

**SUIVI REGIONAL DE L'EVOLUTION DES RISQUES  
D'ORIGINE AGRICOLE SUBIS PAR  
LES RESSOURCES EN EAUX SOUTERRAINES  
DU BASSIN MEUSE AMONT**

**version définitive du contrat de recherche  
entre  
l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse et l'INRA**

***M. Benoît, D. Saintot, E. Bienaimé, R. Riela-Cosserat  
Institut National de la Recherche Agronomique***

27 mai 1998

## **PLAN:**

### **Introduction**

#### **1) Objectifs:**

#### **2) Les paramètres du modèle:**

#### **3) La qualité de l'eau issue des diverses occupations du sol:**

#### **4) Suivi de l'évolution de l'occupation du territoire "Meuse amont":**

#### **5) Validation du modèle et des résultats présentés**

### **Conclusion:**

## **ANNEXES:**

- 1- Traitement des données de suivis de qualités d'eau au niveau parcellaire (Saintot, 1997)
- 2- Traitement des données de radiométrie de terrain (Saintot, 1997)
- 3- Description des sols et évolution des systèmes de culture lorrains (Regnard, Benoît, 1997)
- 4- Choix de parcelles drainées en situation agricole à la base d'un futur réseau régional de suivi des qualités d'eau (Regnard, Benoît, 1997)
- 5- Effet de fertilisations organiques et minérales sur les lixiviations nitriques et les rendements sous une monoculture de maïs ( expérimentations sur les parcelles "Colline du Beaufroid" à la Station INRA de Mirecourt ): (Rozot, Benoît, 1997)
- 6- Images SPOT 1986 (Riéla-Cosserat, 1997)
- 7- Images SPOT 1995 (Riéla-Cosserat, 1997)
- 8- Evolutions des couverts végétaux entre 1986 et 1995 à partir des images SPOT (Riéla-Cosserat, 1997)
- 9- Images LANDSAT 1990 (Bienaimé, Bachacou, 1997)

## **Introduction:**

Depuis une vingtaine d'années, la responsabilité des pratiques agricoles modernes dans l'accroissement des niveaux de pollution des ressources en eau est prouvée et admise (Hénin 1980). Dans le cas des activités d'élevage de ruminants, l'impact des pratiques agricoles sur la qualité des ressources en eau revêt deux formes différentes (Coppenet 1975, Pflimlin et Madeline 1995) :

- une pollution directe - organique, microbienne ou phosphatée - par rejet direct dans les eaux de surface, dont la maîtrise passe par la mise en conformité des bâtiments d'élevage et des capacités de stockage des déjections animales et des fourrages, ainsi que par le respect des recommandations sur les modalités et les périodes d'épandage des fumiers et lisiers.

- une pollution diffuse, spécifiquement liée aux apports d'azote et de pesticides, qui atteignent les eaux souterraines par infiltration après épandage. Cette pollution diffuse dépend essentiellement de deux paramètres : les assolements mis en place (Machet et Mary 1990) (8) qui révèlent une plus ou moins grande intensification fourragère, et la gestion des systèmes de culture (itinéraires techniques), notamment les pratiques d'épandage des déjections animales (Le Houérou 1993).

Afin de cibler au mieux les mesures de protection des ressources en eau qui sont non seulement définies aux niveaux national et communautaire mais également à des niveaux plus locaux (région, bassin), il apparaît nécessaire d'identifier les systèmes d'exploitation qui présentent un risque de pollution et de localiser les zones géographiques où ce risque de pollution existe (15). Ce rapport de recherche expose une méthode d'évaluation et de localisation des risques de pollution nitrique diffuse des eaux souterraines, liés à la diversité des des couverts végétaux et à la localisation de leurs évolutions.

### **1) Objectifs:**

Cette étude vise à déterminer les zones où les risques de pollution diffuse des eaux souterraines s'accroissent, ou décroissent, par une méthode "portable" et "répétable".

Le "bassin Meuse amont" a été choisi pour l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, par J.-F. Zumstein<sup>2</sup>.

### **2) Les paramètres du modèle:**

La qualité des eaux s'explique pour chaque portion de territoire par l'influence de la proportion de chaque occupation du territoire et de la qualité des eaux par occupation, compte tenu de la latence hydrogéologique séparant la surface du sol de l'exutoire (8), (10), (13).

Pour nous situer dans une approche préventive de la protection des eaux souterraines, il nous faut disposer de méthodes permettant de suivre les occupations du sol de bassins, objets de protection de la part de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, et les qualités d'eau émises par diverses occupations du sol (10), (SDAGE, 1997).

---

<sup>1</sup> Les références bibliographiques de l'équipe de recherche utilisées dans ce rapport sont listées en fin de rapport et numérotées (X).

<sup>2</sup> cette version est issue d'un travail où ont collaboré : D. Saintôt, E. Bienaimé, R. Riéla-Cosserat, M. Benoît, et elle reprend les corrections de F. Potier du 29/11/1997.

### 3) La qualité de l'eau issue des diverses occupations du sol:

Les occupations du sol principales sont:

- la forêt,
- les cultures annuelles,
- les prairies permanentes.

#### 3-1) Le cas des teneurs en nitrate des eaux d'origine forestière:

Les qualités d'eau sous forêts ont été approchées par deux voies:

- suivi par bougies poreuses de 1989 à 1992: la qualité moyenne est de 2mg NO<sub>3</sub>-/l sous une forêt de feuillus du plateau de Vittel,
- enquête des qualités d'eau émise par des bassins entièrement forestiers en Lorraine: 4,2 mg NO<sub>3</sub>-/l sous 23 bassins forestiers lorrains ( Fizaine, 1993 )<sup>3</sup>.

Ces valeurs faibles ne sont modifiées notablement que dans le cas de coupes à blanc. Ces changements d'occupation du sol mériteront d'être identifiés.

#### 3-2) Les teneurs en nitrate issues des couverts agricoles:

##### 3-2-1) Quantification des lixiviations nitriques :

La pollution nitrique des eaux souterraines due aux cultures assolées est évaluée grâce à la mise en place d'un dispositif de mesure sous les parcelles d'agriculteurs. Depuis 1989, quarante-trois sites de sept bougies poreuses (**Encadré 1**), enterrés à un mètre de profondeur sous un échantillon de parcelles culturales représentatives et répartis dans une gamme variée de types de sols (des argiles de la Lettenkohle aux petites terres à cailloux sur calcaires à cératites), nous permettent de suivre régulièrement les teneurs en nitrates de l'eau drainante. Les données météorologiques nécessaires au calcul de la lame d'eau drainante, et les qualités d'eau drainée sous chaque parcelle sont relevées tous les quinze jours. La lame d'eau drainante sous chaque parcelle est donnée par la formule suivante (10) :

$$D_c = P - k \cdot ETP - RU$$

↓  
lame d'eau  
drainante

P = pluviométrie (en mm)  
k = coefficient de Robelin  
ETP de Penmann (en mm)  
RU = réserve utile (en mm)

La synthèse des valeurs des lixiviations nitriques par parcelle est réalisée sous l'hypothèse de l'affectation des eaux à la culture d'une parcelle durant la période qui sépare sa fertilisation azotée et la fertilisation azotée de la culture suivante. Pour chaque site (**ANNEXE 1**), la concentration moyenne des nitrates [NO<sub>3</sub>-],,, associée à la culture assolée est calculée par double cumul du flux d'eau et du flux d'azote mesurés entre deux printemps successifs, selon la droite de régression suivante (10) :

---

<sup>3</sup> FIZAINE Gersende, 1993. Forêts et teneurs en nitrates des eaux souterraines. F.I.F.-ENGREF, INRA-SAD 19 pages + annexes.

$$LNO_3 = [NO_3^-]_{\text{moy}} \times D_c + \text{constante}$$

↓    ↓  
 quantité d'azote                      lame d'eau  
 lixiviée                                      drainante

*Encadré 1 - Fonctionnement de sites à bougies  
poreuses en situation agricole*

Le suivi de la cinétique des pertes de la solution du sol vers les nappes phréatiques nécessite de disposer de capteurs en place, qui permettent de récupérer pour analyse des échantillons de solution du sol. La Station de Mirecourt a ainsi choisi d'installer un dispositif *in situ* qui n'entrave en rien l'exécution normale des pratiques agricoles (travail du sol, pâturage, ...). Ce dispositif est constitué de sites à bougies poreuses enterrées horizontalement à un mètre de profondeur et raccordées à une station de prélèvement en bordure de parcelles, qui permet la récupération des solutions sans avoir à pénétrer dans ces parcelles (Barlier 1991). Les prélèvements d'eau accumulée dans les bougies poreuses sont effectués 48 heures après avoir réalisé un vide d'air, avec une périodicité de 15 jours.

Un site à bougies poreuses est implanté sous chaque parcelle cultivée. Un à trois sites sont implantés sous les parcelles pâturées (Fiorelli 1995).

Le tableau 2 présente les moyennes des valeurs obtenues sur les quarante-trois sites équipés de bougies poreuses entre 1989 et 1996. Les écarts-types de ces moyennes sont parfois très importants en raison des paramètres suivants :

- le type de sol et le climat (pluviosité et température) qui jouent sur l'ampleur du lessivage des nitrates : la minéralisation de l'azote dans le sol pendant la période automnale est plus importante en année chaude et sèche qu'en année froide et humide. De même, le risque de lessivage est accru dans un sol filtrant et peu profond tel un sol sableux superficiel (à faible réserve utile) par rapport à un sol limoneux et a fortiori à un sol argileux profond.

- les paramètres techniques : les pertes en nitrates dépendent en grande partie des quantités, de la forme et des périodes d'apport de l'azote dans le sol, mais aussi du travail du sol et du mode de gestion des résidus de culture. Les rotations culturales et l'implantation de cultures intermédiaires ont également une influence. Pour les surfaces pâturées, elles sont principalement liées au chargement et au nombre de jours de pâturage. Les itinéraires techniques adoptés par les agriculteurs pour chaque culture ou chaque type de prairie sont une des variables explicatives principales du lessivage. Or, ils paraissent extrêmement variés, non seulement entre les agriculteurs mais également chez un même agriculteur, qui d'une année sur l'autre peut les modifier en fonction de l'évolution du contexte économique et réglementaire.

La part de chacun de ces paramètres, et notamment des pratiques agricoles, dans la valeur des écarts-types n'est actuellement pas quantifiable. 192 observations synthétiques annuelles sont disponibles depuis la mise en place du dispositif sous les parcelles agricoles, ce qui représente un nombre encore faible d'observations par utilisation du sol, et donc un nombre encore plus faible d'itinéraires techniques différents.

Dans ce travail, nous n'avons pris en compte que les valeurs moyennes de lixiviations nitriques par occupation du sol sans intégrer leur variabilité. En effet, nous considérons que les écarts liés aux couverts végétaux « sur-déterminent » les effets liés au milieu, au climat et aux pratiques agricoles. L'effet du climat n'est statistiquement pas testable actuellement par

type de couvert, car les données sont trop peu nombreuses, mais peut s'appréhender en comparant les valeurs moyennes à celles obtenues certaines années climatiquement remarquablement, comme 1991 par exemple (Tableau n°3).

	nombre de mesures		moyenne mg NO3-/l	écart-type
forêts:		5	2	
prés de fauche:		9	19	14
luzerne:	13			8
prairies tempor.:		3	28	
pâtures:		18	31	25
céréales de print.:		8	32	20
blé d'hiver:		27	46	25
orge d'hiver:		8	62	55
colza :		8	120	52
maïs fourrager:		28	126	77

**TABLEAU n°1: nombre et valeurs des mesures de lixiviation de nitrates réalisées de 1989 à 1992 sur les principaux couverts végétaux du site de Vittel [les mesures sont effectuées en continu sur un pas de temps bi-mensuel] (8).**

	nombre de mesures		moyenne mg NO3-/l	écart-type
prés de fauche:		16	17	19
luzerne:	21		23	27
prairies tempor.:		8	30	48
pâtures:		14	34	48
pâtures extensives		13	18	20
céréales de print.:		10	30	26
blé d'hiver:		35	57	30
orge d'hiver:		20	75	55
colza :		10	93	7
maïs fourrager:		45	48	31

**TABLEAU n°2: nombre et valeurs des mesures de lixiviation de nitrates réalisées de 1989 à 1996 sur les principaux couverts végétaux des sites de Vittel, Mirecourt et Haut-Sainctois [les mesures sont effectuées en continu sur un pas de temps bi-mensuel].**

		Colza	Blé d'hiver	Orge d'hiver	Blé et Orge de printemps	Maïs	Pâturage vaches laitières	Pâturage autres bovins	Pré de fauche	Prairies temporaires	Luzerne
1989 a 1996	[NO <sub>3</sub> ] moyenne	93	57	75	30	48	34	18	17	30	23
	écart- type	7	30	5.5	26	31	48	20	<b>19</b>	<b>48</b>	27
	Dc moyenne	403	480	326	484	456	407	365	424	413	372
	écart- type	3.5	<b>119</b>	<b>165</b>	<b>125</b>	<b>136</b>	<b>141</b>	<b>1.58</b>	133	<b>122</b>	<b>138</b>
1991 année sèche	[NO <sub>3</sub> ] moyenne			87	6	78	56	20	41		8
	écart- type			57		30	53	25			
	Dc moyenne			227	227	218	218	130	245		166
	écart- type			38		55	40	78			

**TABLEAU n°3- Quantités moyennes de nitrates (en mg/l) et d'eau drainée (en mm/an) selon l'utilisation du sol**

Dans le cas des exploitations d'élevage avec peu de cultures de vente, le facteur principal qui joue sur la lixiviation nitrique est le choix du système fourrager hivernal (13) : dans la plaine des Vosges, il est constitué soit par de l'herbe (sous forme de foin ou d'ensilage) soit par du maïs fourrager. Un système fourrager hivernal à base d'herbe induit un faible niveau de lixiviations nitriques. Pour un système fourrager à base de maïs, ce niveau s'accroît en moyenne jusqu'à 48 mg/l (Tableau n°2 et 3).

Les cultures de vente (colza, blé, orge, . ..). dans le cas des exploitations d'élevage qui y consacrent une part importante de leur SAU, génèrent le plus grand risque de pollution par les nitrates. Les lixiviations moyennes dépassent en effet largement le seuil de potabilité de 50 mg/l pour les céréales d'hiver, jusqu'à atteindre près de 100 mg/l pour la culture de colza. Les exploitations d'élevage associant à la fois des surfaces importantes en grandes cultures et un système fourrager à base de maïs présentent donc les plus forts risques potentiels de pollution nitrique des eaux souterraines.

### 3-3) Discussion des résultats retenus:

#### 3-3-1) Tableau de synthèse des qualités d'eau lixiviée par couvert végétal:

Nous retenons le tableau des valeurs ci-dessous par couvert végétal:

		Colza	Blé d'hiver	Orge d'hiver	Blé et Orge de printemps	Maïs	Pâturage vaches laitières	Pâturage autres bovins	Pré de fauche	Prairies temporaires	Luzerne
1989 à 1996	[NO <sub>3</sub> ]										
	moyenne	93	57	75	30	115	34	18	17	30	23
	écart-type	7	30	<b>55</b>	26	54	48	20	19	48	27
	De										
	moyenne	403	480	326	484	456	407	365	424	413	372
	écart-type	35	119	165	125	136	141	158	133	122	138

**Tableau n°4 : Tableau de synthèse des pertes moyennes et des écarts-types, en mg/l de NO<sub>3</sub>- issu des mesures sous les sites à bougies poreuses en parcelles agricoles de 1989 à 1996.**

#### 3-3-2) Le cas des prairies:

Les valeurs obtenues entre les divers couverts prairiaux sont proches, entre 17 et 34 mg/l en moyenne, mais les écarts-types sont très importants rapportés à ces valeurs moyennes. L'importance de ces coefficients de variation, liés à des pratiques non identifiables par télédétection, nous amène à choisir une valeur moyenne prairiale de 25 mg/l. Cette moyenne liée à l'échantillon de nos parcelles suivies serait à affiner en tenant compte de la proportion des divers couverts prairiaux dans la zone étudiée, par exemple à partir des points Terruti (ANNEXE 3).

#### 3-3-3) Le cas des maïs:

Au début de nos suivis parcellaires, les valeurs des pertes nitriques sous couverts de maïs fourragers étaient très élevées (Tableau n°1). Suite à notre travail de recherche sur une meilleure gestion des déjections animales, les conduites des parcelles menées par les agriculteurs-partenaires ont été considérablement modifiées. Nos nouvelles conduites ont ainsi mises en oeuvre avec arrêt des apports de fumier sur maïs, d'où les dernières valeurs de concentration nitrique beaucoup plus basses (Tableau n°2).

Une expérimentation conduite à la Station INRA de Mirecourt (Tableau n°5) où nous avons comparé les pertes en nitrate sous une monoculture de maïs subissant quatre traitements de fertilisation différents a montré l'impact très important des apports, pourtant modérés de fumier, sur les pertes nitriques (ANNEXE 5). De plus, il apparaît une forte variabilité interannuelle de ces pertes surtout sous les traitements subissant des apports de fumiers, donc la maîtrise des pertes est très faible.



<b>pertes en kg NO<sub>3</sub>-/ha</b>	<b>ON-OF</b>	<b>ON-F</b>	<b>N-OF</b>	<b>N-F</b>
<b>hiver 1991-1992</b>	<b>81</b>	<b>263</b>	<b>99</b>	<b>227</b>
<b>hiver 1992-1993</b>	<b>16</b>	<b>79</b>	<b>35</b>	<b>87</b>
	<i>Ecarts: 63 à 182 kg</i>		<i>Ecarts: 52 à 128 kg</i>	

Les traitements sous maïs sont:

**ON-OF:** aucun apport azoté depuis 1988,

**ON-F:** 40t/ha de fumier chaque hiver,

**N-OF:** 100 unités/ha d'azote sous forme ammonitrate 33.5% chaque printemps,

**N-F:** 40 t/ha de fumier en hiver et 100 unités/ha d'azote sous forme ammonitrate 33.5% chaque printemps

**Tableau n°5 : pertes nitriques en kg NO<sub>3</sub>-/ha observées sous des monocultures de maïs de quatre traitements de fertilisations différentes.**

Il nous semble raisonnable, quand nous tenons compte du faible nombre d'agriculteurs qui ont cessé les apports de déjections animales sur maïs fourrager, de conserver les valeurs de l'ordre de 115 mg/l obtenues en moyenne sur les parcelles suivies où les apports de fumier n'ont pas cessés.

**3-3-4) Le cas des colzas:**

La littérature permet de confirmer les quelques résultats que nous avons obtenus. Ainsi, Nicoullaud, Pessaud et Delage (1996) obtiennent des concentrations très variables entre années ( selon les traitements les écarts atteignent un facteur 11; 8 et 7 entre les campagnes 1990- 199 1 et 1993- 1994) mais peu entre conduites de fertilisation différentes ( en 1990- 199 1: 77; 83; 113 mg NO<sub>3</sub>-/l et en 1993-1994: 7; 10; 20 mg NO<sub>3</sub>-/l ).

Nicoullaud et Boucheny (1996) obtiennent une concentration de 111 mg NO<sub>3</sub>-/l lors de la campagne 1988-1989. A l'étranger, Lowrance (1992) obtient aux Etats-Unis une perte de 26 kg d'N/ha avec une lame d'eau drainante de 150 mm soit une estimation de teneur proche de 77 mg NO<sub>3</sub>-/l et Nievergelt a mesuré à Zurich une lixiviation de 21 kg d'N/ha avec une lame d'eau drainante de 220 mm, soit une concentration moyenne de l'ordre de 43 mg NO<sub>3</sub>-/l.

L'ensemble des références disponibles nous amènent à maintenir le colza comme un couvert végétal à risque élevé de lixiviation nitrique, essentiellement après sa récolte. Deux périodes se combinent dans les pertes nitriques sous colza : la période hivernale où les pertes sont très modérées et une période suivant le printemps (d'avril à l'hiver suivant) où les reliquats de post-récolte laissés par le colza créent des pertes fort notables.

**3-3-5) Vers une extension du réseau de parcelles suivies:**

Les qualités d'eau sous culture et prairies sont approchées par un suivi de parcelles agricoles équipées de bougies poreuses (8). Ces parcelles sont les seules entités permettant actuellement d'étudier ces valeurs. En Lorraine, nous pouvons les compléter par les parcelles drainées des sites de la Bouzule-ENSAIA/INRA, de Courcelles-Chaussy-LEGTA, de Mirecourt-INRA.

Il nous apparaît essentiel, si une suite est donnée à cette action, d'équiper des parcelles drainées chez des agriculteurs, ou à drainer, de dispositifs permettant de recueillir les solutions produites par ces parcelles. Un réseau équivalent à celui existant pour les eaux de surfaces, ruisseaux et rivières, serait à créer pour les eaux souterraines. En effet, les suivis parcellaires sont mis en place sur des parcelles d'agriculteurs actuellement à l'aide de sites à bougies poreuses et il serait profitable de les étendre à d'autres parcelles (variabilité des milieux physiques et des systèmes techniques).

Il s'agirait de procéder à la recherche de parcelles, dont **la sélection s'appuie sur de nombreux critères ( ANNEXE 4)**. Ceux-ci sont établis de façon à ce que le réseau permette de répondre à l'objectif à long terme de caractérisation des pertes nitriques par système de culture. **Les parcelles finalement sélectionnées sont situées par rapport au contexte régional** afin de déterminer quelle peut être la portée des données qui y seront acquises.

## **4) Suivi de l'évolution de l'occupation du territoire "Meuse amont":**

### **Introduction:**

La télédétection satellitaire a été retenue pour:

- sa capacité à couvrir toute la zone d'étude,
- la possibilité qu'elle offre d'être mise en oeuvre à l'avenir grâce à la poursuite des programmes d'observation de la Terre,
- sa suffisante précision eu égard à la taille des parcelles de la région (pixels de 20 m de côté pour SPOT et 30 m pour LANDSAT),
- sa capacité à nous offrir des traitements ergonomiques des évolutions (images superposables).

Pour traiter les images satellitaires, nous avons utilisé deux méthodes:

- l'extrapolation des suivis de radiométrie de terrain en utilisant un radiomètre CIMEL portable sur un échantillon de parcelles représentatif des grands types de couverts agricoles de la région,
- l'extrapolation des réponses de parcelles dont l'utilisation du sol est connue par enquête de terrain régulière: base de données sous Arc-Info de plus de 3000 parcelles observées chaque année ( Plateau de Vittel, Plateau du Haut-Sainctois, Unité Expérimentale de la Station INRA de Mirecourt ).

Le traitement des images SPOT, fournies par l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, a permis de:

- créer des cartes globales d'utilisation du sol en 1986, 1992, 1995,
- créer des cartes d'évolution: retournements de prairies, défrichement, remise en herbe entre ces années.

La mesure de l'incertitude de l'évaluation des risques due à l'estimation des surfaces des couverts par télédétection satellitaire a été obtenue en comparant les risques évalués à partir des données d'occupation des sols par télédétection à ceux évalués à partir des surfaces des couverts issus d'observations de terrain. Sur le plateau de Vittel, les bassins de soumettes de surface sont suivis sur le critère occupation des sols depuis 1986 et les données sont informatisées sous forme de couvertures Arc-Info.

### **4-1) Principes de la télédétection:**

Les objets de la surface terrestre ont le pouvoir, d'une part, de réfléchir une partie du rayonnement solaire (le reste est absorbé), dans le domaine du visible et du proche infrarouge et, d'autre part, d'émettre un rayonnement propre, dans l'infrarouge thermique. C'est la somme de ces flux, modifiés par l'atmosphère, que perçoivent les récepteurs de télédétection dits systèmes passifs; ainsi, le domaine couvert par la télédétection satellitaire s'étend du visible à l'infrarouge. Il existe également des systèmes actifs, à la fois émetteurs et récepteurs (par exemple les radars, dans les micro-ondes).

Le flux reçu par le satellite l'est au moyen de scanners multispectraux, qui, à chaque instant, enregistrent le flux transmis par une surface élémentaire (le pixel de l'image) dans différents intervalles du spectre électromagnétique (les canaux du satellite). La valeur numérique enregistrée rend compte de la luminance de la surface élémentaire, luminance

dont on peut déduire la réflectance. C'est en effet cette dernière valeur qui permet l'étude des comportements spectraux des sols et des végétaux dans le visible et le proche infrarouge. Toutefois, pour notre travail, les valeurs numériques de réflectance ne sont pas nécessaires et il nous suffit de savoir que la réflectance varie de la même manière que la luminance.

## PRINCIPES DE LA DETERMINATION DE L'OCCUPATION DU SOL

L'analyse du comportement spectral des couverts avec le radiomètre portable permet d'enrichir le contenu des lexiques sémantiques. L'intérêt de l'approche que nous proposons offre la possibilité d'acquérir des données sur le comportement spectral saisonnier des couverts, donc d'interpréter les stratifications multidates fournies par les images satellitaires.

Chaque bande de longueur d'onde fournit une valeur de luminance différente en fonction du couvert végétal, c'est-à-dire des caractéristiques des surfaces (propriétés optiques) et de leur arrangement dans l'espace tridimensionnel (structure) donc de leur stade phénologique et de leur état physiologique à l'intérieur d'un même taxon. De plus, les surfaces végétales, dans la partie du spectre électromagnétique allant du visible au proche infrarouge, absorbent les radiations R et PIR fortement ou faiblement. Il est donc possible de distinguer avec une démarche comparative, les évolutions des valeurs de réflectance dans les deux bandes spectrales pour un couvert au cours de son cycle végétatif.

Le concept d'Indice de Végétation cherche à simplifier l'utilisation de données multibandes en associant les différentes valeurs de luminance dans des combinaisons mathématiques simples (additives, soustractives...) pour parvenir à une valeur unique. La combinaison de l'Indice de végétation Normalisé (J.W. ROUSE ET al.) rend compte des variations de réponse radiométrique ( $IVN = (PIR - R) / (PIR + R)$ ).

En conclusion, il est donc possible de soumettre un comportement spectral saisonnier du maillage agricole sur le territoire étudié puis de construire un calendrier agricole par couvert végétal en y associant les variations de la réflectance. ...un exemple simple de l'examen d'une image de fin de printemps permet de définir :

1) d'une part, les cultures où les IVN sont croissants. Ce sont des végétaux en phase de croissance active, c'est-à-dire fabriquant de la biomasse ou plutôt une structure chlorophyllienne particulière et spécifique. Elles se nomment : cultures de printemps, céréales, colza, maïs, tournesol, pomme de terre, jachères couvertes, prairies permanentes et temporaires à différents stades du cycle végétatif ou reproducteur. Les graphiques correspondants sont construits selon un schéma classique de valeurs radiométriques : faibles dans le R, moyennes à fortes dans le PIR;

1) d'autre part, un ensemble de taxons où les variations de l'IVN sont décroissantes. Ces données traduisent l'évolution des propriétés optiques et structurelles des surfaces des organes végétatifs vers la sénescence; organes végétatifs des orges d'hiver, des jachères désherbées non sélectivement... Les variables radiométriques sont ici faibles dans l'IR et moyennes à fortes dans le R.

## CHOIX DES IMAGES

SPOT ou LANDSAT ? Le choix résulte d'un compromis, fonction des objectifs, entre des critères contradictoires :

- la résolution spatiale c'est-à-dire la surface couverte par un pixel, est meilleure pour SPOT multispectral (20 mètres) que pour LANDSAT TM (30 mètres),
- l'information spectrale est plus abondante pour LANDSAT TM (7 canaux) que pour SPOT multispectral (3 canaux),
- la répétitivité c'est-à-dire la fréquence de prise de vue de la même scène, est plus intéressante pour LANDSAT TM (16 jours) que pour SPOT multispectral (26 jours),
- le géoréférencement du produit SPOTView, au format GIS-Geospot, sans analogue chez LANDSAT.

Nous avons donc opté pour des images SPOTView, avec lesquelles il est possible :

- 1) de superposer rigoureusement, pixel à pixel, des scènes prises à des dates différentes, ce qui simplifie et améliore considérablement la classification,
- 2) de superposer les images et les classifications résultantes et des cartes ayant la même projection, ce qui permet d'accueillir, traiter et combiner entre elles des données en mode raster et des données en mode vecteur, à l'intérieur d'un SIG (donc, utiliser la BD Carthage et les bassins d'alimentation qui devaient être fournis ultérieurement).

Les années retenues sont 1986 pour avoir un état des lieux avant la PAC (fin Juin et mi-septembre), 1992 (26/08/91 et 20/04/92) et 1995 (08/10/94 et 03/04/95).

#### **4-2) Traitement des images:**

##### EXTRACTION DE L'EAU

Puisque nous disposons de la BD Carthage, superposable aux images, il était inutile de reconnaître l'eau avec un risque d'erreur associé (eaux turbides, zones marécageuses...). Avant d'entreprendre les classifications, nous avons donc extrait des images les zones correspondantes.

##### CLASSIFICATION NON SUPERVISEE

La classification non supervisée (sans utiliser les connaissances terrain dont on dispose) doit être faite sur environ deux fois plus de classes que de thèmes retenus. En général elle ne répond pas à la nomenclature souhaitée, mais elle peut donner des indications en amont de l'étude dont il serait dommage de se priver.

##### PARCELLES TEMOINS

Les parcelles témoins sont des parcelles d'occupation connue, qui vont être utilisées soit pour les classifications elles-mêmes ("parcelles d'apprentissage" : on affectera l'occupation du témoin aux pixels spectralement proches), soit pour leur validation ("parcelles de contrôle" : comparaison, pixel à pixel, des témoins référence et des résultats d'une classification).

Dans notre région, où le parcellaire est bien identifié, il est conseillé d'avoir environ 1% des pixels pour l'apprentissage et 1% des pixels pour le contrôle. Pour une image d'environ 3000 pixels de côté, cela fait 90000 pixels, ou encore 36 km<sup>2</sup> pour l'apprentissage et autant pour le contrôle.

Nous n'en avons malheureusement pas tant et les documents fournis par Dominique Saintôt ("Caractérisation spectrale saisonnière" et "Calendrier agricole des réflectances des couverts végétaux") ont constitué une aide précieuse pour nous permettre d'en repérer (ANNEXE 2).

Pour avoir une signification statistique, une parcelle d'apprentissage doit avoir une surface de 30 pixels minimum.

### **Validation individuelle des parcelles :**

Pour être sûr que la variabilité intra parcelle soit limitée, on vérifie que l'écart-type n'est pas trop grand par rapport à la moyenne. Sinon, on élimine la parcelle. (Il s'est avéré nécessaire de redigitaliser comme AOI certaines parcelles du SIG, pour ne pas prendre en compte les pixels du bord ou ceux qui empiétaient sur les parcelles voisines...).

### **Validation intra classe :**

Les parcelles d'apprentissage de même occupation sont regroupées en classes, celles-ci devant intégrer la variabilité spectrale des couverts qu'elles représentent, tout en s'approchant d'une distribution normale, hypothèse de certains types de classification (par exemple, classification paramétrique utilisant la règle du maximum de vraisemblance) : si l'histogramme d'une classe est bimodal, il faut faire deux sous-classes.

La visualisation des ellipses représentant les parcelles individuelles d'une part, la classe qu'elles constituent part, sur les canaux pris deux par deux (le centre de l'ellipse étant la moyenne de la classe ou de la parcelle, les axes les écarts-types sur les canaux), est bien utile : si des parcelles groupées sont excentrées par rapport, à la classe, il faut éclater en sous-classes, si des parcelles isolées sont en dehors de la classe, il faut les éliminer. Cette étape boucle sur elle-même, en validant les classes modifiées.

## **ETUDE DE LA SEPARABILITE DES CLASSES**

On utilise également la visualisation des ellipses des classes, dans les systèmes des canaux pris deux par deux, pour repérer les classes qui se superposent et celles qui sont bien disjointes. On

peut alors choisir les canaux discriminant au mieux chacune des cultures : la même combinaison de canaux, utilisée pour toutes les classes, n'aboutit pas obligatoirement au meilleur résultat pour toutes les cultures, car elle peut introduire du bruit pour certaines d'entre elles. Par ailleurs, si une classe se sépare nettement des autres, il est préférable de la reconnaître, tout au moins dans un premier temps, par une classification par seuillage, n'imposant aucune hypothèse sur les données.

Si des zones d'ambiguïté subsistent (par exemple, une intersection systématique entre la prairie et le colza pour tous les canaux), il faut faire appel à l'expert agronome pour lui soutirer des informations complémentaires : repérer parmi les parcelles fautives celles qu'il connaît dans une zone de l'image qui lui est familière, apporter ses connaissances sur les différentes conduites de ces cultures...En dernier recours, on éclate les deux classes en trois sous-classes : prairie, colza et mélange prairie-colza.

Cette étape peut conduire à éliminer ou ajouter des parcelles d'apprentissage, à modifier, ajouter des classes, il faut donc remonter aux validations correspondantes.

## VALIDATION "FINALE" DES CLASSES

L'étape précédente a permis de déterminer, pour chacune des classes, la combinaison de canaux et le type de classification qui seront utilisés. Faire ces classifications sur les parcelles témoins va permettre (ou non) la validation a priori de chacune des classes. Validation visuelle, puis à l'aide de deux indicateurs : la précision géographique (pourcentage des témoins bien classés) et la précision statistique (nombre de pixels attribués à la classe / nombre de pixels témoins de la classe).

Pour bien faire, les témoins utilisés doivent être les parcelles de contrôle. Nous avons utilisé les parcelles d'apprentissage, d'une part par manque de témoins, d'autre part parce que le logiciel avec lequel nous travaillons ne s'y prête pas de façon immédiate. Si les précisions ainsi obtenues sont jugées insuffisantes, il faut évidemment améliorer la définition des classes, sinon, le fait d'avoir utilisé les parcelles d'apprentissage et non celles de contrôle ne nous permet pas de tirer de conclusion.

Tant que la validation est jugée insuffisante, on retravaille l'apprentissage en reprenant les étapes précédentes...

## CLASSIFICATIONS

Autant de classifications que de classes ou plutôt de groupes de classe, chaque groupe ayant même combinaison de canaux et même type de classification. Pour les classifications paramétriques, élimination des pixels dont la distance à la moyenne de la classe est supérieure à un seuil.

Recombinaison des différentes classifications, avec élimination des pixels concurrents : on obtient alors une classification dont on est "sûr", mais avec un certain nombre de pixels non classés qui pourraient l'être. On recommence donc une classification paramétrique avec la méthode du maximum de vraisemblance en reprenant tous les canaux utilisés pour au moins une classe. Puis on combine ce dernier résultat avec le précédent, prioritaire.

## AMELIORATION DE LA CLASSIFICATION

Certains pixels (ou petits groupes de pixels) sont isolés au milieu d'une classe différente de la leur. Cela correspond à une particularité du terrain (par exemple, trou au milieu d'un champ). On les affecte à la classe majoritaire alentour.

Des zones manifestement mal classées (par exemple des coupes en forêt classées en maïs) peuvent être corrigées manuellement.

## VALIDATION DE LA CLASSIFICATION

Trois modes de validation ont été utilisés:

Validation visuelle, par l'expert agronome également.

Validation des superficies par comparaison des connaissances extérieures aux images.

Validation par rapport aux parcelles de contrôle : en plus des précisions géographique et statistique décrites pour l'évaluation des classes, on calcule une précision géographique globale, le pourcentage de témoins bien classés pour l'ensemble des classes.

A ce niveau, si les résultats ne sont pas satisfaisants, ou s'ils semblent améliorables, on repart en début de chaîne (élimination, création, validation de parcelles d'apprentissage, constitution et validation de classes plus réduites...).



#### 4-3) Les cartes créées d'occupation du sol de la région Meuse amont:

##### Année 1986 (ANNEXE 6)

Les dates des images (fin Juin et mi-Septembre) ont permis de retenir cinq thèmes (en plus de l'eau) : bâti, forêt, prairie, maïs, cultures d'hiver et de printemps. En effet, en Septembre, le maïs se distingue bien de ces dernières déjà récoltées.

##### Année 1995 (ANNEXE 7)

Avec une image en Octobre 1994, la deuxième début Avril 1995, on obtient cinq classes également, mais pas les mêmes : forêt, prairie, bâti mélangé au maïs et aux céréales de printemps (sol nu à ces deux dates), cultures d'hiver et une petite classe regroupant les carrières (sol nu très clair).

#### TRAITEMENTS REALISES

##### Estimation des teneurs en nitrates des bassins d'alimentation :

Comme nous ne disposons pas de la couverture régionale des bassins prévue initialement, ce traitement a été limité aux petits chantiers suivis par l'INRA, situés dans la zone intersection des images pour l'année 1986.

Des mesures sur les sources, effectuées depuis de nombreuses années, ont permis d'estimer, pour différents couverts végétaux, la teneur moyenne en nitrates de la lame d'eau qui draine l'hiver suivant la culture. Ces estimations, pondérées par la surface, fournissent un "risque" par bassin. Les calculs ont été faits sur les parcelles témoins d'une part, sur les résultats de la classification d'autre part, les résultats obtenus sont très comparables.

##### Retournement des prairies entre 1986 et 1995 (ANNEXE 8)

La diminution des prairies permanentes est un bon indicateur du risque de pollution par les nitrates : non seulement le retournement en lui-même libère dans le sol l'azote de la matière organique accumulée dans les racines, mais en plus la prairie est généralement remplacée par un couvert plus agressif.

La comparaison des classifications 1986 et 1995 permet de localiser et de quantifier les surfaces en prairie en 1986, retournées entre 1986 et 1995. La carte des retournements est présentée en ANNEXE 8. Les évolutions portent sur les proportions suivantes. **La prairie devient cultures sur 622265 pixels soit 16 % de la SAU et 29% des surfaces prairiales initiales ont ainsi disparu de l'assolement "Meuse amont" en 9 ans, soit un rythme de retournement moyen de 3,2%.**

#### 4-4) Poursuites et améliorations possibles:

Un des points à retenir de ce qui précède est l'importance des parcelles-témoins, en nombre, en répartition géographique et en fiabilité, dès que l'on veut reconnaître l'occupation du sol à partir d'images satellitaires. D'abord en amont de la classification, pour l'apprentissage. Si le travail de Dominique Saintôt nous a permis d'en repérer, il est évident que nous avons

introduit dès le départ une erreur qui n'aurait pas existé (à l'erreur humaine près de relevé sur le terrain) si nous avions disposé d'un nombre suffisant de témoins.

En outre, en sélectionnant des comportements spectraux "standards", nous nous sommes privées d'une variabilité réelle qui nous aurait permis un découpage en sous-classes plus immédiat. Ensuite, en aval de la classification, pour la validation. Celle-ci n'a pu être faite au niveau géographique, pixel par pixel, que sur un nombre de témoins très insuffisant, car il fallait bien faire un choix, et nous avons privilégié l'apprentissage.

Pour assurer le suivi de l'occupation du sol, une base de témoins est donc nécessaire. Nous espérons obtenir de la Direction Départementale de l'Agriculture un ensemble de sur une maille régulière pour lesquels l'utilisation du sol est relevée annuellement (TERUTI). Nous savons maintenant que c'est impossible car il s'agit de données individuelles dont l'utilisation est interdite par la CNIL. Pour poursuivre notre étude dans de bonnes conditions, nous allons créer cette base de témoins. Et, pour certains d'entre eux, il serait souhaitable que les informations ne se limitent pas à la seule occupation du sol, mais concernent également la conduite des cultures.

Les dates des prises de vue ne nous ont pas permis de différencier le bâti des de printemps pour l'année 1995. Il est possible de reprendre le bâti de 1986, mais uniquement pour la zone recouverte par les images de ces deux années. Outre les six images SPOT, nous disposons de neuf images LANDSAT (ANNEXE 9) dont le gros inconvénient est de ne pas être géoréférencées (ni superposables entre elles). Ce travail est en cours de réalisation, avec, entre autres objectifs, celui d'utiliser l'ensemble des images pour faire une carte régionale du bâti, thème relativement stable. Dans l'avenir, nous procéderons comme nous l'avons fait pour l'eau, en commençant par extraire les zones bâties des images à classer.

## 5) Validation du modèle et des résultats présentés

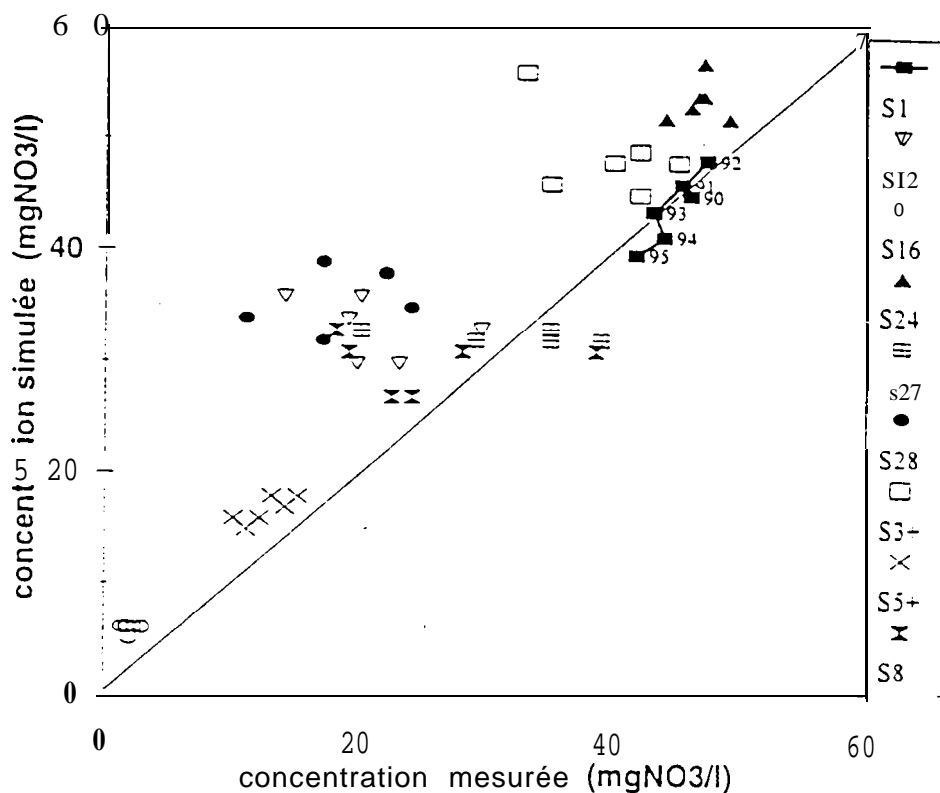
### 5-1) Influence de la méthode d'évaluation des couverts végétaux:

La comparaison des données bien classées, correspondant à la même utilisation du territoire entre l'image traitée de télédétection et les données de terrain cartographiées est donnée en annexe 7 pour l'année 1986. Elle a été établie sur les parcelles du plateau de Vittel en utilisant les données que nous avons progressivement stockées sous Arc-Info. **Sur 79005 pixels de base, 82% sont bien classés.** Les confusions concernent essentiellement les classes céréales d'hiver et prairies Permanentes( ANNEXE 7).

Nous avons appliqué le modèle présenté dans la deuxième partie "les paramètres du modèle" à deux évaluation de surfaces "classification" et "référence" (ANNEXE 7). En utilisant les valeurs de concentrations en nitrate par culture établies dans la troisième partie "la qualité de l'eau issues des diverses occupations du sol", les écarts des concentrations simulées à partir des deux méthodes d'évaluation des occupations de sol ont été inférieurs à 10 mg de NO<sub>3</sub>- par litre. et 5 bassins sur 15 changent de classes de concentrations simulées. Ainsi, nous pouvons conclure que l'estimation des couverts par télédétection semble peu dégrader la qualité des estimations des valeurs des eaux à l'échelle de bassins d'alimentation.

### 5-2) Comparaison des valeurs simulées et mesurées sur 14 bassins d'alimentation:

Sur les données de 1986, nous avons comparé les valeurs de l'eau (hivernales et estivales) et les valeurs simulées en tenant compte du modèle et des valeurs proposés dans ce travail. les écarts sont présentés sur le graphique ci-dessous. Nous **constatons que notre modèle surestime légèrement les valeurs nitriques et les valeurs simulées s'avèrent proches des concentrations hivernales.**



## Conclusion:

La création d'un indice global de risque est réalisé par la prise en compte des qualités d'eau par occupation du sol sur chaque pixel où cette occupation est reconnue. Il nous manque maintenant les limites dans lesquelles l'Agence souhaite réaliser ces évaluations d'évolution du risque de pollution pour les eaux souterraines. **L'obtention des limites de bassins est une étape maintenant indispensable pour améliorer la "résolution spatiale" de ce travail.** En effet, les cartes livrées issues des traitements d'images satellitaires ne seront valorisables dans une appréhension des risques localisés si et seulement si nous pouvons les introduire dans une cartographie des aires d'alimentation des ressources en eau.

Les évaluations de la qualité du modèle proposé n'ont pu être réalisées que sur moins de vingt bassins d'alimentation délimités lors de travaux de recherche antérieurs de l'équipe INRA (14). Ces évaluations montrent que **les écarts dus à la détermination des occupations du sol par télédétection dégradent peu la qualité des résultats** obtenus comparativement à ceux issus des déterminations directes de l'occupation du sol par observations de terrain.

Les éléments contenus dans ce rapport permettent maintenant à l'Agence de pouvoir estimer l'ampleur et la localisation des risques liés à l'évolution de la répartition des couverts végétaux en Lorraine. La limitation majeure consiste en une insuffisante cartographie actuelle des bassins d'alimentation, nous ne disposons au mieux que des périmètres de protection, qui ne représentent qu'une part des surfaces des bassins hydrogéologiques réels.

En terme de couverts végétaux, **les retournements de prairies permanentes ont été très marqués sur la période 1986-1995.** Connaissant les pertes nitriques obtenues sous prairies, ce retournement allié à la forte augmentation des surfaces en colza constituent les points-clés de l'augmentation des risques de pollution nitrique dans la zone Meuse amont. Géographiquement, les coteaux bordant la vallée de la Meuse et le Sud Toulous correspondent à des zones où les évolutions ont été les plus marquées de 1986 à 1995.

Deux prolongements du travail nous semblent intéressants:

- spatialiser le modèle sur des bassins dont les limites nous seraient fournies par l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse,
- extrapoler sur les risques liés aux produits phytosanitaires et à leurs résidus, le modèle actuellement établi pour les risques de pollution nitrique (11) (12).

## **BIBLIOGRAPHIE DES TRAVAUX DE L'EQUIPE DE RECHERCHE MOBILISES DANS CETTE ETUDE:**

- (1) BENOIT M., GIRARD C-M., DE VAUBERNIER E., 1988. Comparaison du comportement spectral de prairies permanentes en Lorraine avec leur type d'utilisation. *Agronomie*, 1988, 8(3) : 265-272.
- (2) GIRARD C-M, BENOIT M., 1990. Méthode de cartographie des prairies permanentes : application à la Lorraine sur les données SPOT. *C. R. Acad. Sci. Paris*, 310 (Série III) : 461-464.
- (3) GIRARD C-M., BENOIT M., DE VAUBERNIER E., CURRAN P.J., 1990. SPOT HRV data to discriminate grassland quality. *International Journal of Remote Sensing*, 11 (12) : 2253-2267.
- (4) BENOIT M., THOMAS J-F., GIRARD C-M., 1991. Détermination d'un niveau de sécheresse sur des couverts prairiaux : utilisation de données de radiométrie de terrain. *C. R. Acad. Sci. Paris*, 313 (Série III) : 281-285.
- (5) BENOIT M., 1992. Un indicateur des risques de pollution azotée nommé « BASCULE » (Balance Azotée Spatialisée des systèmes de CULTure de l'Exploitation). *Fourrages*, 129 : 95-110.
- (6) DEFFONTAINES J.P. BROSSIER J. BENOIT M. CHIA E. GRAS F. ROUX M. , 1992. Une recherche-action sur un système agricole soumis à des impératifs de qualité de l'eau. Résultats et bilan méthodologique. *C. R. Acad. Agric. Fr.*, 7, 66-75.
- (7) CHIA E., BROSSIER J., BENOIT M., FALLOUX J-C., PIERRE P., 1992. Recherche-action : qualité de l'eau et changements des pratiques agricoles. *Economie Rurale*, n°208-209.
- (8) GAURY F., BENOIT M., 1993. Modélisation de la qualité des eaux souterraines ; influence de l'occupation du sol en situations karstiques de Lorraine. *Courrier de la cellule environnement de l'INRA*. Dossier n°4 : altération et restauration de la qualité des eaux continentales : 77-81.
- (9) BENOIT M., 1994. Risques de pollution des eaux sous prairie et sous culture. Influence des pratiques d'apport d'engrais de ferme. *Fourrages*, 140 : p. 407-420.
- (10) BENOIT M., SAINTOT D., GAURY F., 1995. Mesures en parcelles d'agriculteurs des pertes en nitrates. Variabilité sous divers systèmes de culture et modélisation de la qualité de l'eau d'un bassin d'alimentation. *C.R. Acad. Agric.*, 81(4) : 175-188.
- (11) PERRIN-GANIER C., PORTAL J.-M., BENOIT M., SCHIAVON M., 1996. Monitoring isoproturon leaching in the field by drainage and porous cup sampling. *Chemosphere*, Vol. 32, N°10 : 2043-2048.
- (12) HEYDEL L., BENOIT M., SCHIAVON M., 1997. Estimation des apports de produits phytosanitaires à l'échelle de bassins d'alimentation. *Agronomie* (1997) 17,25-33.

(13) MARY B., BEAUDOIN N., BENOIT M., 1996. Prévention de la pollution nitrique à l'échelle du bassin d'alimentation en eau. In : G. Lemaire et B. Nicolardot (eds), Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes, Reims (France) 19-20 octobre 1996, Les colloques n°83, 289-312. INRA, Paris.

(14) BENOIT M., DEFFONTAINES, GRAS F BIENAIME E RIELA-COSSERAT R., 1997. Agriculture et qualité de l'eau. Une approche interdisciplinaire de la pollution par les nitrates d'un bassin d'alimentation. *Cahiers Agriculture* 1997;6:97-105.

(15) MIGNOLET C., BENOIT M., SAINTOT D., 1997. Systèmes d'élevage et risque de pollution azotée. Construction d'un indicateur de risque et application dans la plaine des Vosges. *INRA Productions animales*, 1997, 10 (4), 275-285.

(16) BENOIT M., PAPY F., 1997. Pratiques agricoles et qualité de l'eau sur le territoire alimentant un captage. In : Riou C., Bonhomme R., Chassin P., Neveu A., Papy F. (Eds.), 1997 : *L'eau dans l'espace rural-production végétale et qualité de l'eau*. Paris. INRA Editions. pp. 323-338.

## **LISTE DES ANNEXES**

### **ANNEXES:**

- 1- Traitement des données de suivis de qualités d'eau au niveau parcellaire (Saintot, 1997)**
- 2- Traitement des données de radiométrie de terrain (Saintot, 1997)**
- 3- Description des sols et évolution des systèmes de culture lorrains (Regnard, Benoît, 1997)**
- 4- Choix de parcelles drainées en situation agricole à la base d'un futur réseau régional de suivi des qualités d'eau (Regnard, Benoît, 1997)**
- 5- Effet de fertilisations organiques et minérales sur les lixiviations nitriques et les rendements sous une monoculture de maïs ( expérimentations sur les parcelles "Colline du Beufroid" à la Station INRA de Mirecourt ): (Rozot, Benoît, 1997)**
- 6- Images SPOT 1986 (Riéla-Cosserat, 1997)**
- 7- Images SPOT 1995 (Riéla-Cosserat, 1997)**
- 8- Evolutions des couverts végétaux entre 1986 et 1995 à partir des images SPOT (Riéla-Cosserat, 1997)**
- 9- Images LANDSAT 1990 (Bienaimé, Bachacou, 1997)**