

Activités d'élevage et qualité des eaux souterraines. Méthodes d'évaluation des risques de pollution azotée et d'estimation des pertes en nitrates

*M. BENOIT, P.R. PARRASSIN, D. PEYRE, J.L. FIORELLI
INRA, Station SAD, Domaine du Joly, BP 35, 88501 MIRECOURT Cedex.*

RÉSUMÉ – Les enjeux posés à l'évolution des activités d'élevage confrontées à la protection des ressources en eau relèvent de deux questions principales:

- comment mesurer l'impact des activités d'élevage sur le territoire où s'élaborent les ressources en eau ?
- comment changer l'organisation spatiale des flux d'éléments potentiellement agressifs vis à vis de la ressource en eau ?

Une mise en oeuvre de certaines méthodes sur des bassins d'alimentation en Lorraine (eau minérale et eau potable) est proposée. L'accent est mis sur deux paramètres-clés: d'une part, le bilan et les flux par type de surface fourragère dont la part des déjections animales est centrale et d'autre part, l'organisation spatiale des activités d'élevage resituées dans le cadre du bassin d'alimentation.

Une conclusion est proposée sur les conditions d'élaboration de références, outils et méthodes pour aider les éleveurs et gestionnaires de l'eau à prendre des décisions concertées permettant de rendre compatibles activités d'élevage et protection des ressources en eau.

Livestock farming and evolution of the groundwater quality. Qualification methods of water pollution and estimation of nitrate leaching

*M. BENOIT, P.R. PARRASSIN, D. PEYRE, J.L. FIORELLI
INRA, Station SAD, Domaine du Joly, BP 35, 88501 MIRECOURT Cedex.*

SUMMARY – We want to give to the local actors of water quality management tools and methods to improve with local solution this quality in a preventive way. therefore, we want to understand the farmers practices in livestock farms and their effects on groundwater quality.

We distinguish three delays during the groundwater improvement process: the hydrogeological delay between the source and the subsoil (under the roots), the agronomical delay between the farmers practices on the soil and under the roots, the farmers practices delay between the problem finding and the practices changes.

Three main levels are important on this question: the livestock unit, the farm management and the watershed.

Two main questions are: how to measure and evaluate the risks linked to husbandry practices and how to change the chemical fluxes managed by the livestock farmers ?

We develop two methodological ways: the building of indicators for farmers to compare pasture management with farmers practices records, and a leaching simulation model at the livestock unit level with leaching measures in farmers fields.

To understand the land use in a watershed, we have to know the users. Then, we describe the logics of land use for different type of husbandry practices.

INTRODUCTION

Les pratiques agricoles se trouvent au centre d'un faisceau d'interrogations brûlantes. Pour les agriculteurs, faut-il les modifier et comment dans le cadre de la future P.A.C.? Pour les gestionnaires des ressources en eau, lesquelles permettent d'obtenir une qualité d'eau recherchée? Pour les agronomes, comment modéliser leur cohérence au sein des exploitations et leurs efficacités ?

En tant que chercheurs, notre responsabilité n'est pas seulement de pouvoir dire si telles pratiques combinées à tel milieu ont tels effets et conséquences (Gras et al., 1990), mais aussi de fournir aux acteurs des modèles d'aide au choix et au pilotage de ces pratiques (Brown et al., 1995). Sachant le nombre de travaux qui ont prouvé les liens entre pratiques agricoles et qualités des eaux issues de ces zones, (Chrétien et al., 1974 ; Sherwood, 1985 ; Machet, 1990), nous pouvons affirmer que les pratiques agricoles sont responsables de la qualité des eaux issues des systèmes agraires considérés. Cette responsabilité peut dans certains cas être partagée avec d'autres acteurs. Ainsi, en partant du principe que les agriculteurs sont aussi co-producteurs de la qualité de l'eau, il s'agit de leur donner les moyens de mieux évaluer et éventuellement adapter leurs pratiques dans ce but. Dans certaines régions, comme en Lorraine, le fonctionnement des systèmes d'élevage affecte la qualité des eaux souterraines destinées à l'alimentation humaine et animale. Si certaines pratiques d'élevage et de culture paraissent à l'évidence plus agressives que d'autres, elles sont en fait notablement modulées dans leurs effets par leur distribution sur le territoire et dans le temps. L'intégration des pratiques mises en oeuvre par les éleveurs au niveau du bassin d'alimentation détermine très fortement l'intensité et le délai de réponse de la ressource en eau. Un système d'élevage donné peut se révéler différent dans les risques qu'il montre pour la qualité de l'eau selon sa spatialisation dans le bassin d'alimentation et, inversement, l'eau d'un bassin d'alimentation peut être plus ou moins menacée selon la composition de pratiques agricoles qu'il présente. Les propositions qui suivent concernent les pollutions diffuses, le cas des pollutions ponctuelles étant l'objet d'une problématique spécifique liée aux bâtiments d'élevage.

1. RESITUER LA DÉGRADATION DES EAUX SOUTERRAINES DANS LA GESTION DES FLUX BIOGÉOCHIMIQUES PILOTÉS PAR LES AGRICULTEURS

1.1. CYCLES DES ÉLÉMENTS CHIMIQUES

Les approches des cycles biogéochimiques sont des objets de recherche courants chez les collègues modélisant les fonctionnements de systèmes écologiques où les intrants sont faibles. Il s'agit, par exemple, des travaux menés sur les cycles biogéochimiques forestiers (Ranger et al., 1992 ; Probst et al., 1992).

Comme toute activité humaine, l'élevage modifie les cycles d'éléments chimiques. Les impacts de cette modification dépendent de trois paramètres principaux: la nature, l'importance et les caractéristiques spatio-temporelles des pratiques induisant des flux d'éléments chimiques. Ces flux engendrés par la conduite d'un lot de vaches laitières, par exemple, dépendent des flux d'entrée au lot (fourrages ingérés dont l'élaboration a nécessité un ensemble de pra-

tiques donc de flux biogéochimiques) et des flux de sortie (déjections animales par exemple dont le devenir induit des flux d'éléments à contrôler) (Peyraud et al., 1995).

1.2. LE CAS DES RESSOURCES EN EAU SOUTERRAINE ET DES NITRATES

Les flux d'éléments chimiques en cause dans la dégradation de la qualité de l'eau présentent deux caractéristiques majeures :
- Ils se créent et se gèrent à un niveau d'intégration incontournable: le bassin hydrologique. Celui-ci représente une entité de fonctionnement hydrologique et pour ce qui nous concerne, une entité de gestion des pratiques d'agriculteurs pour protéger ces ressources (Benoit et Papy, 1995).
- Leurs dynamiques historiques sont centrales à envisager car l'eau qui est actuellement prélevée a un certain âge d'où la nécessité de mettre au point des méthodes et modèles opérationnels sur des données accessibles avec un recul important et d'initier une stratégie de collecte de données pertinentes sur le moyen terme. Les Unités Expérimentales INRA peuvent constituer un réseau précieux d'acquisition de références.

2. LA RECHERCHE D'INDICATEURS DE RISQUE

2.1. LES BILANS SIMPLIFIÉS

Pour le niveau de l'exploitation, les propositions de calcul de bilans ont été nombreuses (CORPEN, 1988 ; Simon et Le Corre, 1992 ; Sorensen et Kristensen, 1992 ; Harlberg et al., 1995). Ces bilans permettent une évaluation des risques d'enrichissement en éléments chimiques variés du territoire utilisé par une exploitation agricole.

Mais deux faiblesses apparaissent avec ce mode de calcul moyen au niveau de l'exploitation. La première consiste dans le fait de moyenniser des données dont la transcription dans les parcelles des exploitations est hétérogène. Ainsi, un bilan à l'exploitation pourra être le même avec une exploitation à bilans parcellaires semblables au contraire avec des bilans très différents. Ces bilans apparaissent d'autant plus fondés que l'ensemble des parcelles de l'exploitation a un bilan positif, c'est-à-dire dans les zones à excédents structurels. La deuxième faiblesse concerne la difficile spatialisation de ces bilans quand nous sommes confrontés à une question afférente à un bassin d'alimentation. La correspondance spatiale entre exploitation et bassin hydrologique étant rarement bijective, se pose alors la question de l'affectation de la part du bilan des exploitations concernées par ce bassin. Pour ces deux raisons nous proposons une méthode établie au niveau où se mettent en oeuvre les pratiques qu'on peut considérer comme homogènes et où crée la ressource en eau: la parcelle culturale (Benoit, 1992).

2.2. LA BASCULE

Nous retenons comme principe d'établir par systèmes de culture (Sebillotte, 1988), qu'ils soient assolés ou prairiaux, les bilans azotés liés aux pratiques agricoles. Les entrées sont: les apports d'azote minéral, les apports d'azote organique (fumier, compost ou lisier), les restitutions directes (déjections au parc) selon la norme CORPEN :73 kg N / UGB/an. Les sorties sont: les récoltes de fourrage (ensilage, foin, regain, refus ramassés), les prélèvements directs par le pâturage selon la norme CORPEN:15 kg MS/UGB/jour.

2.3. CALCUL DE BASCULE POUR DES PÂTURAGES À VACHES LAITIÈRES

A partir d'observations menées tous les 15 jours dans les parcs d'éleveurs, nous avons reconstitué l'utilisation des parcelles pâturées par les vaches laitières et calculé les BASCULE correspondant. A titre de comparaison, les mêmes calculs ont été effectués pour 2 dispositifs expérimentaux de la station INRA de Mirecourt : pâturage extensif libre (PEL) et pâturage intensif libre (PIL).

Les parcelles sont regroupées par blocs exploités de manière homogène (toujours pâturé par les vaches laitières, ensilage + pâture VL ...). Chaque lettre correspond à un troupeau, pour lequel 3 à 6 blocs de parcelles sont distingués. Les balances par hectare et par bloc de parcelles permettent d'évaluer le risque dû à certains types d'utilisation. La balance totale par bloc resitue l'importance de chacun dans le dispositif, et donc son influence réelle sur la BASCULE. Enfin, celle-ci est rapportée à l'ha ($(\sum \text{balances} > 0) / \text{Surface totale pâturée}$), afin de permettre une comparaison des différents dispositifs (graphique 1).

Dans le cadre de ces observations, les balances excédentaires concernent :

- Les parcelles toujours pâturées par les vaches laitières. Une certaine sous-estimation des quantités prélevées peut laisser supposer une balance réelle plus faible.

- Les parcelles attribuées à d'autres animaux en fin de saison. Le pâturage de ces animaux à faibles besoins et non complémentés n'a pas été pris en compte. Il ne peut que diminuer la balance (prélèvements > restitutions).

- Pour PIL et PEL, les parcelles ayant reçu du fumier en 1994. Une moyenne sur plusieurs années, non effectuée ici, en réduirait généralement l'impact.

Dans ces conditions, en dehors du PIL (qui reçoit environ 200 kg N minéral/ha), l'agressivité des différents dispositifs traduite par le niveau des balances (≤ 60 kg N/ha) paraît finalement plutôt faible dans les exploitations lorraines étudiées. La méthode retenue pour évaluer l'agressivité des pratiques de pâturage observées soulève quatre problèmes spécifiques :

- estimation des quantités d'herbe effectivement prélevées par les troupeaux au pâturage ;
- évaluation des pratiques de parcage de nuit ;

- effet de la teneur en azote de l'herbe et des compléments consommés sur les restitutions d'azote par les déjections,
- utilisation discutable des normes de rejets azotés par une vache laitière (73 kg N selon la norme CORPEN)

2.4. UN INDICATEUR DES RISQUES VIS-À-VIS DES RESSOURCES EN EAU À TROIS NIVEAUX : ATELIERS, EXPLOITATIONS AGRICOLES ET BASSINS D'ALIMENTATION

Cet indicateur de risque de pollution peut être appréhendé à trois niveaux: l'atelier d'élevage (Menjon, D'Orgeval, 1983), l'exploitation agricole, le bassin d'alimentation.

Le niveau de l'atelier vient d'être abordé avec les exemples de calcul concernant les pâturages. Cette approche est complémentaire de celle développée à la parcelle par Loiseau et al. (1990 et 1992). Elle a été reprise pour élaborer une partie des DEXEL au niveau de l'exploitation.

L'enjeu central nous apparaît être celui de la possible spatialisation de ces BASCULE vis-à-vis des bassins d'alimentation (Gaury, 1991 ; Salou, 1992). Nous voyons le bassin d'alimentation comme un ensemble de parcelles dont nous pouvons évaluer les balances azotées élémentaires pondérées par la surface de ces parcelles dans le bassin (Benoit, 1992).

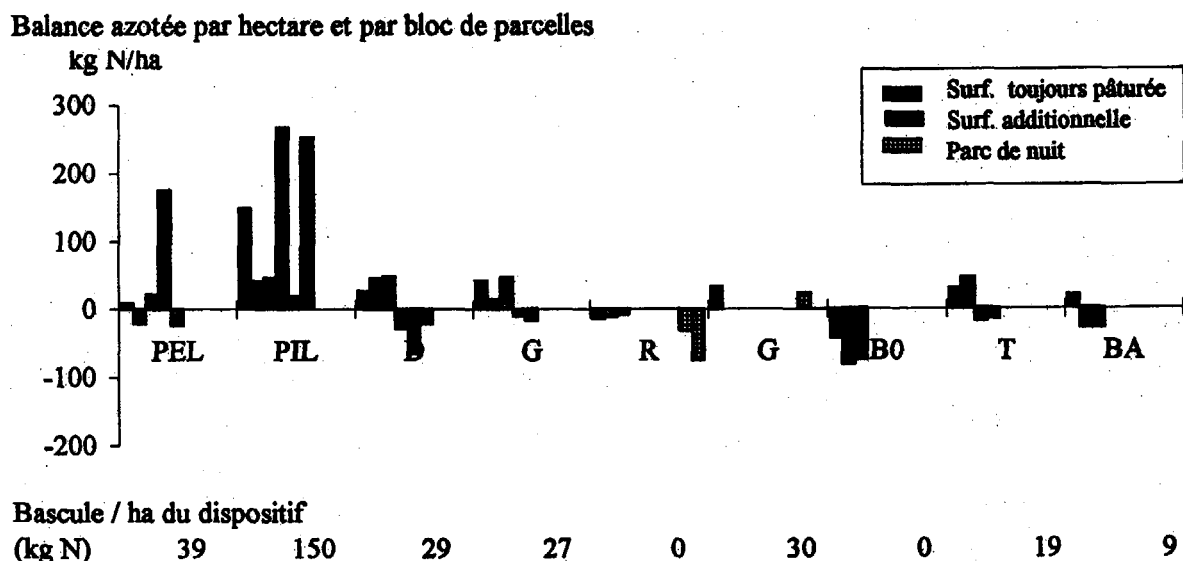
3. PROPOSITION D'UN MODÈLE DE SIMULATION DE LA QUALITÉ DES EAUX EN ZONE D'ÉLEVAGE

Pour dépasser l'approche du repérage des risques et parvenir à celui de la hiérarchisation des pratiques d'élevage en fonction de leurs effets sur la qualité des eaux, nous devons mettre en correspondance des mesures effectuées sur l'eau avec les pratiques mises en oeuvre. Le modèle que nous proposons consiste d'une part à établir les relations qui unissent pratiques agricoles et qualités d'eau au niveau parcellaire et, d'autre part, à relier les conduites de parcelles à des conduites alimentaires. Ce modèle est ici appliqué au niveau d'ateliers d'élevage.

L'exemple présenté dans ces journées par Fiorelli concerne le pâturage, nous allons développer ici un exemple lié à l'alimentation de lots d'animaux.

Graphique 1

Estimation de la balance azotée (BASCULE) sur quelques pâturages suivis en 1994.



3.1. APPRÉCIATION DE LA QUALITÉ DES EAUX SELON LES COUVERTS VÉGÉTAUX ET LEURS CONDUITES

Les lixiviations en nitrates sous différents couverts végétaux sont mesurées à partir de deux méthodes utilisables dans les parcelles des agriculteurs: comparaison des profils azotés à l'entrée et à la sortie de l'hiver d'une part, suivi de la solution du sol percolant dans des bougies poreuses d'autre part (Ballif et Muller, 1990 ; Barlier, 1991).

Le tableau n°1 résume les données acquises de 1989 à 1992 par Gaury (1992) pour 11 couverts végétaux.

La moyenne approxime les pertes sous un ensemble de parcelles en intégrant les variabilités de sols et de pratiques agricoles pour un même couvert, l'écart-type indiquant l'ordre de grandeur de ces variabilités.

3.2. PROPOSITION D'UN MODÈLE D'ÉVALUATION DE L'EFFET DES PRATIQUES D'ÉLEVAGE SUR LES RESSOURCES EN EAU SOUTERRAINES.

Connaissant les quantités ingérées (I) de chaque aliment par les animaux au cours d'une période donnée (cycle de production, période hivernale...), les rendements à l'hectare (R)

des aliments produits et autoconsommés sur l'exploitation, les pertes en cours de conservation (P) et les qualités d'eau mesurées sous le couvert végétal i (NO₃ Fourrage i), il nous est possible de calculer un hydrobilan de ces conduites d'ateliers d'élevage par la formule :

$$\text{NO}_3_{\text{ration}} = \sum (\text{I} (1+\text{P}) * \text{NO}_3_{\text{Fourrage } i} / \text{R})$$

[en mg NO₃-/l]

Un exemple d'application de ce modèle à des ateliers de production de viande avec deux saisons de pâturage et de jeunes bovins avec une saison de pâturage et finition ensilage de maïs (taurillons herbagers) ou alimentés avec du maïs dès l'âge de 4 mois (taurillons maïs) est présenté dans le tableau 2.

Un système de production de taurillons avec exclusivement de l'ensilage de maïs présente deux fois plus de risques de pollution des nappes d'eaux souterraine qu'une production de boeufs à l'herbe tels qu'ils sont conduits expérimentalement à la Station INRA de Mirecourt. Ces risques sont davantage liés au mode d'alimentation qu'au type d'animal

Tableau 1
Valeurs moyennes des teneurs en nitrate sous divers systèmes de culture lorrains.

couverts végétaux	Nombre de mesures	Moyenne mg NO ₃ / l	Ecart-type mg NO ₃ / l
Forêts:	5	2	-
Prés de fauche	9	19	14
Pâtures	18	31	25
Prairies temporaires	3	28	-
Luzerne	13	23	8
Blé d'hiver	27	46	25
Orge d'hiver	8	62	55
Colza	8	120	52
Céréales de printemps	8	32	20
Maïs fourrager	28	126	77

Tableau 2
Effets du choix d'un système de production de viande sur les risques de pollution des eaux souterraines.

	Boeufs	Taurillons Herbagers	Taurillons Maïs
Bilan de consommation par animal			
Lait entier (litres)	310	400	400
Concentré Jeunes Bovins (kg)	50	50	50
Céréales (kg)	265	740	430
Tourteau soja (kg)	65	265	380
Foin (kg MS)	1630	450	150
Ensilage d'herbe (kg MS)	1305	-	-
Ensilage de Maïs (kg MS)	-	1700	2850
Pâturage (ha) (1)	0,6	0,2	-
Surfaces totales utilisées par animal (ha)	1,55	0,66	0,45
Teneur moyenne en NO₃ (mg/l)	39	42	89

Rendement fourrages (tonnes MS produites / ha : Ens Herbe = 4,0 ; foin = 4,5 ; Ens maïs 10,0
Rendement céréales (orge) : 55 quintaux / ha
Pertes en cours de conservation : Ens Herbe = 25 % ; Ens maïs = 15 % ; foin = 25 %
(1) = somme des surfaces moyennes pâturées par saison.

Cette proposition permet de montrer :

- l'importance des facteurs combinés « rendements » et « pertes en nitrates ». Pour un fourrage donné, la combinaison la moins agressive est un couvert où les lixiviations azotées sont faibles ainsi qu'un rendement par hectare fort permettant de produire sur un territoire vaste des rations favorables à une qualité d'eau satisfaisante.

- l'intérêt de porter attention à l'ensemble du cycle depuis l'élaboration au champ des fourrages, jusqu'à leur consommation sans oublier les pertes au cours de cette chaîne qui peuvent dégrader les relations fourrages/qualité des eaux si elles augmentent.

Les limites du modèle sont liées à l'obtention des données de lixiviations par couvert végétal. Les données exposées au tableau 1 montrent en particulier l'importance de l'écart-type dû essentiellement à la diversité des conduites parcelles et aux aléas climatiques (périodes et intensité de la minéralisation des matières organiques du sol, et périodes et intensité de la lame d'eau drainante).

CONCLUSION

Les liaisons entre assolement et types d'élevage sont schématisées par les relations entre fourrages, rations et conduites d'élevage. Cependant, les concepts habituels sont à modifier pour prendre en compte les relations qui unissent pratiques d'élevage et qualités des eaux. Ainsi, les concepts de systèmes d'élevage, systèmes fourragers et systèmes de culture sont à compléter sous les angles suivants :

- envisager non seulement la durée complète de la vie de l'animal, « la carrière », mais également la totalité du territoire utilisé par un animal, ou un lot, pour établir sa production (Benoit, 1985). Nous sommes en accord avec Landais en précisant que ceci est vrai même si le territoire nécessaire est loin du territoire de vie de ces animaux: Les surfaces en soja brésilien font partie des territoires impliqués par les productions d'un lot de VHP bretonnes (Landais, 1987).

- renverser les flux habituels envisagés lors de l'étude des systèmes fourragers « du champ à la vache » et appréhender les flux inverses « de la vache au champ ».

- intégrer l'ensemble des pratiques le long du calendrier culturel en référant ce calendrier aux événements climatiques susceptibles de créer des flux de nitrates (périodes minéralisatrices et périodes de lessivage).

Les flux spatialisés d'éléments chimiques constituent les phénomènes-clés de la maîtrise des risques de pollution des nappes d'eau souterraine par les activités d'élevage. L'analyse du rôle des pratiques d'élevage sur ces flux constitue un thème de recherche à développer. Les différences entre systèmes d'élevage du point de vue de leurs conséquences sur les ressources en eau seront encore plus nettes quand nous aborderons les risques de pollution phytosanitaires (Perrin-Ganier, 1995). En effet, l'écart entre un boeuf à l'herbe et un taurillon alimenté au maïs ensilé est mathématiquement infini sur les pertes en résidus phytosanitaires liés à l'élaboration de leurs alimentations.

Le choix de travailler sur des bassins d'alimentation en eau souterraine karstifiés permet de disposer d'un temps de latence géologique court (Gaury, 1992 ; Gamez, 1992). Cette particularité nous permet de mettre en correspondance la campagne agricole « n » et l'eau émise par les sources pendant la saison hydraulique « n / n+1 ». Ce type de modélisation s'inscrit dans la lignée de celles de Schenck (1988), Machet (1989), Machet et Mary (1990). Les valeurs des surfaces des couverts végétaux apparaissent, dans les conditions lorraines, comme la variable majeure dans l'explication de la qualité des eaux souterraines lorraines. D'où l'importance de développer des méthodes permettant de suivre au mieux ces surfaces d'une part, et la nécessité de modéliser les causes des changements des systèmes de culture si l'on veut rapidement pouvoir restaurer la qualité des eaux en modifiant les assolements sur les bassins d'alimentation concernés (Benoit et Papy, 1995). Parmi ces causes de changements, l'évolution des types d'exploitations en présence et de leurs localisations sont majeures (Mignolet, 1995).

REMERCIEMENTS

Nous remercions les partenaires de recherche qui nous ont permis d'effectuer ces travaux: la DG VI de l'Union Européenne (programme AIR CT 2192), la SGEMV et NSI, l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, ainsi que les agriculteurs lorrains avec lesquels nous avons travaillé.

L'ensemble des données de base a été recueilli et prétraité grâce au travail de collègues de l'URSA Versailles-Dijon-Mirecourt: L. Echampard, D. Foissy, J.-P. Girard, M. Grosse, J. Husson, G. Rouyer, J.-M. Trommschlagher de la Station S.A.D. de Mirecourt, et O. Antoine de la section S.A.D. de Dijon.

RÉFÉRENCES

- BALLIF J.L., MULLER J.C., 1990. Perspectives Agricoles, n°144. Février 1990: 72-82.
- BARLIER J., 1991. Cahier des Techniques de l'INRA, 26, 37-46 (1991).
- BENOIT M., 1985. Thèse de Docteur-Ingénieur INAPG; INRA SAD Versailles-Dijon-Mirecourt. 185 pages +annexes.
- BENOIT M., 1992. Fourrages(1992) 129, 95-110.
- BENOIT M., PAPY F., 1995. In: RIOU (Ed) INRA - A paraître.
- BROWN V. SMITH D.I. WISEMAN R. HANDMER J., 1995. Risks and opportunities. Managing environmental conflict and change. Earthscan. London. 354 pages.
- CHRETIEN J., CONCARET J., MERE C., 1974 Ann. Agron., 25 (2-3), 499-513.
- C.O.R.P.E.N., 1988. Bilan global annuel à l'exploitation de l'azote. Logiciel Version 1.0, réalisation A.R.S.O.E. de Bretagne. Ministère de l'Agriculture et de la Forêt. Secrétariat d'Etat chargé de l'Environnement. Mission Eau Nitrates ; et Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne.
- GAMEZ P., 1992. Thèse de Doctorat de l'Université de Metz, géographie physique. 397 pages + annexes.
- GAURY F., 1991. Séminaire INRA « Gestion de l'espace rural et système d'information géographique. FLORAC, 22-24/10/1991.
- GAURY F., 1992. Thèse de Doctorat de l'ENSA Rennes, sciences agronomiques. 229 pages + annexes.
- GRAS R., BENOIT M., DEFFONTAINES J.-P., DURU M., LAFARGE M., LANGLET A., OSTY P.L., 1989. Le fait technique en agronomie. Activité agricole, concepts et méthodes d'étude. Coéd. INRA-L'Harmattan, 160 pages.
- HALBERG N., STEEN KRISTENSEN E., SILLEBAK KRISTENSEN I., 1995. Journal of Agricultural and Environmental Ethics. 8, 30-51.
- LANDAIS E., 1987. Recherches sur les systèmes d'élevage. Doc Travail. INRA SAD Versailles-Dijon-Mirecourt.
- LOISEAU P., TRIBOI E., PEPIN D., 1990. In: CALVET R. (Ed.), Nitrates-Agriculture-Eau, colloque international, Paris-La Défense, 7-8 novembre 1990, 361-366, INA Paris-Grignon.
- LOISEAU P., EL HABCHI A., DE MONTARD F.X., TRIBOI E., 1992 Fourrages 129 : 29-43.
- MACHET J.M., 1989. Etude des techniques culturales appliquées sur les parcelles de trois petits bassins versants dans l'Aisne et conséquences sur les pertes en nitrates. INRA, Agence financière de Bassin Seine-Normandie, Laon, 127p. + annexes.
- MACHET J.M., MARY B., 1990. In: CALVET R. (Ed.), Nitrates-Agriculture-Eau, colloque international, Paris-La Défense, 7-8 novembre 1990, 395-403, INA Paris-Grignon.
- MENJON P. D'ORGEVAL R., 1993. Agriscope1983- Vol.I - n°1.
- MIGNOLET C., 1995. D.E.A. - Université Lyon III., INRA Station SAD Mirecourt.
- PERRIN-GANIER C., 1995. Thèse de Docteur INPL- Université Henri Poincaré.
- PEYRAUD J.L., VERITE R., DELABY L., 1995. Fourrages 142, 131-144.
- PROBST A., VIVILLE D., FRITZ B., AMBROISE B., DAMBRINE E., 1992. Water, Air, and Soil Pollution 62: 337-347, 1992.
- RANGER J., CUIRIN G., BOUCHON J., COLIN M., GELHAYE D., MOHAMED AHAMED D., 1992. Annales des Sciences Forestières 49, 651-668.
- SALOU Marie-Claude, 1992. Mémoire de D.E.A. Université de Metz ; I.N.R.A. Station SAD. Mirecourt.
- SCHENCK C., 1988. In KOBUS H., ZILLIOX L., (Eds), Contamination des eaux souterraines par les nitrates, Colloque franco-allemand, Stuttgart, 6-7 octobre 1988, 116-139, Université de Stuttgart, Université Louis Pasteur de Strasbourg.
- SEBILLOTTE M., 1988. In: Encyclopedia Universalis.
- SHERWOOD M., 1985. In: Efficient Land Use of Sludge and Manure. Eds A. DAM KAFOED, J.H. WILLIAMS, and P. L'HERMITE. Publ. Elsevier Applied Science, LONDON, pp 150-157.
- SIMON J-C, L. LE CORRE, 1992. Fourrages 129, 79-94.
- SORENSEN J.T., KRISTENSEN E.S., 1992. In A. GIBON and G. MATHERON (editor). Global appraisal of livestock farming systems and study at their organizational levels, pp. 45-57. Luxembourg.