1.000 à 5.000 algues par mm^2 et dans les eaux eutrophes 10.000 algues par mm^2 avec maximums temporaires atteignant 100.000. L'association algale se modifie des tronçons oligotrophes aux tronçons eutrophes des cours d'eau, les premières comportant surtout des diatomées peu exigeantes, les secondes d'autres diatomées et des algues filamenteuses vertes (*Cladophora*, *Chara*, *Siphon*, *Ulvella*) et bleues (*Oscillatoria*, *Phormidium*, etc...).

Le plancton animal est assez diversifié, surtout dans les eaux claires : crustacés ou crevettes d'eau douce, larves et nymphes d'éphémères et de chironomidés, mollusques et gastéropodes (limnées, ancylostres), vers plats (platyhelminthes) sur les fonds rocheux ou graveleux, lombricides dans les vases limoneuses.

En raison de leur faible profondeur, les rivières hébergent aussi des plantes supérieures. Dans les eaux vives, ce sont surtout des nousses aquatiques fixées aux rocs (*Fontinalis*, *Eurynchium*, *Hypnum* etc) qui diffèrent selon que les eaux sont calcaires ou acides. Dans les eaux moins torrentielles à fond graveleux ou caillouteux, on note surtout les renoncules flottantes et d'autres espèces fixées, les *Callitriche* et les *Myriophyllum*. Dans les eaux calmes, à fond plus vaseux, apparaissent les nénuphars, des potamogetons, *Elodea canadensis*, *Hippuris vulgaris*, etc .

La végétation riveraine varie aussi avec la vitesse et le trophisme des eaux. Le long des eaux vives, la frange ripicole est formée par *Glyceria fluitans* et *Phalaris arundinacea* ; dans les eaux plus calmes se développent des *Cariçaies* ripicoles de composition différente selon le trophisme des eaux ; le long des fleuves on retrouve, comme dans la zone littorale des lacs, des *Phragmitaies*, des *Scirpaies* et des *Typhaies*.

5. Les conséquences de l'eutrophisation des systèmes fluviaux

L'eutrophisation des eaux courantes procède des mêmes causes que celles des eaux lacustres, mais les conséquences écologiques sont nettement moins sensibles, en raison de l'instabilité fondamentale du milieu fluvial. L'enrichissement soutenu des eaux peut toutefois stimuler le développement des algues filamenteuses et des plantes aquatiques, de même que celui des végétations riveraines. Il peut en résulter un rétrécissement et un encombrement du lit, ce qui contrarie l'évacuation des crues, augmente les dangers d'inondation et réduit les biotopes favorables aux poissons. Une large plage de *Ranunculus fluitans* relève en fait le niveau d'écoulement de 17 cm (HYNES, 1966).

La désoxygénation des eaux peut se produire ou s'accroître dans les grands biefs d'eau calme, dans les estuaires et les fjords, où l'on retrouve des conditions apparentées aux lacs. On y a noté occasionnellement des proliférations d'algues bleues (water blooms, fleurs d'eau) et des mortalités de poissons par désoxygénation temporaire des eaux.

Les effluents de matières organiques (boues ou fumiers des élevages, décharges d'égouts, industries agricoles) peuvent engendrer, par contre, des nuisances caractérisées : désoxygénation, fermentations organiques, contamination bactérienne. On a connu des mortalités de poissons consécutives aux pollutions organiques, notamment par des effluents d'élevage. De telles pollutions sont aussi préjudiciables à la qualité des eaux pour la pêche, la baignade, la récréation, la consommation par le bétail ou l'utilisation à des fins alimentaires après épuration.

Il se manifeste dans certaines rivières de plaine des phénomènes de relais dans les pollutions organiques. Des accumulations de matières organiques peuvent se constituer en certains endroits, y subir la décomposition et eutrophiser les eaux d'aval. L'enrichissement peut reproduire plus loin, dans des criques ou des biefs plus calmes, des conditions favorables à une nouvelle sédimentation organique, et le même processus se reproduit. Ce phénomène prouve que les systèmes fluviaux ont des possibilités importantes d'auto-épuration, lorsque des charges critiques ne sont pas dépassées. L'eutrophisation chimique qui procède forcément de l'auto-épuration n'a pas d'effets dramatiques sur le système fluvial lui-même ; ceux-ci se localisent principalement dans les lacs d'alimentation, les estuaires ou les fjords.

§ 4 LES CAUSES DIRECTES DE L'EUTROPHISATION DES EAUX

1. Aperçu général du problème

Il est impossible d'aborder cette importante question sans faire appel à des données techniques assez complexes. On s'en tiendra ici à l'essentiel en essayant de clarifier au mieux le problème. Il faut toutefois savoir qu'en ce domaine, il y a plus de présomptions que de certitudes et l'on voudra bien ne pas s'étonner du caractère nuancé des jugements.

Toutefois, le démontage du mécanisme de l'eutrophisation part d'une certitude, à savoir qu'elle se manifeste par une augmentation importante

de la productivité végétale des eaux. C'est donc en étudiant l'incidence des facteurs de la productivité algale et leur effet limitatif sur cette dernière qu'on peut espérer cerner les causes précises et directes du phénomène. Ces facteurs ne peuvent être autres que ceux qui jouent dans les processus de croissance végétale, à savoir les nutriments chimiques, l'acide carbonique et l'énergie lumineuse disponibles, dans les conditions concrètes de chaque système aquatique. Ces facteurs agissent selon deux lois générales :

la loi du minimum d'après laquelle c'est le facteur au minimum qui contrôle la productivité, et la loi des effets relatifs, qui signifie que la réponse à un facteur d'intensité croissante diminue peu à peu et finit par s'annuler.

La thèse la plus courante des spécialistes de l'eutrophisation est la thèse nutritionnelle, qui voit dans la concentration de certains nutriments chimiques le facteur qui contrôle effectivement la productivité des eaux naturelles. Cette thèse repose sur une constatation répétée, à savoir que les manifestations de l'eutrophisation coïncident avec un enrichissement chimique portant notamment sur l'azote et le phosphore des eaux. Elle s'appuie aussi sur des expériences de fertilisation qui semblent bien confirmer ce point de vue. Il n'empêche qu'une fois atteint un niveau d'enrichissement pléthorique, d'autres facteurs doivent intervenir comme limitatifs, ce qui permet à d'autres thèses de justifier leur point de vue.

Ces thèses que nous appellerons supplétives invoquent des facteurs limitants de nature oligodynamique, trophique ou énergétique.

La thèse oligodynamique envisage que les oligo-éléments nécessaires au développement des algues peuvent rapidement s'épuiser et limiter leur prolifération. On sait que le cuivre, le manganèse, le bore, le zinc, le fer, le molybdène et le cobalt sont nécessaires à l'état de traces, les deux derniers étant aussi indispensables pour la fixation d'azote atmosphérique pour les algues bleues qui sont capables de la réaliser. (Anabaena, Anabaenopsis, Gloeotrichia, Nostoc, Tolypothrix, Aphanizomenon, Microcystis, mais à l'exclusion des espèces responsables des "water blooms", c'est-à-dire les Oscillatoria et les Rhodomonas). Le vanadium serait également indispensable au Scenedesmus.

Bien que des cas de carence en oligo-éléments ont été découverts par voie expérimentale, on ne pense généralement pas que ces éléments interviennent effectivement comme facteurs limitatifs dans les eaux naturelles, qui en contiennent le plus souvent des doses décelables. A l'opposé, des concentrations excessives pourraient avoir un effet stérilisant, par exemple le zinc dans certaines eaux.

A la thèse oligodynamique se rattache le problème des vitamines. La vitamine B 12, la thiamine et la biotine sont indispensables à certains groupes d'algues qui sont incapables de les élaborer elles-mêmes. Toutefois, ces substances sont produites dans les eaux par les bactéries, qui ne manquent pas dans la couche trophogène des eaux. Il n'existe par ailleurs, aucune preuve que ces vitamines exercent un effet limitatif sur la productivité algale dans les conditions naturelles.

La thèse trophique invoque l'alimentation en acide carbonique du plancton végétal. L'acide carbonique se trouve combiné dans les eaux sous forme de bicarbonates, dont la teneur est toujours élevée, de sorte qu'il est douteux que ce facteur agisse de manière limitative, sauf conditions exceptionnelles. Pour WOLDERDORP (1972), ce cas serait réalisé dans les eaux très dures, à pH supérieur à 8, mais sa démonstration n'est pas convaincante. SHAPIRO (1973) a montré par des études expérimentales sur les eaux eutrophisées du lac Emily (Minnesota), à pH très élevé (9 à 10), que les algues bleues ont un pouvoir plus grand d'extraction de l'acide carbonique que les algues vertes, ce qui pourrait expliquer leur dominance dans ces eaux. Il suffit d'injecter de l'acide carbonique gazeux ou d'abaisser le pH à 5 - 6 pour voir se développer vigoureusement les desmidiées et régresser les algues bleues. La disponibilité d'acide carbonique agirait donc plutôt comme facteur sélectif de la biocénose algale et non comme facteur limitant de la productivité elle-même. On perçoit à travers cet exemple l'extrême sensibilité des biocénoses algales aux facteurs chimiques des eaux et leur faculté d'adaptation rapide aux changements qui se produisent.

La thèse énergétique invoque comme facteurs limitants possibles l'éclairement disponible et la température. Il est incontestable qu'au cours du processus d'enrichissement des eaux, il vient un moment où ces deux facteurs

deviennent limitatifs par rapport aux facteurs chimiques, et personne ne tentera de le nier. On sait par exemple qu'à niveau trophique égal, les lacs insubriques sont plus productifs que les lacs nordiques, car ils bénéficient d'une insolation plus intense et de températures plus favorables, tôt dans le printemps et tard en automne. Il en résulte aussi qu'il seront plus précocement et plus fortement sujets aux nuisances de l'eutrophisation que des lacs nordiques ou des lacs de haute montagne.

Dans les pages qui suivent, nous ne reviendrons plus sur ces thèses, que nous avons qualifiées de supplétives, mais nous tenterons une analyse plus approfondie de la thèse nutritionnelle.

2. La charge algale et ses besoins nutritifs

2.1. La notion de charge algale et ses valeurs

C'est par le biais des charges algales et des biomasses qu'on peut tenter d'établir de façon quantitative le rôle des facteurs limitatifs de la productivité. Cette question est importante du point de vue pratique, car c'est d'une meilleure connaissance des facteurs qui contrôlent effectivement la productivité qu'on pourra déduire les mesures adéquates à prévenir l'eutrophisation.

Il existe évidemment un rapport entre la productivité primaire des eaux et les proliférations algales, mais comme celles-ci se décomposent en pulsations saisonnières, la charge algale est essentiellement fluctuante. On admet toutefois que les charges atteintes au climax des pulsations ou encore les charges moyennes estivales sont de bons indices de l'état nutritif des eaux (RUTTNER, 1962).

Les données de cet auteur et celles que VOLLENWEIDER a colligées pour de nombreux lacs permettent d'évaluer comme suit les charges estivales moyennes des eaux lacustres :

- lacs ultra-oligotrophes : moins de 1 mm³ par litre
- lacs oligotrophes : 1 à 3 mm³ par litre
- lacs mésotrophes : 3 à 5 mm³ par litre
- lacs polytrophes : 10 mm³ par litre et davantage.

La charge totale par unité de surface et pour toute l'épaisseur de la couche trophogène -c'est-à-dire la biomasse- a été rarement évaluée. PAVONI (1963) cite 90 cm³ par m² d'eau pour un lac oligotrophe (Walensee), 140 et 164 cm³ par m² pour deux lacs eutrophisés (Hallwilersee et Pfäffikersee), les biomasses augmentent moins que les charges algales par litre, en raison du fait que la couche trophogène se réduit en épaisseur au fur et à mesure que l'eutrophisation progresse.

Puisque aussi bien, on ne dispose de données nombreuses que par volume d'eau, c'est en considérant cette unité que le raisonnement sera poursuivi :

Il est de constatation courante qu'une charge de 10 mm³ par litre, ou davantage, est couplée avec l'apparition d'une coloration végétale des eaux ("water blooms", "fleurs d'eau") caractéristique des eaux polytrophes. Toutefois on connaît des cas où celle-ci s'est déjà manifestée pour des charges de 5 mm³/ litre, soit au seuil d'eutrophisation, mais ceci n'a rien d'étonnant si d'autres paramètres chimiques sont favorables (eaux très basiques, forte teneur en Na).

Quels sont les besoins nutritifs correspondant à ces charges algales ? Tel est le problème qu'il faut d'abord tenter de résoudre.

2.2. Les besoins en phosphore

Pour un mm³ d'algues, soit donc 1 mg de matière fraîche (\pm 0,2 mg de matière sèche), les besoins s'échelonnent entre 0,0005 mg de phosphore total (P) par litre pour les espèces les moins exigeantes (Chrysophycées et diatomées oligotrophes) et 0,001 mg pour les espèces plus exigeantes (Chlorophycées, cyanophycées). Ces chiffres sont tirés des teneurs en phosphore des

algues et doivent être considérés comme des minimums.

Partant de ces données, on peut calculer la concentration d'en phosphates assimilables qui serait nécessaire dans les eaux printanières pour atteindre les charges algales des divers états trophiques :

- pour les eaux oligotrophes, à dominance de chrysophycées et diatomées, d'une charge algale de 1 à 3 mm³/l, il faut une teneur minérale de 0,001 mg/l P (PO₄).
- pour les eaux mésotrophes, à dominance de diatomées et desmidiées (algues vertes), d'une charge algale de 3 à 5 mm³/l, la teneur minimum est au moins double, soit 0,002 mg/l P (PO₄).
- pour les eaux eutrophisées, à dominance de cyanophycées et chlorophycées, d'une charge algale de 10 mm³/l et plus, il faut au moins 0,01 mg P (PO₄) par litre ; pour 20 mm³/l, les besoins seraient de 0,02 mg.

Il faut considérer ces valeurs comme des minimums car elles supposent une extraction totale du phosphore des eaux. Les expériences de CHU (1942) ont montré toutefois que les teneurs optimales sont supérieures et, pour les eaux eutrophes, plutôt voisines de 0,02 mg/l pour 10 mm³ d'algues par litre. Cette constatation fait supposer que le plancton végétal n'est pas en mesure d'utiliser à 100 % les phosphates solubles des eaux printanières, mais c'est là une hypothèse qui reste à vérifier. On connaît mal, en effet, les mécanismes d'échange ou de fixation des phosphates solubles et des phosphates dits particuliers, qui existent aussi dans les eaux (voir 4.2.).

2.3. Les besoins en azote

La détermination des besoins en azote des algues n'est pas moins aléatoire que celle du phosphore, mais pour une autre raison : en présence d'un excès de nitrates, les algues font, à l'instar des plantes supérieures, une consommation de luxe de cet élément. Selon CHU (1942), la teneur en azote des algues est d'environ 5,5 % de la matière sèche (laquelle équivaldrait

à 20 - 25 % du poids frais). Cela signifie que les besoins seraient d'au moins 0,014 mg/l d'azote minéral pour produire un mm³ d'algues par litre. Ces besoins sont donc de 20 à 10 fois supérieurs à ceux du phosphore, ce qui situe le rapport N/P des algues entre 28:1 pour les espèces oligotrophes et 14:1 pour les espèces eutrophes.

Compte tenu de ces normes et d'une consommation de luxe possible, on peut évaluer comme suit les besoins azotés de la biocénose algale :

- Pour les eaux oligotrophes (1 à 3 mm³/l) : 0,02 à 0,05 mg/l N
- Pour les eaux mésotrophes (3 à 5 mm³/l) : 0,05 à 0,08 mg/l N
- Pour les eaux eutrophes (10 mm³ et plus):0,1 à 0,3 mg/l N.

Les essais culturels de KETCHUM (1939), CHU (1942) et VOLLENWEIDER (1971) établissent qu'une teneur des eaux de 0,1 mg/N/l doit être considérée comme un minimum dans le milieu de culture et qu'un développement optimal est obtenu pour des teneurs de 0,3 à 1,3 mg/l, les diatomées étant moins exigeantes que les chlorophycées et cyanophycées. Si ces normes étaient transposables aux conditions naturelles -ce qui reste à démontrer- cela signifierait que les eaux doivent avoir un rapport N/P de 40 à 50, ce qui ne s'explique que par une consommation de luxe dans les essais culturels.

2.4 Les besoins en autres éléments

Il va de soi que d'autres éléments sont aussi nécessaires aux algues qu'aux plantes supérieures, en particulier le calcium (Ca), le magnésium (Mg), le potassium (K), le sodium (Na) -probablement facultatif- le soufre (S), le chlore (Cl) et, pour les diatomées tout au moins, la silice (SiO₂). La concentration de ces éléments dans les algues ne doit représenter qu'un faible pourcentage, puisque le total des cendres ne dépasse guère 0,10 mg par mm³ d'algue, ce qui correspond à moins de :

- 0,1 à 0,3 mg/l pour les eaux oligotrophes (1 à 3 mm³/l)
- 0,3 à 0,5 mg/l pour les eaux mésotrophes (3 à 5 mm³/l)
- 1 à 2 mg/l pour les eaux eutrophes (10 mm³ et plus).

La part des divers ions dans la dose totale des cendres est impossible à évaluer, faute de données précises. Pour le potassium par exemple, il est vraisemblable qu'elle ne dépasse pas le cinquième de ces valeurs, soit pour

les eaux eutrophes, 0,2 à 0,4 mg/l.

Ces besoins sont de loin inférieurs aux concentrations qui prévalent dans les lacs même oligotrophes ou dans les eaux de rivières. Pour s'en convaincre, il suffit de jeter un coup d'oeil sur les teneurs minérales du tableau ci-après. En d'autres termes, il paraît évident que ces éléments ne peuvent jouer aucun rôle limitatif dans les conditions naturelles. Cela reste vrai même pour l'élément le moins représenté, à savoir le potassium (K), et l'on comprend que les essais de fertilisation potassique effectués par OHLE (1945), sur des échantillons d'eau naturelle, n'ont pas donné de résultats significatifs.

Teneurs minérales des eaux, en mg/l

	Année de référence	Ca	Mg	Na+K	SO ₄	Cl	SiO ₂	pH
Lac Supérieur (oligotrophe)	1910 1962	12,4 inchangé	2,8	1,7	3,2	1,9	2,1	7,4
Lac Huron (oligotrophe)	1910 1962	25 25	6,3 6,3	3,3 3,3	7,0 14,0	4,0 5,0	2,3 2,3	8,1 8,1
Lac Michigan (mésotrophe)	1910 1962	32 32	10 10	5,0 5,0	9,0 18,0	3,8 8,0	3,1 3,1	8,0 8,0
Lac Ontario (eutrophe)	1910 1961	31 39	-- --	6,0 12,0	15,0 25,0	7,0 24,0	-- --	8,1 --
Lac Erié (polytrophe)	1910 1965	31 38	-- --	6,0 10,0	13,0 24,0	8,0 23,0	-- --	-- --
Lac Huranoko (Jap) (oligotrophe)	1932	12,9	2,4	9,4	10,5	6,0	2,4	--
Lac Yakoto (Jap) (oligotrophe)	1951	2,9	1,3	7,0	10,9	6,6	4,2	6,9
Lac Pääjärvi (Finl.)	1972	5,8/7,3	2,2	4,2	--	--	--	6,9/7,3
				Na K				
Rivières européennes (moyenne)	1963	31,1	5,6	5,4 1,7	24	6,9	7,5	--
Rivières nord-améric.	1963	21,0	5,0	9,0 1,4	20	8,0	9,0	--

(1) d'après BENOIT (1969) et BEETON (1965) pour les lacs américains, HORIE (1969) pour les lacs japonais, ILMAVIRTA et HAKALA (1972) pour la Finlande et LIVINGSTON (1963) pour les rivières européennes et nord-américaines.

On remarque, pour les lacs américains une élévation des teneurs en sulfates et chlorures de 1910 à nos jours, due en partie à la pollution atmosphérique (retombées pluviales).

Dès lors, il est évident que l'eutrophisation se joue à propos de la concentration des eaux en azote et phosphore assimilable et que les autres ions n'interviennent pas comme facteurs limitatifs dans le processus de productivité. Par contre, il est vraisemblable que leurs teneurs et leurs rapports quantitatifs exercent des effets sélectifs sur la composition spécifique du plancton végétal, soit en contrariant, soit en stimulant le développement de certaines espèces par rapport à d'autres. Ce que l'on connaît de la nutrition minérale des végétaux permet de le supposer, en attendant des confirmations expérimentales.

3. Les réactions de la charge algale aux fertilisations expérimentales

Nombre d'essais d'enrichissement expérimental des eaux en azote (nitrate) et en phosphore (orthophosphate) ont été tentés par les hydrobiologistes pour établir la courbe de stimulation des proliférations. Beaucoup ont porté sur des cultures d'algues d'une seule espèce et sont peu significatives pour le propos qui nous concerne, parce qu'elles éliminent la concurrence entre espèces. Ces essais montrent néanmoins que la loi des effets relatifs s'applique parfaitement : au fur à mesure que les concentrations s'élèvent, l'effet stimulant décline et finit par s'annuler. BRUGMANN et KUHN (1965) ont opéré sur des cultures de *Scenedesmus* en faisant varier conjointement les teneurs en phosphates et nitrates ; la prolifération de l'algue augmente en fonction des teneurs en phosphates jusqu'à un certain plafond à partir duquel c'est la teneur en nitrates qui contrôle le processus.

Les recherches plus récentes ont transposé les essais de fertilisation en milieu naturel. NOYELLES (1972) a procédé à une fertilisation NPK dans 8 pièces d'eau, avec 3 niveaux de fumure et un témoin. Le niveau faible de fertilisation a stimulé la production algale sans modifier la teneur finale des eaux en azote et phosphore, ce qui signifie que les fertilisants ont été complètement utilisés. Le niveau moyen a provoqué une augmentation temporaire des teneurs en nitrates et phosphates, mais la consommation fut encore totale en fin de saison et des teneurs semblables à celles du témoin ont été restaurées pendant l'hiver. Le niveau élevé des fertilisations a augmenté fortement la production algale, mais également et de façon permanente les teneurs en azote, phosphore et potassium des eaux (1) ; dans ce cas, les engrais n'ont donc été que partiellement consommés, en raison de l'intervention d'un autre facteur limitatif que l'auteur identifie au déficit de l'éclairement naturel.

Ces diverses tentatives établissent quasi à l'évidence que le couple azote-phosphore contrôle la productivité jusqu'à un certain niveau au-delà duquel l'éclairement ou d'autres facteurs deviennent limitatifs. C'est par conséquent à travers l'enrichissement en nutriments azotés et phosphatés que doit se jouer le passage de l'état oligo-mésotrophe à l'état eutrophisé.

4. Le statut nutritif des eaux naturelles en azote et phosphore

Le moment est venu de confronter les exigences du plancton végétal et de sa productivité avec les teneurs chimiques que présentent effectivement les eaux oligotrophes, mésotrophes, eutrophes et polytrophes. La tâche n'est pas aisée et VILLENWEIDER (1970) en a comblé les difficultés. Nous lui empruntons une bonne partie des données qui suivent .

(1) Voici les chiffres exacts fournis par l'auteur :

	<u>Teneurs initiales (témoin)</u>	<u>Teneurs atteintes (fertilisation forte)</u>
Azote	moins de 0,001 mg/l	0,005 à 0,125 mg/l
Phosphore	moins de 0,001 mg/l	0,005 à 0,030 mg/l
Potasse	1 à 4 mg/l	5 à 8 mg/l

En principe, on caractérise l'état chimique des lacs après le mélange convectionnel, soit à la fin de l'hiver ; c'est du moins la règle pour la détermination des nitrates ; elle s'applique aussi à celle des phosphates solubles. Mais ce "timing" n'a pas été adopté par tous les chercheurs et la définition de la fraction de phosphates assimilables n'est pas non plus totalement dépourvue d'ambiguïté.

4.1. Les teneurs en azote minéral des eaux naturelles

L'azote est présent dans les eaux sous forme organique cellulaire, sous forme organique soluble (acides aminés, urée, etc) et sous forme minérale soluble, à savoir les nitrates (NO_3), les nitrites (NO_2) et l'ammoniacque (NH_3). La proportion de l'azote minéral dans l'azote total diffère d'un cas à l'autre et, pour un même objet, d'une saison à l'autre, selon le "turn over" de la matière organique. Le rapport peut varier entre $1/3$ et $1/10$ dans les eaux lacustres mais il est des époques où l'azote minéral peut devenir temporairement indécéleble au moment des fortes proliférations algales.

Dans les rivières et dans la couche trophogène des lacs, dont les eaux sont bien oxygénées, l'azote minéral se trouve pour au moins 95 % sous forme de nitrates ; la part de l'ammoniacque ne dépasse pas 2 à 5 % et celle des nitrites, 1 à 2 ‰ ; la détermination des nitrates suffit donc pour caractériser le trophisme azoté. Dans les lacs eutrophisés, où les couches profondes sont désoxygénées, les nitrates sont partiellement réduits en nitrites et ammoniacque et ces derniers y ont des teneurs plus élevées.

Il est établi que les algues à l'instar des plantes supérieures, absorbent l'azote sous forme minérale et, indifféremment sous forme nitrique ou ammoniacale, la première étant toutefois plus efficace parce que moins toxique. Les nitrites sont par contre très nocifs. Selon certains essais, les chlorelles auraient une nutrition exclusivement ammoniacale. L'azote organique soluble n'est utilisé que par les euglènes et, selon certains, par diverses algues bleues. Au total, ce sont les teneurs en azote minéral et, singulièrement en nitrates, qui qualifient le trophisme azoté des eaux.

VOLLENWEIDER (1970) a colligé les nombreuses données relatives aux teneurs hivernales en nitrates des eaux lacustres. Elles se répartissent de la façon suivante :

- lacs ultra-oligotrophes : moins de 0,2 mg/litre
- lacs oligo-mésotrophes : de 0,2 à 0,4 mg/litre
- lacs eutrophes : de 0,3 à 0,65 mg/litre
- lacs polytrophes : de 0,5 à 1,5 mg/litre et davantage.

De ce qui précède, on peut déduire que le seuil azoté minéral des eaux lacustres eutrophisées se situe aux environs de 0,3 mg/l $N(NO_3)$ à la fin de l'hiver. Ce seuil s'applique aussi bien aux lacs d'Europe centrale (VOLLENWEIDER, 1971) qu'aux lacs américains (SAWYER, 1947-1961). Cette teneur est effectivement celle que nous avons assignée comme minimum pour une charge algale de 10 mm³, qui traduit le passage des lacs à l'état eutrophisé (voir 2.3.)

Dans les eaux courantes, les teneurs en nitrates sont également fluctuantes et plus élevées en hiver qu'en été, les nitrates libérés par la décomposition de la matière organique n'étant pas repris par la végétation pendant la saison froide. Dans les zones forestières, les teneurs sont sensiblement les mêmes que dans les lacs oligotrophes. SYLVESTER (1961) indique 0,13 mg/l¹ comme valeur moyenne pour les rivières américaines en site forestier. Dans les zones agricoles, les teneurs sont plus élevées : 0,15 à 0,3 mg/l $N(NO_3)$ dans les rivières de la Suède centrale, (BRING, 1965), 0,1 à 0,6 mg dans la Reuss (JAAG, 1958), 0,25 à 0,70 dans le Breg (affluent du Danube) selon BACKHAUS (1965). Beaucoup de rivières et fleuves ont cependant une charge supérieure ; ainsi le haut Danube, en aval du confluent de Breg, contient déjà 1,12 à 1,43 mg/l, la Limmat en Suisse, de 0,42 à 2,32 mg/l (MAIKI, 1961) ; LIVINGSTONE (1963) indique 3,7 mg/l comme valeur moyenne pour les rivières et fleuves européens.

Les teneurs des lacs eutrophisés variant entre 0,5 et 1,5 mg/l, beaucoup de rivières eutrophisées ont donc des charges supérieures aux lacs. Elles peuvent aussi contenir, par endroit et à certains moments, des doses détectables

d'ammoniaque et de nitrites (0,25 à 0,51 N (NH_3) et 0,025 à 0,04 N (NO_2) dans le haut Danube, d'après les mesures de BACKHAUS, 1965).

Les moindres concentrations en nitrates des lacs eutrophisés par rapport aux rivières qui les alimentent, tiennent au fait que les lacs eutrophisés et désoxygénés dénitrifient une partie des nitrates sous forme de NH_3 et N. Dans certains lacs suisses, la dénitrification est évaluée à 10 % des apports annuels en nitrates et à plus de 50 % de la rétention annuelle de ces nitrates dans le lac. Des pertes journalières de 22 à 56 mg N (NH_3) par m^2 d'étendue d'eau ont été mesurés dans certains lacs polytrophes tandis que les pertes sont seulement de 2 à 8 mg N (NH_3) par m^2 dans des lacs oligotrophes.

4.2. Les teneurs en phosphore

Le phosphore existe dans les eaux sous forme organisée (cellulaire), sous forme organique soluble (glycérophosphates, traces d'acides nucléiques, etc) et sous forme minérale (phosphates). Une partie des phosphates est soluble à l'état d'ions (PO_4), une autre est insoluble, tels les phosphates de fer et les polyphosphates particulaires (1). Les déterminations portent en principe sur les phosphates solubles à la fin de l'hiver. Les teneurs estivales sont trop fluctuantes pour être significatives. On a constaté, en effet, des variations estivales même en l'espace de 24 heures (consommation par les divisions cellulaires) ou de quelques jours (cycle d'une dizaine de jours dans le lac de Zürich). D'autre part, les méthodes d'analyse des phosphates ont varié, de sorte qu'on prête plus de valeur aux teneurs en P total. Le rapport des deux formes est d'environ 2 : 1 en hiver, mais de 10 : 1 en été ou moins. Les phosphates peuvent même devenir indécélabiles à l'époque des fortes proliférations algales.

(1) Certaines algues bleues, notamment les Anabaena, peuvent attaquer et décomposer les polyphosphates, après adsorption sur leur membranes (FOGG et WESTLACE, 1965)

VOLLENWEIDER (1970) a colligé un grand nombre de données sur les teneurs en phosphore total des eaux lacustres et indique les fourchettes suivantes :

- lacs ultra-oligotrophes : moins de 0,005 mg/l
- lacs oligotrophes : de 0,005 à 0,01 mg/l
- lacs mésotrophes : de 0,01 à 0,03 (0,05) mg/l
- lacs eutrophes : de 0,03 (0,05) à 0,1 mg/l
- lacs polytrophes : de 0,1 à 1 mg/l, exceptionnellement jusqu'à 3 mg/l.

Les teneurs en phosphates solubles à la fin de l'hiver s'échelonnent d'une manière semblable. Les relevés colligés par THOMAS (1967) indiquent :

- pour les lacs oligo-mésotrophes : 0,003 à 0,01 mg/l P (PO_4)
- pour les lacs eutrophisés : plus de 0,01 mg/l et souvent plus de 0,04 mg/l avec des valeurs exceptionnelles voisines de 1 mg/l.

La valeur de 0,01 mg/l P(PO_4) qui sépare les eaux oligo-mésotrophes des eaux eutrophisées correspond effectivement au minimum requis pour l'élaboration d'une charge algale de 10 mm³, caractéristique des lacs eutrophisés et pour autant que cette teneur soit totalement assimilable (voir 4;2).

Comme nous l'avons laissé entendre, ce seuil phosphorique a quelque chance d'être plus élevé ; KETCHUM et YENTSCH (1969) le situent à 0,028 mg/l, alors que VOLLENWEIDER (1970) s'en tient à 0,01 mg/l.

Les teneurs en phosphore des eaux courantes sont nettement supérieures à celles des eaux lacustres. Dans les zones forestières, on relève 0,05 mg/l de P total et 0,01 mg/l de P (PO_4), ce qui correspond déjà au seuil d'eutrophisation des lacs. Dans les secteurs agricoles, on arrive à

des valeurs de 0,1 mg/l P total et \pm 0,05 mg/l P (PO_4), par exemple aux U.S.A. ou en Suède centrale. Les teneurs deviennent encore plus considérables dans les cours d'eau qui reçoivent des eaux domestiques ou urbaines : les concentrations en phosphates solubles atteignent ou dépassent 0,2 à 0,3 mg/l et montent même à plus de 1 mg/l, comme l'indique les tableaux suivants. Le cas de la Tamise (à Walton) et de la Lee (à Chingford) illustrent la progression rapide des teneurs en phosphates depuis 1955 :

	<u>1933/40</u>	<u>1950</u>	<u>1955</u>	<u>1960</u>	<u>1964</u>
La Tamise	0,27	0,46	0,65	0,95	1,70
La Lee	0,33	0,40	0,85	1,80	3,70

Comme pour les nitrates, il doit exister dans les lacs un mécanisme de déconcentration des eaux en phosphates. Ce mécanisme est bien connu dans les lacs oligotrophes : les phosphates qui se déposent dans les sédiments sous des formes insolubles (phosphates de fer, phosphates particuliers) y restent piégés tant que les fonds sont oxygénés. Quand les eaux sont désoxygénées, ils sont résolubilisés, refluent vers les eaux de surface grâce aux courants tourbillonnants ou par diffusion thermocline. Dans le Bideggersee (Suisse), BICHOFEN (1960) évalue ce reflux à 0,009 à 0,01 mg/ par jour et par m² de lac.

Teneurs en phosphore des eaux lacustres

	Phosphore total	P (PO ₄)
	ng/l	ng/l
<u>Eaux oligotrophes</u>		
Lac Huron (USA)	0,010	----
Lac Päärjärvi (Finlande)	0,010	----
Lac Michigan (USA)	0,013	----
<u>Eaux mésotrophes</u>		
Lac Majeur	0,03	----
Lac Tahoe (USA)	0,04	----
Lac du NE du Minnesota	0,02-0,058	----
Wahnbachstalsperre (Rhénanie) (1959)	0,03	----
<u>Lacs eutrophisés</u>		
Réservoir Slapy (Tchécosl.)	0,05	0,010
Lac Sebasticook (USA)	0,05	0,011
Lac Vättern (Suède)	0,064	----
Wahnachtalsperre (Rhénanie) (1966)	----	0,014
Lac Ontario (USA)	----	0,011-0,028
Lac Erié (USA)	----	0,02-0,060
Lac de Constance	----	0,045
Lac de Zürich (Obersee)	----	0,045
Lac de Thonne	----	0,050
Lac Sammamish (USA)	----	0,050
Lac Washington (USA)	----	0,076
Réservoir Rubynskoe (Russie)	----	0,080
Lac Lemán	----	0,087
Goose Lake (USA)	----	0,140
Lac de Zug	----	0,150
Lac de Biel	----	0,200
Lac de Zürich	----	0,290
Bildoggersee	----	0,420
Pfäffikersee	----	0,7
Greifensee	----	1,1
Sylvan lake (USA)	----	1,6
Lac Sevan (Caucase)	----	plus de 1,

Teneurs en phosphore des eaux fluviales (mg/l)

a) Rivières naturelles

non ou peu enrichies

Affluents du Lac Supérieur (USA)	0,03-0,035	----	PUTMAN et OLSEN, 1959
Affluents du Lac Mendota (USA)	----	0,048	ANONYME
Région du Lac Mackson	- de 0,1	----	MACKENTHUN, 1962
Rivières Forestières (USA)	0,069	0,07	SYLVESTER, 1961
Maumee River (USA)	----	0,016	CARL, 1959
New Hope Creek (USA)	0,02 à 0,1 (extr.: 0,005 et 0,28)	----	HALL, 1972
Ruisseaux de montagnes des Alpes suisses	----	- de 0,005	MADER, 1961
Ruisseaux des prés et paturages (Alpes Suisses)	----	0,005 à 0,015	MADER, 1961
Rivières du Haut Danube	----	0,009 à 0,036	BACKHAUS, 1965
Rivières de la Suède Centrale	jusqu'à 0,1	0,04 à 0,05	BRINK, 1965

b) Rivières contaminées par

des eaux usées

27 Rivières de l'Illinois (USA)	0,28	0,179	ENGELBRECHT et MORGAN
Région du Lac Madison (USA)	1 à plusieurs mg	----	MACKENTHUN, 1962 1964
Rivières du Haut Danube	----	0,3	BRACKHAUS, 1965
Rivières suisses, en aval de villages	----	+ de 1 mg	MADER, 1961
La Tamise (GB) à Walton	----	1,7	M.W.B., 1965
La Lee (GB) à Cherigford	----	3,7	M.W.B., 1965

5. Les déterminants de l'eutrophisation

De ce qui vient d'être dit, on peut tenter d'établir, pour les eaux lacustres, la limite qui sépare les lacs oligo-mésotrophes des lacs eutrophisés. Pour l'azote, cette limite se situe à 0,3 mg/l N(NO₃) à la fin de l'hiver; elle correspond au besoin azoté minimum pour l'élaboration estivale d'une charge algale de 10 mm³/l, qui marque le seuil d'eutrophisation. Cette limite de 0,3 mg/l est toujours atteinte et même dépassée (jusqu'à 1,5 mg/l) dans les lacs eutrophisés. Les lacs oligo-mésotrophes eux-mêmes ont souvent des teneurs voisines de 0,3 mg/l (de 0,2 à 0,4 mg/l) pour des besoins nettement inférieurs, compte tenu de leur charge algale respective. Il semble donc que la teneur en azote minéral de ces eaux n'intervient pas habituellement comme facteur limitatif de proliférations d'algues et n'est donc pas la déterminante majeure de l'eutrophisation.

Pour ce qui concerne le phosphore, la limite entre états eutrophisés et non eutrophisés se situerait à des concentrations hivernales de 0,01 mg/l P(PO₄) (VOLLENWEIDER) (1970) ou de 0,02-0,028 mg/l (KETCHUM et YENTSCH, 1969) ce qui correspond aussi aux besoins de l'élaboration estivale d'une charge algale de 10 mm³/l. Cette limite est généralement atteinte dans les lacs eutrophisés et même dépassée (jusqu'à 1 mg et plus) dans les lacs polytrophes. Par contre, dans les lacs oligotrophes, les teneurs hivernales disponibles (0,003 à 0,01 mg/l) sont plus tangentes aux besoins (\pm 0,002), avec toutefois des exceptions. Il semble ainsi que, dans la majorité des cas, la teneur en phosphore minéral intervienne comme facteur limitant de proliférations algales et constitue la déterminante majeure des processus d'eutrophisation.

Ces deux règles générales doivent s'interpréter en fonction de la loi du minimum. Si le phosphore contrôle le plus souvent le passage de l'état oligo-mésotrophe à l'état eutrophisé, il peut exister des situations inverses, où ce rôle est dévolu à l'azote. On peut aussi imaginer qu'au cours des processus d'eutrophisation, les deux facteurs soient en compétition et agissent en alternance. Il serait donc erroné d'affirmer sans discrétion

que la déterminante de l'eutrophisation réside, soit uniquement dans les apports phosphoriques, soit uniquement dans les apports azotés. VOLLENWEIDER (1970), dans l'étude très fouillée dont il est l'auteur aboutit à la même conclusion, en écrivant que "parmi les substances responsables de l'eutrophisation, ce sont l'azote et le phosphore qui constituent les facteurs les plus importants. En règle générale, c'est le phosphore qui est le facteur initial!" Et il ajoute plus loin : "une eau est trophiquement en danger quand ses concentrations printanières dépassent 0,01 mg P / litre pour les combinaisons exploitables de phosphore, et, pour les combinaisons inorganiques d'azote, 0,2 à 0,3 mg N / l."

Partant de ces données, VOLLENWEIDER (1970) a tenté d'évaluer les charges en phosphore et azote qu'un lac peut supporter (tolérances) et celles pour lesquelles il se trouve en danger d'eutrophisation (charges critiques). Par "charge" il faut entendre les apports annuels de phosphore ou d'azote par unité de surface du lac (m^2 ou ha), supposés uniformément répartis sur toute l'étendue des eaux. Sans celer la difficulté du problème et le caractère approximatif de ses évaluations, l'auteur conclut comme suit (p 85) : "Lorsqu'on dépasse une charge de phosphore total de plus de $1g/m^2$ année, combinée à une charge d'azote total de $10 g/m^2$ année, l'on doit s'attendre à des cas plus ou moins graves d'eutrophisation". Et plus loin : "la limite critique de la charge spécifique entre eaux oligotrophes et eutrophes se situe dans un ordre de grandeur de $0,2 - 0,5 g P$ total / m^2 année, et $5 - 10 g N$ total / m^2 année, mais il convient de spécifier que pour le gros de la charge de phosphore, l'apport de cette substance doit se présenter sous une forme métaboliquement accessible" (1).

Ces charges sont évaluées pour une profondeur standardisée et peuvent être différenciées en fonction de la profondeur réelle du lac et de l'effet tampon de sa masse aquatique. Cette pondération est explicitée dans le tableau suivant de VOLLENWEIDER (1970).

(1) Cette restriction concerne par exemple le lac de Constance qui reçoit une charge annuelle très élevée en phosphore ($3,8 g/m^2$ année), constitué pour 93 % environ d'apatites non ou peu métabolisables, ce qui réduit la charge efficace à quelque $0,25 g/m^2$ année.

Charges admissibles pour l'azote total et le phosphore total
(g/m² année) (1).

Profondeur moyenne jusqu'à	Charge tolérable		Charge critique (ou dangereuse)	
	N	P	N	P
8				
5 m	1 g	0,07 g	2 g	0,13 g
10 m	1,5 g	0,10 g	3,0 g	0,2 g
50 m	4,0 g	0,25 g	8,0 g	0,5 g
100 m	6,0 g	0,40 g	12,0 g	0,8 g
150 m	7,5 g	0,50 g	15,0 g	1,0 g
200 m	9,0 g	0,60 g	18,0 g	1,2 g

(1) 1g/m² année = 10 kg/ha année

Ces valeurs concordent avec celles de la Commission Mixte Internationale Canada - USA (1970) quant aux tolérances des charges en phosphore pour les lacs Ontario et Erié :

	<u>Charges tolérables</u>	<u>Charges critiques</u>
Erié (profond. moy. : 17 m)	0,13 g/m ²	0,28 g/m ²
Ontario (profond. moy. : 85 m)	0,37 g/m ²	0,75 g/m ²

Le lac Ontario avec une charge actuelle de 0,7 g/m² année se trouve en situation fortement menacée et le lac Erié, avec une charge actuelle de 1,1 g/m² année, a très nettement dépassé l'état critique. Lorsque les lacs sont parvenus à l'état polytrophe, les teneurs en azote et phosphore assimilables dépassent le plus souvent les besoins de la charge algale et n'interviennent plus comme facteurs limitatifs. Dans ce cas, c'est l'insolation qui paraît contrôler la prolifération de la biocénose algale. Cependant, dans les lacs polytrophes, l'azote nitrique peut être fortement dissipé par les processus de dénitrification dans les eaux profondes et désoxygénées et re-devenir en principe le facteur au minimum. Mais une compensation intervient pour éluder la carence nitrique, à savoir la fixation d'azote atmosphérique par les algues bleues.

Au total, l'eutrophisation modifie l'écosystème lacustre vers un nouvel équilibre, malheureusement assorti des nuisances que nous avons exposées. Il compense les dénitrifications par une fixation biologique d'azote et remet en circulation dans l'eau tout le stock phosphorique qui'était précédemment immobilisé dans les vasees du fond. Il n'y a pas de doute que le rétablissement d'une situation saine, grâce à un contrôle strict des effluents d'azote et de phosphore, ne peut être immédiate et qu'elle requiert au moins le temps nécessaire au renouvellement complet des eaux. Selon les lacs, ce "turn over" hydrologique peut exiger quelques années et même quelques décennies. Par contre, si le contrôle des effluents demeure insuffisant, il est illusoire d'attendre une restauration durable, même par les moyens techniques les plus élaborés.

BIBLIOGRAPHIE (1)

- (1) Ne sont reprises que les références aux auteurs cités dans le texte. Ceux pour lesquels il n'y a pas de référence ont été consultés en seconde main, dans des ouvrages ou rapports généraux mentionnés dans la présente liste.

I. METHODES CULTURALES MODERNES.

- ABERG A.W. et JANSSON S.L. - Innebai dagens växtodling rovdrift? (Is today's crop production too exploitative?)
Skogs-och Landbruksakademie (1965).
- AGERBERG L.S. - Ensidig Växtodling (Einseitiger Pflanzenbau).
Landbruksh. Meddel. Série A, 74 (1967).
- ANT H. - Okologiske Auswirkungen des Wechsels landwirtschaftlicher Nutzung auf die Tierwelt.
Ber. Landw. NF 50, 1 (1972).
- AULITZKY H. - Endangered alpine regions and protective measures.
Conseil de l'Europe, 1973.
- BEASLEY R.P. - Erosion and sediment pollution control.
The Iowa St. Univ. Press, Ames, Iowa 1972.
- BLAKE G.R. - Objectives of soil tillage related to field operations and soil management.
Neth. J. Agr. Science, vol 11 (1963).
- BOEKEL P. - The effects of organic matter on the structure of clay soils.
Neth. J. Agric. Science 2, 1963.
- BRADY N.C. - Agriculture and the quality of our environment.
AAAS, Washington 1965.
- BROWN K.W. et ROSENBERG N.J. - Turbulent transport and energy balance as affected by a wind break in an irrigated sugar beet field.
Agron. Journal 63, pp. 351-355 (1971).

- BROWN K.W. et ROSENBERG N.J. - Effect of windbreaks and soil water potential on stomatal diffusion resistance and photosynthetic rate of sugar beets.
Agr. Journal 62, 1970.
- Influence of leaf age, illumination and upper and lower surface difference on stomatal resistance of sugar beet leaves.
Agr. Journal 62, 1970.
- Shelter-effects on microclimate, growth and water-use by irrigated sugar beets in the Great Plains.
Agr. Meteorology 9 (1971/72) pp. 241-263.
- DEBRUCK J. et RANGE W. - Extreme Getreidefruchtfolgen mit jährlicher Stroh-und Stroh-Gründüngung.
Z. Acker-u. Pflanzenbau 129, 1, (1969), 29-61.
- DULEY F.L. and MILLER M.F. - Erosion and surface runoff under different soil conditions.
Mo. Agr. Expt. Sta., Bull. 63 (1923).
- ERZ W. - Veränderungen in der Wirbeltierfauna als Folge technischer Entwicklung
Ber. Landw. NF 50, 1 (1972).
- FOURNIER F. - Conservation des sols.
Conseil de l'Europe, 1972.
- GLIEMEROTH G. - Untersuchungen über getreidestarke Fruchtfolgen bei Einschaltung von Zwischenfrüchten nach Pflügen und Schälen.
Zeitsch. Acker und Pflanzenbau 131 (1970).
- HEROLD W. - Hecke und Feldgehölze als Wohn- und Zufluchtraum für nützliche und schädliche Tiere.
Deuts. Landw. 2, 1951.

- HARTGE K.H. - Formen und Verbreitung der im Boden vorkommenden Verdichtungen
Zeitsch. Pflanzenern. u. Bodenkunde 108 (1965).
- HORNING H. - Einfluss von Windschutzhecken auf die Erosion leichter Böden
Mitt. Leichtweiss. Inst. Branschweig 15 (1967).
- JACQUARD P. et al. - Etude des effets résiduels des cultures fourragères sur
les cultures arables.
Ann. Agr. 21 - 1 (1970).
- KUNTZE H. - Bodenerhaltung bei zunehmender Belastung.
Ber. Landw. 50, 1 (1972).
- LEWIS A.H. et al. - A comparison of ley and arable farming system
J. agric. Sci. 55, 1960.
- MEISEL K. und BURGER K. - Auswirkungen veränderter Landwirtschaftlicher Nutzung
auf Struktur, Bild und Naturhaushalt der Landschaft.
Ber. Landw. 50, 1 (1972).
- Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (U.K.).
Modern farming and the soil, London 1970.
- MOORE N.W. - A synopsis of the pesticide problem.
Journal appl. Ecology 4, 1967.
- MULLER-USING - Grosstier und Kulturlandschaft.
Göttingen, 1960.
- NEHRING K. et WIESEMÜLLER W. - Untersuchungen über den Einfluss der Mineral-
düngung auf den Humusgehalt in Ackerböden.
Zeitsch. Pflanzenern. u. Boden Kunde 119 (1968).
- SÖHNE W. - Die Verdichtbarkeit des Ackerbodens unter Berücksichtigung des
Einflusses organischer Bestandteile.
Zeitsch. Pflanzenern. Düngung u. Bodenkunde 69 (1955).

TISCHLER W. - Agrarökologie, Jena (1965).

- Synökologie der Landtiere - Stuttgart (1955).

- Die Hecke als Lebensraum für Pflanzen und Tiere, unter besonderer Berücksichtigung ihrer Schädlinge.

Erdk. 5 (1951).

- Synökologische Untersuchungen an der Fauna der Felder und Feldgehölze.

Z. Morph. Okol. Tiere 47 (1958).

- Landschaftsstruktur und Lebenswelt.

Handb. f. Landschaftspflege u. Naturschutz Bd 2 (1968).

UNGER D.G. - A new look at sediment control.

US. Soil Conserv. Service, January 1973.

VETTER H. und LICHTENSTEIN H. - Die Entstehung von Pflugsohle.

Landw. Forsch. 22 (1968).

WEICHMANN H. - Beeinflussung der Gewässereutrophierung durch erodiertes Bodenmaterial.

Landw. Forsch. 26, 1 (1973).

WIDDOWSON F.V. et al. - Experiments comparing yield, and residual effects on winter wheat, of 1-year clover, rye-grass and clover-rye-grass leys. J. Agric. Sci. 61, 1963.

- Results of an experiment at Woburn testing farmyard manure and N, P and K fertilizers on five arable crops and a long ley.

J. Agr. Sci. 68, 1967.

- Results of an experiment at Rothamsted testing farmyard manure and N.P. and K fertilizers on five arable crops.

J. Agric. Sci. 60, 1963.

WILLIAMS R.J.B. and COOKE G.W. - Results of the Rotation I Experiment at
Saxmundham, 1964 - 1969.

Rothamsted Report for 1973.

WILLRICH T.L. and SMITH G.E. - Agricultural Practices and Water quality.

Ames, Iowa, 1970.

WISCHMEIER W.H. and SMITH D.D. - Predicting rainfall erosion losses from the
cropland east of the Rocky Mountains.

USDA Handbook 282 (1965).

WITTSELL and HOBBS - Agronomy Journal 1965 (p. 534).

II. UTILISATION INTENSIVE DES ENGRAIS CHIMIQUES.

- ALBERDA Th. - Nitrogen fertilization of grassland and the quality of surface water.
Stikstof 15 (1972) 45 - 51.
- ALLISON F.E. - The fate of nitrogen applied to crops.
Adv. Agron. 18 (1966).
- AMBUHL H. -
G. Wassetfach 107 (1966).
- AMBERGER
Landw. Forsch., Sonderheft 27 (1972).
- ARNON I. - The influence of fertilization on the quality of the harvested product
Bull. Rech. Agr. Gembloux - Hors série, 1973.
- BARROWS H.L. et KILMER V.J. - Plant nutrient losses from soils by water erosion.
Adv. Agr. 15 (1963).
- BONNIER C. et BRAKEL J. - Lutte biologique contre la faim.
Légumineuses - Rhizobium.
Presses Agr. Gembloux, 1969, 148 p.
- CARO J.V. - Characterization of superphosphate.
US Dpt. Agr. and T.V.A., 1964.
- CHAPMAN H.D. et al.
A lysimeter investigation of nitrogen gains and losses under various systems of overcropping and fertilization and a discussion of error sources.
Hilgardia 19 (1949).
- CLARK L.J. et HILL W.L. - Occurrence of manganèse, copper, zinc, molybdenum and cobalt in phosphate fertilizers and sewage sludge.
J. Ass. Off. Agr. Chemists 41 (1958).

COOKE G.W. - The control of soil fertility.

London, 1967.

COOKE G.W. et WILLIAMS R.J.B. - Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural land.

Wat. Treatm. Exam. 19 (1970).

CZERATZKI W. - Transport von Nährstoffen aus der mineralischen Düngung durch Bodenperkolat ion unter den Wurzelhorizont.

Ber. Landw. 50, 2 (1972).

DE VRIES O. et VAN DER PAAUW F. - De indringing van enige fosfaten in verschillende Nederlandse grondsoorten.

Versl. Landbk. Onderz. 43 (14), 1937.

F.A.O. - Effects of intensive fertilizer use on the human environment, Rome 1972.

GARWOOD E.A. et TYSON K.C. - Losses of nitrogen from grassland following heavy applications of fertilizers.

Journ. Sc. Food and Agric. 24, 4 (1973).

GEERING T. - Lysimeter Versuche.

Landw. Jb. Schweiz 57 (1943).

GERLACH M. - Untersuchungen über die Menge und Zusammensetzung der Sickerwasser
Landw. Jb. 64 (1926).

GLIEMEROTH G. - Stickstoffverlagerung über Winter im Abhängigkeit von der Wasserführung eines Lösslehmbodens.

Z. Ack. Pflanzenb. 107 (1958).

GUIOT J. - La migration de l'azote dans le sol.

St. Phytotechnie Gembloux, 1972.

HENKENS C.H. - Fertilizer and the quality of surface water.

Stikstof 15 (1972) 28 - 40.

- HOLT R.F. et al. - Accumulation of phosphates in water.
J. Agr. Food Chem. 18, 5 (1970).
- HUNTJENS J.L. - Does nitrogen fertilization of grassland lead to eutrophication
of surface water.
Stikstof 15 (1972) 52 - 55.
- JEWITT T.N. - Field nitrates in the Gezira soil. II
J. Agr. Sci. 47 (1956) 461 - 467.
- JOHNSTON et al. - Nitrogen and phosphorus in tile drainage effluent.
Soil Sc. Soc. Proc. p. 287 -(1965).
- JUNG J. et DRESSEL J. - Das Verhalten von Kalium in zwei unterschiedlichen
Böden eines zehnjährigen Lysimeterversuches in Abhängigkeit van
Düngungstermin
Z. Acker-u. Pflanzenb. 130 (1969).
- F.A.O. Soil Bulletin n° 16 (1972).
- KOEPF H. - Nährstofftransport in die Gewässer auf dem Wege der Bodenerosion.
Ber. Landw. 50, 2 (1972).
- KOHL D.H. et al. - Fertilizer Nitrogen : Contribution to Nitrate in surface
water in a Corn Belt Watershed.
Science 174, p. 1331 (1971).
- KOLENBRANDER G.J. - Nitrate content and nitrogen losses in drainwater.
Neth. J. Agr. Sci. 17 (1969) 246 - 255.
- Does leaching of fertilizers affect the quality of groundwater at
the water works.
Stikstof 15 (1972) pp. 8 - 15.
- The eutrophication of surface water by agriculture and the urban
population.
Stikstof 15 (1972) pp. 56 - 57.

- KOLENBRANDER G.J. and DE LA LANDE CREMER L. -
Stalmest en gier, Wageningen 1967.
- LAGERWERFF J.V. - Heavy-metal contamination of soils.
Agric. and the quality of our environment AAAS (1967).
- LAWES (1882), in WILLIAMS 1970.
- LEE G.F. et al. - Report on the nutrient sources of Lake Mendota.
Univ. Wisconsin, Madison, (1967).
- LE GRAND H.E. - Movement of agricultural pollutants with ground water.
Agricultural practice and water quality, Ames, Iowa (1970).
- LIKENS G.E. et al. - Nitrification : importance to nutrient losses from a
cutover forested system.
Science 163 p. 1205 (1969).
- LOW A.J. and ARMITAGE E.R. - The composition of the leachate through cropped
and uncropped Soils in lysimeters compared with that of the rain.
Plant and Soil, 33 (1970).
- MASCHHAUPT J.G. - Lysimeter-onderzoekingen aan het Ryklandbouw proefstation
te Groningen en elders.
Versl. Landb. Onderz. 47, 4 (1941).
- MINK (1962) in NIGHTINGALE (1972).
- NIGHTINGALE H.I. - Nitrates in soil and ground water beneath irrigated and
fertilized crops.
Soil Science 114, 4, (1972) 300-311.
- OWENS M. - Nutrient balance in rivers.
Wat. Treatm. Exam. 19 (1970).

- OWENS M. et al. - Nutrient budgets in rivers.
Symp. Zool. Soc. London 29 (1972).
- PATRICK W.H. et TUSNEEM M.E. - Nitrogen loss from flooded soil.
Ecology 53 (1972) n° 4 p. 735-737.
- PETERMANN A. - Combinaisons azotées dans les eaux météoriques.
Mém. Acad. Roy. Belgique 49 (1893).
- PFAFF C. - Das Verhalten des Stickstoffs im Boden nach landjährigem Lysimeter
versuchen.
Z. Acker- u. Pflanzenb. 117 (1963).
- RIGA A. et al. - Rapport isotopique naturel de l'azote dans quelques sols fo-
restiers et agricoles de Belgique soumis à divers traitements
culturels.
Geoderma 6 (1971).
- SAWYER C.N. - Fertilization of lakes by agricultural and urban drainage
J. New. Engl. water Works Ass. 61 (1947).
- SMITH G.E. - Fertilizer nutrient as contaminants in water supplies.
Agric. and the quality of our environment AAAS (1967).
- STATION CHIMIE ET PHYSIQUE AGRICOLE DE GEMBLoux.
C.R. Colloques du Centenaire de la Station (1972).
- STEWART B.A. et al. - Nitrate and other water pollutants under fields and
feedlots.
Environ. Sci. Technol. 1 (1967).
- STEWART F.G. et al. - Agriculture's effect on nitrate pollution of
Groundwater.
Journ. Soil and water Conserv., 23 (1968).
- STOUT P.R. et BURAU R.G. - The extent and significance of fertilizer buildup
in soils as revealed by vertical distribution of nitrogenous matter
between soils and underlying water reservoirs.
Agr. and the Quality of our Environment AAAS, 1967.

- SYLVESTER R.O. - Nutrient content of drainage water from forested, urban and agricultural area.
US Dpt Health, Ed. and Welfare, 1961.
- TRINES (1952) - Cyanose (methaemoglobinaemie) by zuigelingen, als gevolg van het gebruik van nitraathoudend putwater by voeding.
Verslag. Mededel. Volksgezondheid, 1952, 481 - 503.
- VAN SCHREVEN D.A. - Leaching losses of nitrogen and potassium in polders reclaimed from Lake Yssel.
Plant and Soil 33 (1970).
- VOMEL A. - Der Versuch einer Nährstoffbilanz am Beispiel verschiedene Lysimeterböden .
Z. Acker u. Pfl. Bau 123 (1965).
- Nährstoffeinwaschung in der Unterboden und Düngerstickstoffumsatz, dargestellt an Kleinlysimeterversuchen.
Z. Acker-u. Pflanzenb. 132 (1971).
- WEBBER J. - Nutrient losses from lysimeters under grass in a high rainfall area.
J. Sc. Food and Agric. 24. 4. (1973).
- WILLIAMS R.J.B. - The chemical composition of water from land drains at Saxmundham and Woburn, and the influence of rainfall upon nutrient losses.
Rothamsted Report for 1970.
- WILLIFORD J.W. et al. - Field techniques for removing nitrates from drainage water.
Trans. ASAE (1971).
- WIRTHS W. - Veränderungen der ernährungsphysiologischen Qualität von Nahrungspflanzen durch mineralische Düngemittel.
Ber. Landw. 50, 2 (1972).

WOLLENWEIDER - Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des
eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote
comme facteurs d'eutrophisation (rapport OCDE).
La technique de l'eau (1971).

III. UTILISATION INTENSIVE DES BIOCIDES.

AMES P.L. - Conservation Ecology - A.C.C. New York (1969).

BARTHA P. - Pesticides interaction creates hybrid residues.
Science 166 n° 3910 (1969).

BAURANT R. et al. - Royal Saint-Hubert Club de Belg. 1 (1972).
id. 5 (1973).

BEASLEY M.L. et COLLINS R.L. - Water degradable polymers for controlled release
of herbicides and other agents.
Science 169, n° 3947 (1970).

BLASZYK P. - Beeinträchtigung des freilebender Tierwelt durch Pestizide.
Ber. Landw. 50, 2 (1972).

BLUMENBACH D. - Pestizide in der Umwelt. Bibliographie über Nebenwirkungen.
Ber. Landw. 50, 2 (1971).

BUCKLEY J.L. - Hazards to fish and wildlife and their food organism from the
use of pesticides in agriculture.
F.A.O. Rome (1972).

CALDERBANK A. - Environmental considerations in the development of diquat
and paraquat as aquatic herbicides.
Outlook on Agriculture, ICI Plant Prod. 7.2 (1972).

CALVIN M.M. - Fate of pesticides in the environment.
Ann. Rev. Entomology 17, 1972.

CARR et al. - Pesticides monitory Journal (1972).

CARSON R. -
Silent Spring. Boston (1962).

- CHABOUSSOU F. - La trophobiose et la protection de la plante.
Rev. Qu. Scient. 143, 1-2 (1972).
- Nouveaux aspects de la phytiâtrie et de la phytopharmacie.
Proc. F.A.O. Symp. of integrated control, 1 (1966).
- Sur le déterminisme de la résistance des insectes et des acariens
aux pesticides.
Rev. Zool. Agric. 10-12 (1968).
- CONNAY et BURNS - Metabolic interactions among environmental chemicals and
drugs.
Science 178 n° 4061 (1972).
- COX G.W. - Readings in conservation ecology.
AACC, New York (1969).
- CRAMER H.H. - La protection des plantes et les récoltes dans le monde.
Bayer, Leverkusen (1967).
- DEICHMANN B. et al. - DDT tissue retention : sudden rise induced by the addi-
tion of aldrin to fixed DDT intake.
Science 172, n° 3980 (1971).
- DEKER et al. - Journ. Econ. Entomology 58 (1964).
- DERBY et RUBBER -
Bull. Env. Cont. and Toxicology (1971).
- DE CONINCK et MORTIMER -
Bull. Env. Cont. and Toxicology (1971).
- DOMSCH K.H. - Einfluss von Pestiziden auf mikrobielle Prozesse und
ökologische Beziehungen im Boden.
Ber. Landw. 50, 2 (1972).

- DORMAL S. - La toxicité des pesticides à l'égard des animaux sauvages vivant dans les plaines et les bois.
Roy. Saint-Hubert Club de Belg. 5 (1963).
- DORMAL S. et THOMAS A. - Répertoire toxicologique des pesticides.
Gembloux 1960.
- ENNIS et al. -
Adv. in Agronomy 15 (1963).
- FAGERSTRÖM T. - Methyl mercury accumulation in an aquatic food chain.
Ambio 2, 5 (1973).
- F.A.O. - Les pesticides dans le monde moderne.
Rome 1972.
- FIKS et al.
Journ. Wildlife Manag. (1972).
- FUCHS et al.
TNO News, 10 (1972).
- GEORGE J.L. and FREAR D.E.H. - Pesticides in the environment and their effects on wildlife.
J. Appl. Ecology 3 (1966).
- GIBAN J. - L'emploi des phytocides en sylviculture présente-t-il un danger pour le gibier.
Rev. For. Franç. 6 (1972).
- GIBAN J. -
Le Saint-Hubert Club de France 50 (10) (1961).
- GIBAN J. et BILLIOTTI E. -
C.E.A. Luzern (1954).
- HARRISON H.L. et al. - Systems studies of DDT transport.
Science 170 n° 3957 (1970).

HARVEY G.R. et al. - Polychlorobiphenyls in north Atlantic Ocean water.
Science 180, n° 4086 (1973).

HENNY J. et al. - Territorial behavior, pesticides and the population ecology
of red-shouldered hawks in Central Maryland, 1943 - 1971.
Ecology, 54, 3 (1971).

HURLBERT S.H. et al. - Effects of an organophosphorus insecticide on the
phytoplankton, zooplankton and insect population of fresh water
ponds.
Ecological Monographs 42, 3 (1972).

HUSSAIN S. et al. - Mutagenic effects of TEDD on bacterial systems
Ambio, 1, 1 (1972).

JEFFERIES D.J. et FRENCH M.C.
Avian thyroid effect of p-p-DDT on size and activity.
Science 166, n° 3910 (1969).

JENSEN S. - The PCB story.
Ambio 1, 4 (1972).

JOHNSON et LEW.
Pest. Monitory Journal (1970).

JOIRIS C. et MARTENS P.
Aves 8, n° 1 (1971).

KAMPFER M. - Pestizide Nebenwirkungen auf die freilebende Tierwelt.
Bibliogr. 18 (Wild und Vogel) und 19 (Fische).
Ber. Landw. 50, 2 (1971).

HOEMAN et al.
TNO - News 10 (1972).

LESHNIWSKY W.O. - Aldrin : removal from lake water by flocculent bacteria
Science 169, n° 3949 (1970).

- MAUGH T.H. - DDT : an unrecognized source of PCB.
Science 180 n° 4086 (1973).
- MEINSHINECK E.F. - Comparison of invertebrate population of soil and litter
of mowed grasslands in areas treated and untreated with pesticides
Ecology 43 (1962).
- MELLANDY K. - Pesticides and pollution.
Collins, London (1967).
- MORGERLI B. - Elimination des pesticides de l'eau potable.
Technique de l'eau 312 (1972).
- MORRIS et JOHNSTON -
Pest. Monitoring Journal (1971).
- MORZER-BRUINS M.P.
Landb. Tydsch. 74 (1962).
- MOORE N.W. - A Synopsis of the pesticide problem.
Adv. Ecological Research 4, 1967.
- MUIRHEAD-THOMSON R.C. - Pesticides and fresh water fauna.
Ac. Press, N.Y. (1971).
- NASH R. - Plant absorption of dieldrin, DDT and endrin from soils.
Agronomy Journal 60 (1968).
- NICHOLSON H.P. - Pesticide pollution control.
Science 158, n° 3803 (1967).
- PEAKALL D.B. - p-p' - DDT - effect on calcium metabolism and concentration of
oestradiol in the blood.
Science 168 (1970).
- PERSSON B. - DDT contents of whitethroats Lower after summer stay in Sweden.
Ambio, 1, 1 (1972).

- PERKOW W. - Wirksubstanzen der Pflanzenschutz und schädlingbekämpfung.
Parey (1971).
- PINTHUS et al. - Field and vegetable crop mutants with increase resistance to herbicides.
Science 171, n° 4050 (1972).
- RATCLIFFE D.A. - Decrease in eggshell weight in certain birds of prey.
Nature 215 (1967).
- Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some british birds.
J. Appl. Ecol. 7 (1970).
- RISEBROUGH J.D. et al. - The biological impact of pesticides in the environment,
Oregon St Univ. Symp. (1969).
- ROBINSON W.B. -
J. Wildlife manag. 12, 3 (1948).
- RUDD R.L. - Pesticides in the living landscape.
Faber and Faber, London (1965).
- 8e réunion Technique U.I.C.N., Varsovie (1960).
- RUDD R.L. et GENELLY R.F. - Pesticides, their use and toxicity in relation to wildlife.
St. Calif. Dpt. Fish and Game (1956).
- SELIM et al. - Plant and Soil 33 (1970).
- SHELDON et al. - Pesticides wildlife studies.
Circ. Fish Wildl. Sew. Wash. 199 (1964).
- SODERGREN A. - DDT and PCB relocate when robins use fat reserves.
Ambio 1, 1 (1972).
- Oeganochlorine residues in East Africa birds.
Ambio 1, 4 (1972).
- Absorption du DDT par les chlorelles.
Oikos 19, (1968).

- SOLOMON M.E. - Analysis of processes involved in the natural control of insects.
Adv. Ecol. Res. 2 (1964).
- STADNYK et CAMPBELL -
Bull. Env. Cont. and Toxicology (1971).
- STENERSEN et al. -
Bull. Env. Cont. and Toxicology (1972).
- STRICKLAND A.H. - In "Pesticides in the environment and their effects on
Wildlife,,
J. Appl. Ecology 2 (1966).
- STRYCKERS J.M.T. - Die Herbologie in der Phytomedizin.
Biol. Bundesanst. Land u. Forstw. Braunschweig (1972).
- TATTON et al.
Conservation Ecology, ACC, New York (1969).
- TUCKER R.K. - Chlorinated hydrocarbons cause thin egg shells,
but so may other pollutants.
Utah Science 32, 2 (1971).
- U.N. Conference on the human environment.
Identification and control of pollutants of broad international
significance.
Stockholm (1972).
- VIEL G. - Nuisances dues aux pesticides dans les aliments et les chaînes
alimentaires.
Précis général des Nuisances, Paris 1972.
- WALKER -
Soil Biology (1970).
- WURSTER C.F. - DDT reduces photosynthesis by marine phytoplankton.
Science 159, (1968).

WOODWELL G.H. et al. - DDT in the biosphère : where does it go.
Science 174, n° 4114 (1971).

WOODWELL G. - Effect of pollution in the structure and physiology of ecosystems.
Science 168, n° 3930 (1970).

IV. HAUTES DENSITES ZOOTECHNIQUES.

- ASMUS F. - Uber den Einfluss verschiedener organischer Duingestoffe auf die Stickstoffdynamik im Boden.
Albrecht-Thaer-Arch. 14 (1970).
- BAADER W. et al. - Verfahren zur Behandlung von Abfalle der tierischen Produktion
Ber. Landw. 50, 3 (1972).
- BARDKE D. et JESERICH G. - Einfluss von Abfallen und Ausscheidungen der tierischen Produktion auf Wasser und Gewasser.
Ber. Landw. 50, 3 (1972).
- BEST E. - Tenazitäts- und Desinfektionsversuche mit Salmonellen in natürlich gelagerten Flussmistern von Rindern und Kalben.
Vet. Med. Diss. Giessens (1969).
- BONNET-TESTE - Journée d'information sur le lisier.
F.N.P.L. (1967).
- BRUCKNER D. - Journées d'information sur le lisier.
F.N.P.L. (1967).
- Comité Canadien du Génie Rural - Guide pour l'usage des déchets d'origine animale.
Ottawa, 1973.
- Cornell University - Animal waste management.
Ithaca (NY) 1969.
- COTTENIE A. et VAN DE MAELE F. - Influence des déchets animaux sur la pollution des sols.
Bull. Rech. Agr. Gembloux, Hors série, 1973.
- COTTENIE A. - Dimensies in de dierlyke produktie. Milieu aspekten.
Stichting Lodewyk de Raet, Gent, (1973).

- CROMACK H. - Bridg. Exp. Husb. Farm, Rep. n° 12 (1971).
Agr. Div. and Adv. Service, Ministry of Agriculture (GB).
- DALE A.C. et al. - Disposal of dairy cattle waste by aerated lagoons and irrigation.
Animal Waste Manag, Cornell Univ. (1969).
- DASCHMER et al. - Okonomische Aspekte des Umweltschutzes in der tierischen Produktion.
Ber. Landw. 50, 3 (1972).
- DE BRUYCKERE M. - Logement des animaux et environnement.
CIGR - Tagung Aachen (1973).
- DIESCH S.L. - Disease transmission of water-borne organisms of animal origin.
Agricult. Proct. et Water quality, Ames, Iowa (1970).
- DROEVEN J. (1973).
Communication personnelle.
- ELMUND G.K. et al. - Role of excreted chlortetracycline in modifying the decomposition process in feedlots waste.
Bull. Env. Cont. and Toxicology 6, 2 (1971).
- EYSEL H. - Rechtsvorschriften zum Schutze der Umwelt vor Geruchs - und Lärmmissionen aus der tierischen Produktion.
Ber. Landw. 50, 3 (1972).
- FURRER O.J. et GACHTER R. - Der Beitrag der Landwirtschaft zur Eutrophierung der Gewässer.
Schw. Ztsch. für Hydrologie 34, 1 (1972).
- FURRER O.J. - Compte-rendu de la conférence technique de Vienne (1973).
- GLERUM J.C. - Possibilités techniques de lutte contre les mauvaises odeurs et pour l'élimination des surplus des déjections.
C.I.G.R. Tagung Aachen (1973).

- GOWAN D. - Slurry and farm waste disposal.
Farming Press Ltd, G.B. (1972).
- GROSSKLAUS D. et BEYER K.W. - Stand der Rechtsvorschriften zum Schutz der Umwelt vor Rückstandbelastungen aus der tierische Produktion.
Ber. Landw. 50, 3 (1972).
- HERRIOTT J.B.D. et WELLS D.A. - Gülle as a grassland fertilizer.
J. Brit. Grassland Soc. 17 (1962).
- HILLIGER H.G. et MATTHES S. - Wirkung von Staub-, Keim- und Geruchs-
immissionen auf Mensch und Tier.
Ber. Landw. 50, 2 (1972).
- HURTIENNE M. - Vergleiche zwischen mehrere Verfahren zur Bestimmung des Keimgehaltes der Stallluft unter verschiedenen Bedingungen.
Vet. Med. Diss. F.U. Berlin (1967).
- JONGEBEUR A.A. - Enkele mogelijkheden tot het terugdringen van de stank-
overlast veroorzaakt door de veredelingsbedrijven.
Het Ingenieurblad 42 (20), (1973).
- KORTING W. - Die schädigende Wirkung des Ammoniaks auf Fische.
Munch. Beitr. Abwasser, Fischerei u. Flussbiologie 16 (1969).
- KOSMAT H. - Der Einfluss der Güllerei auf die Fruchtbarkeit des Bodens
Bundesv. Austalt alpenländ. Landw. Gumpenstein, 1971.
- KRAUSE R. - Tierische Verfahren der Anwendung behandelter Produktionabfälle
auf Nutzflächen, Brach- und Ödland.
Ber. Landw. 50, 3 (1972).
- LAW J.B. et BERNARD H. - The impact of agricultural pollutants on subsequent
users.
Trans. ASAE 13, 4 (1970).

- LOEHR R.C. - Cattle wastes. Pollution and potential treatment.
J. Sanit. Eng. 93 (1967).
- Drainage and pollution from beef cattle feed lots.
J. Sanit. Engin. 96 (1970).
 - Animal wastes, a national problem.
J. Sanit. Engin. 95 (1969).
 - Treatment of wastes from beef cattle feedlots : field results.
Anim. Waste Manag. Cornell Univ. (1969).
- Mc. ALLISTER J.S.V. - Investigations into the storage and use of slurry.
Res. and Exp. Rec. Ministry of Agr. N. Ireland, 12, 2 (1963).
- A study of the responses to alternative sources of N in Northern Ireland.
Res. and Exp. Rec. Ministry of Agr. N. Ireland 15, 2 (1966).
- MULLER F.W. - Möglichkeiten zur Lärminderung in landwirtschaftlichen.
Produktionsanlagen.
Ber. Landw. 50, 2 (1972).
- RAGER K.T. - Abwassertechnische und Wassertechnische Probleme der Massentierhaltung
KTBL. Bauschr. 11 (1971).
- REICHENBACH-KLINKE H. - Jauche als Ursache für Fischsterben.
Allg. Fisch. Ztg., 85, (1960).
- SHELTINGA H.M. et al. - Treatment of farm wastes.
Inst. Water Poll. Cont., Univ. Newcastle (1970).
- SCHOLLHORN M. - Journée d'information sur le lisier.
F.N.P.L. (1967).
- SIEGEL O. -
in "Simposco Agronomico CICRA,, (1972).

STECKEL J.E. - Movements of nutrients from poultry manure in soil.

Animal waste management Cornell Univ. (1970).

STRAUCH D. - Higienische Anforderungen an die Verfahren zur Behandlung tierischer Abfälle und Ausscheidungen.

Ber. Landw. 50, 3 (1972).

TIENTJE C. et VETTER H. - Einfluss von Abfälle und Ausscheidungen der tierischer Produktion auf Boden und Pflanze.

Ber. Landw. 50, 3 (1972).

WILLINGER H. - Aktuelle veterinärhygienische Probleme bei der Intensivhaltung.

Wien Tierärztl. Mschr. 56 (1969).

WOLFERMANN H.F. - Möglichkeiten zur Abhilfe der Geruchsbelästigung in und ausserhalb von Ställen.

Ber. Landw. 50, 3 (1972).

ZAMER Ch. von

Ergebnisse eines Gülledüngungsversuches auf leichtem Boden.

Albrecht-Thaer-Arch 14 (1970).

T A B L E D E S M A T I E R E S

	Page
AVANT-PROPOS	
<u>CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS</u>	
INTRODUCTION	1
I. <u>Méthodes culturales modernes</u>	4
1. Les innovations de l'agriculture intensive	4
2. Systèmes culturaux et qualités structurales des sols	5
3. Systèmes culturaux et érosivité des sols	7
4. Mécanisation intensive et qualité des sols	9
5. Aménagements fonciers et remembrements	10
6. Abandon des terres et phénomènes d'enfrichement	11
Recommandations	13
II. <u>Utilisation intensive des engrais chimiques</u>	17
1. Tendances contemporaines en matière de fertilisation	17
2. Problèmes d'environnement posés par les fertilisations intensives	19
3. Incidence des fertilisants sur la qualité des denrées alimentaires et des fourrages	20
4. Incidence des fertilisants chimiques sur le potentiel des sols et sur l'équilibre des écosystèmes culturaux	22
5. Influence des fertilisations intensives sur le statut chimique des eaux de surface	25
6. Influence des fertilisations intensives sur la contami- nation des nappes d'eau profonde	31
Recommandations	34
III. <u>Utilisation intensive des biocides agricoles</u>	39
1. Importance des biocides dans l'agriculture contemporaine	39
2. Le potentiel de nuisance des biocides agricoles	41
3. Effets immédiats des biocides agricoles sur la faune terrestre	43

	Page
4. Effets différés des biocides agricoles sur la faune terrestre	46
5. Effets des biocides agricoles sur les milieux aquatiques	47
6. Effets des biocides sur les agrosystèmes	49
7. Conclusion	51
Recommandations	53
IV. <u>Les hautes densités zootechniques</u>	58
1. Les tendances actuelles de l'élevage européen	58
2. Les nuisances ponctuelles des concentrations animales	59
3. Le problème des contaminations bactériologiques	60
4. Les limites de recyclage agricole des effluents d'élevage	62
5. L'épuration biologique des effluents	65
Recommandations	67

A N N E X E S

I. <u>METHODES CULTURALES MODERNES</u>	
1. L'EVOLUTION CONTEMPORAINE DES METHODES CULTURALES.	1
1.1. La transformation des systèmes de culture	1
1.2. La mécanisation des opérations culturales	6
1.3. Les réaménagements fonciers	6
2. METHODES CULTURALES ET CONSERVATION DES SOLS	8
2.1 Influence sur la qualité structurale des sols	8
2.1.1. Importance des qualités structurales	8
2.1.2. Le rôle de la matière organique dans la qualité structurale des sols	9
2.1.3. Incidence des méthodes culturales sur la matière organique et la stabilité structurale	10
2.1.4. Incidence des engins lourds sur le sol	13

	Page
2.2. L'érosion accélérée dans les terres agricoles.	15
2.2.1. Le phénomène d'érosion pluviale	16
2.2.2. Les facteurs de l'érosion pluviale	18
2.2.3. Le potentiel érosif des systèmes cultureux	24
2.2.4. Les conséquences de l'érosion accélérée	24
3. AMENAGEMENTS FONCIERS ET REMEMBREMENTS.	29
3.1. Le drainage des terres humides	29
3.2. Les irrigations agricoles	30
3.3. La correction des cours d'eau	31
3.4. Les remembrements ruraux	33
3.5. L'éradication des structures bocagères	35
4. ABANDON DES TERRES ET PHENOMENE D'ENFRICHEMENT.	40
4.1. Terres abandonnées et terres marginales	40
4.2. Le phénomène d'enfrichement	42
4.3. Le phénomène de l'enfrichement en montagne	43
II. <u>UTILISATION INTENSIVE DES ENGRAIS CHIMIQUES.</u>	
1. INTRODUCTION.	1
1.1. Le rôle des engrais dans la productivité agricole	1
1.2. Les perspectives écologiques du problème	2
2. LA CONSOMMATION DES ENGRAIS, SA CROISSANCE ET SES LIMITES.	6
2.1. La croissance des consommations	6
2.2. Les niveaux actuels de consommation	10
2.3. Les plafonds de consommation	12
3. PROBLEMES DE TOXICITE LIES AUX ENGRAIS CHIMIQUES.	16
3.1. Contaminants toxiques des engrais	16
3.2. Contamination des eaux par pollution	17
3.3. Contamination des fourrages par les nitrates.	18
4. MECANISME DE DIFFUSION DES ENGRAIS DANS L'ENVIRONNEMENT	20
4.1. Transferts par érosion et ruissellement	20
4.2. Transferts par lessivage chimique	21
4.3. L'Avaluation du lessivage des sols.	23

	Page
5. LES MECANISMES DU LESSIVAGE AZOTE DES SOLS	26
5.1. Le pool d'azote échangeable dans le sol	26
5.2. Les contributions de la matière organique	28
5.3. Les contributions de l'azote minéral exogène	29
5.4. La part des engrais chimiques dans le lessivage azoté des sols.	31
6. LA CONTRIBUTION DU LESSIVAGE DES TERRES AGRICOLES ET DES ENGRAIS A LA CHARGE AZOTEE DES EAUX DE SURFACE	34
6.1. Les résultats lysimétriques et leur enseignement	34
6.2. Les écoulements nitriques dans les périmètres de drainage	45
6.3. Les transferts azotés par ruissellement et érosion	53
6.4. Synthèse des résultats sur la contribution des terres agricoles à la charge nitrique des eaux courantes	55
7. LA CONTRIBUTION DES TERRES AGRICOLES ET DES ENGRAIS A LA CON- TAMINATION DES NAPPES AQUIFERES.	60
7.1. L'évolution du profil azoté des sols cultivés	60
7.2. Les profils géochimiques	61
7.3. La contamination des nappes phréatiques par les nitrates	70
8. LES TRANSFERTS PHOSPHORIQUES D'ORIGINE AGRICOLE	75
8.1. Les états et la mobilité du phosphore dans les sols.	75
8.2. Le lessivage phosphorique dans les lysimètres	78
8.3. Le lessivage phosphorique dans les périmètres de drainage.	79
8.4. Les transferts érosifs du phosphore	82
8.5. La contribution des fumures phosphatées à l'enrichis- sment phosphorique des eaux.	84
9. DIFFUSION ET LESSIVAGE DES AUTRES ELEMENTS FERTILISANTS.	87
9.1. Transferts par lessivage	87
9.2. Transferts par érosion et ruissellement	88

	Page
10. LA PART DE L'AGRICULTURE DANS L'EUTROPHISATION DES SYSTEMES AQUATIQUES.	90
10.1. Enquête sur le bassin du Lac Mendota (Wisconsin USA)	90
10.2. Enquête sur les rivières du Wisconsin.	92
10.3. Bilan des lacs Erié et Ontario (USA)	94
10.4. Site du réservoir du Saldenbach (Saxe)	94
10.5. Site du réservoir du Wahntal (Rhétanie)	95
10.6. Synthèse des résultats	96
III. <u>UTILISATION INTENSIVE DES BIOCIDES</u>	
1. LES DONNEES DU PROBLEME	1
1.1. Les biocides et leurs catégories	1
1.2. Rentabilité économique des biocides agricoles	2
1.3. Les objections écologiques	7
2. LA CONSOMMATION ACTUELLE ET FUTURE DES BIOCIDES AGRICOLES	10
3. LES CATEGORIES DE BIOCIDES AGRICOLES ET LEURS PROPRIETES DU POINT DE VUE ECOLOGIQUE.	17
3.1. Les insecticides et les acaricides	18
3.2. Les fongicides	26
3.3. Les herbicides	27
4. BIOCIDES AGRICOLES ET VERTEBRES TERRESTRES	29
4.1. Effets toxiques immédiats	29
4.2. Effets toxiques secondaires	34
4.2.1. Toxicité secondaire chez les mammifères	35
4.2.2. Toxicité secondaire chez les oiseaux	37
4.3. Effets trophiques à long terme	
5. BIOCIDES ET SYSTEMES AQUATIQUES	47
5.1. Origine de la contamination	47
5.2. Persistance des biocides dans les eaux	49
5.3. Effets sur le plancton des eaux	50
5.4. Effets toxiques sur les poissons	52
5.5. Accumulation des biocides dans les écosystèmes aquatiques et les poissons	55
5.6. Contamination des oiseaux piscivores	59

	Page
IV. <u>HAUTES DENSITES ZOOTECHNIQUES.</u>	
1. LES TENDANCES ACTUELLES DE L'ELEVAGE ET LEURS CONSEQUENCES.	1
1.1. La demande en produits animaux.	1
1.2. Les tendances nouvelles de l'élevage.	2
1.3. Implications d'ordre écologique.	7
2. LES NUISANCES PONCTUELLES DES CONCENTRATIONS ANIMALES.	9
2.1. Les émissions de bruit.	9
2.2. Les émissions d'odeurs.	11
2.3. Les effluents incontrôlés.	12
3. LA CONTAMINATION BACTERIOLOGIQUE.	15
3.1. Les populations microbiennes dans les locaux d'élevage	15
3.2. La contamination microbienne des déjections	17
3.3. Le potentiel de contamination à l'égard de l'homme.	19
3.4. La désinfection des déjections animales.	23
4. L'ELIMINATION DES DECHETS D'ELEVAGE.	25
4.1. Les quantités de déjections animales.	25
4.2. Le potentiel de pollution et d'eutrophisation des déjections animales.	29
4.3. Valeur fertilisante des lisiers. Avantages et inconvénients.	31
4.4. Possibilités et limites du recyclage des déjec- tions animales sur les terres.	36
4.5. Le traitement artificiel des lisiers	39
5. ASPECTS LEGISLATIFS ET REGLEMENTAIRES.	45

V. INFLUENCE DES FERTILISATIONS SUR LA QUALITE DES PRODUITS VEGETAUX.

1. QUALITE DES DENREES ALIMENTAIRES	1
1.1. Céréales	1
1.2. Pommes de terre	3
1.3. Légumes foliacés	3
1.4. Fruits	4
2. QUALITE DES FOURRAGES	6

VI. L'EUTROPHISATION DES ECOSYSTEMES AQUATIQUES.

1. INTRODUCTION	1
2. L'EUTROPHISATION DES FAUX LAGUSTRES	4
1. Les sources d'information	4
2. Les manifestations de l'eutrophisation	7
3. Les conséquences et les nuisances écologiques de l'eutrophisation des lacs.	11
3.1. Les changements de la biocénose algale et les "fleurs d'eau"	11
3.2. La désoxygénation des eaux profondes	14
3.3. Les remaniements du plancton animal	15
3.4. La modification de la faune ichtyologique	16
3.5. Les conséquences supplémentaires de la pollution organique ou chimique	19
4. Les transformations dans la zone littorale	21
3. L'EUTROPHISATION DES EAUX COURANTES	27
1. Particularités des systèmes fluviales	27
2. La productivité des eaux fluviales	28
3. La flore et la faune des eaux courantes	29
4. Les conséquences de l'eutrophisation des systèmes fluviales	30

	Page
4. LES CAUSES DIRECTES DE L'EUTROPHISATION DES EAUX.	31
1. Aperçu général du problème	31
2. La charge algale et ses besoins nutritifs	34
3. Les réactions de la charge algale aux fertilisations expérimentales.	39
4. Le statut nutritif des eaux naturelles en azote et phosphore.	40
5. Les déterminants de l'eutrophisation	48

BIBLIOGRAPHIES

Informations internes sur L'AGRICULTURE

		Date	Langues
N° 1	Le boisement des terres marginales	juin 1964	F ⁽¹⁾ D ⁽¹⁾
N° 2	Répercussions à court terme d'un alignement du prix des céréales dans la CEE en ce qui concerne l'évolution de la production de viande de porc, d'œufs et de viande de volaille	juillet 1964	F ⁽¹⁾ D ⁽¹⁾
N° 3	Le marché de poissons frais en république fédérale d'Allemagne et aux Pays-Bas et les facteurs qui interviennent dans la formation du prix du hareng frais	mars 1965	F ⁽¹⁾ D ⁽¹⁾
N° 4	Organisation de la production et de la commercialisation du poulet de chair dans les pays de la CEE	mai 1965	F ⁽¹⁾ D ⁽¹⁾
N° 5	Problèmes de la stabilisation du marché du beurre à l'aide de mesures de l'Etat dans les pays de la CEE	juillet 1965	F D
N° 6	Méthode d'échantillonnage appliquée en vue de l'établissement de la statistique belge de la main-d'œuvre agricole	août 1965	F ⁽¹⁾ D ⁽²⁾
N° 7	Comparaison entre les «trends» actuels de production et de consommation et ceux prévus dans l'étude des perspectives «1970» 1. Produits laitiers 2. Viande bovine 3. Céréales	juin 1966	F ⁽¹⁾ D
N° 8	Mesures et problèmes relatifs à la suppression du morcellement de la propriété rurale dans les Etats membres de la CEE	novembre 1965	F ⁽¹⁾ D
N° 9	La limitation de l'offre des produits agricoles au moyen des mesures administratives	janvier 1966	F D
N° 10	Le marché des produits d'œufs dans la CEE	avril 1966	F ⁽¹⁾ D ⁽¹⁾
N° 11	Incidence du développement de l'intégration verticale et horizontale sur les structures de production agricole – Contributions monographiques	avril 1966	F ⁽¹⁾ D
N° 12	Problèmes méthodologiques posés par l'établissement de comparaisons en matière de productivité et de revenu entre exploitations agricoles dans les pays membres de la CEE	août 1966	F ⁽¹⁾ D
N° 13	Les conditions de productivité et la situation des revenus d'exploitations agricoles familiales dans les Etats membres de la CEE	août 1966	F D
N° 14	Situation et tendances des marchés mondiaux des principaux produits agricoles – «bovins – viande bovine»	août 1966	F D
N° 15	Situation et tendances des marchés mondiaux des principaux produits agricoles – «sucre»	février 1967	F D ⁽¹⁾
N° 16	Détermination des erreurs lors des recensements du bétail au moyen de sondages	mars 1967	F ⁽¹⁾ D ⁽³⁾

⁽¹⁾ Epuisé.

⁽²⁾ La version allemande est parue sous le n° 4/1963 de la série «Informations statistiques» de l'Office statistique des Communautés européennes.

⁽³⁾ La version allemande est parue sous le n° 2/1966 de la série «Informations statistiques» de l'Office statistique des Communautés européennes.

	Date	Langues
N° 17 Les abattoirs dans la CEE I. Analyse de la situation	juin 1967	F D
N° 18 Les abattoirs dans la CEE II. Contribution à l'analyse des principales conditions de fonctionnement	octobre 1967	F D
N° 19 Situation et tendances des marchés mondiaux des principaux produits agricoles - « produits laitiers »	octobre 1967	F D ⁽¹⁾
N° 20 Les tendances d'évolution des structures des exploitations agricoles - Causes et motifs d'abandon et de restructuration	décembre 1967	F D
N° 21 Accès à l'exploitation agricole	décembre 1967	F D
N° 22 L'agrumiculture dans les pays du bassin méditerranéen - Production, commerce, débouchés	décembre 1967	F D
N° 23 La production de produits animaux dans des entreprises à grande capacité de la CEE - Partie I	février 1968	F D
N° 24 Situation et tendances des marchés mondiaux des principaux produits agricoles - « céréales »	mars 1968	F D
N° 25 Possibilités d'un service de nouvelles de marchés pour les produits horticoles non-comestibles dans la CEE	avril 1968	F D
N° 26 Données objectives concernant la composition des carcasses de porcs en vue de l'élaboration de coefficients de valeur	mai 1968	F D
N° 27 Régime fiscal des exploitations agricoles et imposition de l'exploitant agricole dans les pays de la CEE	juin 1968	F D
N° 28 Les établissements de stockage de céréales dans la CEE - Partie I	septembre 1968	F D
N° 29 Les établissements de stockage de céréales dans la CEE - Partie II	septembre 1968	F D
N° 30 Incidence du rapport des prix de l'huile de graines et de l'huile d'olive sur la consommation de ces huiles	septembre 1968	F D
N° 31 Points de départ pour une politique agricole internationale	octobre 1968	F D
N° 32 Volume et degré de l'emploi dans la pêche maritime	octobre 1968	F D
N° 33 Concepts, et méthodes de comparaison du revenu de la population agricole avec celui d'autres groupes de professions comparables	octobre 1968	F D
N° 34 Structure et évolution de l'industrie de transformation du lait dans la CEE	novembre 1968	F D
N° 35 Possibilités d'introduire un système de gradation pour le blé et l'orge produits dans la CEE	décembre 1968	F D
N° 36 L'utilisation du sucre dans l'alimentation des animaux - Aspects physiologiques, technologiques et économiques	décembre 1968	F D

(1) Epuisé.

		Date	Langues
N° 37	La production de produits animaux dans des entreprises à grande capacité de la CEE – Partie II	février 1969	F D
N° 38	Examen des possibilités de simplification et d'accélération de certaines opérations administratives de remembrement	mars 1969	F D
N° 39	Evolution régionale de la population active agricole – I : Synthèse	mars 1969	F D
N° 40	Evolution régionale de la population active agricole – II : R.F. d'Allemagne	mars 1969	F D
N° 41	Evolution régionale de la population active agricole – III : Bénélux	avril 1969	F D
N° 42	Evolution régionale de la population active agricole – IV : France	mai 1969	F
N° 43	Evolution régionale de la population active agricole – V : Italie	mai 1969	F D
N° 44	Evolution de la productivité de l'agriculture dans la CEE	juin 1969	F D
N° 45	Situation socio-économique et perspectives de développement d'une région agricole déshéritée et à déficiences structurelles – Etude méthodologique de trois localités siciliennes de montagne	juin 1969	F I
N° 46	La consommation du vin et les facteurs qui la déterminent I. R.F. d'Allemagne	juin 1969	F D
N° 47	La formation de prix du hareng frais dans la Communauté économique européenne	août 1969	F D
N° 48	Prévisions agricoles – I : Méthodes, techniques et modèles	septembre 1969	F D
N° 49	L'industrie de conservation et de transformation de fruits et légumes dans la CEE	octobre 1969	F D
N° 50	Le lin textile dans la CEE	novembre 1969	F D
N° 51	Conditions de commercialisation et de formation des prix des vins de consommation courante au niveau de la première vente – Synthèse, R.F. d'Allemagne, G.D. de Luxembourg	décembre 1969	F D
N° 52	Conditions de commercialisation et de formation des prix des vins de consommation courante au niveau de la première vente – France, Italie	décembre 1969	F D
N° 53	Incidences économiques de certains types d'investissements structurels en agriculture – Remembrement, irrigation	décembre 1969	F
N° 54	Les équipements pour la commercialisation des fruits et légumes frais dans la CEE – Synthèse, Belgique et G.D. de Luxembourg, Pays-Bas, France	janvier 1970	F

	Date	Langues
N° 55 Les équipements pour la commercialisation des fruits et légumes frais dans la CEE – R.F. d'Allemagne, Italie	janvier 1970	F
N° 56 Agriculture et politique agricole de quelques pays de l'Europe occidentale I. Autriche	mars 1970	F D
N° 57 Agriculture et politique agricole de quelques pays de l'Europe occidentale II. Danemark	avril 1970	F D
N° 58 Agriculture et politique agricole de quelques pays de l'Europe occidentale III. Norvège	avril 1970	F D
N° 59 Constatation des cours des vins de table à la production I. France et R.F. d'Allemagne	mai 1970	F D
N° 60 Orientation de la production communautaire de viande bovine	juin 1970	F
N° 61 Evolution et prévisions de la population active agricole	septembre 1970	F D
N° 62 Enseignements à tirer en agriculture d'expérience des «Revolving funds»	octobre 1970	F D
N° 63 Prévisions agricoles II. Possibilités d'utilisations de certains modèles, méthodes et techniques dans la Communauté	octobre 1970	F D
N° 64 Agriculture et politique agricole de quelques pays de l'Europe occidentale IV. Suède	novembre 1970	F D
N° 65 Les besoins en cadres dans les activités agricoles et connexes à l'agriculture	décembre 1970	F D
N° 66 Agriculture et politique agricole de quelques pays de l'Europe occidentale V. Royaume-Uni	décembre 1970	F D
N° 67 Agriculture et politique agricole de quelques pays de l'Europe occidentale VI. Suisse	décembre 1970	F D
N° 68 Formes de coopération dans le secteur de la pêche I. Synthèse, R.F. d'Allemagne, Italie	décembre 1970	F D
N° 69 Formes de coopération dans le secteur de la pêche II. France, Belgique, Pays-Bas	décembre 1970	F D
N° 70 Comparaison entre le soutien accordé à l'agriculture aux Etats-Unis et dans la Communauté	janvier 1971	F D
N° 71 Agriculture et politique agricole de quelques pays de l'Europe occidentale VII. Portugal	février 1971	F D
N° 72 Possibilités et conditions de développement des systèmes de production agricole extensifs dans la CEE	avril 1971	F D
N° 73 Agriculture et politique agricole de quelques pays de l'Europe occidentale VIII. Irlande	mai 1971	D

		Date	Langues
N° 74	Recherche sur les additifs pouvant être utilisés comme révélateurs pour la matière grasse butyrique – Partie I	mai 1971	F ⁽¹⁾
N° 75	Constatation de cours des vins de table II. Italie, G.D. de Luxembourg	mai 1971	F D
N° 76	Enquête auprès des consommateurs sur les qualités de riz consommées dans la Communauté	juin 1971	F D I
N° 77	Surfaces agricoles pouvant être mobilisées pour une réforme de structure	août 1971	F D
N° 78	Problèmes des huileries d'olive Contribution à l'étude de leur rationalisation	octobre 1971	F I
N° 79	Gestion économique des bateaux pour la pêche à la sardine – Recherche des conditions optimales – Italie, Côte Méditerranéenne française I. Synthèse	décembre 1971	F I
N° 80	Gestion économique des bateaux pour la pêche à la sardine – Recherche des conditions optimales – Italie, Côte Méditerranéenne française II. Résultats des enquêtes dans les zones de pêche	décembre 1971	F I
N° 81	Le marché foncier et les baux ruraux – Effets des mesures de réforme des structures agricoles I. Italie	janvier 1972	F D
N° 82	Le marché foncier et les baux ruraux – Effets des mesures de réforme des structures agricoles II. R.F. d'Allemagne, France	janvier 1972	F D
N° 83	Dispositions fiscales en matière de coopération et de fusion d'exploitations agricoles I. Belgique, France, G.D. de Luxembourg	février 1972	F
N° 84	Dispositions fiscales en matière de coopération et de fusion d'exploitations agricoles II. R.F. d'Allemagne	février 1972	D
N° 85	Dispositions fiscales en matière de coopération et de fusion d'exploitations agricoles III. Pays-Bas	février 1972	N
N° 86	Agriculture et politique agricole de quelques pays de l'Europe occidentale IX. Finlande	avril 1972	F D
N° 87	Recherche sur les incidences du poids du tubercule sur la floraison du dahlia	mai 1972	F D
N° 88	Le marché foncier et les baux ruraux – Effets des mesures de réforme des structures agricoles III. Pays-Bas	juin 1972	F D
N° 89	Agriculture et politique agricole de quelques pays de l'Europe occidentale X. Aperçu synoptique	septembre 1972	D

(¹) Etude adressée uniquement sur demande.

	Date	Langues
N° 90 La spéculation ovine	Septembre 1972	F
N° 91 Méthodes pour la détermination du taux d'humidité du tabac	Octobre 1972	F
N° 92 Recherches sur les révélateurs pouvant être additionnés au lait écrémé en poudre	Octobre 1972	F ⁽¹⁾ D ⁽¹⁾
N° 93 Nouvelles formes de collaboration dans le domaine de la production agricole - I : Italie	Novembre 1972	F I
N° 94 Nouvelles formes de collaboration dans le domaine de la production agricole - II : Benelux	Décembre 1972	F N
N° 95 Nouvelles formes de collaboration dans le domaine de la production agricole - III : R.F. d'Allemagne	Décembre 1972	F D
N° 96 Recherche sur les additifs pouvant être utilisés comme révélateurs pour la matière grasse butyrique - Partie II	Janvier 1973	F ⁽¹⁾ D ⁽¹⁾
N° 97 Modèles d'analyse d'entreprises de polyculture-élevage bovin - I : Caractéristiques et possibilités d'utilisation	Janvier 1973	F D
N° 98 Dispositions fiscales en matière de coopération et de fusion d'exploitations agricoles - IV : Italie	Janvier 1973	F I
N° 99 La spéculation ovine II. France, Belgique	Février 1973	F
N° 100 Agriculture de montagne dans la région alpine de la Communauté I. Bases et suggestions d'une politique de développement	Février 1973	F D I
N° 101 Coûts de construction de bâtiments d'exploitation agricole - Etables pour vaches laitières, veaux et jeunes bovins à l'engrais	Mars 1973	F en prép. D
N° 102 Crédits à l'agriculture I. Belgique, France, G.D. de Luxembourg	Mars 1973	F D
N° 103 La spéculation ovine III. R.F. d'Allemagne, Pays-Bas	Avril 1973	F
N° 104 Crédits à l'agriculture II. R.F. d'Allemagne	Avril 1973	D
N° 105 Agriculture de montagne dans la région alpine de la Communauté II. France	Mai 1973	F D
N° 106 Intégration verticale et contrats en agriculture I. R.F. d'Allemagne	Juin 1973	F D
N° 107 Agriculture de montagne dans la région alpine de la Communauté III. R.F. d'Allemagne	Juin 1973	F D

(¹) Etude adressée uniquement sur demande.

		Date	Langues
N° 108	Projections de la production et de la consommation de produits agricoles - « 1977 » I. Royaume-Uni	Août 1973	F D E en prép.
N° 109	Projections de la production et de la consommation de produits agricoles - « 1977 » II. Danemark, Irlande	Août 1973	F D E en prép.
N° 110	Nouvelles formes de collaboration dans le domaine de la production agricole IV. Synthèse	Septembre 1973	F D
N° 111	Modèles d'analyse d'entreprises de polyculture-élevage bovin II. Données technico-économiques de base Circonscription Nord-Picardie et région limoneuse du Limbourg belge	Septembre 1973	F
N° 112	La consommation du vin et les facteurs qui la déterminent II. Belgique	Septembre 1973	F N
N° 113	Crédits à l'agriculture III. Italie	Octobre 1973	F I
N° 114	Dispositions législatives et administratives concernant les résidus dans le lait, les produits laitiers et les aliments pour le cheptel laitier	Octobre 1973	F D
N° 115	Analyse du marché du porcelet dans l'optique d'une stabilisation du marché du porc	Octobre 1973	F en prép. D
N° 116	Besoins de détente en tant que facteurs pour le développement régional et agricole	Novembre 1973	F
N° 117	Projections de la production et de la consommation de produits agricoles - « 1977 » III. Italie	Décembre 1973	F D en prép.
N° 118	Nouvelles formes de collaboration dans le domaine de la production agricole V. France	Décembre 1973	F D en prép.
N° 119	Intégration verticale et contrats en agriculture II. Italie	Décembre 1973	F E I
N° 120	Projections de la production et de la consommation de produits agricoles - « 1977 » IV. R.F. d'Allemagne	Janvier 1974	F en prép. D
N° 121	Production laitière dans les exploitations ne disposant pas de ressources fourragères propres suffisantes	Janvier 1974	F D en prép. N
N° 122	Le rôle des ports de la Communauté pour le trafic de céréales et de farines I. Synthèse pour les principaux ports français et italiens	Février 1974	F
N° 123	Le rôle des ports de la Communauté pour le trafic de céréales et de farines II. Monographies pour les principaux ports français de la Manche	Février 1974	F
N° 124	Le rôle des ports de la Communauté pour le trafic de céréales et de farines III. Monographies pour les principaux ports français de l'Atlantique	Février 1974	F

	Date	Langues
N° 125	Février 1974	F
Le rôle des ports de la Communauté pour le trafic de céréales et de farines IV. Monographies pour les principaux ports français de la Méditerranée		
N° 126	Février 1974	F
Le rôle des ports de la Communauté pour le trafic de céréales et de farines V. Monographies pour les principaux ports italiens de la côte Ouest		
N° 127	Février 1974	F
Le rôle des ports de la Communauté pour le trafic de céréales et de farines VI. Monographies pour les principaux ports italiens de la côte Est		
N° 128	Mars 1974	F D
Projections de la production et de la consommation de produits agricoles - « 1977 » V. Pays-Bas		
N° 129	Avril 1974	F D
Projections de la production et de la consommation de produits agricoles - « 1977 » V. Résultats pour la Communauté européenne		
N° 130	Mai 1974	F E en prép.
Utilisation de produits de remplacement dans l'alimentation animale		
N° 131	Juin 1974	F
Recherche sur les additifs pouvant être utilisés comme révélateurs pour la matière grasse butyrique - Partie III		
N° 132	Juin 1974	F en prép. N
La consommation du vin et les facteurs qui la déterminent III. Pays-Bas		
N° 133	Août 1974	F
Les produits dérivés de la pomme de terre		
N° 134	Septembre 1974	F D en prép.
Projections de la production et de la consommation de produits agricoles - « 1977 » VII. Belgique, Grand-Duché de Luxembourg		
N° 135	Octobre 1974	F I en prép.
La pêche artisanale en Méditerranée - Situation et revenus		
N° 136	Octobre 1974	F D en prép.
La production et la commercialisation de parties de volaille		
N° 137	Novembre 1974	F D en prép.
Conséquences écologiques de l'application des techniques modernes de production en agriculture		

