

*les tendances à l'augmentation
des concentrations de nitrates dans les eaux
en relation avec les pratiques agricoles
des pays d'Europe occidentale :
la situation en Grande-Bretagne.*

Gareth ROBERTS et Terry J. MARSH

1. Introduction

L'alimentation en eau des pays industrialisés d'Europe occidentale repose sur des ressources combinées d'eaux de surface (réservoirs et rivières), d'eaux de source et d'eaux souterraines. A l'échelon local, le type de ressource utilisée dépend d'un ensemble de conditions géologiques, hydrologiques et géographiques et le pourcentage d'eau souterraine prélevée peut varier de 99 % au Danemark à moins de 30 % en Espagne. Lorsqu'une ressource est raccordée à un réseau de distribution, sa qualité d'eau doit être conforme à certaines normes, dont celle relative à la concentration d'azote sous forme de nitrate. Un excès de nitrate dans l'eau de boisson est cause de méthémoglobinémie chez les nourrissons et l'on parle aussi de risques de cancer de l'estomac, bien que l'on ne dispose pas de preuves vraiment décisives dans ce dernier cas. La plupart des pays d'Europe occidentale

G. ROBERTS

suivent les directives de l'OMS sur l'eau de boisson, qui a fixé une limite recommandée de 11,3 mg/l et une limite acceptable de 22,6 mg/l d'azote sous forme de nitrates NO_3^- (Dans cet exposé, toutes les teneurs en nitrate sont exprimées en poids d'azote) La CEE a proposé récemment une directive qui abaisse de moitié ces limites, mais les pays membres débattent encore de son adoption.

Au cours des 30 dernières années, on a observé une augmentation régulière des concentrations de nitrate dans beaucoup de ressources en eau, avec de grandes différences de pays à pays, et de région à région à l'intérieur d'un même pays. Dans certains cas, les concentrations sont stables alors que, dans d'autres, elles ont augmenté dans une proportion telle que l'on a dû cesser d'utiliser certaines de ces ressources pour la fourniture d'eau. Les fortes concentrations se rencontrent généralement dans des eaux de surface ou dans des aquifères peu profonds, non captifs ou fortement fissurés, où l'eau d'infiltration atteint la zone saturée en un temps relativement court. Les eaux souterraines confinées par une forte épaisseur de couches peu perméables, n'accusent pas ces tendances à la hausse mais on a pu observer la progression de «fronts» de nitrate dans la zone non-saturée qui surmonte ces aquifères. Leur vitesse de déplacement varie selon la perméabilité du milieu avec un ordre de grandeur caractéristique de 1 à 2 m/an.

Les concentrations les plus élevées se rencontrent dans les zones urbaines exposées à des pollution ponctuelles en provenance de canalisations d'égoûts, d'effluents industriels, de résidus de combustion, etc... et dans les zones d'agriculture intensive où, aux sources ponctuelles de pollution par déversement accidentel de résidus d'ensilage, de boues, etc..., viennent s'ajouter les sources diffuses résultant de l'utilisation croissante d'engrais, ces dernières étant généralement considérées comme les plus polluantes et les plus difficiles à régler.

Le présent exposé décrit ces augmentations de concentrations, leur variabilité et leur évolution. L'accroissement de la productivité agricole, en particulier, étant reconnue comme cause principale de ces tendances à la hausse, on analyse les processus de lessivage du nitrate des terres agricoles, les voies possibles de réduction de ces pertes ainsi que les aspects législatifs de la pollution par les nitrates.

La plupart des faits présentés concernent la Grande-Bretagne, mais d'après les récents congrès sur le sujet la situation est la même dans presque toute l'Europe occidentale.

2. Les tendances à l'augmentation des concentrations de nitrates dans les eaux.

2.1. Les eaux de surface

Si des documents prouvent qu'il y a plus de cent ans l'épandage massif de fumier avait des effets polluants sur les cours d'eau, les séries de mesures retraçant l'évolution à long terme de concentrations de nitrates dans les rivières sont rares en Europe. C'est assez récemment en raison de préoccupations grandissantes concernant toute une gamme de polluants potentiels - parmi lesquels les nitrates que des mesures systématiques de contrôle de la qualité de l'eau ont été mises en place. Toutefois, suffisamment de données ont été rassemblées pour démontrer clairement que l'augmentation des concentrations de nitrate dans les eaux de surface est une des caractéristiques majeures du changement de qualité des rivières d'Europe au cours des 20 ou 30 dernières années. De grandes variations géographiques de ces taux d'augmentation ont été observées. En outre, beaucoup de séries chronologiques de mesures présentent des variabilités saisonnières et annuelles importantes, avec des périodes d'augmentation rapide entrecoupées de périodes de relative stabilité. Ces faits rendent difficiles les évaluations de tendances, en particulier lorsque l'on ne possède que des données récentes correspondant à une période de grande variabilité climatique. Le climat et l'utilisation des sols interagissent de façon complexe pour mobiliser des quantités de nitrate plus ou moins importantes vers les eaux de surface. Pour ces raisons, et d'autres encore, l'évaluation d'un taux moyen significatif d'augmentation des concentrations de nitrate dans les eaux reste, dans les conditions européennes, quelque peu conjectural. Toutefois, le taux établi en France est analogue à celui constaté en Grande-Bretagne soit environ 0,15 mg/l par an au cours de la période 1960-80.

La figure 1 présente l'évolution des concentrations moyennes annuelles de nitrate calculées à partir de prélèvements hebdomadaires ou bimensuels dans quatre rivières d'Angleterre: les contrastes d'utilisation du sol dans les bassins considérés se traduisent par des différences considérables à la fois dans le niveau de pollution par les nitrates et sur son taux d'augmentation. Ainsi la Stour, qui draine un bassin à culture intensive, accuse une tendance à la hausse depuis les premières

G. ROBERTS

statistiques de 1937 et, à l'heure actuelle, sa concentration moyenne annuelle en nitrate approche la limite fixée par l'OMS. A l'inverse, on observe des situations beaucoup plus stables dans les bassins de montagne, comme celui de la Tees dans le Nord de l'Angleterre où de maigres pâtures et la foresterie sont les principales activités agricoles; les concentrations de nitrate y ont à peine augmenté au cours des 25 dernières années et restent inférieures à 2 mg/l. Bien que d'autres facteurs -en particulier la densité de la population - soient à considérer pour certains de ces bassins, la relation entre le taux d'accroissement des nitrates transféré dans le réseau hydrographique et les modes prédominants d'utilisation agricole du sol et de pratiques culturales s'impose à l'évidence.

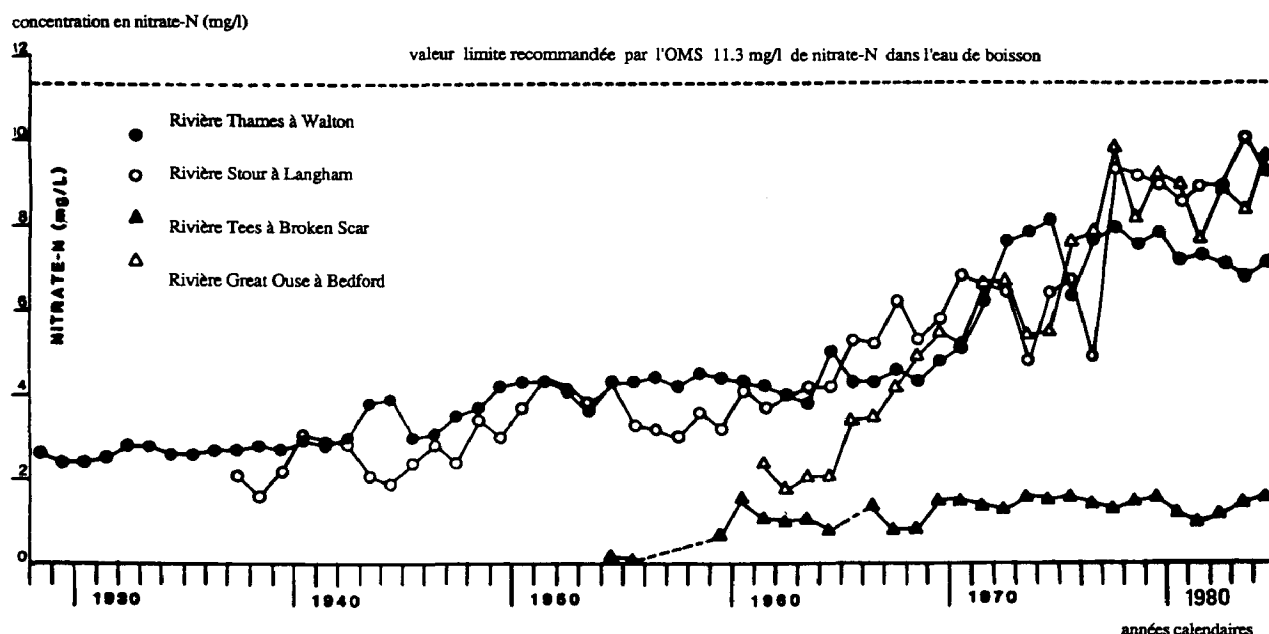


Figure 1

L'évolution des concentrations en nitrate de 4 rivières de Grande Bretagne

Les augmentations de concentrations de nitrate dans les rivières de plaine de l'Angleterre sont comparables à leurs homologues d'Europe occidentale. Toutefois les fleuves continentaux, ayant des bassins beaucoup plus étendus et souvent plus hétérogènes que ceux de Grande-Bretagne, présentent des concentrations en nitrate nettement moindres, et des tendances à la hausse moins prononcées. L'accroissement des concentrations moyennes annuelles en nitrate du Rhin à Lobith, à la frontière

des Pays-Bas (figure 2). - suivi d'une relative stabilité après 1977- correspond à un taux moyen d'augmentation annuel de l'ordre de 0,15 mg/l. En outre ses variations de concentrations saisonnières, très régulières, sont contenues entre 3 et 5 mg/l, tandis que, dans les plaines d'Angleterre, les concentrations hivernales dépassent souvent d'un facteur 3 la moyenne de l'été. La stabilité relative des concentrations de nitrate dans le Rhin témoigne de la taille du bassin associé à l'effet de dilution dû à l'eau

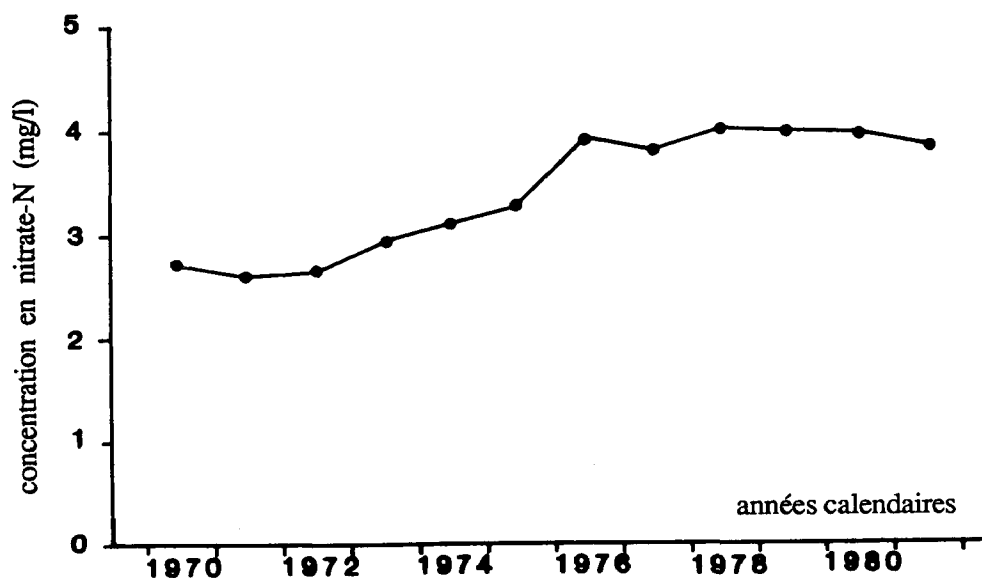


Figure 2

Evolutions des concentrations moyennes annuelles de nitrate dans le Rhin à Lobith

de fonte des neiges et glaces, forte composante de l'écoulement du fleuve à la fin du printemps et au début de l'été. En amont de Bâle, la contamination par les nitrates est minime; en aval, le ruissellement superficiel des terres et les effluents d'eaux résiduaires sont cause d'un accroissement continu des quantités de nitrates transportées par le réseau hydrographique. Les apports d'eaux usées ont pris une importance particulière depuis les années 60 car une proportion de plus en plus grande de la population du bassin a disposé de systèmes d'assainissement qui se déversent dans le Rhin. Toutefois, les variations saisonnières des concentrations de nitrate sont indicatives de l'importance dominante du ruissellement superficiel pour les apports de nitrates dans les tronçons médian et inférieur du fleuve.

G. ROBERTS

2.2. Les eaux souterraines

Beaucoup de pays d'Europe utilisent davantage pour leur alimentation en eau les ressources d'eau souterraine que celles des rivières, lacs et réservoirs (tableau 1). Le problème des données de qualité des eaux souterraines se pose d'abord en termes de représentativité car les contrôles sont souvent effectués en tête du réseau de distribution et l'eau analysée peut ne pas être de l'aquifère dont les conditions d'exploitation peuvent affecter significativement les concentrations en nitrate. La complexité du mode d'écoulement souterrain de l'eau, de même que la stratification de la qualité de l'eau dans l'aquifère, vont aussi affecter la représentativité des données de sites particuliers. Il faut enfin souligner le caractère, à la fois insidieux et persistant, de la pollution des eaux souterraines par les nitrates dont l'évolution doit être constatée à partir de relativement peu de données.

pays	années de référence	eau souterraine	eau de source captée	eau de surface
Belgique	1969	73	-	27
R.F.A	1969	75	17	8
Grande-Bretagne	1969	34	-	66
Italie	1969	56	33	11
Luxembourg	1969	-	100	-
Pays-Bas	1969	80	-	20
Autriche	1969	47	52	1
Suède	1969	42	-	58
Suisse	1969	44	28	28
Espagne	1969	27	2	71
U.R.S.S.	1985	70	-	-
Hongrie	1985	90	-	-

Tableau 1

Répartition (en pourcentages) des sources de fournitures d'eau publique en Europe Occidentale

L'examen des séries de mesures disponibles révèle, comme pour les eaux de surface, une grande variété de situations avec généralement une forte corrélation entre

l'utilisation du sol et le taux de progression de la contamination des eaux souterraines par les nitrates. Les plus fortes concentrations se rencontrent dans les zones urbaines et sous les terres arables où l'on constate les caractéristiques d'évolution les plus nettes. Les eaux souterraines peu profondes sont particulièrement vulnérables et certaines présentent des variations saisonnières de concentrations correspondant au cycle du lessivage. Les aquifères plus profonds, particulièrement ceux confinés par des couches relativement imperméables, ne semblent pas être affectés, encore que l'on ait de plus en plus de preuves de la progression de «fronts» de nitrate vers ces aquifères profonds. Les tendances plus fortes à la hausse s'observent normalement dans les couches aquifères les plus fissurées comme les grès permotriasiques des Midlands en Angleterre. Dans les aquifères calcaires, où les mouvements de solutés sont plus lents, le taux d'augmentation est moindre. D'autres facteurs interviendront aussi : par exemple, un forage révélera des concentrations de nitrate plus stables sous une forêt ou un pâturage que sous une région à labours intensifs.

Cette importance capitale des terres agricoles sur la pollution nitrée des eaux souterraines a été mise en évidence dans toute l'Europe.

Une illustration remarquable en est fournie par la série des relevés de concentrations de nitrate d'un aquifère peu profond observé depuis 1928 dans la Brie, importante région de culture céréalière en France. La concentration moyenne annuelle est restée relativement stable (26 mg/l) jusqu'aux années 50. Depuis, cette concentration moyenne annuelle a doublé au fur et à mesure de l'intensification des pratiques agricoles et, de nos jours, on trouve couramment plus de 70 mg/l dans les échantillons d'eau prélevés ! En Champagne, autre importante région agricole, les forages profonds dans la craie continuent d'enregistrer des concentrations négligeables de nitrate. Cette absence étant liée à la lenteur de la progression des apports des «fronts» de nitrate vers ces aquifères, on peut s'attendre dans les dix années à venir à une contamination significative.

Au Danemark, comme ailleurs, on procède à des analyses détaillées des eaux souterraines avant d'autoriser la mise en service des forages pour la fourniture d'eau publique. A partir de ces données l'Agence danoise pour la protection de l'environnement a étudié en 1983 les tendances d'évolution à long terme des concentrations de nitrate dans les puits et les forages de plus de 10 mètres de

G. ROBERTS

profondeur. Bien qu'une grande diversité de conditions géologiques, hydrologiques et d'utilisation agricole du sol soit représentée dans les résultats d'analyses effectuées, la moyenne des concentrations de nitrate dans l'ensemble des sites, accusent une tendance à la hausse nettement marquée (figure 3). de 4 mg/l avant 1950 on passe à plus de 10 mg/l dans les années 80.

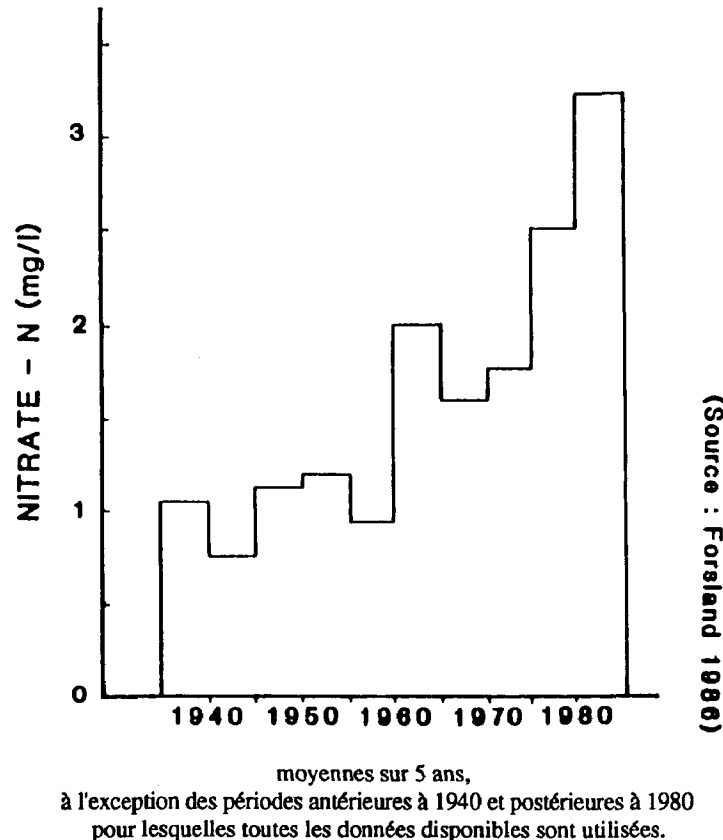


Figure 3

Evolution des concentrations moyennes de nitrates dans les eaux souterraines au Danemark

La comparaison des séries de données relatives aux deux principaux aquifères de Grande-Bretagne aboutit à des conclusions similaires. D'après la première étude, entreprise en 1971, moins de 40 % des forages observés accusaient des hausses des concentrations, la majeure partie d'entre eux étant implantée dans des aquifères permotriasiques gréseux dont la réalimentation à travers des massifs fissurés permet une réaction relativement rapide à l'intensification des pratiques agricoles. Lors de la seconde étude en 1982, plus de la moitié des forages dans la craie et les deux tiers de l'ensemble des forages contrôlés présentaient des accroissements de concentration de nitrate.

3 . La situation actuelle

3.1. Les eaux de surface

En Grande-Bretagne, les données rassemblées dans le cadre du «programme de surveillance coordonnée» du Ministère de l'Environnement, fournissent une vue d'ensemble de la situation actuelle de la contamination des rivières . Les fréquences des contrôles de qualité de l'eau vont de 10 à 24 échantillonnages par an, ce qui permet d'établir une concentration moyenne annuelle de nitrate avec un degré de confiance raisonnable. La **figure 4** représente les concentrations moyennes relatives à la période 1979-84 relevées sur 235 sites. Les moyennes vont de moins de 0,5 mg/l dans les Highlands d'Ecosse et les montagnes du Pays de Galles à plus de 10 mg/l dans certaines rivières du centre et du sud-est de l'Angleterre.

Les plus fortes concentrations se rencontrent normalement dans les rivières où l'on observe un cycle saisonnier marqué avec des pointes de concentration en hiver. Cette variation saisonnière s'est intensifiée dans la mesure où des sources diffuses ont pris plus d'importance que les sources ponctuelles de pollution (agricoles, industrielles et surtout domestiques) qui étaient autrefois les causes principales de contamination . Au cours des dix dernières années, les concentrations de nitrate ont dépassé 11,3 mg/l dans un tiers des sites d'observation situés dans les zones de plaines de l'Angleterre, avec parfois des pointes (principalement après la sécheresse de 1976/77) qui dépassent la limite de 22,6 mg/l. Ces concentrations élevées sont souvent associées à de faibles précipitations et à des pratiques d'agriculture intensive, encore qu'une assez forte densité de population joue également un rôle important dans certains bassins.

En revanche, les zones à relief accentué et à forte pluviosité présentent de très légères contaminations par le nitrate. L'exemple de la Wye, rivière du Pays de Galles qui draine un bassin à prédominance rurale est caractéristique : de maigres pâtures occupent la partie supérieure du bassin, et l'agriculture va s'intensifiant vers l'aval. Les précipitations annuelles varient d'environ 2.500 mm en amont à 800 mm à l'exutoire et par le jeu des différences d'évaporation on observe un déficit de l'écoulement par unité d'aire environ sept fois plus important dans le bassin supérieur que dans sa partie basse. Les concentrations moyennes de nitrate

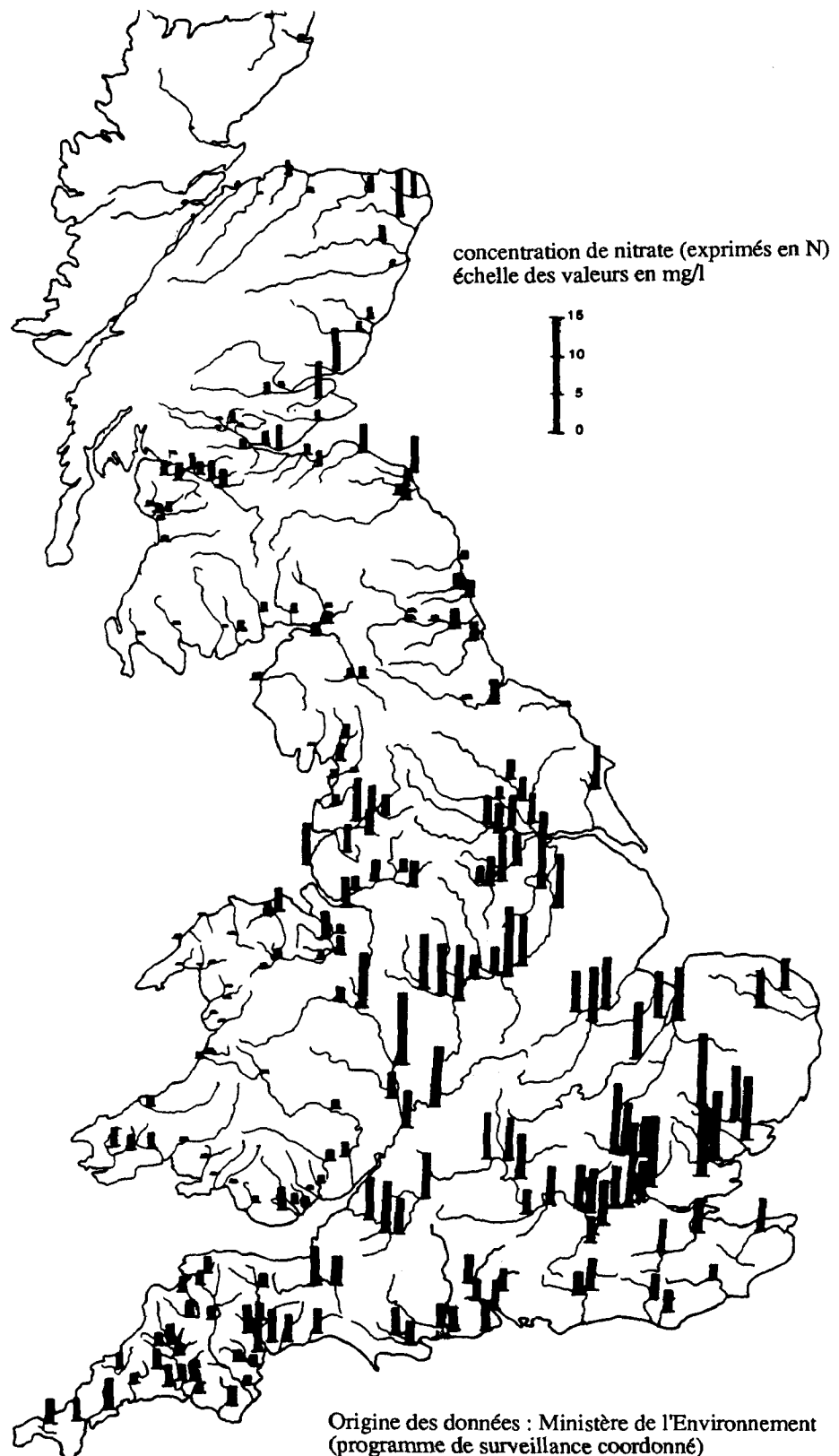


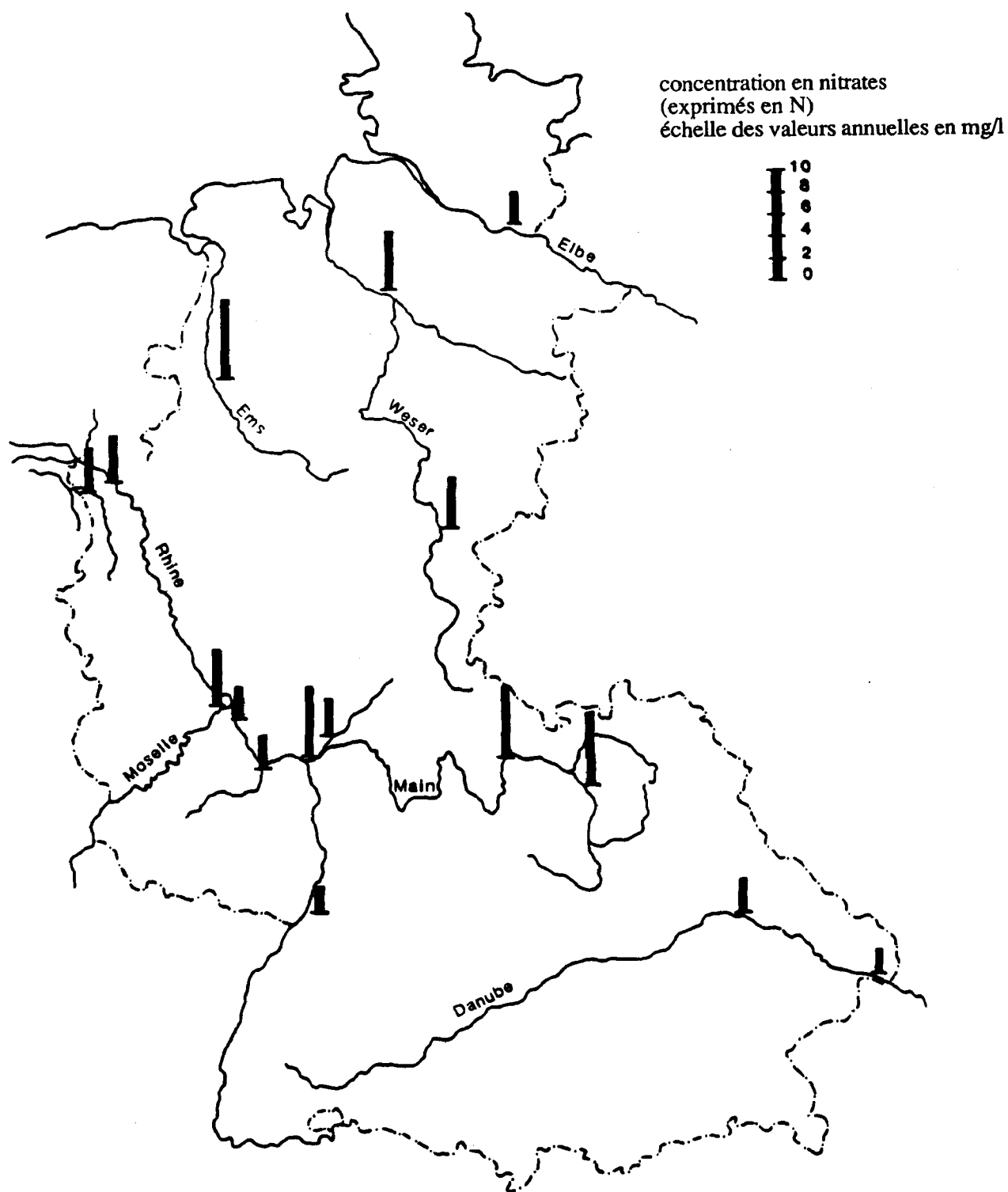
Figure 4

Moyennes de concentrations de nitrate dans les eaux de rivières
pendant la période 1979-1984

sont très faibles (moins de 0,5 mg/l) dans le haut bassin, et augmentent graduellement vers l'aval, au fur et à mesure de l'intensification des pratiques agricoles. Bien que des concentrations de plus de 10 mg/l s'observent dans quelques affluents en plaine, l'effet de dilution des apports d'eau de l'amont, abondants et d'excellente qualité, maintient des concentrations à faible niveau dans le cours d'eau principal.

On retrouve, sur le continent, les mêmes traits généraux dans les variations géographiques des concentrations de nitrate. Les zones humides de montagnes et de pâturages de la Scandinavie et des Alpes fournissent des écoulements presque exempts de nitrate, alors que l'on rencontre des contaminations bien plus importantes dans les plaines du nord de l'Europe et aux Pays-Bas. Toutefois, toute comparaison directe avec la Grande-Bretagne est compliquée par le mode de drainage du continent assuré en quasi totalité par quelques grands fleuves qui reçoivent de grandes quantités d'eau pauvre en nitrate de leur bassin supérieur et présentent souvent des concentrations considérablement moindres que celles des petits affluents de leur bassin aval. Les concentrations moyennes de nitrate mesurées dans les principaux cours d'eau de la République Fédérale d'Allemagne (**figure 5**) tendent à sous-estimer l'ampleur du problème du nitrate ; en effet les cours d'eau qui drainent par exemple l'importante région horticole et viticole du Bade-Wurtemberg ont des eaux bien plus riches en nitrate que le Rhin lui-même. De même, aux Pays-Bas où les concentrations de nitrate dans la Meuse et les bras du Rhin dépassent rarement 6 mg/l, des contaminations beaucoup plus importantes, allant jusqu'à 18 mg/l, ont été décelées dans les cours d'eau de la région des polders à l'ouest et au nord du pays.

Toute stratégie valable de gestion des nitrates doit être fondée sur la compréhension de la relation entre les apports en nitrate au réseau hydrographique et leurs conséquences exprimées en concentrations de nitrate dans le cours d'eau. Les mesures effectuées sur de petits bassins représentatifs doivent ici contribuer à préciser la connaissance des processus en jeu et à cerner l'importance relative des différentes sources du nitrate transporté en fonction des conditions climatologiques, hydrologiques, et des utilisations du sol. Les charges annuelles de nitrate varient énormément d'une année sur l'autre et sont souvent en corrélation avec la quantité d'écoulement hivernal. Les charges moyennes annuelles pour les bassins de l'Angleterre et du Pays de Galles vont de 10 à 50 kg d'azote sous forme de nitrate par hectare, avec 20 à 30 kg par hectare dans la majeure partie des plaines (lowlands) anglaises; des charges beaucoup plus importantes ont été mises en évidence dans de



(Source : Anon, 1983)

Figure 5

Concentrations moyennes en nitrates
dans les rivières de la R.F.A en 1978

petits bassins de recherche et sur des parcelles expérimentales. Dans cet ensemble, on estime que le ruissellement superficiel est responsable à 50 % du nitrate déversé dans le réseau hydrographique, une quantité comparable provenant des rejets d'eaux usées. En Allemagne, on estime la part relative provenant du ruissellement superficiel est un peu plus élevée. En importance, la composante du ruissellement superficiel est normalement la principale source des nitrates transportés par les rivières dont la contamination est en augmentation rapide.

La vulnérabilité des cours d'eau européens à l'accroissement de la quantité de nitrate provenant du ruissellement des sols peut s'apprécier en évaluant l'impact d'une charge supplémentaire relativement modeste de 5 kg par hectare et par an déversée dans le réseau hydrographique. La moyenne annuelle de l'écoulement de plaine dans la majeure partie du nord de l'Europe et de l'Angleterre correspond à une lame d'eau inférieure à 200 mm, dans les plaines à cultures labourées, sa valeur caractéristique ne dépasse pas 100 mm. Par conséquent des volumes limités d'écoulement de surface seront disponibles pour diluer localement la charge additionnelle de nitrate, il en résulte une augmentation possible des concentrations de 2 à 4 mg/l (en moyenne) dans des rivières drainant des zones à faible pluviosité. Une telle augmentation pourrait conduire à un dépassement assez généralisé des limites fixées par l'OMS, principalement entre octobre et mars.

3.2. Les eaux souterraines

Le rôle joué par l'utilisation du sol dans la contamination par les nitrates se traduit par une évidente corrélation entre les risques de pollution des ressources en eau de surface et en eau souterraine. Comme le nitrate lessivé dans la couche superficielle doit normalement traverser la zone non-saturée du sol avant d'atteindre la nappe d'eau souterraine, dans certains aquifères ce déplacement peut durer des années, retardant de ce fait l'impact de l'intensification de l'agriculture sur les eaux souterraines, impact qui apparut beaucoup plus tôt dans les eaux de surface. La cartographie des concentrations actuelles de nitrate relevées dans les puits et les forages ne donne donc pas un tableau exact des dangers potentiels qui menacent la qualité des principaux aquifères. La vitesse de déplacement des «fronts» de nitrate dépend de nombreux facteurs, parmi lesquels la profondeur de la nappe souterraine, la perméabilité et le degré de fissuration de l'aquifère et son taux de réalimentation

G. ROBERTS

depuis la surface. Ces facteurs, joints à d'autres caractéristiques de l'aquifère, et aux profondeurs diverses des forages d'exploitation, posent manifestement des problèmes considérables pour en cartographier la contamination

La variabilité géographique considérable des pollutions constatées montre que de nombreuses ressources sont encore pratiquement exemptes de contamination par les nitrates. Elles sont situées de préférence là où l'aquifère se trouve confiné sous de très profondes couches imperméables ou bien là où le mode prédominant d'utilisation du sol est le pâturage ou la forêt. Des concentrations plus fortes, atteignant souvent 4 à 8 mg/l, se rencontrent dans les zones d'affleurement des principaux aquifères. La contamination de la craie par le nitrate a tendance à s'étendre vers les régions à culture intensive où l'on observe avec les taux d'infiltration les plus faibles d'Angleterre et du Pays de Galles, certaines des plus hautes concentrations de nitrate. Ces concentrations maximales peuvent dépasser 30 mg/l dans les forages d'exploitation des eaux des alluvions superficielles de cette zone ainsi que dans certains calcaires dont la fissuration générale facilite la réalimentation rapide de l'aquifère.

Environ 100 sources d'eau souterraine en Angleterre, produisant 500 million de litre par jour- soit 7 % de la fourniture d'eau totale - donnent une eau qui dépasse, en permanence ou par intermittence, la concentration limite de 11,3 mg/l. Il en est de même, au Danemark, où une étude de l'Agence pour la Protection de l'Environnement a montré que 8 % des sources d'alimentation en eau publique examinées dépassaient temporairement ou en permanence cette limite. Les plus fortes concentrations étant enregistrées au Jutland, région caractérisée par et un aquifère peu profond qui s'est développé dans des dépôts morainiques sableux. La situation est des plus préoccupantes en ce qui concerne les puits privés et les forages particuliers dont la qualité d'eau est incertaine dans la majeure partie de l'Europe en raison de leur faible profondeur et de leur proximité de sources de pollution. On estime qu' environ 5 % de la population de la République fédérale allemande, est alimentées par de l'eau souterraine qui dépasse continuellement ou périodiquement la limite des 11,3 mg/l. L'inquiétude est particulièrement vive là où les concentrations dans les forages ont atteint 30 mg/l. Dans ces zones, présentant un niveau hydrostatique de l'aquifère généralement élevé, prédominent souvent la viticulture et l'horticulture qui nécessitent une utilisation intensive d'engrais. En France également, la viticulture est associée à une forte contamination par les nitrates,

signalée par exemple sous le vignoble alsacien. Plus à l'ouest, dans le département de l'Yonne, l'analyse de l'eau de 300 puits et forages a révélé qu'environ 10 % dépassent la concentration fixée par l'OMS: une enquête similaire, en 1965, n'avait décelé aucun dépassement.

4. Les tendances de l'agriculture

La pollution des ressources en eau résulte d'une combinaison des apports de sources ponctuelles et diffuses de polluants. Les premières, constituées par les rejets d'effluents dûs aux activités industrielles, à l'urbanisation, à l'élimination des eaux résiduaires et aux déversements accidentels de produits chimiques sont généralement locales. Il est relativement facile de les soumettre à une réglementation. Plus insidieuses sont les sources diffuses de grande extension provenant de terres agricoles. L'accroissement de ce type de pollution est généralement considéré comme responsable de l'augmentation générale des concentrations de nitrate dans les eaux.

L'augmentation des pertes en nitrate reflète l'intensification des pratiques agricoles depuis 1945. Au cours de cette période, en Europe occidentale les terres arables se sont étendues aux dépens des prairies permanentes, bien que le rythme de conversion soit maintenant tout à fait ralenti et l'on sait que des pertes substantielles d'azote du sol se produisent lors du labourage de telles prairies. Toutefois, si ces pertes ont au départ un impact sur les concentrations de nitrate dans les eaux, elles sont généralement de courte durée, et c'est ensuite l'utilisation massive d'engrais liée à l'adoption de pratiques agricoles destinées à maximiser le rendement des cultures, qui a l'incidence la plus importante. L'utilisation d'engrais azotés dans cinq pays d'Europe a plus que doublé au cours des 20 dernières années (**figure 6**). Si les quantités annuelles utilisées dépendent de l'étendue des terres agricoles dans chaque pays, les taux d'utilisation les plus élevés se trouvent aux Pays-Bas (237 kg par hectare en moyenne) et les plus bas en France (70 kg par hectare) d'après les données de 1981. En revanche, le plus fort accroissement de ces taux pour la période 1961-1981 a été constaté en France et le plus faible aux Pays-Bas.

Cette intensification de l'utilisation d'engrais a provoqué une croissance des productions agricoles et animales, au rythme de 3 % par an en Grande Bretagne au cours des 30 dernières années. Ainsi, la production de céréales a doublé en 30 ans

G. ROBERTS

et celle du lait a augmenté de 50 % (entre 1945 et 1984). On estime que, depuis 1945, l'accroissement de production de l'agriculture britannique a permis de faire passer la couverture des besoins nationaux de moins de 50 % à 80 %. Des chiffres analogues sont cités pour le reste de l'Europe et expliquent les excédents de produits de base, en particulier le beurre, le blé et le vin, dans les pays de la communauté européenne.

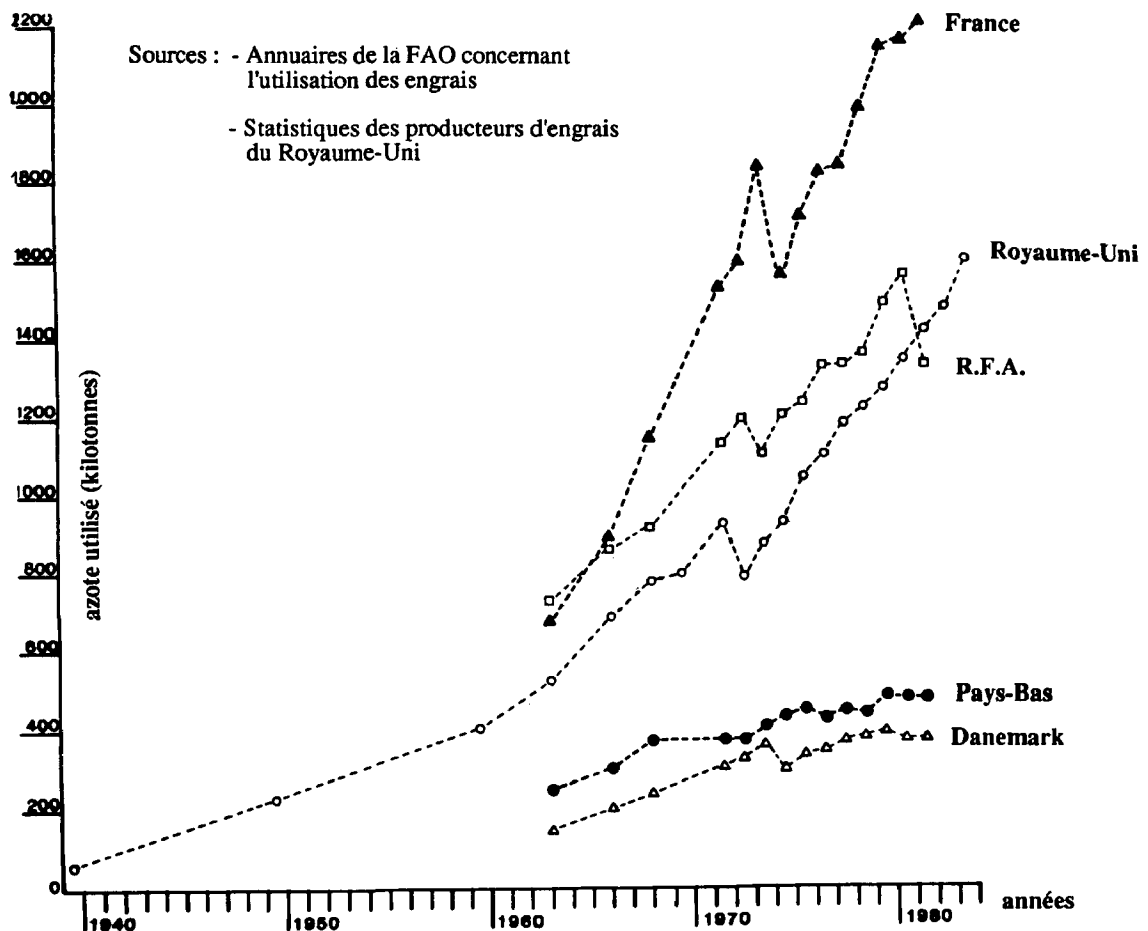


Figure 6

L'utilisation des engrais en Europe Occidentale

5. Les facteurs qui influent sur les pertes d'azote des terres agricoles

Les sols agricoles contiennent des réserves considérables d'azote qui dépendent du climat, du type de sol, de son utilisation et de sa gestion antérieure. La majeure partie de cet azote, immobilisée sous forme organique, ne peut être ni absorbée par

les plantes ni perdue par lessivage dans les eaux superficielles et souterraines. Une quantité relativement faible est minéralisée, notamment en nitrate, pendant la saison de croissance des cultures et peut alors être absorbée par les récoltes, lessivée ou perdue par émanation gazeuse. La réserve d'azote organique du sol se reconstitue en automne, à partir des résidus végétaux. Une contribution naturelle aux réserves d'azote du sol est également fournie par l'apport des précipitations sèches et humides.

5.1 La minéralisation de l'azote

L'importance de la minéralisation dépend de certaines propriétés du sol parmi lesquelles la température, l'acidité, le contenu en eau et, en particulier, le degré d'aération. A chaque type de sol, de climat et de mode d'utilisation du sol, correspond une gamme caractéristique de taux de minéralisation et, partant, de pertes potentielles par lessivage. Certains des taux les plus bas sont observés lorsque le sol n'est pas perturbé : ainsi en est-il pour les prairies permanentes, où l'on se trouve en conditions d'anaérobiose relatives. Lesquelles, associées au couvert végétal permanent et à l'absorption efficace de tout l'azote disponible du sol par le tapis racinaire, maintiennent les pertes annuelles de ces sols par lessivage à un niveau très bas, parfois moins d'1 kg/ha. En fait, les prairies permanentes jouent le rôle d'un accumulateur net d'azote organique du sol. Il en va de même lorsque des engrais y sont épandus bien que, si le taux d'épandage croît, des pertes par lessivage plus importantes se manifestent car l'herbe est incapable d'utiliser toute la quantité d'azote et d'autres nutriments ainsi apportés. Un surcroît de pertes apparaîtra si l'épandage d'engrais a été effectué au mauvais moment : lors du printemps humide de 1983, l'application de 90 kg/ha dans un petit bassin du Buckinghamshire, presque entièrement constitué de prairies s'est traduite par 40 kg/ha de pertes dans la rivière où les concentrations de nitrate ont atteint en pointe 10 fois la limite recommandée par l'OMS. Cependant, si elles sont correctement exploitées, les prairies constituent généralement d'efficaces utilisateurs d'azote, comportant peu de pertes par lessivage.

Les perturbations du sol, telles que le labour des prairies, sont cause d'une importante minéralisation des matières organiques du sol ainsi aérées. La terre reste en jachère quelque temps après les labours, la grande partie du nitrate produit peut

G. ROBERTS

être lessivée et entraînée hors de la zone labourée. Le même phénomène se reproduira dans les cultures, car la moisson et les labours d'automne produisent un effet similaire. Ceci explique la variation saisonnière des concentrations de nitrate observée dans les cours d'eau. La quantité d'azote lessivée dépend de la durée de la période sans perturbation de la terre avant le labour, allant d'une perte de 30 kg/ha pour une prairie d'un an, à 260 kg/ha pour une prairie de quatre ans ou plus. Bien que la plupart des déperditions se produisent la première année, leur effet se poursuit pendant quelques années encore.

Les pertes par lessivage résultant de l'application de grandes quantités d'engrais sont d'une nature impliquant davantage le long terme. Les taux d'utilisation des engrais par les cultures en phase de croissance ont pu être estimés en Grande-Bretagne à partir d'un certain nombre d'essais au champ et grâce à l'emploi d'engrais marqués à l'azote 15. Un taux d'utilisation de l'ordre de 50 % correspond à une large variété de cultures soumises à différents taux d'engrais azotés. De grandes variations cependant reflètent le nombre des facteurs qui règlent le phénomène, parmi lesquels le type de culture, les conditions climatiques, le taux et le rythme des apports d'engrais, et la disponibilité de l'azote du sol telle qu'elle résulte des pratiques agricoles antérieures et de la minéralisation. Le sort des 50 % restants de l'engrais épandu dépend de la reconstitution de la réserve d'azote du sol, des déperditions gazeuses et du lessivage. Ainsi les pertes par lessivage peuvent, se situer dans une fourchette de 30 à 50 kg/ha/an dans le Yorkshire, constituer une pollution potentielle pour les fournitures d'eau potable, et représenter des pertes financières sensibles pour la communauté agricole de l'ordre de 10 à 15 Livres par hectare et par an au cours actuel.

La complexité des transformations de l'azote du sol rend très difficile la prévision des besoins en engrais des cultures. Aussi le fermier a parfois tendance à fertiliser en excès pour assurer un rendement maximal, ce qui va manifestement augmenter les pertes par lessivage. Tout n'est cependant pas si simple car non seulement l'azote du fertilisant mais également l'azote minéralisé du sol peuvent être lessivés, ce dernier constituant dans certains cas la plus grande part, une réduction des taux d'engrais ne produira donc pas nécessairement une réduction comparable des pertes par lessivage, du moins pas immédiatement. Toutefois, on tire toujours bénéfice de l'épandage de l'engrais, au moment correct où les besoins des cultures sont les plus grands, et de son application fractionnée en petites quantités au lieu

d'une ou deux applications massives. Mais le coût d'exploitation de ce dernier procédé signifie souvent qu'il n'est pas économique.

5.3 Pollutions accidentelles

L'intensification des pratiques agricoles a donné naissance à d'autres problèmes plus locaux. En particulier, on a vu augmenter le nombre d'incidents sérieux dus à des pollutions accidentelles associées au recyclage de productions agricoles. Les statistiques du Ministère de l'Agriculture en Angleterre et au Pays de Galles, indiquent que les cas recensés de pollutions d'origine agricole sont passés de 61 en 1974 à 2.961 en 1984, encore qu'une partie de cet accroissement puisse être imputée à la prise de conscience grandissante des aspects polluants des pratiques agricoles. Les problèmes se posent dans les régions d'élevage intensif et sont liés, en particulier, à l'ensilage et à l'élimination des déjections animales. La liqueur d'ensilage, en raison de sa forte demande biologique en oxygène, est un polluant puissant dont toute fuite accidentelle vers les cours d'eau est très nuisante. La quantité de fumier produite dans les régions d'élevage dépasse souvent les possibilités d'utilisation locale alors que des coûts élevés rendent peu économique son transport ailleurs. De plus, la teneur du fumier en azote étant faible, comparée à celle en phosphore et en potassium, les taux de fumure correspondants aux besoins en azote entraîneront des applications excessives de phosphore et de potassium. Ceci est encore aggravé par le fait que, pour compenser la perte d'azote de ces engrais organiques par volatilisation de l'ammoniac et dénitrification, les taux d'épandage excèdent toujours les besoins des cultures. La majeure part des pertes par lessivage des fumiers organiques a lieu en hiver, lorsque la terre est en jachère et que les chutes de pluie sont abondantes, et plus particulièrement encore lorsque le fumier est répandu sur un sol gelé avec risque d'un important ruissellement de surface. Le moment de l'épandage est donc capital, encore qu'un manque d'installations de stockage appropriées implique souvent que ce facteur ne puisse être pris en compte comme il le faudrait.

6. La lutte contre les pertes par lessivage

Il est beaucoup plus difficile de réglementer la pollution en provenance de

G. ROBERTS

sources agricoles diffuses que celle des sources ponctuelles : ces dernières étant facilement identifiables, des mesures appropriées peuvent être prises à leur rencontre. En présence de pollutions diffuses, on pourra dans certains cas règlementer les pratiques agricoles dans les terres avoisinant des ressources sensibles en eau, soit que la zone soit déclarée protégée, soit que l'Administration des eaux en fasse l'acquisition. Le plus souvent la protection de ces zones sensibles est assurée par dialogue entre le propriétaire et l'Administration. En Grande-Bretagne, si les poursuites judiciaires ont été efficaces et vont s'intensifiant pour la protection des eaux de surface, on dispose d'un arsenal législatif très défectueux pour lutter contre les pollutions par infiltration dans le sous-sol bien que la loi de 1974 contre la pollution, donne à l'administration le pouvoir d'interdire certaines pratiques agricoles en des lieux définis, comme par exemple l'épandage de boues au voisinage de forages ou au-dessus d'un aquifère peu profond.

Face à la prise de conscience grandissante des conséquences polluantes de certaines activités agricoles, le Ministère de l'Agriculture a publié des documents pour conseiller les agriculteurs sur la manière de réduire la pollution de l'eau. La plupart des conseils visent la réduction des pertes hivernales par la culture de céréales d'hiver ou grâce à des cultures «dérobées» mises en place après les récoltes, afin de pouvoir utiliser le nitrate minéralisé. En ce qui concerne les engrais, il est recommandé d'éviter les apports d'azote aux semis d'automne et l'on procédera à des applications répétées des taux de fertilisation particulièrement élevés sont envisagés. Des recherches se poursuivent dans les instituts agronomiques sur l'utilisation d'engrais granulés enrobés de résine pour obtenir une libération progressive de l'azote vers les plantes en phase de croissance ou l'utilisation d'inhibiteurs synthétiques de nitrification, lorsque la production de nitrate dépasse ce que les plantes peuvent assimiler. Ces deux dernières techniques ne sont pas actuellement opérationnelles et restent trop onéreuses pour que l'on puisse en prôner largement l'adoption.

Finalement, les pratiques agricoles continueront d'être orientées vers le rendement maximal et donc le maximum de profit, à moins que les agriculteurs ne soient convaincus de l'opportunité, par des raisons économiques, de substituer aux méthodes actuelles d'autres techniques plus modernes et plus favorables à l'environnement. Dans certains pays, des incitations financières ont été introduites

pour encourager l'adoption de pratiques agricoles moins intensives, encore que l'intention première ne soit pas toujours la protection des ressources en eau.

7. Les solutions envisagées pour la maîtrise des fortes concentrations de nitrate dans les ressources d'alimentation en eau domestique

Diverses solutions peuvent être envisagées pour réduire les fortes concentrations de nitrate dans la fourniture d'eau. Le mélange d'eau de qualité provenant de zones montagneuses avec l'eau de ressources polluées des zones agricoles ou urbaines n'est envisageable que dans les régions où l'on dispose de cette qualité d'eau, et non dans les régions de plaines où l'alimentation en eau est assurée à partir d'aquifères souterrains, à moins que l'on puisse opérer des transferts d'eau d'un bassin à un autre, option coûteuse si de tels transferts doivent s'effectuer sur de longues distances. A cet égard, la Grande-Bretagne est favorisée en ce que 66 % de ses besoins en eau sont satisfaits par des ressources d'eau de surface (tableau 1), dont une plus grande partie est constituée par des eaux de montagne d'excellente qualité. Les problèmes les plus graves se présentent surtout dans le sud-est de l'Angleterre, qui est sous la dépendance de ressources d'eau souterraine avec une densité de population élevée et des pratiques culturales intensives. D'autres pays d'Europe occidentale, moins favorisés, doivent faire face ici à un problème d'ensemble, générateur de plus grandes inquiétudes.

Utiliser l'eau en bouteille pendant les périodes à fortes concentrations de nitrate est une solution dont on a usé dans le passé. Cependant, si ces concentrations peuvent porter atteinte à la santé de la population tout entière, et pas seulement à celle des nourrissons, le coût d'une telle mesure devient prohibitif.

Des ressources en eau inexploitées pourraient être substituées aux ressources polluées. Cette option peut se révéler onéreuse car, presque inévitablement, les ressources exploitées jusque là ont été les plus accessibles au moindre coût alors que d'autres ressources potentielles, celles des aquifères plus profonds par exemple, n'ont pas été utilisées en raison de leur coût d'exploitation.

La dénitrification naturelle par bactéries dans des réservoirs artificiels est largement utilisée pour réduire les concentrations de nitrate. Mais elle est lente et

G. ROBERTS

requiert plusieurs mois de stockage avant qu'une diminution significative ne soit observée. En outre, les taux de dénitrification sont les plus bas en hiver, époque à laquelle les concentrations en nitrate sont les plus fortes. Outre leurs coûts d'aménagement et d'entretien, le nombre possible de tels réservoirs est manifestement limité.

Les traitements d'eau traditionnels n'éliminent que peu de nitrate et ce n'est qu'avec l'apparition du problème spécifique du nitrate, que des recherches sur son élimination ont été entreprises. Des trois techniques en compétition - biologique, échange d'ions et osmose inverse - les deux premières paraissent être les plus praticables. La dénitrification biologique utilise les bactéries naturelles qui, dans des conditions anoxiques, réduisent le nitrate en gaz azoté. Ces bactéries ont besoin d'une source d'énergie fournie par du méthanol en Grande-Bretagne, de l'éthanol, de l'acide acétique ou du soufre en France. Quelle que soit la source utilisée, une détérioration d'autres paramètres de qualité de l'eau, tels que le goût et l'odeur, apparaît avec la production de composés organochlorés. L'échange d'ions utilise une résine échangeuse à base forte, régénérée par une solution de chlorure de sodium. Les ions du nitrate de l'eau sont échangés sur la résine avec les ions du chlorure pour produire dans l'eau traitée des concentrations faibles en nitrate mais fortes en chlorure. Cette technique ne peut s'appliquer qu'aux eaux pauvres en matières organiques et convient donc mieux aux eaux souterraines qu'aux eaux de surface. En outre, la production de grandes quantités de résidus à forte teneur en chlorure pose des problèmes d'élimination. Il y a également le risque de voir des substances organiques potentiellement dangereuses s'écouler de la résine et, pour cette raison, l'utilisation d'un échangeur à base forte a été interdite dans plusieurs pays. Quelle que soit la méthode adoptée - l'opinion courante penche en faveur de la dénitrification biologique pour les eaux de surface et de l'échange d'ions pour les eaux souterraines - le coût en sera élevé. Ainsi pour se conformer à la limite de concentration maximale de 11,3 mg/l dans les fournitures d'eau pour l'ensemble du Royaume-Uni, l'investissement en capital serait de 50 millions de Livres (au niveau des prix de 1980) et le coût annuel d'exploitation de 15 à 17 millions de Livres. Les investissements en capital pour la réduction des concentrations à la limite recommandée par la CEE (5,6 mg/l) seraient de 250 millions de Livres et les coûts annuels d'exploitation atteindraient 77 à 80 millions de Livres.

8. Perspectives futures

Prédire le futur en ce qui concerne les concentrations de nitrate dans les ressources en eau domestique est difficile en raison des impacts possibles des changements de politique agricole de la Communauté Européenne. Actuellement la CEE a de larges excédents de produits agricoles. Il reste à savoir si cela va continuer et quelles mesures seront prises pour les réduire. En Grande-Bretagne, on s'accorde à reconnaître que l'épandage d'engrais azotés augmentera de moitié d'ici l'an 2000, la majeure partie de cet accroissement étant utilisée pour les prairies. Dans ces conditions, les taux de fertilisation en Grande-Bretagne seront du même ordre que ceux d'Allemagne de l'Ouest et du Danemark et seulement 50 % de ceux actuellement pratiqués aux Pays-Bas. Même si l'herbe utilise efficacement l'azote, toute augmentation d'épandage au-delà de la moyenne actuelle de 110 kg/ha/an aboutira inévitablement à une augmentation des pertes par lessivage sans doute grâce à une bonne gestion et un bon calendrier des épandages, ces pertes peuvent être limitées, mais on a aussi montré que des pertes massives peuvent se produire dans certaines conditions. Or une augmentation de 10 kg/ha/an des pertes par lessivage ferait approximativement doubler les concentrations de nitrate dans toute l'Europe.

On peut être assuré que vont inévitablement augmenter les concentrations de nitrate des aquifères dans les couches qui n'ont pas encore été atteintes par les effets du développement de l'agriculture intensive, c'est-à-dire par la progression des «fronts» de nitrate vers la zone saturée. A quel moment ces fronts de nitrate atteindront-ils l'aquifère souterrain et quelle en sera la concentration maximale ? La réponse à ces questions dépend en partie de l'épaisseur de la zone non-saturée, des vitesses de déplacement de l'eau et des solutés dans cette zone et des modifications de concentration des solutés en cours de déplacement. En Grande-Bretagne, le déplacement vertical de l'eau et des solutés a été examiné en détail dans la zone non-saturée de la Craie du Crétacé, l'un des aquifères principaux. Bien que l'on s'accorde sur une descente de 0,9 m/an, son mécanisme est encore mal compris. La controverse tourne autour de l'importance relative de l'infiltration intergranulaire et de l'écoulement rapide par fissures. A partir de profils de déplacement du tritium, on a suggéré que la progression du front s'opère à 85 % par infiltration intergranulaire et à 15 % par passage à travers un système d'étroites fissures.

G. ROBERTS

Mais d'autres chercheurs considèrent l'écoulement rapide de fissure comme le procédé dominant, avec diffusion des solutés depuis les fissures jusqu'à l'eau intersticielle, expliquant ainsi la progression relativement lente du tritium et des autres solutés. Des travaux plus récents laissent à penser que l'importance relative de l'écoulement de fissure et de l'écoulement intergranulaire varie d'un site à l'autre suivant la nature des diverses couches traversées. Moins d'études ont été faites sur le grès, autre aquifère important de Grande-Bretagne : les premiers résultats obtenus dans le Nottinghamshire suggèrent que la progression des fronts s'y opère au rythme de 2 m/an.

Des modèles de prévision des niveaux de concentration en nitrate des eaux souterraines ont été élaborés. Ils sont généralement constitués de deux modules. Le premier évalue les pertes par lessivage dans la zone non-saturée qui résultent des apports en azote des précipitations, des ajouts d'engrais et parfois du changement d'utilisation du sol, tel que le labourage des prairies, ces apports étant répartis entre absorption par les cultures, incorporation dans les matières organiques du sol, dénitrification et pertes par lessivage. Lorsque cela a été possible, cette répartition a été mesurée sur place, mais le plus souvent il a fallu utiliser des données relevées ailleurs. Les pertes par lessivage calculées par le premier module sont les données d'entrée du second module qui calcule la vitesse de déplacement des fronts de nitrate en fonction de l'importance relative attribuée aux écoulements à travers la matrice poreuse et les systèmes fissurés, l'écoulement intergranulaire étant gravitaire, tandis que l'écoulement rapide de fissure tient compte des phénomènes de diffusion depuis les fissures vers la matrice poreuse.

Des prévisions à partir de modèles ont été faites sur vingt sites choisis au hasard, dix dans la craie et dix dans le grès, afin de prendre en compte une grande diversité de conditions de géologie et d'utilisation du sol. Pour la craie, on a testé les deux mécanismes du mouvement de l'eau représentant les situations extrêmes. Pour le grès, l'écoulement intergranulaire a été privilégié. Les pertes par lessivage dans la zone non-saturée ont été calculées pour la période 1940-72 et l'on a prévu la progression du «front» de nitrate jusqu'en 2000.

Les plus importantes augmentations de concentration sont obtenues pour les aquifères dans la craie avec 95 % d'écoulement de fissure : en moins de cinq ans les concentrations dans l'aquifère sont presque équivalentes aux pertes par lessivage.

En supposant dominant l'écoulement intergranulaire, les concentrations devraient augmenter beaucoup plus lentement, nécessitant parfois cent ans pour atteindre l'équilibre avec les pertes par lessivage. Il en va de même pour le grès, bien qu'ici la dilution par la grande quantité d'eau stockée dans ses aquifères soit le facteur essentiel à prendre en considération.

Les prévisions effectuées sur d'autres sites suggèrent une augmentation progressive des concentrations de nitrate dans l'aquifère avec des pointes de l'ordre de 20-30 mg/l au début du siècle prochain. Ceci est en accord avec les augmentations observées dans les aquifères crayeux, encore qu'il y ait des cas où l'on constate des accroissements de concentration très rapides comparables à ceux des pertes par lessivage. Dans les grès permotriassiques, on a pu observer des augmentations de concentrations de nitrate, plus importantes que celles prévues par les modèles. Il y a à cela deux explications principales : dans le grès les puits peu profonds sont davantage exposés à des accroissements rapides de pollution par les nitrates et seulement certaines couches de l'aquifère sont polluées en raison de la nature stratifiée de l'aquifère.

Un processus a été négligé par les modèles : celui d'une dénitrification naturelle dans l'aquifère. Le phénomène généralement associé à la présence de sables chargés de pyrite, est signalé en divers points de l'Europe. Cependant, l'efficacité de ces zones de réduction est limitée et ce processus engendre d'autres problèmes liés par exemple à l'augmentation d'acidité et à des concentrations accrues de sulfate dans les eaux.

Quels que soient les procédés utilisés et malgré la diversité des prévisions calculées, on doit s'attendre à une augmentation générale des concentrations de nitrate dans les aquifères non encore affectés par l'intensification des pratiques agricoles. Cette augmentation concernera également les rivières en relation avec l'aquifère, particulièrement pendant les mois secs d'été, et aura pour conséquence des concentrations de nitrate plus élevées tout au long de l'année dans ces cours d'eau. Malheureusement, aucune révision de la politique agricole actuelle, en admettant même qu'elle soit adoptée, ne peut inverser ces tendances. La Commission royale dans son étude de la Pollution de l'Environnement, a évalué les coûts des pertes de production qui résulteraient de la restriction d'utilisation des engrais azotés,

G. ROBERTS

comparés à ceux de la suppression du nitrate dans les fournitures d'eau publique de la partie du Royaume-Uni la plus affectée. Elle conclut que «...si une diminution des concentrations de nitrate dans l'eau s'avérait nécessaire, le coût de l'élimination du nitrate par l'Administration des Eaux serait moindre que ce que coûteraient à la nation des restrictions sévères dans l'agriculture. En outre, alors que les mesures prises par l'Administration des Eaux ont toutes chances de succès, les résultats d'une réduction de l'utilisation d'engrais sont extrêmement difficiles à prévoir». Cette conclusion a été formulée avant que la question des excédents agricoles ne prenne l'importance politique qu'elle a aujourd'hui en Grande-Bretagne et en Europe. La question mérite donc d'être approfondie, à la lumière de changements possibles de la politique agricole commune et du souci grandissant de la protection de l'environnement dans toute l'Europe.

Gareth ROBERTS
Institute of Hydrology (G.B)