

Apport de la spatialisation des données en analyse multidimensionnelle pour évaluer l'impact des activités agricoles sur la teneur en nitrates des eaux.

M. Ferrand(1), D. Lequenne(1), V. Manneville(2), P. Jannot(3), C. Lopez(1)

(1) Institut de l'Élevage. Service Biométrie. 149 rue de Bercy, 75595 Paris Cedex 1.
01.40.04.52.34, marion.ferrand@inst-elevage.asso.fr, daniel.lequenne@gmail.com,
Carlos.Lopez@inst-elevage.asso.fr

(2) Institut de l'Élevage. Service Bâtiment et Environnement. 9 rue de la Vologne. 54200 Laxou.
03. 83. 93. 39. 15, vincent.manneville@inst-elevage.asso.fr

(3) Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire Direction de l'Eau. Bureau de la Protection des Ressources en eau et de l'Agriculture, 20 avenue de Ségur, 75302 PARIS 07 SP. 01. 42. 19. 12. 88., philippe.jannot@developpement-durable.gouv.fr

Résumé

Commencé en 1994, le programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole (PMPOA I et II) s'est terminé en décembre 2006. Il visait à limiter les risques de pollution par les effluents d'élevage des eaux souterraines par infiltrations et des eaux superficielles par écoulements. Si les travaux dans les élevages sont terminés pour le PMPOA I (période 1994-1999), ceux du PMPOA II (2002-2006) ne s'achèveront qu'en 2010. Seul le PMPOA I est donc soumis pour l'instant à l'évaluation de l'impact des mesures prises.

Pour mesurer l'impact de ce programme sur l'évolution des teneurs en nitrates des eaux souterraines et des eaux superficielles, des analyses multidimensionnelles ont été réalisées en croisant les activités de productions agricoles (issues du recensement agricole 2000), les teneurs en nitrates (issues du réseau de surveillance directive nitrates pour les campagnes de 1996-1997 et 2004-2005), et en tenant compte de la proximité géographique entre cantons. Après un bref rappel du contexte, nous développons la méthodologie employée. Les résultats sont comparés à ceux d'une démarche n'intégrant pas les contiguïtés spatiales.

mots-clés : évaluation environnementale, nitrates, données spatialisées, Analyse Factorielle Multiple, typologie

Abstract

DATA SPATIALIZATION IN MULTIDIMENSIONAL ANALYSIS AS A CONTRIBUTION TO ASSESS THE IMPACT OF FARMING ON NITRATE WATER POLLUTION

Initiated in 1994, the **program for agricultural pollution control** (PMPOA I and II) was conducted till December 2006. It was intended to reduce the risks of pollution of underground and surface water due to livestock effluents. Tasks undertaken in the farms under PMPOA I (period 1994-1999) are completed, but, the same under PMPOA II (2002-2006) will last till 2010. Therefore, as a response, actual results only concern PMPOA I.

To evaluate the effect of this program on water nitrate evolution, multivariate analyses were conducted involving agricultural production data (from Agriculture General Survey 2000), water nitrate level data (from "Nitrate Directive" monitoring network, referring to 1996-1997 and 2004-2005 campaigns), and geographical location of data at canton scale.

Following a brief context reminder, chosen methodology based on multiple factor analysis is described and results are compared when including or not spatial references.

Keyword : environmental assessment, nitrates, spatial data, Multiple Factor Analysis, clusters

Introduction

La protection de l'eau est en matière d'environnement une des priorités de l'Etat français qui pour se mettre en conformité avec la Directive européenne n° 91/676/CEE du 12 décembre 1991, couramment appelée Directive nitrates, a dégagé d'importants moyens pour respecter ses engagements en matière de lutte contre les nitrates d'origine agricole. Cette directive indique les moyens à mettre en œuvre pour assurer la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricoles. Le dispositif juridique français comprend également une réglementation concernant les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) qui fixe des prescriptions techniques en fonction de la taille des élevages. Ainsi dès 1994, le premier Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (PMPOA I), établi en concertation entre l'administration et la profession agricole, a concerné les espèces bovines, porcines et avicoles sur tout le territoire métropolitain sans distinction de zones (vulnérable ou non vulnérable) avec une intégration progressive des élevages en commençant par ceux dont les effectifs étaient les plus importants. Après un arrêt en 2000, le programme a été relancé en 2002 avec l'approbation de la commission européenne. Le PMPOA II visait tous les élevages situés en zone vulnérable quelle que soit leur taille et s'est achevé fin 2006.

L'évaluation de telles politiques repose souvent sur des bilans analysant les évolutions d'indicateurs d'états environnementaux, tels que les teneurs en nitrates pour le PMPOA.

Le modèle Pression, Etat, Réponse (PER) mis en place par l'Organisation de Coopération et de Développement Economiques (OCDE) comprend une batterie d'indicateurs, utilisés dans ce sens. Ce modèle permet de mettre en évidence l'impact des activités humaines sur l'environnement, mais est peu adapté à une analyse nuancée par zone d'étude.

La valorisation de données issues de tels bilans peut également être abordée par des méthodes d'analyses multidimensionnelles. En présence d'observations multivariées, il est classique d'effectuer des analyses factorielles, telles que l'Analyse en Composantes Principales ou l'Analyse Factorielle des Correspondances (Escoffier et al., 1998), préalablement à une classification de type Classification Ascendante Hiérarchique (Lebart, et al., 1995). Cette stratégie d'analyse a cependant pour inconvénients de pas intégrer la contiguïté géographique des observations et de ne pas tenir compte explicitement de la structuration des variables selon différentes thématiques (pratiques agricoles, météorologie). Les classes issues des analyses typologiques sont alors construites préférentiellement par certaines thématiques au détriment des autres aboutissant généralement à des classes spatialement dispersées et donc difficilement utilisables en pratiques.

De nombreuses approches ont été proposées pour intégrer la proximité spatiale des données (Dray, 2003). On peut notamment citer les méthodes d'analyse canonique des corrélations ou des correspondances (Ter Braak, 1987) qui requièrent cependant une zone d'étude homogène ayant un plan d'échantillonnage régulier. D'autres méthodes intégrant la structure du voisinage (Lebart, 2000, Alujart et al., 1985) sont également disponibles mais elles restent peu employées et aucune d'elles ne conserve la structuration en sous-tableaux thématiques des variables.

L'Analyse Factorielle Multiple (AFM) est alors recommandée pour équilibrer les groupes de variables qui définissent les thématiques, (Escoffier et al., 1998). Une approche originale de la méthode offre la possibilité d'intégrer la proximité spatiale par l'introduction d'un bloc de coordonnées (Escoffier et al. 1990, Lopez et al. 2005).

Dans le cadre de l'évaluation du Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole commanditée par le Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, la seconde partie de l'étude a été consacrée à l'analyse de l'évolution de la qualité de l'eau imputable à la mise en conformité des bâtiments d'élevage associée aux actions menées en matière de valorisation agronomique. Un des objectifs était de qualifier les évolutions constatées au niveau des eaux superficielles et des eaux souterraines et d'établir un lien avec le PMPOA et les activités agricoles des zones considérées.

Ce travail s'est appuyé sur les données du recensement agricole de 2000 et des campagnes de mesures de la teneur en nitrates des stations sur les deux périodes 1996-1997 et 2004-2005.

Dans cet article nous comparons deux approches pour mettre en évidence les améliorations apportées. La première consiste à réaliser des analyses multidimensionnelles sans prendre en compte la localisation des données. La deuxième repose sur des méthodes d'AFM spatialisées. La comparaison des deux approches permettra de mieux cerner les apports de la spatialisation.

Matériel et Méthode

Les données

- *L'activité agricole*

Le recensement agricole de 2000 fournit pour chaque canton la surface agricole utile (SAU), les surfaces des différentes cultures et les tailles des cheptels des principales catégories d'animaux. Les effectifs animaux correspondants ont été convertis en quantité d'azote épandable issu des effluents d'élevage à l'aide de coefficients spécifiques, les normes réglementaires d'azote épandable par catégorie d'animaux permettant d'agréger les effectifs sur l'ensemble de toutes les espèces (Circulaire PMPOA II du 15/05/2003).

Les effectifs animaux relevant du régime des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement à Autorisation (ICPE A) ont aussi été estimés, car ils constituaient la cible du PMPOA I.

Seule la partie en zone vulnérable¹ des cantons a été conservée pour l'étude. Chaque canton ou partie de canton est donc résumé **par sa surface totale (ha), sa SAU (ha), l'azote issu des effluents d'élevage (kg/ha), l'azote soumise à l'ICPE A (kg/ha) et l'azote ICPE A due aux granivores (kg/ha).**

- *Les teneurs en nitrates*

Le réseau de surveillance des teneurs en nitrates géré par la direction de l'eau du Ministère de l'Ecologie de l'Energie du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire (MEEDDAT), au titre de la directive « nitrates », enregistre les moyennes annuelles des teneurs en nitrates pour chacune des stations participant aux campagnes de recueil². Quatre campagnes de mesures ont été réalisées en 1992-1993, 1996-1997, 2000-2001 et 2004-2005. Le nombre de mesures déterminant la moyenne annuelle, les volumes et les surfaces de collecte ne sont pas connus ce qui fait de ces moyennes des indicateurs annuels ponctuels. La localisation des stations par leur commune permet d'identifier les stations situées en zone vulnérable et de les associer à un district hydrographique au sens agence de l'eau.

Les stations sont également définies dans l'espace géographique par leurs coordonnées Lambert et par la nature des eaux analysées : eaux souterraines et eaux de surface. Pour étudier l'incidence du PMPOA I, les situations de début et de fin d'action ont été privilégiées, c'est à dire les campagnes de 1997-1998 et 2004-2005.

La méthode

La notion d'indicateur nitrates équivalent eaux souterraines

Pour chaque station de mesure en eaux superficielles, la teneur en nitrates des eaux superficielles a été converties en une teneur en nitrates « équivalent souterrain » en appliquant le coefficient de 5/3 qui est un coefficient moyen national estimé sur la totalité des mesures annuelles et qui est sensiblement constant sur les 4 campagnes de mesures.

¹ une zone vulnérable constitue la zone d'application de la directive nitrates

² la teneur en nitrates correspond à la valeur moyenne des prélèvements effectuées entre le 1^{er} octobre 1996 et le 30 septembre 1997.

La mise en cohérence des teneurs en nitrates des stations de mesure avec les données agricoles (canton) : construction d'un indicateur nitrates cantonal englobant eaux souterraines et eaux superficielles.

Pour agréger les données des stations à l'échelle des cantons, une moyenne locale a été définie pour chaque zone vulnérable de canton, calculée comme une moyenne pondérée de l'ensemble des teneurs en équivalents nitrates des stations appartenant à un même district hydrographique en utilisant les teneurs en nitrates des eaux souterraines et les teneurs équivalents eaux souterraines des eaux superficielles. On définit ainsi pour chaque canton un indicateur nitrates, moyenne locale cantonale en eaux souterraines et en eaux superficielles, appelé par la suite indicateur nitrates cantonal.

Le système de poids appliqué aux mesures décroît exponentiellement avec la distance d de la station au centre du canton considéré selon la formule $\omega = 0,5 \left(\frac{d}{5}\right)^2$. Avec ce système de pondération une station se trouvant à 5 km du centre de gravité du canton ne contribue que pour 0,5 contre 1 pour une distance nulle et pour 0,0625 si elle se situe à 10 km.

Ce choix du système de pondérations s'inspire de travaux réalisés dans le domaine de l'épidémiologie où l'on cherche à modéliser des mesures d'indices de risques relatifs dans un contexte de représentation géographique de foyers d'évolutions spatio-temporelles (Bithell, 1995).

Les analyses multidimensionnelles

Disposant d'une masse conséquente d'information (1798 cantons situés en zone vulnérable couvrant 14 millions d'hectare de SAU), nous nous sommes orientés vers les méthodes d'analyses multidimensionnelles mises en œuvre en deux étapes successives :

- Une Analyse Factorielle Multiple permet de discriminer de façon optimale les unités statistiques, qui sont ici les cantons ou parties de cantons en zone vulnérable, sur un ensemble de variables synthétiques des thématiques étudiées (les « axes factoriels »).
- Une Classification Ascendante Hiérarchique des cantons est ensuite réalisée sur l'ensemble des axes factoriels et une typologie est proposée par coupure optimale de l'arbre construit.

L'Analyse Factorielle Multiple est une technique de représentation des données ne nécessitant ni hypothèses ni modèles particuliers et où l'on décrit les observations à partir de variables structurées en groupes correspondant aux thématiques retenues. Cette analyse permet d'établir un compromis équilibré entre les groupes de variables³. Les analyses en composantes principales (ACP) de chacun des groupes sont réalisées dans notre étude sur les matrices de variance-covariance du fait de l'homogénéité des unités.

Deux approches ont été considérées au niveau de cette première étape :

- Une première approche dans laquelle les cantons sont décrits sur deux thématiques décrivant les pratiques agricoles et l'environnement vis-à-vis de la teneur des eaux en nitrates (tableau 1).

³ L'AFM consiste à procéder à une analyse globale sur l'ensemble des variables de tous les groupes, chaque variable d'un groupe j donné étant préalablement pondérée par l'inverse de la première valeur propre λ_j de l'analyse partielle de ce groupe. La valeur propre λ_j résumant le pouvoir discriminant du groupe j vis-à-vis des cantons, cette pondération permet ainsi d'équilibrer l'influence des différents groupes dans l'analyse globale en évitant une influence trop importante d'une dimension thématique du fait d'une très forte corrélation entre les variables de ce groupe thématique.

- Une seconde approche où les proximités spatiales entre les centres de cantons sont prises en compte par l'intermédiaire de leurs coordonnées Lambert. Ces coordonnées constituent un troisième volet thématique purement géographique.

La première approche est qualifiée par la suite d'AFM non spatialisée et la seconde d'AFM spatialisée (AFMS).

Tableau 1. Groupes de variables soumises à l'AFM non spatialisée. L'AFMS contient en plus le tableau des coordonnées Lambert des centres de gravité des cantons sur lesquels on effectue également en analyse partielle une ACP non normée.

Thèmes	Variables à l'échelle cantonale	Analyses partielles
Pratiques agricoles	Pression en azote totale animale Pression en azote totale ICPE A Pression en azote totale ICPE A granivores	ACP (covariance)
Environnement	Indicateur nitrates cantonal (campagne 2004-2005) Différentiel de l'indicateur nitrates cantonal entre 1997-1998 et 2004-2005	ACP (covariance)

La deuxième étape de l'analyse est la même pour les deux approches. Une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) est appliquée sur les composantes principales des AFM avec agrégation selon le critère de WARD⁴ qui minimise l'inertie intra-classes et maximise l'inertie inter-classes. L'ensemble des axes factoriels est pris en compte pour conserver toute la variabilité de l'information initiale des données traitées, quitte à majorer le nombre de classes pour traiter des observations particulières et éviter d'occulter leur existence.

Les différentes analyses ont été effectuées sous SPAD V5.5 et les cartographies sous R V2.4.1.

Résultats

L'AFM non spatialisée

La typologie associée à l'AFM non spatialisée définit un premier niveau optimal à 20 classes (86 % d'inertie) et un second niveau à 45 classes (91 % d'inertie).

Cette démarche aboutit à un éclatement des classes sur l'ensemble de l'espace exploré. Par exemple, sur la figure 1.a), quatre classes choisies aléatoirement parmi les 20 ont été cartographiées. Les cantons issus de ces 4 classes sont dispersés sur l'ensemble du territoire et il n'apparaît pas clairement de structures régionales.

Les différentes variables actives (pression azotée, pression azotée ICPE A et ICPE A granivores) auraient pu entraîner une localisation partielle, ces variables agronomiques étant souvent caractéristiques d'une région. Par exemple, les ICPE A granivores se trouvent en majorité dans le grand-Ouest et on aurait pu s'attendre à trouver une classe rassemblant tous les cantons présentant des valeurs élevées sur cette variable et qui soient uniquement localisés dans le Grand Ouest. Dans le cas traité, les variables actives à caractère agronomique ne sont pas assez nombreuses pour lisser spatialement les classes. Il aurait fallu ajouter des variables portant sur les cultures et pratiques agronomiques pour obtenir une meilleure spatialisation des classes. La typologie réalisée agrège donc les cantons sur leurs critères de ressemblance agronomiques mais les proximités géographiques ne sont pas prises en compte.

L'examen des classes montre que deux d'entre elles (totalisant 34 cantons sur 1798) (Figure 1.b.), sont le reflet des problèmes locaux ou ponctuels liés à la stabilité du réseau de référence (en terme d'horizon superficiel et souterrain) : l'une des classes n'est composée que de 0,3 % de stations superficielles en 1997-1998 contre 49,1 % en 2004-2005, l'autre avait 29,5 % de stations

⁴ Le critère de Ward minimise l'inertie intra-classes et maximise l'inertie inter-classes.

superficielles en 1997-1998 contre 3,8 % en 2004-2005. Les prélèvements effectués sur ces zones ne sont donc pas à prendre en compte dans les interprétations. L'identification de ces deux classes marginales permet de conclure raisonnablement à une relative robustesse de la typologie construite.

Figure 1.a. Cartographie de quatre classes de la typologie (en bleu, rouge, vert et noir). Les points en gris représentent l'ensemble des cantons ayant contribué à l'analyse.

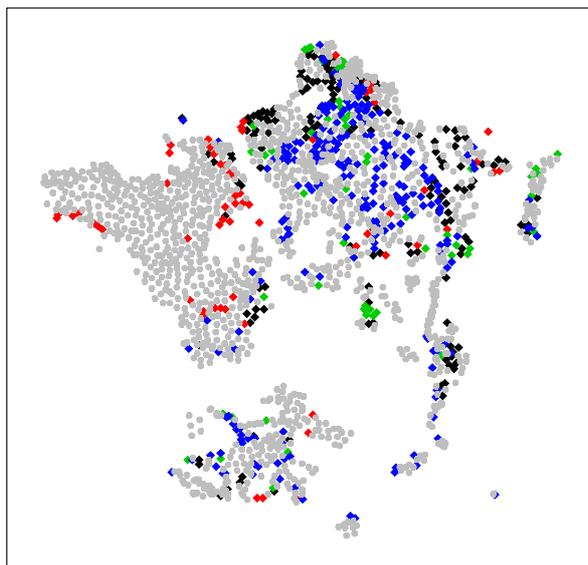
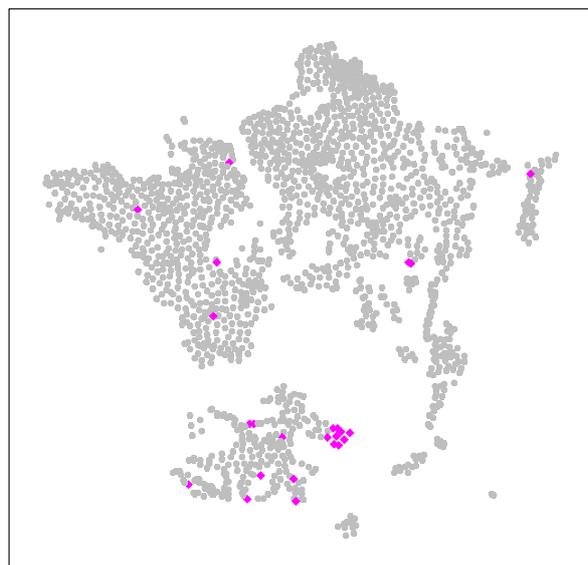


Figure 1.b. Cartographie des classes du réseau instables (en rose)



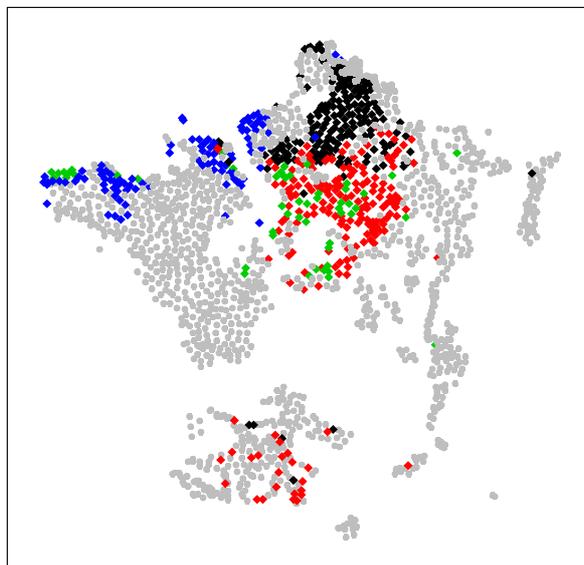
L'AFM spatialisée

La typologie associée à l'analyse met en évidence une partition optimale en 25 classes expliquant 81% de l'inertie totale du jeu de données. Une partition en 50 classes, représentant 87% de l'inertie totale, n'a d'intérêt que pour localiser des situations extrêmes en les isolant plus finement.

La description à 25 classes peut être considérée comme robuste, et se caractérise par une relative compacité spatiale. Sur la figure 2.a), on retrouve effectivement des structures régionalisées (Normandie, Bretagne en bleu ; Centre et Finistère en vert, Nord en noir, et Bassin parisien et Centre en rouge). La dispersion des cantons est limitée aux classes en rouge et noir, où quelques cantons sont également présents dans le Sud de la France .

Tout comme pour l'AFM non spatialisée, on constate pour trois classes (43 cantons sur 1798), des problèmes liés à la stabilité du réseau de référence.

Figure 2.a. Cartographie de quatre classes de la typologie (en bleu, rouge, vert et noir). Les points en gris représentent l'ensemble des cantons ayant contribué à l'analyse.

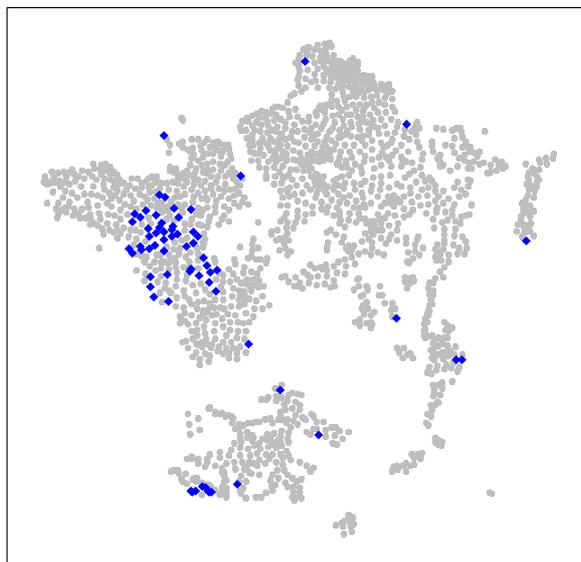


Discussion

La comparaison entre AFM et AFMS

La comparaison de classes homologues, c'est à dire avec des caractéristiques communes, issues respectivement de l'AFM et l'AFMS montre une tendance à un regroupement géographique des cantons pour la seconde analyse (figures 3 : classes avec une évolution de l'indicateur nitrates cantonal en baisse, et figure 4 : classes avec une évolution de l'indicateur nitrates cantonal en hausse). Ce résultat se retrouve sur l'écart type des coordonnées spatiales (tableau 2), il est deux fois plus important pour l'AFM non spatialisée.

*Figure 3. Comparaison de classes où une diminution est constatée :
a) AFM (66 cantons)*



b) AFMS (101 cantons)

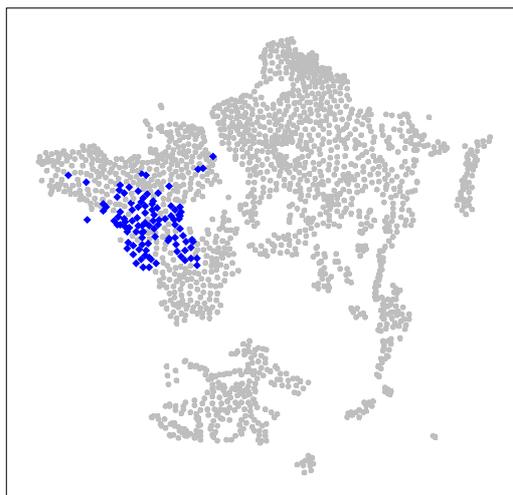
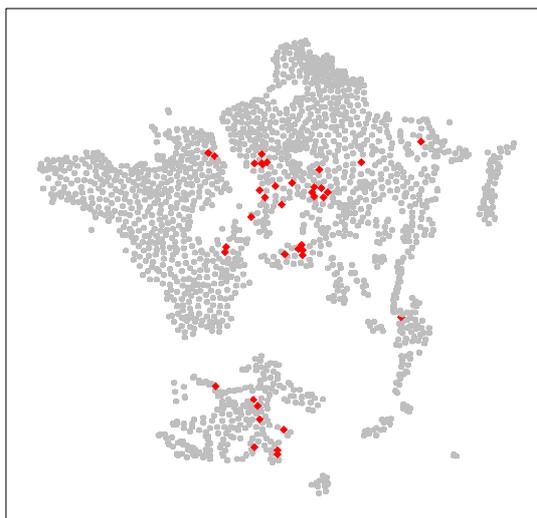


Figure 4. Comparaison de classes où une augmentation est constatée :

a) AFM (38 cantons)



b) AFMS (43 dans le Centre en rouge + 24 cantons dans le Sud en orange)

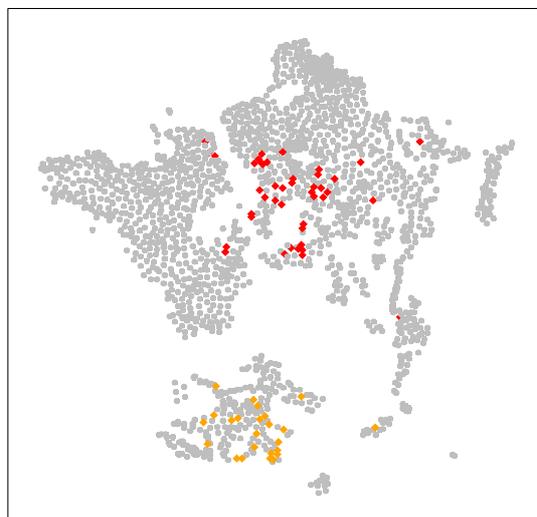


Tableau 2. Comparaison des moyennes et écart-types des deux classes comparées issues respectivement de l'AFM et AFMS où une diminution est constatée

Variables	Moyennes			Ecart-types		
	AFM	AFMS	Générale (1798 cantons)	AFM	AFMS	Générale (1798 cantons)
Latitude	320,4	279,4	489,1	127,5	56,9	193,3
Longitude	576,0	573,5	622,9	125,6	59,3	191,1
Indicateur Nitrates Cantonal 1997	33,6	31,1	38,2	10,8	11,3	17,3
Indicateur Nitrates Cantonal 2004	16,1	17,6	35,8	6,1	6,4	16,2
Ecart entre 2004 et 1997	-17,5	-13,5	-2,5	6,8	8,3	12,7
Pression N animale	85,8	82,7	45,2	14,1	16,7	39,0

Ainsi pour les classes où une diminution des teneurs entre 1997 et 2004 est constatée (figure 3, tableau 2), les caractéristiques moyennes des deux classes sont assez proches. L'écart moyen entre les campagnes 2004 et 1997 est cependant plus faible pour la classe issue de l'AFM spatialisée (-13,5 mg/l contre -17,5 mg/l) et son écart-type est plus grand (8,3 mg/l contre 6,8 mg/l).

Pour les classes où les teneurs moyennes augmentent (résultats non présentés), on peut reconstituer la classe issue de l'AFM (figure 4.a., dont les cantons sont localisés à la fois dans le Centre et Sud de la France, à partir de deux classes de l'AFMS (figure 4.b.). La première de ces classes est localisée dans le Centre et a des moyennes et écart-types comparables à la classe issue de l'AFM. La seconde située dans le Sud regroupe des cantons présents dans la classe de l'AFM ainsi que quelques autres. Cette classe très localisée géographiquement présente par contre des écarts-type très élevés notamment sur l'écart entre 2004 et 1997 et sur les pressions animales.

Ces constatations peuvent être résumées par une analyse de variance sur les variables étudiées avec en facteur explicatif les deux typologies (Tableau 3). Les coordonnées (latitude et longitude) sont expliquées respectivement à 39 % et 12 % par la classification issue de l'AFM contre 86 % et 88 % dans le cas de l'AFMS. Par contre, la classification de l'AFM explique 78 % de la variabilité de la différence des teneurs en nitrates entre 1997 et 2004 alors que l'AFMS en explique seulement 65 %. L'AFMS présente donc des classes un peu plus hétérogènes, ce que le R² global de la typologie (81 %) souligne également. Le R² est meilleur pour la typologie issue de l'AFM non spatialisée (86 %) alors que le nombre de classes est inférieur à celui de l'AFM spatialisée. La composante spatiale lisse donc géographiquement les classes au sens où les classes construites sont plus compactes spatialement, mais accroît en contrepartie l'hétérogénéité intra-classe.

Il est à noter que l'AFMS conserve également la faculté d'identifier dans des classes à part les individus particuliers, comme ici les cantons présentant des instabilités au niveau du réseau (figures 1.b) et 2.b))

Tableau 3. Analyse de variance des classes issues des deux typologies

Méthode	Variable	R-carré	S ¹	CV ²
AFM	latitude	0,39	155,26	30,65
AFM	longitude	0,12	210,62	35,09
AFMS	latitude	0,86	75,00	14,80
AFMS	longitude	0,88	77,77	12,96
AFM	Ecart nitrate	0,78	6,01	-280,20
AFMS	Ecart nitrate	0,65	7,65	-356,62

1. S : écart-type moyen intra-classe

2. CV : coefficient de variation intra-classe

L'interprétation de l'AFMS

Bien que les conclusions tirées de ces deux analyses soient assez similaires, l'interprétation est cependant plus simple avec l'AFM spatialisée, les classes identifiées étant souvent homogènes en terme de combinaison d'activités agricoles. Les résultats et conclusions de notre étude sont ici détaillés pour montrer l'intérêt de l'AFMS dans ce type de problématique.

Une synthèse de l'évolution des classes peut être réalisée en distinguant les cantons appartenant à trois catégories de classes correspondant respectivement à une diminution supérieure à 2,5 mg/l de l'indicateur nitrates cantonal, à une stagnation et à une augmentation supérieure à 2,5 mg/l de l'indicateur nitrates cantonal de 1997-1998 à 2004-2005 sans tenir compte du niveau initial (figure.5.a., 5.b. et 5.c.).

Figure 5.a. Augmentation de l'indicateur nitrates cantonal, entre 1997 et 2004, supérieure à 2,5 mg/l

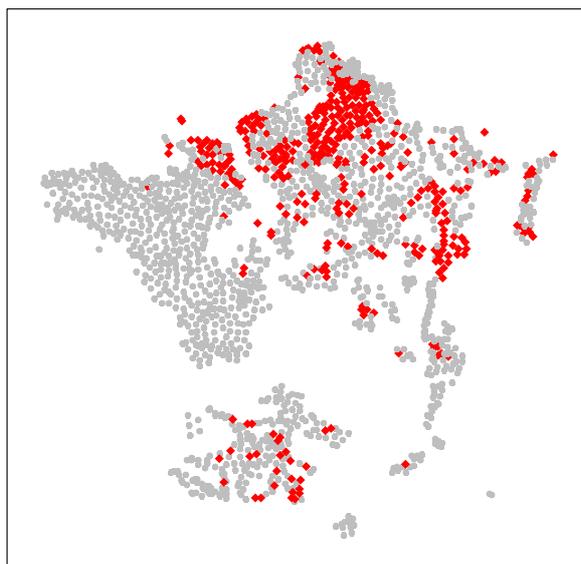


Figure 5.b. Stabilité de l'indicateur nitrates cantonal, entre 1997 et 2004, évolution comprise entre -2,5 mg/l et + 2,5 mg/l

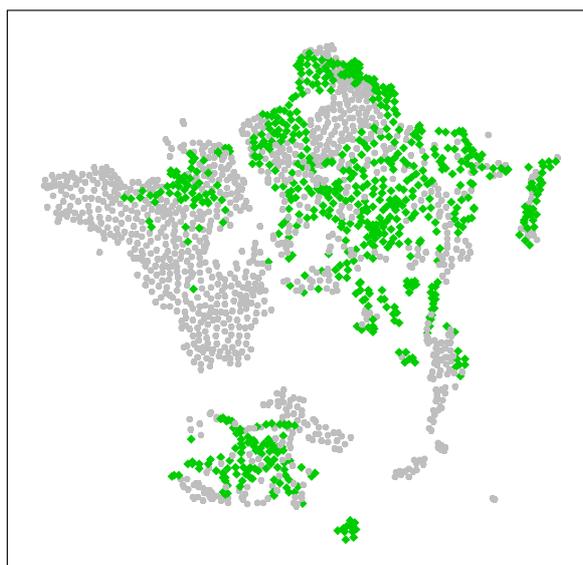
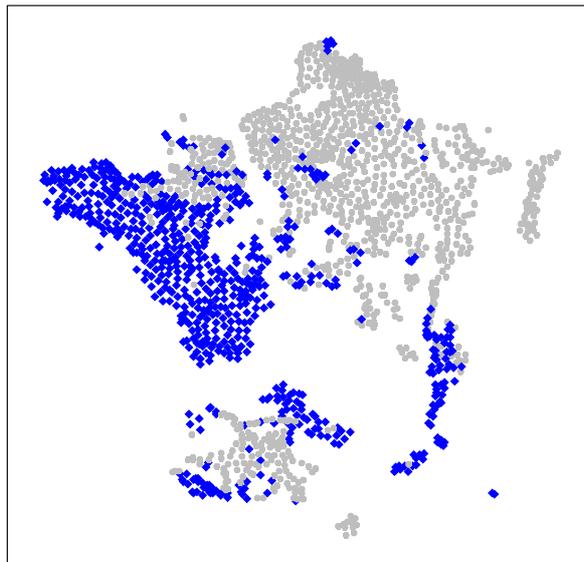


Figure 5.c. Diminution de l'indicateur nitrates cantonal, entre 1997 et 2004, supérieure à 2,5 mg/l



Les cartes présentées mettent en évidence que les évolutions sont différentes selon les territoires. Les zones les plus concernées par l'élevage sont engagées dans une diminution de l'indicateur nitrates cantonal en 2004-2005 par rapport à 1997-1998, ce qui n'est pas nécessairement vrai ailleurs (Figures 5). Il faut souligner que le taux des mesures de nitrates en eaux superficielles est de 54 % dans ces zones contre 37 % dans les zones où l'on a constaté une augmentation de l'indicateur nitrates cantonal de plus de 2,5 mg/l (45 % sur l'ensemble du territoire).

L'occupation des sols est très différente selon les catégories. Les grandes cultures et autres cultures occupent 76% des sols dans les zones où l'indicateur nitrates cantonal est en augmentation contre 68% là où il est en stagnation et 57% là où il est en diminution. La pression en azote organique y est inversement proportionnelle : 30 kg/ha de SAU contre 40 kg/ha de SAU et 59 kg/ha de SAU.

Ce premier constat peut-être affiné, en s'intéressant aux classes issues de l'AFMS. Nous nous sommes plus particulièrement concentrés sur deux classes qui correspondent à des zones d'élevage : une où l'indicateur nitrates cantonal diminue, l'autre où il augmente.

La première classe retenue est localisée en Bretagne où se concentrent des élevages de taille importante, notamment avec des ateliers bovins lait ou des ateliers porcins/volailles et qui sont souvent des installations classées à autorisation (figure 6.a.). La pression en azote organique y est importante (97 kg/ha de SAU) et les installations classées à autorisation représentent plus de 25 % de l'azote total organique. Malgré ce contexte, l'indicateur nitrates cantonal chute pour cette zone de 6,6 mg/l entre les campagnes de 1997-1998 et 2004-2005, ce qui permet de mettre en évidence l'impact du PMPOA I sur cette zone.

Par ailleurs, certaines zones qui sont à la fois des régions de grandes cultures et d'élevage présentent une augmentation de l'indicateur nitrate. C'est notamment le cas pour la Haute-Normandie où une augmentation d'environ 4,2 mg/l est constatée (Figure 6.b.). La pression en N organique y est de 63,5 kg/ha de SAU et 52 % de la SAU est utilisée en surface fourragère.

Cette zone était peu concernée par le PMPOA I compte tenu du petit nombre d'exploitations ICPE à autorisation dans cette zone, ce qui peut expliquer la dégradation observée. Il est probable que cette situation s'améliorera par la suite, 40% des élevages de cette région adhérant au PMPOA II.

Figure 6.a. Classe présentant de l'élevage et où l'indicateur nitrates cantonal est en diminution sur la campagne 2004-2005.

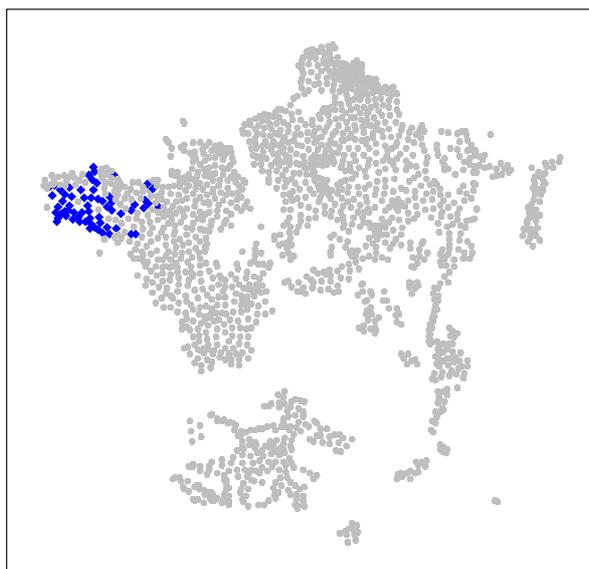
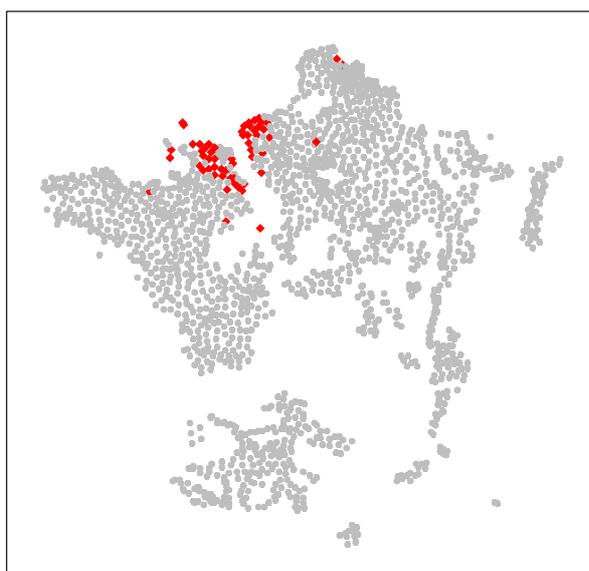


Figure 6.b. Classe présentant de l'élevage et où l'indicateur nitrates cantonal est en augmentation sur la campagne 2004-2005.



Les améliorations et perspectives de la méthode

L'analyse factorielle multiple spatialisée, en normalisant l'influence des différents groupes à l'aide des premières valeurs propres de chaque analyse partielle, permet de prendre en compte les différences entre les cantons sur toutes les dimensions agricoles et environnementales sans que l'une d'entre elles ne soit prépondérante. Cette pondération imposée par la méthode elle-même équilibre ainsi les différents groupes de variables. Dans cet esprit, l'introduction des coordonnées spatiales a pour but ici de diminuer l'éclatement géographique et de dégager des tendances régionalisées (Ecoffier et al., 1990). En contrepartie l'AFMS impose un système de pondération des différents groupes sur lequel on ne peut agir a priori sans modifier l'expertise au niveau du choix des variables les constituant. Mais l'objectif majeur de l'étude reste au final l'évaluation de l'impact du PMPOA sur la qualité de l'eau. Ceci peut justifier de donner un poids plus important aux groupes de variables « qualités de l'eau » et « indicateurs agronomiques ». Pour contourner la

pondération imposée aux groupes de l'AFM et donner moins d'importance à la dimension spatiale, deux techniques sont envisageables. La première consiste à introduire la dimension spatiale après avoir réalisé une AFM uniquement sur les groupes « environnement » et « pratiques agricoles » et une ACP uniquement sur les coordonnées spatiales. Il suffit alors de rassembler les deux analyses via une AFM sur les coordonnées factorielles.

La deuxième méthode correspond à celle introduite par B. Escoffier et al. (1990) où les classes obtenues par AFMS sont croisées avec les variables qui nous intéressent le plus, telles que celles du groupe « qualité de l'eau » avant de procéder à une nouvelle classification.

Il semble également envisageable d'utiliser la méthode STATIS en substitut de l'AFM spatialisée. Ces deux méthodes traitent des tableaux dans lesquels les individus sont décrits par plusieurs groupes de variables et ont des propriétés assez proches (Pagès., 1996). La méthode STATIS est notamment utilisée en écologie où la notion d'espace-temps est fondamentale (Blanc, 2000) et la comparaison de ces deux méthodes dans ce contexte serait intéressante.

Conclusion

L'Analyse Factorielle Multiple, avec la prise en compte d'un groupe thématique composé des coordonnées géographiques des observations, est une méthode intéressante pour dégager une typologie des cantons sur un ensemble de thématiques (pratiques agricoles, teneurs en nitrates des eaux). Les classes construites sont à la fois discriminantes vis-à-vis des caractéristiques techniques analysées tout en gardant une relative compacité spatiale.

Les axes factoriels de l'AFMS intègrent explicitement les coordonnées géographiques des cantons et l'analyse typologique réalisée sur ces axes procède alors indirectement à un lissage spatial sur les classes construites. Ce lissage peut être modulé en adaptant le système de pondération des dimensions thématiques techniques par rapport à la dimension purement spatiale.

La méthode employée permet ainsi d'avoir une approche globale en mettant en relation les actions réalisées sur un territoire donné et la dynamique des teneurs en nitrates des stations de mesure. Il ressort de l'étude que les actions menées ont vraisemblablement induit une diminution des teneurs en nitrates dans les zones les plus concernées par l'élevage.

Bibliographie

ALUJA T., LEBART L., 1985. Factorial analysis upon a graph. *Bulletin Technique du Centre de Statistique et Informatique Appliquées*, vol.3, p4-34.

BITHELL F.F., 1995. The choice of test for detecting raised disease risk near a point source. *Statistics in Medicine*, 14: 2309-2322.

BLANC L., 2000. Données spatio-temporelles en écologie et analyses multitableaux : examen d'une relation. Thèse de doctorat, Université Claude Bernard-Lyon, 274 pp.

BRAAK C.J.F., 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetation*, 69: 69-77

CLUSTERSEER, 2001. *Software for identifying disease Clusters*, TerraSeer, Inc.

S. DRAY, 2003. Cartographie et analyse de données multivariées, Institut d'Analyse Géographique, www.iag.asso.fr

- ESCOFFIER B., BENALI H., BACKAR K., 1990. Comment introduire de la contigüité en analyse des correspondances ? Application en segmentation d'image. *Statistiques et Analyse des données*, vol. 16, n°3 p61-92.
- ESCOFFIER B., PAGES J., 1998. *Analyses factorielles simples et multiples*. DUNOD, Paris, 284 p.
- GITTINS R., 1985, *Canonical analysis, a review with applications in ecology*, Springer Verlag, Berlin
- LEBART L., MORINEAU A., PIRON M., 1995. *Statistique Exploratoire Multidimensionnelle*. DUNOD, Meauce, 439 p.
- LEBART L., 2000. Contiguity Analysis and Classification, In : W. Gaul, O. Opitz and M. Schader (Eds): *Data Analysis*. Springer, Berlin, p233-244.
- LOPEZ C., LEQUENNE D., BRUN T., PFLIMLIN A., PERROT C. , NGUYEN-THE B., 2005, *Zonage des facteurs de pollution de l'eau par les nitrates*. Institut de l'Elevage (dossier n° 02/01-5 : Traitement statistique des données spatiales. Enveloppe Recherche ACTA/BCRD du MAAPAR) Ministère de l'écologie et du développement durable Ministère de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche et des affaires rurales, Circulaire du 15/05/2003.
- PAGES J., 1996. Eléments de comparaison entre l'Analyse Factorielle Multiple et la méthode STATIS. *Revue de Statistique Appliquée*. **XLIV (4)**. pp. 81-95.