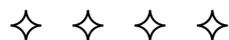




La pollution par les matières phosphorées en Bretagne



Sources, transfert et moyens de lutte

Etude bibliographique réalisée par Blandine Lemerrier

Novembre - Décembre 2003

Cette étude a été réalisée par Blandine LEMERCIER, ingénieur agronome de l'Agrocampus de Rennes.

Ont participé à son pilotage l'équipe suivante de la DIREN:

Claire MORISSON

Marcel GUIHO

Anne-Marie ROPERT

Vincent de BARMON

Table des matières

I	Introduction	4
II	Le phosphore : Elément indispensable mais néfaste lorsqu'il est en excès	7
II-1.	UN ELEMENT ESSENTIEL A LA VIE... ..	7
II-1.1.	Rôles du phosphore.....	7
II-1.2.	Formes du phosphore	8
II-2.	... DONT LE CYCLE NATUREL EST MODIFIE PAR LES ACTIVITES ANTHROPIQUES	11
II-2.1.	Cycles du phosphore à l'échelle du globe	11
II-2.2.	Les sources anthropiques de phosphore	12
a)	Part des différents secteurs dans les apports phosphorés	13
b)	Caractère diffus ou ponctuel des émissions de phosphore.....	14
c)	Phosphore d'origine agricole	15
d)	phosphore d'origine urbaine et industrielle	23
II-3.	L'EUTROPHISATION, CONSEQUENCE D'UN EXCES DE PHOSPHORE DANS LE MILIEU AQUATIQUE	26
II-3.1.	Facteurs favorisant l'eutrophisation	27
a)	Eléments nutritifs	28
b)	Facteurs physiques	29
II-3.2.	Etat de l'eutrophisation des eaux douces en Bretagne	30
a)	Cours d'eau	31
b)	Retenues.....	32
II-3.3.	Conséquences de l'eutrophisation	32
a)	Effets directs	32
b)	Conséquences sanitaires, écologiques et économiques.....	33
III	Transfert de phosphore du sol au milieu marin.....	36
III-1.	LE PHOSPHORE DANS LE COMPARTIMENT SOL	37
III-1.1.	Biodisponibilité du phosphore.....	37
III-1.2.	Rétention du phosphore dans le sol.....	39
III-1.3.	Migration du phosphore dans le profil de sol	43
III-2.	TRANSFERT DE PHOSPHORE VERS ET DANS LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE.....	44
III-2.1.	Ruissellement et érosion ... au moment des crues.....	45
III-2.2.	Drainage et lessivage ... quantitativement moins importants.....	49
III-2.3.	Importance des sédiments du réseau hydrographique	50

III-3. FLUX DE PHOSPHORE A L'ECHELLE DE LA BRETAGNE ET QUALITE DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE	54
III-3.1. Estimation globale des flux de phosphore à l'échelle de la Bretagne.....	54
III-3.2. Qualité du réseau hydrographique.....	56
IV Moyens de lutte contre la pollution par les matières phosphorées	60
IV-1. EVALUER ET SUIVRE L'EVOLUTION DES MATIERES PHOSPHOREES	60
IV-1.1. Dans les sols.....	60
IV-1.2. Dans l'eau.....	61
a) Pas de temps le plus souvent trop lâche.....	62
b) Choix des indicateurs.....	63
c) Comparaison avec d'autres pays.....	64
IV-2. MOYENS PREVENTIFS DE REDUCTION DES APPORTS DE PHOSPHORE	64
IV-2.1. Limitation de l'utilisation de produits phosphorés	64
IV-2.2. Raisonement de la fertilisation phosphorée	65
a) Adaptation aux besoins des plantes et à la fourniture par le sol et les déjections animales	65
b) Type d'apports minéraux	67
c) Dates et techniques d'apport.....	67
IV-2.3. Réduction de la quantité de phosphore dans l'alimentation animale	68
IV-3. MOYENS CURATIFS POUR LIMITER LES FUITES DE PHOSPHORE VERS LE MILIEU AQUATIQUE	69
IV-3.1. Déphosphatation des eaux usées et des déjections animales	70
IV-3.2. Maîtrise des pollutions micro ponctuelles.....	72
IV-3.3. Gestion du sol : travail, couverture.....	72
IV-3.4. Création et entretien de zones tampons.....	73
IV-3.5. Traitement des retenues destinées à l'alimentation en eau potable.....	75
a) Enlèvement des sédiments	76
b) Oxygénation.....	76
c) Algicides / récolte de la biomasse.....	77
V Conclusion	78

I Introduction

Avant les années 70, les problèmes liés à l'excès de phosphore dans l'eau étaient peu connus en Europe. De plus en plus, la question de l'impact du phosphore rejeté directement dans le réseau hydrographique ou épandu sur les sols via les déjections animales et les boues résiduelles urbaines et industrielles se pose.

Historiquement, la France puis la Commission Européenne ont orienté les premiers programmes d'actions communs aux domaines environnemental et agricole vers la réduction de la pollution par les nitrates. Ce choix reposait sur des bases agronomiques et a focalisé l'attention des chercheurs et du grand public sur l'azote. Au même moment, d'autres pays de l'union (notamment les Pays-Bas) concentraient leur attention sur le phosphore.

Le phosphore, élément essentiel à la vie n'a pas de toxicité propre et ne présente pas de risque sanitaire direct. Il peut néanmoins provoquer des dommages très importants à l'environnement et particulièrement au milieu aquatique au travers de son principal effet : l'eutrophisation, c'est-à-dire l'enrichissement du milieu qui se manifeste par le développement exacerbé d'algues et de végétaux aquatiques.

Les causes des rejets de phosphore dans le milieu sont à chercher au niveau des activités agricoles, industrielles et urbaines. La problématique phosphore sera donc différente suivant les contextes locaux et les solutions à apporter variables selon les régions et les cours d'eau. Dans le cas de la Bretagne, la problématique du phosphore et de l'eutrophisation a une importance primordiale du fait des particularités du contexte régional (environnement naturel et activités agricoles) d'une part et des enjeux qu'elle concerne d'autre part.

La Bretagne repose sur un socle géologique composé de granites, de schistes et de grès, le massif armoricain. Il s'est élevé au cours du Précambrien et de l'ère primaire (de – 3 600 à – 230 millions d'années) et les calcaires y sont très peu abondants. De ce fait, les eaux superficielles bretonnes contiennent des quantités très faibles de calcium, elles sont en conséquence faiblement tamponnées et très sensibles aux déséquilibres nutritionnels. De plus, la Bretagne est très dépendante des eaux de surface pour l'alimentation en eau potable puisque 80% de l'eau distribuée provient du réseau hydrographique superficiel.

En outre, l'agriculture bretonne a connu un essor extrêmement rapide et important depuis une quarantaine d'années qui la place aujourd'hui au premier rang national des régions pour les productions animales. Toutefois, ces productions exercent une pression polluante importante sur l'environnement en général et le milieu aquatique superficiel en particulier.

Ainsi la Bretagne est une région particulièrement sensible à l'eutrophisation du fait d'une fragilité naturelle du milieu aquatique à laquelle s'ajoute des facteurs aggravants, notamment agricoles, mais aussi urbains et industriels.

Les enjeux de l'altération de la qualité du milieu aquatique sont très importants en Bretagne et touchent des activités cruciales économiquement et socialement dont les principales sont :

- L'alimentation en eau potable : le phosphore n'étant pas considéré comme toxique en soi, la concentration maximale de phosphore admise dans l'eau potable n'a pas été définie. Cependant, l'eutrophisation rend le traitement de l'eau de consommation plus difficile et coûteux et des toxines affectant l'espèce humaine peuvent persister dans l'eau de consommation ;
- Le tourisme : La prolifération de végétaux aquatiques et d'algues dans les retenues, cours d'eau et sur la côte limite l'attrait du milieu, est préjudiciable à l'image de la région et présente des risques sanitaires, pouvant nécessiter l'interdiction de la baignade ;
- L'économie : Il n'y a pas d'étude récente sur les conséquences économiques de l'eutrophisation. En France, elles ont été estimées en 1988 à 2 milliards de francs (50 à 64% liés au surcoût pour la production d'eau potable, 15 à 24% liés aux dommages causés au tourisme et 5 à 8% de surcoût pour l'activité industrielle et de manque à gagner pour la conchyliculture) d'après une étude inter-Agences (étude 1997).

Au niveau législatif et réglementaire, le phosphore ne fait pas l'objet de réglementation, à part pour les stations d'épuration. La directive européenne 91/271 du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux résiduaires urbaines, prévoit que les Etats membres identifient les cours d'eau sensibles à l'eutrophisation (figure 1), que des phénomènes d'eutrophisation y aient été constatés ou que les analyses physico-chimiques de l'eau révèlent des risques importants d'eutrophisation.

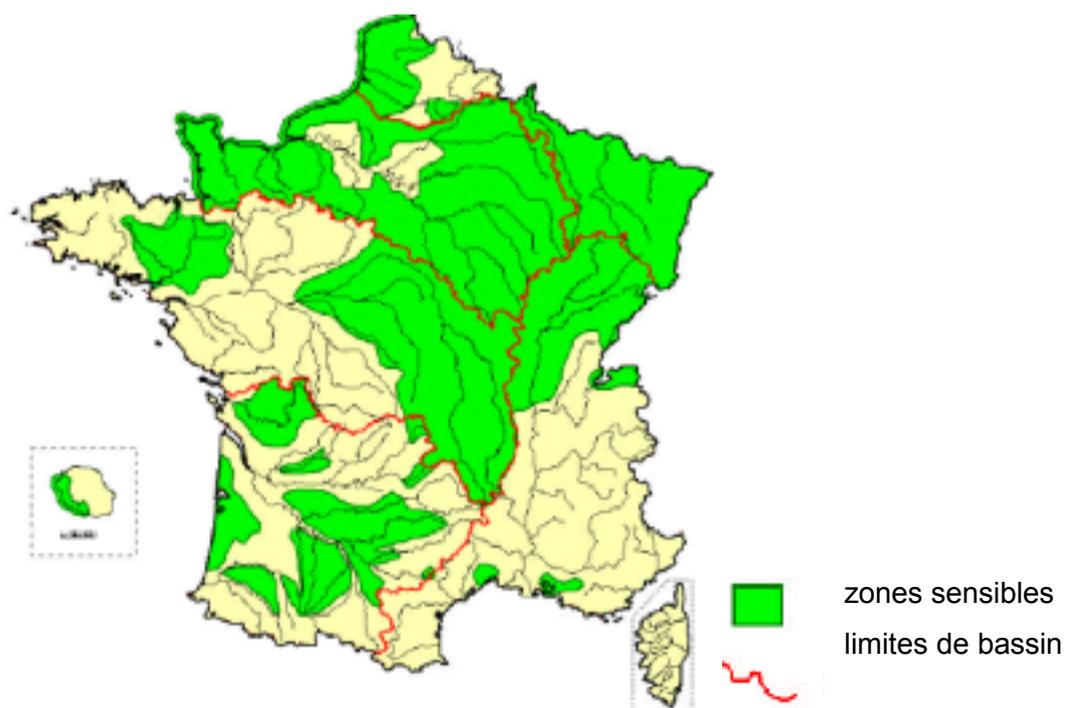


Figure 1. Zones sensibles à l'eutrophisation ou à la pollution microbiologique en application de la directive européenne 91/271 relative aux eaux résiduaires urbaines (Direction de l'eau – bureau des données sur l'eau, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, octobre 1999)

Pratiquement tous les cantons du bassin de la Vilaine ont été classés en zone sensible pour l'azote et le phosphore. En outre, la directive européenne 91/271 stipule que les agglomérations de plus de 10 000 Equivalent-Habitants rejetant leurs eaux usées dans les cours d'eau des bassins versants des zones sensibles doivent s'équiper de systèmes d'épuration permettant un traitement spécifique du phosphore et / ou de l'azote, et ce à l'échéance du 31 décembre 1998. Les autres agglomérations doivent être équipées de systèmes d'assainissement assurant un rendement épuratoire minimum, à l'échéance du 31 décembre 2000 pour les agglomérations de plus de 15 000 EH, et du 31 décembre 2005 pour celles de plus de 2 000 EH.

Au niveau agricole, il n'y a aucune obligation concernant le phosphore en Bretagne, sauf en Ille-et-Vilaine où il est précisé dans les arrêtés ICPE¹ que les effluents d'élevage traités doivent être épandus de façon à ne pas apporter plus de 150% des besoins des cultures en phosphore. Dans les autres départements bretons, même s'il n'y a pas de précision sur le phosphore dans les arrêtés, il y a quand même une certaine vigilance pour éviter les apports massifs.

Le présent document a pour objectif de :

- Recenser pour la Bretagne les origines, les conséquences et les principales voies de transfert dans l'environnement des matières phosphorées, ainsi que des moyens de lutte ;
- Apporter des éléments permettant de juger du caractère urgent qu'il y a ou non à traiter le problème de la pollution par le phosphore.

Pour cela, ce document se compose de trois parties. La première présente l'élément « phosphore », ses rôles, les modifications entraînées sur son cycle par les activités humaines, et les conséquences d'un excès de phosphore dans l'écosystème. La seconde partie aborde les moyens de transfert du phosphore depuis ses sources d'émission au milieu marin, et enfin, la dernière partie s'attache à décrire quels moyens de lutte contre la pollution par les matières phosphorées peuvent être mises en place, des méthodes de suivi et d'évaluation de la pollution aux moyens préventifs et curatifs.

II Le phosphore : Élément indispensable mais néfaste lorsqu'il est en excès

II-1. Un élément essentiel à la vie...

II-1.1. Rôles du phosphore

Le phosphore (P) est le 11^{ème} élément le plus abondant sur Terre et il entre dans la composition de toutes les cellules des organismes vivants. Êtres humains, animaux, plantes et microorganismes, tous dépendent entièrement du phosphore pour vivre et se reproduire.

¹ Installations Classées pour la Protection de l'Environnement

Le matériel génétique des organismes vivants est constitué par les acides nucléiques (ADN et ARN) qui contiennent du phosphore². Cet élément entre également dans la composition des protéines.

En ce qui concerne les plantes, le phosphore intervient comme élément nutritif indispensable à un grand nombre de processus biochimiques tels que la respiration ou la production d'énergie (photosynthèse), son stockage, son transport et son utilisation. Le phosphore favorise le développement des racines et l'accroissement de la masse des racinelles, permettant une alimentation suffisante et une croissance rapide, donc un développement précoce des plantes. De plus, le phosphore est impliqué dans la fructification et la reproduction des végétaux ainsi que dans la rigidité des tissus végétaux, ce qui les rend plus résistants. Ainsi, conjugué à l'azote, le phosphore est un facteur essentiel de la croissance des plantes : alors que l'azote a un rôle prépondérant dans la production de biomasse, le phosphore agit plus sur la qualité et la précocité.

Dans le règne animal, le phosphore est également impliqué dans les processus énergétiques (formation et dégradation du glycogène des muscles, synthèse des protéines). Les dents et les os en contiennent beaucoup sous forme de phosphate de calcium. D'ailleurs, Fardeau, et *al.* (1993) rapportent que dès l'an 100, Plutarque signalait des accroissements de récolte après enfouissement d'os. Les premières fertilisations phosphatées raisonnées ont été pratiquées vers 1820 à partir de constituants organiques (os, guano). C'est aussi à partir de gisements contenant des os fossiles que les phosphates minéraux ont commencé d'être exploités en 1850. Le phosphore est également impliqué dans la régulation d'équilibres biologiques internes. En effet, une insuffisance de cet élément dans l'alimentation animale peut conduire à des troubles divers : infécondité, hématurie de parturition, moindre résistance à certaines maladies comme l'entérite paratuberculeuse.

Ainsi, le phosphore est un élément plastique, énergétique et génétique de la matière vivante (Vanden Bossche, 1999), et il est indispensable.

II-1.2. Formes du phosphore

Dans l'environnement, le phosphore est présent sous différentes formes. On distingue les formes dissoutes des formes particulaires, comme le montre la figure 2.

² Le phosphore représente plus de 10% du poids d'une molécule d'ADN.

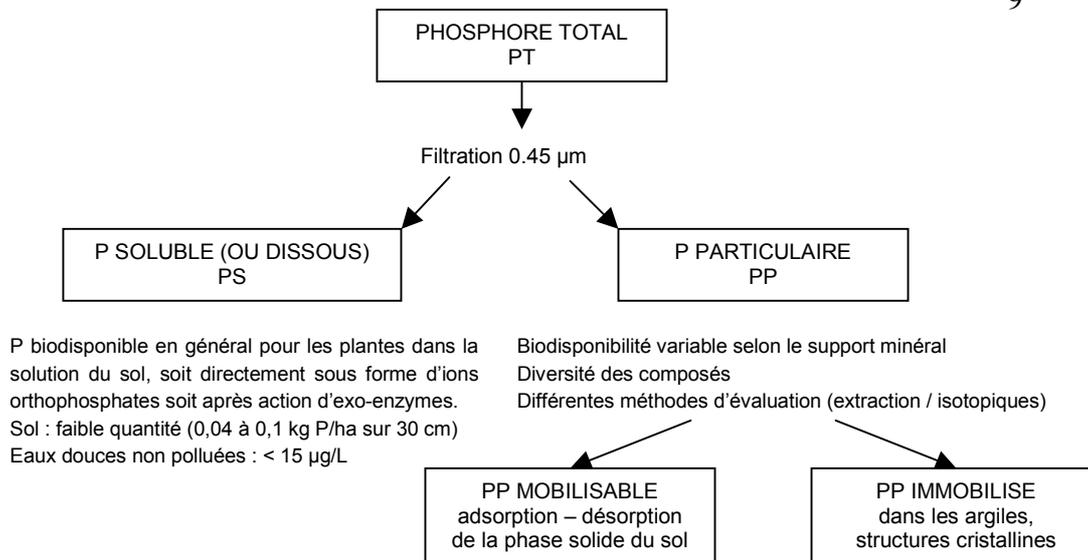


Figure 2. Schéma simplifié des espèces chimiques du phosphore (C.O.R.P.E.N., 1998)

1. Le phosphore dissous (ou soluble) est présent dans l'eau et la solution du sol sous forme minérale ou organique :

- formes minérales : ions orthophosphates (PO_4^{3-}) libres ou associés à de la matière organique ou non sous forme de colloïdes, les différents anions de l'acide phosphorique H_2PO_4^- et HPO_4^{2-} et les polyphosphates ;
- formes organiques : trioses phosphates, acides nucléiques, phospholipides, acides phosphoriques de sucre et leurs formes dégradées.

Le phosphore particulaire regroupe toutes les formes de phosphore liées aux minéraux, à des débris divers ou incorporées dans les organismes. Les phytines ou phytates (inositols polyphosphates) constituent la principale forme de phosphore organique particulaire dans les sols (Tate, 1984). Selon Brookes *et al.* (1984), le phosphore microbien représenterait 2 à 24% du phosphore organique du sol.

Le phosphore particulaire minéral peut être lié au calcium (apatite), au fer (strengite), à l'aluminium (variscite), ou encore aux argiles, mais il peut aussi être associé à un grand nombre de minéraux. Sa minéralogie est extrêmement complexe et encore peu connue : à part le phosphate tricalcique (apatite) dont la formule simplifiée est $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, les autres associations du phosphore sont très complexes (Cheverry C., com. Pers, 2003). C'est un élément dont la spéciation³ **solide est très mal connue**, c'est pourquoi sa réactivité est difficile à évaluer.

³ Spéciation : distribution des différentes formes chimique d'un élément.

De plus, le comportement physico-chimique du phosphore est complexe et dépend d'un certain nombre de paramètres, dont le pH. Comme le montre la figure 3, des phosphates ajoutés au sol auront un comportement différent selon le pH : quand il est élevé, le phosphore est fixé sous forme de phosphate de calcium, et quand il est acide, le phosphore précipite pour donner des oxydes de fer, d'aluminium ou de magnésium. Cependant, une partie du phosphore reste toujours relativement disponible. La disponibilité est maximale quand le pH est d'environ 6,5. **Les ions phosphates constituent la seule forme de phosphore assimilable par les végétaux.**

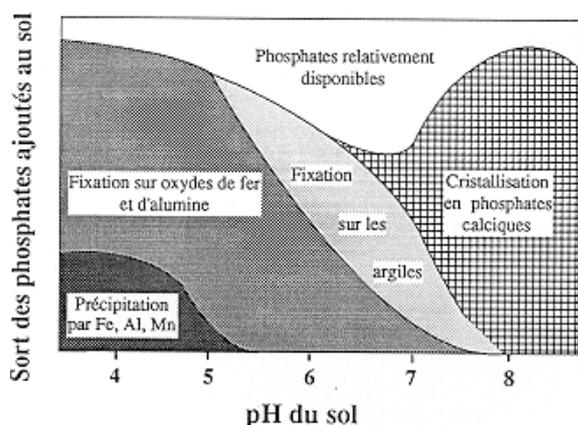


Figure 3. Evolution du phosphore en fonction du pH (Quemeneur, 1987)

Par ailleurs, les teneurs en phosphore ne sont pas toujours exprimées sous la même forme, ce qui rend les comparaisons parfois difficiles. En effet, le phosphore peut être évalué :

- - en **P**, dans les différents secteurs de l'activité humaine et en limnologie (étude des lacs et des eaux douces) ;
- - en **PO₄**, pour la forme "ortho" et libre dans l'eau réagissant directement au réactif de colorimétrie ;
- - en **P₂O₅**, l'anhydride orthophosphorique en agronomie ;
- - en **microatome-gramme** en océanographie.

Ainsi les unités de phosphore (et / ou phosphates) changent, du bassin versant à la rivière, puis en mer... Le tableau 1 montre les correspondances entre les unités les plus courantes.

	Phosphore (P)	Phosphate (PO ₄)	Acide phosphorique (P ₂ O ₅)
Poids moléculaire	31	95	142
P	1	3,06	2,29
PO ₄	0,33	1	0,75
P ₂ O ₅	0,44	1,34	1

Par exemple, 1 mg de P/L équivaut à 3,06 mg de P - PO₄ /L ; 1 kg de P₂O₅ équivaut à 1,34 kg de P-PO₄ ou 0,44 kg de P.

II-2. ... dont le cycle naturel est modifié par les activités anthropiques

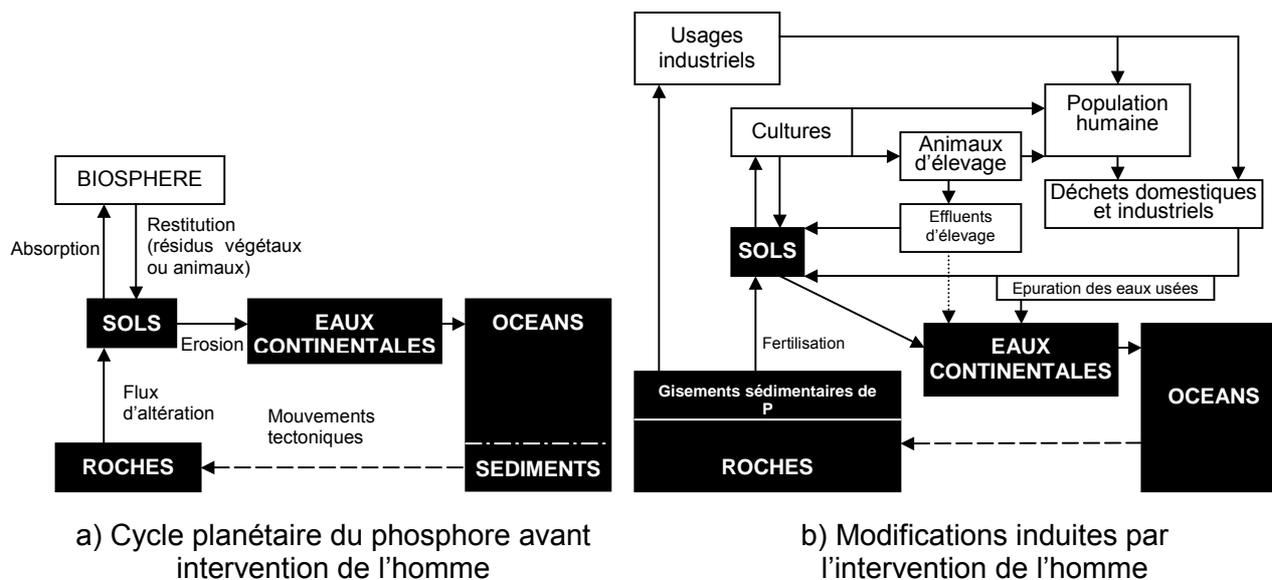
II-2.1. Cycles du phosphore à l'échelle du globe

Le cycle du phosphore est unique parmi les cycles biogéochimiques majeurs en ce sens qu'il ne possède pas de phase gazeuse, du moins en quantité significative. Comme ce cycle s'effectue principalement entre les océans et les continents, il est qualifié de **sédimentaire**. Il se distingue également des autres cycles par le fait que le passage du phosphore d'un compartiment à un autre n'est pas contrôlé par des réactions microbiennes comme c'est le cas pour l'azote par exemple.

Ces particularités ont une très grande importance et expliquent que les échanges de phosphore entre les écosystèmes terrestres et aquatiques sont des processus naturels extrêmement lents. C'est pourquoi la gestion de cet élément et de ses conséquences environnementales doit être distinguée de l'azote.

Naturellement, le phosphore se trouve sur Terre dans cinq sources primaires : les roches, les sols, la biosphère, les eaux continentales et océaniques (plus les sédiments). Le phosphore du sol, en l'absence d'apport anthropiques, provient de l'altération des roches et notamment de la dissolution de l'apatite. (figure

Ce cycle naturel est modifié sous l'action de l'homme comme le montre la figure 4b. En effet, depuis le milieu du XIX^{ème} siècle, des gisements de phosphore sont exploités pour satisfaire les besoins industriels et agricoles. Les grands gisements se trouvent notamment aux Etats-Unis, en Russie, en Tunisie, au Maroc, en Jordanie et en Afrique du Sud. Leur exploitation a pour effet de :



- mettre en jeu des quantités très augmentées de phosphore dans la biosphère et donc vers les sols et les eaux ;
- créer des déséquilibres entre les différentes régions du monde par les échanges commerciaux mondiaux : certaines zones sont en situation d'excédent alors que d'autres sont déficitaires.

De plus, la mise en culture des sols accélère les transferts de phosphore par érosion vers les milieux aquatiques.

Figure 4. Cycle du phosphore avec ou sans perturbation anthropique (d'après Pellerin S.)

Les éléments nutritifs et particulièrement le phosphore sont présents à l'état naturel dans l'écosystème, mais l'activité humaine a considérablement accru la quantité de phosphore libéré dans l'environnement.

Ainsi, le cycle du phosphore anthropisé peut se résumer à un transfert de masse régi par des processus hydrologiques, depuis les gisements sédimentaires vers les sédiments marins *in fine*. De ce point de vue, le phosphore peut être considéré comme une ressource non renouvelable à l'échelle de temps humaine, à l'inverse de l'azote.

II-2.2. Les sources anthropiques de phosphore

a) Part des différents secteurs dans les apports phosphorés

Le phosphore ayant des origines diverses, les apports qui alimentent l'eutrophisation des eaux continentales et marines sont partagés (Cann *et al.*, 1999) entre les secteurs urbain, industriel et agricole. Le tableau ci-dessous donne l'ordre de grandeur des sources de phosphore, et à partir de coefficients de transfert globaux, des apports aux eaux superficielles.

Flux annuel	Tonnes de P	Pourcentage rejeté	Rejet
Urbain domestique raccordé 2.5 g/j/eq.hab	34 000	60 % ^(c)	20 000
Urbain domestique autonome 2.5g/j/eq.hab	8 000	10 % ^(c)	800
Industriel	25 000 ^(a)	60 %	15 000
Agricole engrais minéraux (moyenne des campagnes 2000 et 2001)	385 000	1 % ^(b)	3 850
Agricole élevage	310 000	10% ^(b)	31 000
Boues de STEP : 50% des 24 500 t de P	12 250	1%	123
TOTAL			71000
^(a) d'après CORPEN ; ^(b) d'après Barroin, 1992 ; ^(c) d'après IFEN, 2002			

Tableau 2.1 : origine des apports de phosphore dans les eaux – source : Pellerin (octobre 2003)

Au total, la quantité de phosphore apporté aux eaux superficielles serait de 71 000 tonnes de P par an en France (Pellerin, 2003).

En 2000, environ 71 000 T de P ont été rejetées dans le réseau hydrographique de France, dont 50% d'origine agricole, 30% d'origine urbaine et 20% d'origine industrielle.

Cependant, l'amélioration des rendements des méthodes de déphosphatation, l'équipement de stations de plus en plus nombreuses en procédés de déphosphatation et l'utilisation de détergents de moins en moins phosphatés contribuent à diminuer la part du phosphore urbain et industriel au profit du phosphore d'origine agricole.

b) Caractère diffus ou ponctuel des émissions de phosphore

En plus de leur origine agricole, domestique ou industrielle, les sources anthropiques de phosphore peuvent avoir un caractère **diffus** ou **ponctuel**. Tous les secteurs génèrent à la fois des sources ponctuelles et diffuses de phosphore, comme le montre le tableau suivant :

Type d'activité et origine	Phosphore provenant de	
	Sources ponctuelles	Sources diffuses
	Il est transmis indépendamment des périodes de ruissellement, au rythme des activités humaines. Il est généralement émis par un tuyau à l'exception des sources agricoles.	Il passe par, dans ou sur le sol et il est transféré lors des périodes pluvieuses.
Villes et villages (domestique)	Assainissement collectif Assainissement individuel	Ruissellement urbain Dépôts d'ordures Marécages drainés ou remblayés
Industrie	Rejet direct	Ruissellement urbain
Agriculture	Stockage dans les bâtiments (fumier, lisier, ensilage) Nettoyage des locaux Rejets directs des élevages	Stockage « au champ » Sols cultivés et prairies Routes et chemins
Zones « naturelles »		Bruit de fond géochimique

Tableau 2.2 Inventaire des principales origines ponctuelles et diffuses du phosphore (d'après Dorioz, dans C.O.R.P.E.N., 1998)

Ainsi, le phosphore d'origine urbaine ne doit pas être assimilé uniquement aux sources ponctuelles de même que le phosphore agricole ne peut être résumé au seul phosphore diffus. Les apports ponctuels de phosphore agricole proviennent essentiellement des industries agroalimentaires et des élevages.

Ces émissions se font :

- en grande quantité et en un seul point généralement sous forme minérale (pollution ponctuelle massive) : industries agroalimentaires, ateliers de conditionnement et entrepôts d'engrais. La directive européenne « Eaux résiduaires urbaines » 91/271 étend sa portée à une série identifiée de rejets provenant de l'industrie agroalimentaire.
- en petite quantité mais en de multiples points et de manière chronique, souvent sous forme organique (pollution ponctuelle dispersée) : rejets non contrôlés de déjections animales provenant des bâtiments d'élevage ou du stockage des effluents ou d'aliments, jus d'ensilage et déversement de produits utilisés pour le nettoyage des machines de traite et des cuves de stockage du lait, eaux de ruissellement des cours de fermes, aires d'attente de salles de traite, aires d'exercice de stabulation...

c) Phosphore d'origine agricole

D'après Cann (1990), les rejets agricoles sont moins bien connus que les rejets urbains et domestiques pour plusieurs raisons :

La croissance extrêmement rapide de la production agricole qui génère ces rejets très importants de nutriments s'est faite surtout dans les 40 dernières années. Le problème est donc relativement récent.

La dispersion de l'activité agricole sur un vaste territoire donne un caractère diffus à ces rejets. Ils sont donc moins perceptibles directement et des mécanismes d'épuration en limitent les effets.

La mesure de ces rejets est également difficile car à l'inverse des rejets industriels et urbains collectés et centralisés, il ne suffit pas d'effectuer des mesures ponctuelles pour les quantifier.

Les caractéristiques des transferts d'azote et de phosphore (flux, concentration, vitesse, formes...) varient en fonction de diverses variables du milieu comme la pluie, la température, l'humidité... au contraire des rejets urbains et industriels qui sont relativement constants.

Ainsi, les rejets d'origine agricole sont insuffisamment connus alors qu'ils représentent une part croissante des apports.

Alors que les rejets domestiques sont souvent mentionnés à l'échelle nationale comme la source principale de phosphore, en Bretagne l'intensité particulière de l'activité agricole et son orientation vers les productions animales favorisent des rejets agricoles plus abondants (Cann *et al.*, 1999). Le phosphore agricole vient essentiellement des effluents, mais aussi des produits de nettoyage (notamment des salles de traite) et des engrais minéraux (scories de déphosphatation – sous-produit de l'industrie sidérurgique-, phosphore contenu dans les engrais).

Les apports de phosphore agricole sur les sols bretons ont changé de nature au cours du temps : les sols étaient tous carencés en cet élément à la fin de la seconde guerre mondiale et, à partir des années 70, après les apports minéraux (scories de phosphatation, puis superphosphates et engrais starter 18 – 46), les déjections animales sont devenues la principale source de phosphore pour les sols. La part du phosphore minéral dans les apports sur les sols diminue régulièrement et assez fortement depuis plusieurs années grâce à un changement des pratiques agricoles et à une modification des engrais composés binaires ou ternaires proposés par l'industrie (Arousseau, 2001). D'après Cann *et al.* (1999), la consommation d'engrais minéraux phosphatés a diminué en Bretagne plus que dans l'ensemble de la France : de 35 kg de P /ha en 1980, la consommation bretonne est passée à 14 kg de P /ha en 1997 (soit de 80 kg de P_2O_5 à 31 kg P_2O_5 par ha).

Cependant, en Bretagne comme dans d'autres zones à forte densité d'élevage (Pays-Bas, Danemark, Nord de l'Italie), l'augmentation des importations d'aliments du bétail a fait augmenter les entrées de phosphore dans la région plus vite que la réduction des engrais minéraux ne les a fait diminuer.

Répartition des apports entre les différentes productions animales

D'après l'estimation des rejets annuels de phosphore au niveau national en fonction des productions animales (figure 6), les bovins contribuent aux deux tiers des rejets, suivis des porcins et des volailles.

En ce qui concerne la Bretagne (figure 7), la contribution des productions animales hors sol (porcs et volailles) est nettement plus importante.

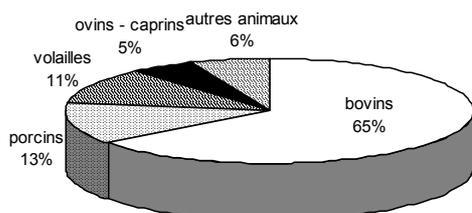


Figure 6. Estimation des rejets annuels de phosphore par les déjections animales sur le territoire français dont le total représente près de 310 000 tonnes de P (CORPEN, 1998)

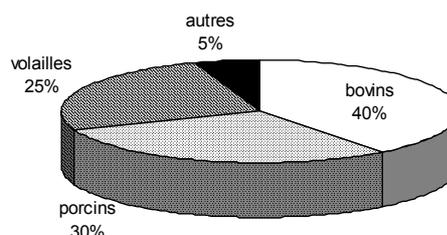


Figure 7. Estimation de la production annuelle de phosphore d'origine animale en Bretagne en 2000 dont le total représente près de 62 700 tonnes de P (d'après Giovanni, 2002)

Ces données globales masquent des situations très contrastées : au sein même de la Bretagne, la problématique phosphore se pose différemment selon les départements car les productions animales et donc le type d'effluents varient. Par exemple, dans le Morbihan, la production de fumier de volailles, particulièrement riche en phosphore, est très importante par rapport à celle de l'Ille-et-Vilaine, comme le montrent le tableau 3 et la figure 8 au niveau du bassin versant de la Vilaine.

	35		56		22		29	
	tonnes	%	tonnes	%	tonnes	%	tonnes	%
	P		P		P		P	
Bovins	7 872	61	4 884	36	6 233	32	5 669	34
Porcins	2 960	23	3 245	24	6 487	33	6 103	36
Volailles	1 562	12	4 726	35	5 713	29	3 876	23
Autres	454	4	654	5	1 102	6	1 160	7
Total	12 848	100	13 508	100	19 448	100	16 808	100
Pression P organique kg P ₂ O ₅ /ha de SAU épanachable	93		123		148		152	

Tableau 3. Estimation de la production annuelle de phosphore d'origine animale par départements bretons en 2000 (d'après Giovanni, 2002)

Les Côtes-d'Armor et le Finistère sont les deux départements qui ont les charges en phosphore organique d'origine animale les plus élevées.

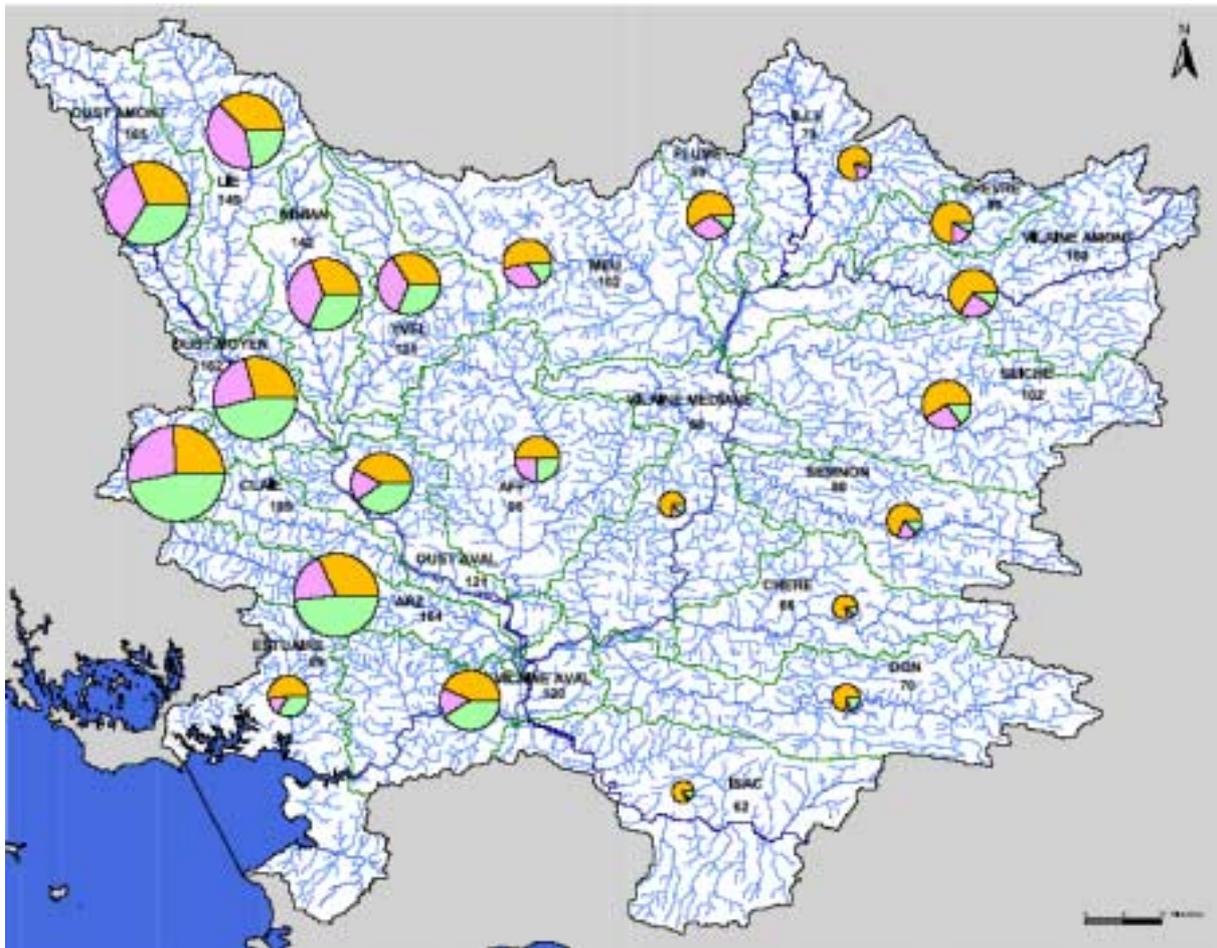


Figure 8. Production de phosphore organique par production animale pour le bassin versant de la Vilaine (SAGE Vilaine, 2001)

D'après Giovanni (2002), 70 à 75% des besoins des cultures en phosphore peuvent être théoriquement couverts par les seuls effluents de bovins. De plus, les différentes déjections animales n'ont pas toutes les mêmes ratios P_2O_5/N , ce qui signifie que l'épandage de ces déjections dimensionné sur l'azote peut conduire à une surfertilisation phosphorée. Voici l'ordre de grandeur des ratios P_2O_5/N pour les principales productions :

- Bovins : 0,44
- Porcins : 0,62
- Volailles : 1,03

Ainsi, l'épandage de lisier de porcs à 170 kg N/kg, apporte au moins 105 kg/ha de P_2O_5 , soit 30 à 40 kg de plus que les besoins des cultures.

Les déjections contiennent beaucoup de phosphore car une grande partie du phosphore ingéré n'est pas assimilé et est excrété essentiellement dans les déjections solides (fèces). En outre, la forme chimique du phosphore subit peu de modifications lors de la digestion, cet élément est donc apporté essentiellement sous forme minérale lors des épandages d'effluents. Les apports massifs de déjections animales sont à l'origine d'un enrichissement des sols en phosphore très nettement mis en évidence par la figure 9.

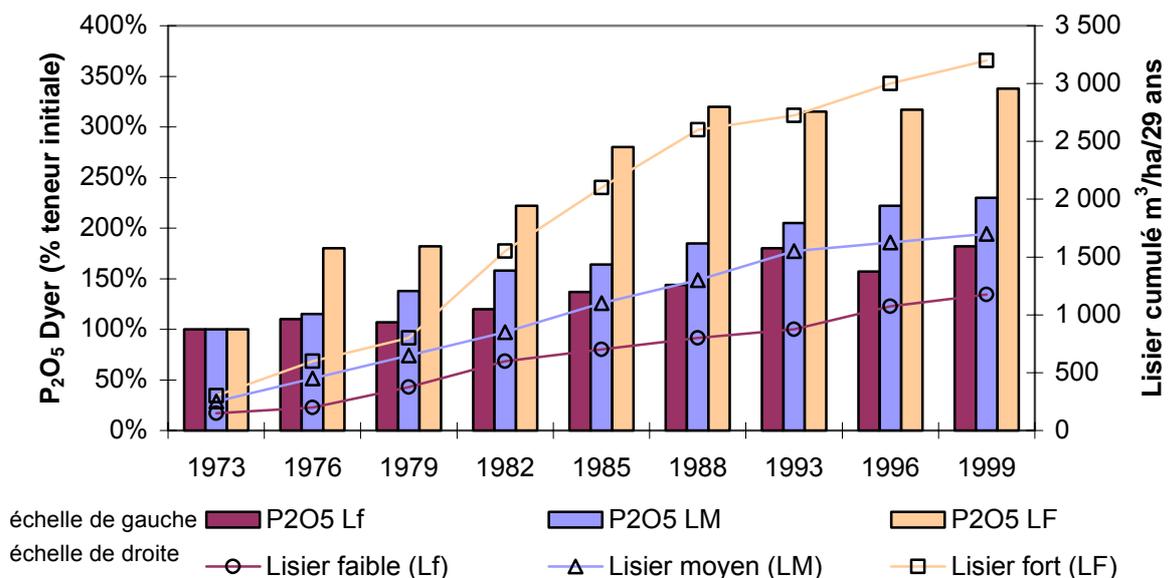


Figure 9. Evolution des teneurs en P_2O_5 et des apports de lisier pour deux parcelles sur limon ayant reçu une dose forte ($110 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{an}$) ou faible ($45 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{an}$) de lisier par rapport à la moyenne des 160 parcelles de l'observatoire lisier de l'INRA de Quimper (Vertès *et al.*, 2002)

Traitement des lisiers

Dans le cadre des obligations réglementaires de résorption de l'azote organique pour les zones classées en Zones d'Excédent Structurels liés aux élevages (Z.E.S.), le traitement des lisiers est imposé aux gros élevages. En ce qui concerne la Bretagne et selon les arrêtés 1 700ZES d'août 2002, 1 900 exploitations doivent obligatoirement traiter ou transférer les effluents produits. Au 31 décembre 2003, 235 le font effectivement. Les éleveurs qui produisent plus de 25 000 Unités d'azote doivent aussi « traiter » le phosphore. Cependant, le phosphore ne peut être éliminé, mais seulement extrait par séparation de phase (tamis statiques, rotatifs ou vis presseuses), par centrifugation (avec ou sans polymères) ou par décantation (naturelle ou avec floculation ou coagulation).

Les éléments autres que l'azote comme le phosphore et les métaux lourds se trouvent concentrés dans les sous – produits après traitement. En France, dans le cadre des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (I.C.P.E.), les plans d'épandages des effluents sont actuellement dimensionnés sur l'azote à l'exception de la Vendée où le Règlement Sanitaire Départemental (R.S.D.) indique que les apports de phosphore ne doivent pas excéder un plafond d'épandage de 100 kg P_2O_5 /ha/an.

Ainsi, l'épandage des co-produits issus du traitement unique de l'azote s'accompagne d'application de phosphore à des doses massives, avec de grandes difficultés pour gérer cet enrichissement rapide des sols. De ce fait, le respect des normes d'épandage des effluents traités au regard de l'azote conduit à une surfertilisation en phosphore. Actuellement, aucune solution évidente n'apparaît clairement pour limiter l'enrichissement des parcelles où des effluents traités sont épandus, si ce n'est l'exportation des produits de centrifugation.

Bilan de fertilisation

Un bilan de fertilisation a été réalisé récemment à l'échelle de la Bretagne et met en évidence des soldes en phosphore largement excédentaires : pour l'année 2000, les apports de phosphore agricole sur les sols ont été estimés à 86 000 tonnes de P. En prenant en compte les besoins des cultures (environ 57 000 tonnes de P) et le phosphore domestique apporté sur les sols par les boues de station d'épuration, l'excédent du bilan est estimé à environ 30 000 tonnes (Aurousseau, 2001).

Le caractère diffus des rejets agricoles de phosphore ne permet pas d'envisager des solutions de traitement simples. Ils constitueront donc probablement la quasi totalité des rejets dans l'avenir. De ce fait, il apparaît nécessaire de mieux connaître ce phosphore d'origine agricole pour pouvoir le maîtriser.

d) phosphore d'origine urbaine et industrielle

Le phosphore d'origine urbaine se répartit entre le phosphore organique que nous excrétons et le phosphore des lessives et autres détergents.

Le phosphore des lessives, utilisé essentiellement afin de contrer les effets du calcaire de l'eau, est évalué à 30% au moins de l'apport domestique. Malgré une baisse de 50% en 15 ans (entre 1980 et 1995) de la consommation de tripolyphosphates (TPP, formes du phosphore dans les lessives), la France était toujours leader européen de la consommation de TPP en 1994.

Selon Dorioz *et al.* (1997), la production de phosphore est de 4 g de P /jour/habitant. Les procédés de déphosphatation utilisés dans les stations d'épuration (STEP) sont essentiellement physico-chimiques. 20 à 30% de l'azote et du phosphore des eaux usées est éliminé dans les STEP par les bactéries des boues activées, sans traitement spécifique (CEMAGREF). Pour séparer encore plus de phosphore, un traitement biologique spécifique peut être effectué. Le phosphore peut aussi être traité par un traitement physico-chimique (ajout d'un coagulant métallique suivi d'une floculation ou d'une décantation). La déphosphatation a un coût : les STEP qui la mettent en œuvre ont des coûts d'exploitation plus élevés.

En Bretagne, la part du phosphore urbain est assez faible : de l'ordre de 3 000 à 3 500 tonnes de P par an (Aurousseau, 2001). Une partie de ce phosphore urbain est apportée directement au sol via l'assainissement individuel qui concerne l'habitat diffus et l'autre partie est traitée dans les stations équipées de système de déphosphatation. Le phosphore en question est alors apporté aux sols par épandage des boues résiduaire. Les plans d'épandages des boues urbaines sont dimensionnés sur l'élément le plus contraignant, à l'inverse des plans d'épandages des effluents agricoles qui le sont sur l'azote. Depuis l'amélioration de la déphosphatation dans les STEP, le problème du phosphore urbain a pris une tournure différente. En effet, la gestion de ce phosphore n'est alors plus fondamentalement différente du P agricole, les épandages des boues résiduaire étant réalisés sur les terres agricoles. Le « phosphore des villes » rejoint donc le circuit du « phosphore des champs ».

Situation 1995	22	29	35	56	Bretagne
Nb STEP	185	131	266	180	762
Capacité (million Equivalent Habitant)	1,1	1,4	1,1	1,3	4,9
Quantité de boues 1995 (tonnes de MS)	8 800	12 700	10 750	11 000	43 250
Quantité de boues estimée en 2002 ▪ tonnes de MS ▪ variation par rapport à 1995	10 200 + 15,9%	17 300 + 36,2%	14 600 + 36,4%	12 500 + 13,6%	54 600 + 26,2%
Equivalence N					
tonnes N	556	800	590	690	2 636
part des apports agricoles	0,6%	0,8%	0,6%	1,0%	
estimation 2002	660	1 060	910	800	3 430
Equivalence P					
tonnes P ₂ O ₅	562	670	550	560	2 342
part des apports agricoles	1,0%	1,3%	1,1%	1,4%	
estimation 2002	850	1 150	1 180	840	4 020
Part des boues recyclées en agriculture (en tonnes et % du gisement 95)	8 610 98 %	6 083 48% (45% incinération)	8 739 81% (- 29% depuis que Rennes incinère ses boues)	8 482 77%	31 914 73,8%

Tableau 4. Bilan quantitatif des boues de STEP urbaines en Bretagne en 1995 (Société d'Etudes et de Développement pour l'Environnement, 1998)

Le phosphore des rejets domestiques est principalement sous forme de phosphates dissous, donc très disponibles pour les plantes. Cependant, la biodisponibilité du phosphore des boues résiduelles est influencée par le type de traitement.

Grâce aux traitements industriels et urbains, plus de 80% du phosphore est retenu à la station, mais des progrès restent à faire en ce qui concerne l'**assainissement autonome**. En effet, le suivi du bon fonctionnement des installations est fastidieux et difficile à mettre en place. Il en résulte une efficacité d'épuration des eaux en phosphore certainement limitée de ces systèmes. Très peu d'études concernent l'impact à moyen terme des systèmes d'assainissement autonomes par percolation et ruissellement sub-superficiel d'eaux chargées en phosphore. De plus, on peut s'interroger sur l'efficacité en terme d'abattement du phosphore des solutions d'assainissement autonome largement préconisées actuellement, notamment les filtres à sable.

II-3. L'eutrophisation, conséquence d'un excès de phosphore dans le milieu aquatique

Le phosphore n'est pas toxique intrinsèquement pour la faune et la flore terrestres et aquatiques. Par contre, l'eutrophisation est la conséquence directe majeure d'un excès de phosphore dans le milieu et ses effets sont très préoccupants à de nombreux niveaux.

Dans sa Directive du 21/05/1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires, la Commission définissait l'eutrophisation comme « ***l'enrichissement de l'eau en éléments nutritifs, notamment en composés de l'azote et / ou du phosphore, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui perturbe l'équilibre des organismes présents dans l'eau et entraîne une dégradation de la qualité de l'eau en question*** ».

Le développement des algues et des végétaux dans les milieux aquatiques est un phénomène naturel amplifié par l'enrichissement du milieu en éléments nutritifs (oligo-éléments, éléments chimiques dont l'azote, le carbone, phosphore et le silicium) et un certain nombre de paramètres (température, éclaircissement, salinité et dureté du milieu, temps de séjour et profondeur de l'eau). L'accumulation de grandes quantités de matières organiques vivantes ou mortes insuffisamment recyclées engendre une série de nuisances.

L'eutrophisation revêt diverses formes et concerne à la fois les eaux douces (stagnantes et courantes) et les eaux salées (côtières voire du large) comme le montre le tableau 5.

Forme végétale	Aspect	Milieus concernés
Phytoplancton (algues microscopiques en suspension)	Coloration de l'eau (verte, brune, rouge selon les espèces) Réduction de la transparence	Plans d'eau (lacs, lagunes), cours d'eau lents et parfois milieu marin et côtier
Diatomées fixes (algues microscopiques)	Dépôt sur le fond des cours d'eau, galets glissants	Cours d'eau lents ou rapides
Algues filamenteuses fixées	Grandes algues, envahissant parfois toute la masse d'eau. Cladophores : longs filaments de plusieurs mètres	Cours d'eau
Macro-algues vertes marines (ulves)	Aspect de laitue	Lagunes, estrans sableux
Végétaux supérieurs (potamots, renoncules, myriophylles...)	Allure de végétaux terrestres	Tronçons de cours d'eau lents à fonds déposés et plans d'eau peu profonds

Tableau 5. Formes végétales qui caractérisent l'eutrophisation (CORPEN, 1998)

Parmi les algues qui prolifèrent dans les eaux eutrophes, les cyanobactéries peuvent représenter jusqu'à 90% de la flore algale. Leur développement exacerbé affecte aujourd'hui bon nombre de milieux aquatiques lenticues (barrages, étangs, certaines rivières). Ces algues ont une très grande capacité d'adaptation aux variations physico-chimiques ponctuelles ou saisonnière du milieu.

II-3.1. Facteurs favorisant l'eutrophisation

a) **Éléments nutritifs**

La composition chimique des végétaux est classiquement considérée comme indicatrice de limitation nutritionnelle pour leur développement. Pour les végétaux terrestres, ce principe est utilisé à des fins agronomiques en terme de fertilisation et pour les végétaux aquatiques, il sert de base à l'analyse de la limitation de leur croissance par des sels nutritifs (Dion et Le Bozec, 1999). En effet, les végétaux et les algues peuvent croître tant qu'ils trouvent les éléments nutritifs dont ils ont besoin dans le milieu et que les conditions physiques sont favorables.

En **eaux douces naturelles**, le phosphore est l'élément pour lequel la demande des algues et des végétaux pour la croissance de nouveaux tissus est la moins bien satisfaite, c'est à dire que c'est l'élément pour lequel le rapport demande / offre du milieu est le plus élevé. Le phosphore est donc le facteur limitant de la prolifération algale et végétale en eaux douces naturelles.

Bien que le niveau de concentration en P suffisant pour maîtriser l'eutrophisation soit difficile à respecter (de l'ordre de 20 à 30 $\mu\text{g/l}$ dans les cours d'eau et de 15 dans les plans d'eau), le phosphore reste le seul facteur de maîtrise dans la plupart des cas, au moins en eau douce. En conditions fortement anthropisées où les apports de phosphore au milieu aquatique sont importants, le facteur limitant deviendrait l'azote, or, le déficit d'azote est comblé par l'activité de bactéries capables de fixer l'azote atmosphérique se développant en eaux douces. Du point de vue nutritionnel, c'est alors le carbone qui peut théoriquement devenir l'élément limitant. Avant d'en arriver à de telles situations, les facteurs du milieu limitent eux-même la prolifération végétale et algale. Ainsi, l'auto-ombrage consécutif de l'eutrophisation rend la ressource énergétique lumière limitante.

En ce qui concerne les **eaux salées**, le fait que le phosphore soit le facteur limitant est beaucoup moins clair. Cependant, toute stratégie de réduction du phosphore à l'intérieur des terres ne peut qu'avoir des conséquences positives sur l'eutrophisation de ces milieux.

Le phosphore semble être le facteur limitant des développements algaux et végétaux en eau douce dans une gamme de concentrations allant jusqu'à environ 0,2 mg de P/l (soit 0,6 mg de PO_4/l). Au-delà, comme c'est souvent le cas des rivières bretonnes (en particulier en période d'étiage), le phosphore est en excès et les concentrations sont alors largement suffisantes pour déclencher l'eutrophisation à condition que les autres facteurs du milieu soient réunis.

b) Facteurs physiques

Outre l'apport de nutriments, le confinement des masses d'eau (temps de renouvellement ou temps de séjour) est le premier facteur physique de l'eutrophisation. Puis viennent l'intensité lumineuse, la stratification thermique des eaux stagnantes et la température de l'eau. Cela explique le caractère saisonnier du phénomène d'eutrophisation.

Distinction eaux stagnantes / eaux courantes

Comme l'hydrodynamisme est un facteur important du développement de l'eutrophisation, les apports excessifs de phosphore auront des conséquences différentes s'ils ont lieu dans les cours d'eau à écoulement plus ou moins rapide ou dans les eaux stagnantes (retenues, lacs). En effet, en eaux stagnantes, les nutriments azotés et phosphorés sont piégés. Les premiers sont assimilés et dénitrifiés alors que les seconds sont assimilés et sédimentés (Moreau, 1997). Cet enrichissement des eaux des réservoirs se traduit par une prolifération accrue de micro-algues, et plus particulièrement de cyanobactéries au printemps et à l'automne.

De façon très imagée, il est possible de reprendre l'hypothèse de Barroin selon laquelle « une eau courante qu'on ralentit fait du végétal comme un sportif qu'on sédentarise : il fait du gras ».

Lors d'une étude de suivi de l'eutrophisation sur quatre retenues destinées à l'alimentation en eau potable dans le Morbihan, la DDAF de ce département a révélé des modes de fonctionnement différents et une sensibilité variable aux conditions environnementales entre les retenues. La profondeur a notamment des conséquences sur la sensibilité aux perturbations atmosphériques et la vitesse de réchauffement de la retenue.

Distinction aux douces / eaux saumâtres

Le milieu côtier peut se diviser en zones exposées et en zones abritées selon des critères hydrodynamiques, comme les eaux douces peuvent être distinguées selon qu'elles sont courantes ou stagnantes (Barroin, 2003). Les eaux marines littorales, bien que salées, peuvent être considérées comme l'ultime point bas du réseau hydrographique continental, donc le réceptacle des eaux des bassins versants. Cependant, d'après Aurousseau (2001), l'eutrophisation côtière n'est pas limitée par le phosphore car les stocks de phosphore dans les sédiments estuariens sont énormes et suffisants pour répondre à la demande des algues et des végétaux pendant très longtemps. Selon Piriou *et al.* (1993), ce stock constitué dans la baie de Lannion pourrait alimenter des biomasses d'ulves pendant des décennies. D'ailleurs, les stocks estuariens de phosphore dateraient d'un certain temps et auraient été augmentés lors de la déforestation massive du moyen-âgeMoyen-Age et du développement récent de l'industrie et de l'agriculture. De plus, le mouvement des marées et les tempêtes remettent en suspension les stocks de phosphore en brassant les sédiments.

La composition en azote et phosphore des ulves de marées vertes a été suivie dès 1987 en baie de Saint-Brieuc, mais aussi à partir de 1993 en baie de Lannion et dans cinq autres sites des Côtes-d'Armor à partir de 1997. Ces études ont permis de confirmer le rôle prépondérant de l'azote dans le contrôle annuel du phénomène de marées vertes à l'échelle des côtes bretonnes. D'autre part, Dion et Le Bozec (1999) ont mené une étude de l'eutrophisation de la baie de Douarnenez lors des marées vertes de 1996. Ils ont montré que la croissance des algues est limitée de façon temporaire par le phosphore au mois de juin (sauf pour les plages du nord de la baie) puis de manière plus générale et soutenue par l'azote à partir de mi-juin jusqu'en septembre pour l'ensemble des plages.

II-3.2. Etat de l'eutrophisation des eaux douces en Bretagne

a) Cours d'eau

La sensibilité des milieux à l'eutrophisation phytoplanktonique peut être appréciée par un groupe de paramètres attestant de la manifestation effective des « blooms » algaux (production de biomasse chlorophyllienne), ou du risque d'eutrophisation (évolution d'espèces traduisant les niveaux d'enrichissement en nutriments, mesure de la chlorophylle-a). La figure 10 montre que les cours d'eau de l'est et du sud – est de la région (bassin de la Vilaine et autres cours d'eau à faible pentes et étiages sévères) représentent les secteurs les plus touchés par l'eutrophisation. A l'inverse, alors que les apports en nutriments ne sont pas moindres, la plupart des rivières de Bretagne occidentale semblent peu atteintes par ces floraisons phytoplanktoniques, ce qui laisse supposer que les flux véhiculés par ces eaux rapides vont plutôt alimenter en aval les blooms algaux marins. En Bretagne, on estime que plus de 50 000 tonnes de macro-algues sont déposées sur les plages chaque année, nécessitant un enlèvement mécanique coûteux.

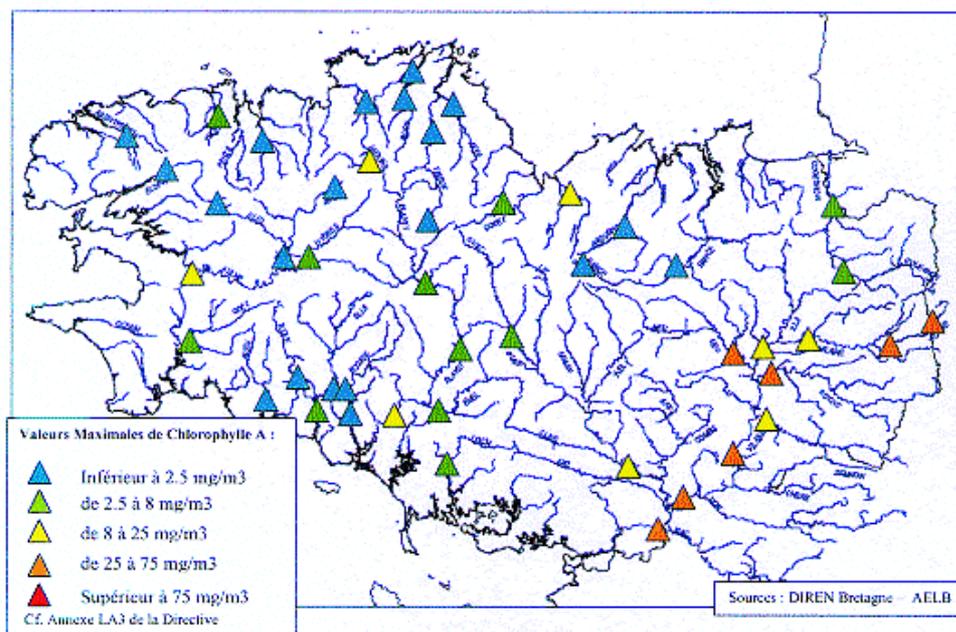


Figure 10. Qualification de l'eutrophisation des cours d'eau en 2000 évaluée avec le paramètre chlorophylle-a en Bretagne (DIREN Bretagne)

b) Retenues

L'évaluation de l'intensité des phénomènes, toujours examinée sous l'angle des concentrations en chlorophylle-a (les classes de qualité utilisées sont les mêmes que pour les cours d'eau au paragraphe précédent) montre un territoire régional fortement affecté. La spécificité occidentale tend à disparaître bien que des cours d'eau du nord-ouest (Elorn, Gouet, Guic...) semblent moins touchés.

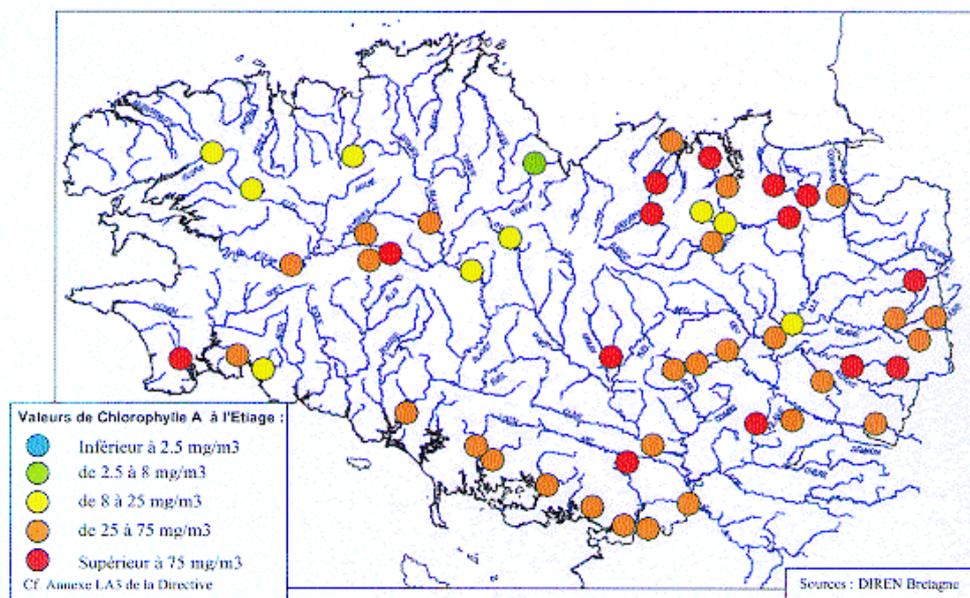


Figure 11. Qualification de l'eutrophisation des eaux douces en retenues ou canaux à l'été en 2001 évaluée avec le paramètre chlorophylle-a en Bretagne (DIREN Bretagne)

II-3.3. Conséquences de l'eutrophisation

Les conséquences de l'eutrophisation s'expriment à plusieurs niveaux, les premiers niveaux ayant des conséquences sur les suivants. Par exemple, une modification des conditions physico-chimiques a des répercussions sur le développement et la survie de certains poissons.

a) Effets directs

Les principaux effets directs de la présence de nutriments en quantité importante dans le milieu aquatique sont :

- Prolifération d'algues pouvant parfois produire des toxines (notamment cyanobactéries) ;
- Consommation de l'oxygène dissous ;

- Variation du pH de l'eau ;
- Diminution de la transparence de l'eau ;
- Production de composés toxiques ;
- Déstructuration d'habitats aquatiques.

Ces effets ont des conséquences importantes sur la vie aquatique et donc sur les activités humaines qui sont liées au milieu.

b) Conséquences sanitaires, écologiques et économiques

Traitement de l'eau

La présence d'algues et éventuellement de composés toxiques associés dans l'eau des retenues peut provoquer la transmission directe de toxines dans l'eau de consommation et des difficultés de traitement. Les toxines peuvent persister deux à trois semaines après la mort des algues productrices et elle sont fortement thermorésistantes (ODE des Côtes-Côtes-d'Armor, 2003). D'après une étude réalisée par Vézic *et al.* de l'université de Rennes 1 des (2001), 27 sites regroupant des retenues, des étangs et des rivières parmi 52 ont révélé la présence de toxines en concentrations supérieures à la Concentration Limite Tolérée proposée par l'OMS (1 µg/L en équivalent microcystine-LR par litre) pour une eau de consommation.

L'excès de matière organique dû à l'eutrophisation colmate les filtres et les grilles de prise d'eau et provoque des variations rapides et importantes de la qualité de l'eau (pH, matière organique, NH_4^+ ...). Les procédés de traitement doivent donc être continuellement adaptés. Cependant, ces traitements ne permettent pas toujours de ramener la matière organique résiduelle sous les seuils réglementaires et ils peuvent conduire à la libération de sous-produits toxiques. La qualité de l'eau distribuée se dégrade et il y a des risques de production de substances indésirables affectant les qualités organoleptiques de l'eau (goût et coloration). Ces altérations sont dues aux cyanobactéries mais aussi à *Asterionella*, au fer, et au manganèse.

Ainsi, l'eutrophisation provoque une élévation des coûts de traitement, une altération de la qualité de l'eau distribuée et une augmentation des risques sanitaires.

Activités récréatives, tourisme

L'eutrophisation détériore la valeur esthétique et le potentiel ludique du milieu aquatique. En effet, indépendamment de sa qualité bactériologique, une eau dont la transparence mesurée par le disque de Secchi est inférieure à un mètre est interdite à la baignade surveillée. Par ailleurs, la présence de plantes aquatiques gêne les activités aquatiques et les couches gélatineuses qui peuvent se développer en surface incitent peu aux activités de contact. Elles peuvent même causer des problèmes sanitaires (démangeaisons et effets plus graves). On connaît à ce jour plus de 50 espèces de cyanobactéries (ou cyanophycées) capables de produire des toxines (hépatotoxines, neurotoxines et dermatotoxines). Les systèmes nerveux, digestif, respiratoire et cutané peuvent ainsi être touchés à différents degrés de gravité lors d'un contact, d'une absorption ou d'une inhalation. Seules les hépatotoxines ont été mises en évidence dans les retenues de Bretagne. Cependant, d'après l'O.D.E. des Côtes-d'Armor (2003), de nombreuses espèces potentiellement productrices de neurotoxines sont fréquemment identifiées dans les lacs et les réservoirs de la région, il est donc possible que des neurotoxines soient présentes, mais elles ne sont pas recherchées. Environ 75% des blooms de cyanobactéries sont accompagnés d'une production de toxines. En Bretagne, trois principales familles de Cyanophycées sont rencontrées (tableau 6).

Famille	Genres	Espèces type
Chroococcales	Mycrosystis Woronichinia Snowella	Mycrosystis aeruginosa Woronichinia naegeliana Snowella lacustris
Nostocales	Aphanizomenon Anabaena	Aphanizomenon flos-aquae Anabaena cirinalis, A. spiroïdes
Oscillatoriales	Planktothrix Limnothrix	Planktothrix agardhii

Tableau 6. Principales espèces de cyanophycées rencontrées en Bretagne (ODE 22, 2003)

En gras : principales espèces pouvant produire des toxines

De plus, des organismes peu désirables comme les moustiques ou les escargots d'eau peuvent profiter de la richesse du milieu pour proliférer et s'accompagner d'un cortège d'organismes préjudiciables et de virus.

Extrait de la Circulaire de la D.G.S. (Direction Générale de la Santé) du 4 juin 2003 : «

Le développement de cyanobactéries dans les eaux de baignade et de loisirs nautiques constitue un problème sanitaire émergent. En effet, les cyanobactéries (algues bleues) sont, dans certaines conditions et selon leurs types, susceptibles de produire différentes toxines (dermotoxines, hépatotoxines, neurotoxines) et d'être à l'origine de troubles somatiques de nature et d'intensité variables tels que des démangeaisons, des gastro-entérites aiguës, voire des atteintes neurologiques. Ces troubles surviennent à la suite d'une ingestion ou éventuellement de l'inhalation d'eau contaminée. Les baigneurs et les

A l'heure actuelle, il n'existe pas de normes sanitaires relatives au développement des cyanobactéries et à la production de toxines pour les eaux de baignade. L'OMS a édicté des recommandations en 1999 qui déterminent trois niveaux de dangers et les actions correspondantes à mettre en place : information du public et du gestionnaire du site, limitation ou interdiction des activités nautiques, fréquence du suivi sanitaire.

Ecologie aquatique

Paradoxalement, l'eutrophisation entraîne une baisse de la diversité biologique. Quand les conditions physico-chimiques du milieu sont modifiées, certaines espèces se développent au détriment d'autres. L'auto-ombrage consécutif de la turbidité de l'eau limite la photosynthèse dans les couches profondes, donc le développement d'algues de fond et d'herbes aquatiques. En s'intensifiant, l'auto-ombrage s'accompagne d'une évolution des espèces algales, les plus exigeantes en matière d'éclairement cédant la place aux moins exigeantes appartenant à la classe des Cyanobactéries.

La faune piscicole est perturbée par ces variations des conditions physico-chimiques et la modification de ses habitats. Les salmonidés sont des espèces très fragiles et sont particulièrement sensibles, notamment à la baisse de l'oxygène dissous. Ces poissons sont d'abord touchés au niveau de la reproduction et de la nutrition avant que leur survie ne soit affectée.

Economie

L'affectation de la qualité de l'eau et du milieu aquatique a des conséquences économiques majeures qui mériteraient d'être chiffrées (la dernière estimation nationale date de 1988, voir introduction). En effet, le surcoût du traitement de l'eau est important, la limitation des activités récréatives a des effets sur le tourisme et l'économie locale. Les activités économiques qui dépendent de la qualité du milieu aquatique (pêche, pisciculture, conchyliculture...) sont largement affectées par l'eutrophisation qui diminue les rendements et augmente les charges d'entretien du matériel.

Conclusion

Il semble que dans les cours d'eau de Bretagne, du fait de l'accumulation déjà réalisée, le phosphore ait cédé sa place de facteur limitant aux facteurs énergétiques comme la lumière et la température. Cependant, le phosphore reste le facteur de maîtrise, c'est-à-dire celui sur lequel on peut jouer pour limiter l'eutrophisation et ses conséquences sanitaires, écologiques et économiques.

III Transfert de phosphore du sol au milieu marin

Le sol constitue le milieu-clé des processus liés au transfert de phosphore vers le réseau hydrographique. Il est le milieu récepteur des éléments riches en phosphore (déjections animales et boues), il a une capacité très importante à fixer cet élément et à le rendre disponible pour les plantes. Le sol est donc la « soupape » de régulation qui limite les apports de phosphore au réseau hydrographique. Une fois dans le milieu aquatique, les conséquences du phosphore ont un caractère inexorable alors que le sol joue le rôle de tampon. D'ailleurs, ce milieu a une certaine inertie vis-à-vis des polluants dans le sens où il a une aptitude à enregistrer pendant des décennies, d'abord silencieusement, les désordres du fonctionnement environnemental d'un écosystème régional. C'est la notion de « peur du sol » (Chevry et Gascuel, 2002).

Les divers polluants migrent des sols et des exploitations vers l'eau par des voies différentes selon leurs propriétés physico-chimiques, la façon dont ils sont utilisés, les conditions du milieu (pluviosité, température, humidité du sol). Le comportement du phosphore est totalement différent de celui de l'azote et s'apparente plus à celui des pesticides pour les transferts.

III-1. Le phosphore dans le compartiment sol

III-1.1. Biodisponibilité du phosphore

Selon Massé et le groupe PK du COMIFER (1995), la biodisponibilité d'un élément chimique représente certaines caractéristiques de cet élément présent dans le sol qui lui confèrent la possibilité d'être absorbé par une culture. Les réserves en phosphore biodisponible peuvent donc être considérées comme constituées de l'ensemble des ions phosphates présents dans la solution du sol et ceux susceptibles de la rejoindre en un temps compatible avec la durée de l'activité racinaire.

On sait que même lorsque les engrais sont apportés sous une forme soluble dans l'eau, la part prélevée par les cultures ne représente que 20 à 30% de cet apport au grand maximum, comme le montre la figure 12. L'autre partie du phosphore apporté réagit avec les constituants du sol et évolue progressivement vers des états moins disponibles pour les plantes.

Les plantes, de même que les microorganismes des sols et de l'eau, ne peuvent consommer le phosphore que sous forme d'ions orthophosphates PO_4^{3-} . Le phosphore organique n'est alors pas directement assimilable. Pour le devenir, il doit être hydrolysé par des phosphatases ou des phytases végétales ou microbiennes. Pour les boues résiduaires de stations d'épuration, elle dépend des traitements subis et peut n'atteindre que 25% de celle des formes minérales.

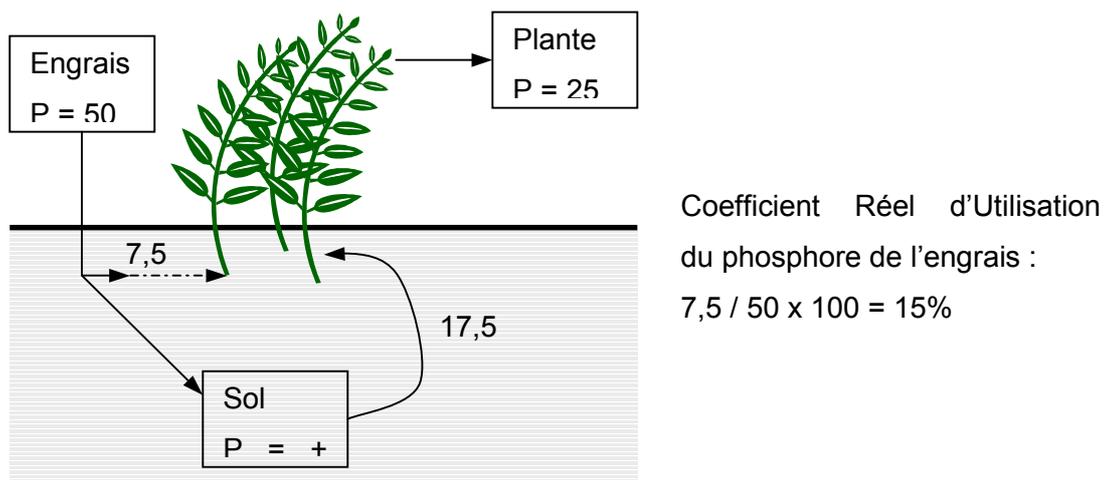
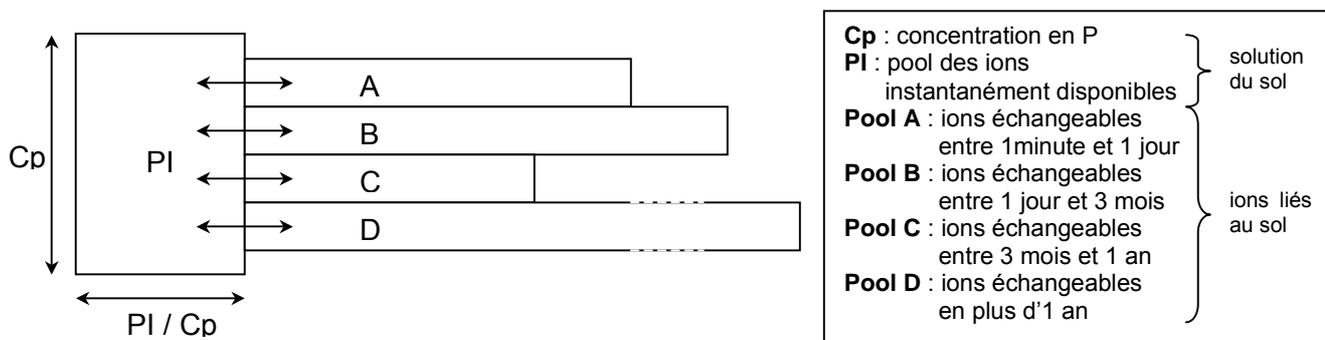


Figure 12. Evaluation du C.R.U. (Coefficient Réel d'Utilisation) du phosphore lors de l'apport d'engrais par la méthode isotopique (d'après les travaux de Fardeau)

La concentration moyenne de la solution du sol est de l'ordre de 0,2 mg de P/l, c'est-à-dire que le phosphore en solution ne représente en général que 1 à 2% de la quantité de phosphore absorbé annuellement par une culture (Morel et Fardeau, Derval (44), 1994). Ainsi, la plus grande partie du phosphore extrait par les racines provient de la phase solide du sol qui contient donc une réserve disponible quand la concentration dans la solution du sol baisse suite à l'absorption par les racines. L'aptitude des ions phosphates présents sur la phase solide à « équilibrer » la solution du sol dépend de la concentration dans la solution et de la durée d'échange entre la solution et les constituants du sol.

On est ainsi amenés à introduire la notion de pouvoir tampon et de pouvoir fixateur du sol. Le pouvoir tampon est la propriété que possèdent certains composants du sol à « s'opposer » à une variation de la concentration en phosphore de la solution du sol et le pouvoir fixateur du sol est l'aptitude de certains constituants du sol à transformer les formes mobiles du phosphore en formes moins mobiles.

La caractérisation du phosphore réellement biodisponible est réalisable grâce à la méthode des cinétiques d'échanges isotopiques des ions phosphate. De plus, cette technique permet de démontrer que le phosphore biodisponible d'une terre est un ensemble hétérogène à plusieurs compartiments dont les ions peuvent rejoindre la solution en des temps très divers comme l'illustre la figure 13.



**Figure 13. Modèle pluricompartimental du phosphore biodisponible des sols
(Fardeau et al., 1993)**

Tous les pools (ou compartiments) fournissent du phosphore à la solution du sol. Généralement, la quantité de phosphore isotopiquement échangeable en moins d'une minute est supérieure de 1 à 2 ordres de grandeur à la quantité de phosphore dissous dans la solution du sol.

III-1.2. Rétention du phosphore dans le sol

La disproportion entre les quantités importantes de phosphore mises en jeu par l'agriculture et celles limitées qui fuient avec l'eau traduit la forte capacité du sol à retenir cet élément. En effet, même pour un sol riche en phosphore, la concentration dans la solution du sol reste faible (< 1mg de P/l).

Des études ont montré que les sols bretons sont particulièrement riches en phosphore dit « assimilable », qui selon Fardeau (1993), représente en fait le phosphore extrait par un réactif conventionnel et supposé biodisponible, ou du moins celui dont la quantité extraite est corrélée aux quantités susceptibles d'être prélevées par les plantes. Le phosphore dit Dyer résulte de la détermination du phosphore soluble par l'acide citrique à 20 g/l (norme NF X31-160). Il est généralement réservé aux sols à pH acide. La figure 14 donne une représentation cartographique des teneurs cantonales en **phosphore Dyer** des sols français. Les valeurs les plus fortes (teneurs supérieures à 600 mg de P_2O_5 /kg, soit environ 10 % des échantillons) ne correspondent pas à certains cantons qui auraient des valeurs systématiquement élevées, mais il s'agit plutôt de parcelles fortement pourvues au sein d'un grand nombre de cantons.

Le Limousin et la Franche-Comté apparaissent avec des valeurs généralement faibles. Au contraire, l'ouest de la Bretagne et l'Alsace ont des valeurs élevées : les médianes sont supérieures à 300 mg de P_2O_5 /kg et les quartiles supérieurs dépassent presque toujours 400 mg de P_2O_5 /kg. Au sein de ces régions, on distingue même des secteurs avec des valeurs particulièrement élevées comme les zones légumières ou les zones d'élevage intensif de Bretagne. Cette observation générale est confirmée par les cartes des statistiques communales en Bretagne de la figure 15.

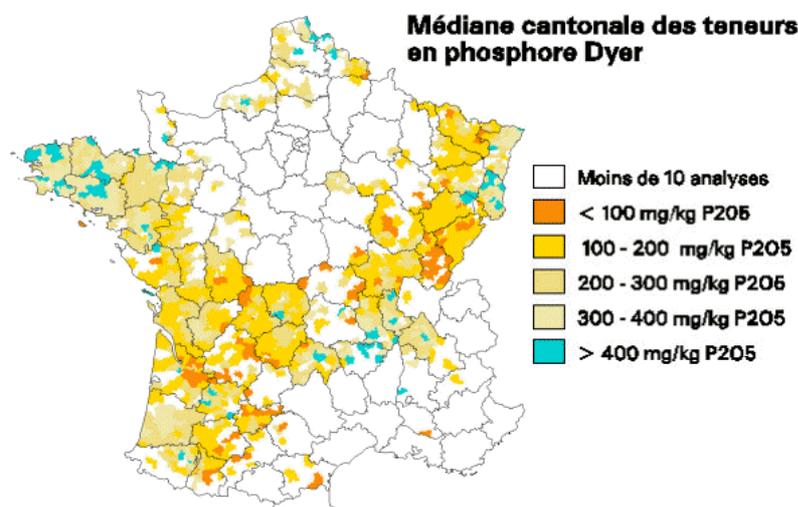


Figure 14. Médiane cantonale des teneurs en phosphore Dyer en France pour la période 1990-1995 (<http://viviane.roazhon.inra.fr/snas/frame.htm>)

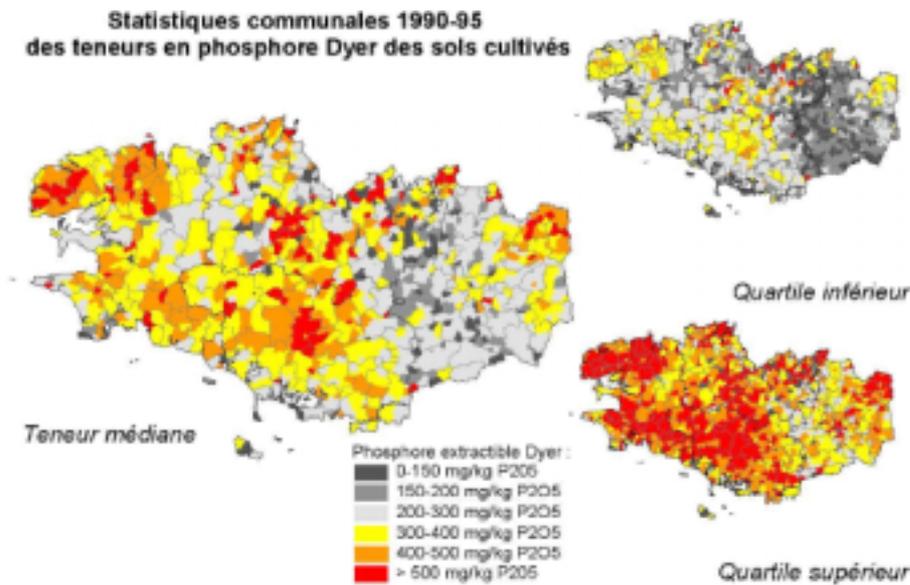


Figure 15. Statistiques communales des teneurs en phosphore Dyer des sols cultivés bretons sur la bases d'analyses réalisées entre 1990 et 1995 (Walter *et al.*, 1997)

A part pour quelques cultures très exigeantes, il est admis que le phosphore ne contrôle plus la production végétale au-delà d'un seuil compris entre 220 et 250 mg de P₂O₅/kg (Dyer). Au-delà, le phosphore alimente le stock du sol. La teneur moyenne en phosphore des sols de Bretagne est de 400 mg de P₂O₅/kg (Dyer) sur la base des données 1990-1995. De nombreuses communes ont une moyenne ou une médiane supérieure à 500 mg de P₂O₅/kg et même, pour certaines, supérieure à 1 000 mg de P₂O₅/kg.

L'évaluation du stock de **phosphore total** dans les sols n'est pas simple car cette mesure n'est que rarement effectuée. D'après Aurousseau (2001), l'évaluation directe du stock de phosphore dans les sols est impossible et la variabilité spatiale de ces stocks n'est pas connue. Les teneurs en phosphore « assimilable » évaluées pour des raisons agronomiques sont alors utilisées pour estimer le phosphore total via une relation statistique. Ainsi, l'évaluation du stock régional de phosphore dans les sols présente une incertitude assez grande : il varierait entre 8 et 20 millions de tonnes et plus probablement entre 8 et 12 millions de tonnes (exprimé en P).

La rétention du phosphore dans le sol se fait via des processus :

- biotiques : assimilation par les plantes et les microorganismes, minéralisation des résidus végétaux, de la litière et du phosphore organique du sol ;
- abiotiques : sédimentation, adsorption, précipitation et processus d'échange entre le sol et la solution du sol.

Le phosphore est dispersé dans la matrice du sol. Il est adsorbé à la surface des particules constitutives du sol, essentiellement les argiles, les matières organiques et les oxydes ou hydroxydes de fer ou d'aluminium. Les phénomènes d'adsorption et de désorption présentent des cinétiques rapides par rapport aux réactions de précipitation ou de dissolution comme le montre la figure 16. Pour cette raison, les phénomènes d'adsorption / désorption contrôlent les concentrations en phosphore dans la solution du sol et par conséquent, sa mobilité et sa biodisponibilité.

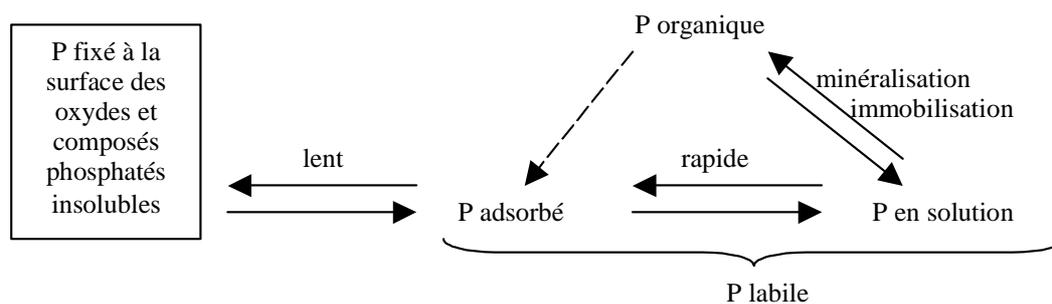


Figure 16. Cycle du phosphore dans le sol

Trois mécanismes d'adsorption du phosphore à la surface des particules du sol peuvent être distingués (figure 17) (Vanden Bossche, 1999) :

- on parle de **complexe de sphère interne** si aucune molécule d'eau ne s'interpose entre l'ion adsorbé et l'adsorbant ;
- de **complexe de sphère externe** quand au moins une molécule d'eau s'interpose entre l'ion et la surface
- **d'adsorption dans la couche diffuse** si un ion solvaté ne forme pas de complexe avec un site chargé de la surface mais contribue seulement à neutraliser la charge de surface par sa présence.

Le premier mécanisme (adsorption spécifique) nécessite la présence de groupements réactifs à la surface de l'adsorbant alors que les deux derniers (adsorption non spécifique) nécessitent des surfaces chargées.

Les groupements fonctionnels impliqués dans l'adsorption spécifique des sols appartiennent pour la plupart à des molécules organiques (groupements carboxyle, carbonyl, amine, imidazole, phénolique, alcool ou hydroxyle et sulfhydryl). Le groupement $-OH$ (alcool dans la matière organique, hydroxyle dans les constituants minéraux des sols) est aussi présent à la surface des hydroxyles de fer ou d'aluminium ainsi qu'en bordure des feuilletts d'argiles. Dans le cas des ions phosphates, l'adsorption spécifique se fait par un échange de ligand (figure 18).

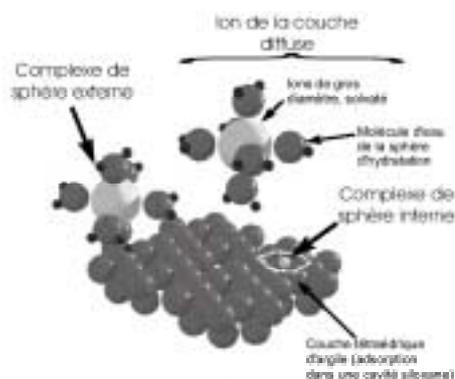


Figure 17. Les trois types de complexes de surface, d'après Sposito (1989) (Vanden Bossche, 1999)

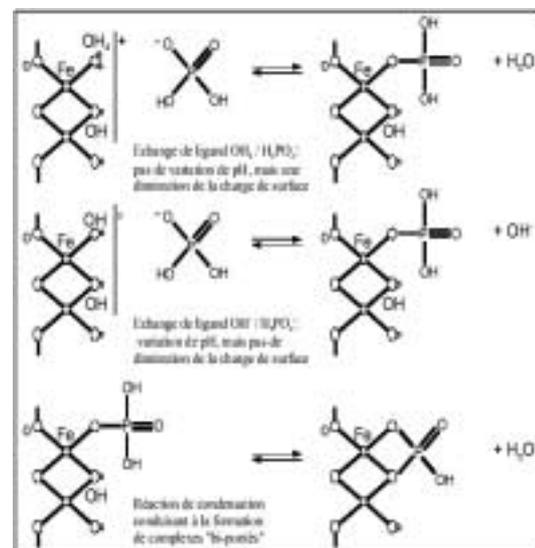


Figure 18. Mécanismes d'adsorption des ions phosphates sur un oxy(-hydro)xyde de fer, d'après Maître et al. (1990), Stumm et al. (1980)

De plus, la matière organique forme des complexes stables avec les cations métalliques du sol : Fe, Al et dans une moindre mesure Ca, les complexes organométalliques. Ces assemblages sont réactifs à l'égard des groupements phosphates. Ainsi, Bloom (1981) indique que la rétention des phosphates dans les sols acides riches en matière organique est le fait de complexes organométalliques alumineux.

Le pouvoir fixateur des sols pour le phosphore résultant à la fois de propriétés physico-chimiques du sol (matière organique, argiles, pH...) et de son histoire agronomique (fertilisation minérale, apports organiques, mode d'exploitation...), il est possible trouver dans une même unité pédologique des sols au comportement différent pour lesquels le passé cultural masque l'effet du type de sol (Morel et Fardeau, 1990).

D'après Cachot *et al.* (2000), bien que le sol ait une forte capacité à retenir les ions phosphates, les apports massifs de déjections animales saturer les sites réactionnels du sol vis-à-vis des ions phosphates non seulement par l'ajout de phosphate, mais aussi en réduisant les propriétés initiales de fixation par enrobage et agrégation des particules de terres.

Même si les capacités de stockage en phosphore des sols bretons sont importantes (taux d'argile, de limon et de matière organique intéressants), il faut éviter de les augmenter encore. Ces stocks sont tellement importants que les efforts doivent être concentrés sur les moyens à mettre en œuvre pour éviter qu'ils ne passent dans le réseau hydrographique (Aurousseau, 2001).

III-1.3. Migration du phosphore dans le profil de sol

Les déplacements de phosphore dans le sol sont lents et se font par **convection** (« mass flow ») ou **diffusion**. Lors de la convection, le phosphore suit le mouvement de l'eau, mais ce phénomène ne suffit pas à alimenter la plante. L'absorption du phosphore par les racines cause la formation d'un gradient de phosphore autour de la racine, dans une zone de 2 mm environ. Alors les ions phosphates diffusent vers la racine le long de ce gradient. Le déplacement des phosphates dans le sol se fait donc dans une zone très restreinte. Les mycorhizes⁴ jouent un rôle très important dans la nutrition phosphatée des plantes grâce aux longs filaments mycéliens des champignons qui transportent le phosphore sur des distances pouvant être importantes.

⁴ Mycorhizes : associations symbiotiques entre certains champignons du sol et les racines de certaines plantes.

Le transfert vertical du phosphore dans le sol se fait surtout à la faveur de voies de circulation préférentielles de l'eau (macropores : fissures ou galeries de vers de terre ou d'autres animaux). Le phosphore accumulé en surface est également redistribué mécaniquement dans le profil de sol lors du labour.

A terme, cette redistribution verticale couplée à des stocks de plus en plus importants peut peut-être constituer une menace pour la qualité des nappes souterraines à long terme. En effet, selon Dorioz *et al.* (1997), l'eau de pluie se charge en phosphore au niveau des feuilles (pluvio-lessivats) puis de la surface du sol et/ou des débris végétaux recouvrant le sol. Les concentrations en phosphore soluble peuvent alors être très importantes (de 0,2 à 0,5 mg/L de P soluble). Puis l'eau perd sa charge phosphorée au contact de la phase solide du sol. Dans les cas de transfert d'eau rapide (drainage), ce système de contrôle des concentrations en phosphore soluble dans les eaux profondes perd de son efficacité. Le même résultat peut être atteint en cas de saturation en phosphore de la phase solide du sol.

III-2. Transfert de phosphore vers et dans le réseau hydrographique

La part du phosphore transféré est faible en comparaison avec les stocks : 3 000 à 4 500 tonnes de P par an contre 8 à 12 millions de tonnes (Aurousseau, 2001). Cependant, ces transferts constituent la principale source de phosphore retrouvé dans le réseau hydrographique ou en milieu côtier et représentent plusieurs siècles de fuites. A l'échelle d'un petit bassin versant agricole de 12 km², celui du Coët-Dan (56), les flux de phosphore dans le ruisseau à l'exutoire sont dérisoires par rapport aux excédents comme le montre le tableau 7.

	Excédents en tonnes / an	Fuites par l'eau en tonnes / an
1998	49,5 à 53,1	4,2 en 1987/1988 0,6 en 1988/1989
1994	72,5	0,45 en 1993/1994

Tableau 7. Excédents et fuites de phosphore sur le bassin versant du Coët-Dan (d'après Cann *et al.*, 1999)

Selon Cachot *et al.* (2000), des sorties de phosphore dans les eaux de drainage à une concentration de 0,3 à 0,5 kg de P/ha peuvent apparaître comme des valeurs faibles à un agronome compte tenu des valeurs apportées et des stocks de phosphore dans le sol, mais, du point de vue environnemental, ces quantités ont un double caractère hautement polluant. Tout d'abord, la concentration d'apparition du processus d'eutrophisation est faible : 20 µg de P/L⁵ ; ensuite, les sorties de phosphore ont un caractère inexorable puisqu'elles se poursuivront en s'accroissant pendant des dizaines d'années même en l'absence de tout apport supplémentaire de phosphore. Le « bruit de fond naturel » est très faible, généralement inférieur à 0,2 kg de P total /ha/an (Dorioz *et al.*, 1997) sauf en cas de forte érosion.

A l'échelle de la région, on estime que les pertes de phosphore varient dans une fourchette de 0,5 à 3 kg de P/ha/an. Dans l'ouest de la région, les pertes moyennes varient de 0,5 à 1,5 kg de P/ha/an, et de 1,5 à 3 kg de P/ha/an dans l'est. Ces pertes ne sont pas corrélées avec les stocks estimés, mais elles le sont négativement avec la teneur en matière organique (Aurousseau, 2001).

Les flux de phosphore se répartissent en :

- Un flux de **ruissellement et érosion** fortement dépendant des pratiques agricoles (ruissellement diffus) et, dans une moindre mesure, des teneurs en phosphore du sol (lors de conditions pluviométriques exceptionnelles) ;
- Un flux de **drainage et lessivage** dépendant de la saturation du sol en phosphore, peu dépendant à court terme des pratiques agricoles.

La grande majorité du phosphore en jeu est transféré au milieu hydrographique par des processus de ruissellement, le drainage et le lessivage concernent généralement des quantités faibles (pour des saturations du sol en phosphore faibles).

III-2.1. Ruissellement et érosion ... au moment des crues

Le ruissellement intervient quand la pluviométrie est supérieure à la capacité d'infiltration du sol ou quand le sol est saturé en eau. Il s'accompagne du rinçage des surfaces imperméabilisées et éventuellement d'érosion hydrique lorsqu'il y a entraînement de particules du sol (et des éléments adsorbés comme le phosphore) par l'eau.

⁵ La dilution de 1 kg de P (10⁹ µg) dans 50 000 m³ d'eau peut permettre l'eutrophisation.

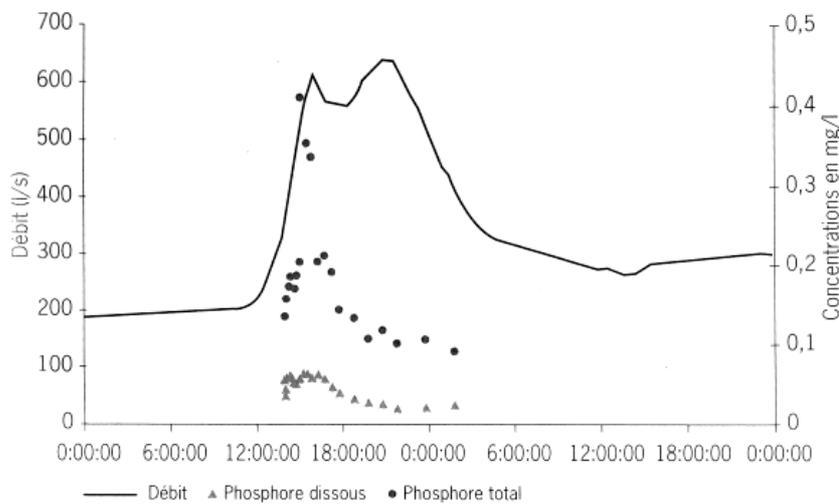
Lors d'une étude réalisée par SUEZ Lyonnaise des eaux et l'université de Rennes 1 (1998), des essais de simulation de pluies (40 mm/h pendant 30 minutes) répétées trois fois sur des parcelles cultivées en maïs ayant reçu ou non une boue liquide issue d'une station d'épuration qui déphosphore les effluents par un procédé physico-chimique montrent que :

- Les concentrations en phosphore dissous des eaux de ruissellement sont maximum lors de la première simulation, à la fois pour la zone témoin et la zone ayant reçu la boue. Puis la concentration en phosphore dissous diminue pour les autres simulations, traduisant un appauvrissement temporaire dû à l'entraînement rapide du phosphore échangeable ou labile à la surface du sol. Une diminution progressive des teneurs au cours d'une même simulation est également observée. Par contre, aucune différence significative n'apparaît entre les deux traitements pour le phosphore total.

La part dissoute du phosphore exporté est inférieure ou égale à 3% du phosphore total. C'est l'intensité du ruissellement qui détermine le flux total de phosphore exporté.

Les départs de phosphore d'origine agricole s'effectuent donc lors des épisodes pluvieux, lorsque les eaux de ruissellement amènent des particules de sol et des déjections chargées au cours d'eau, c'est-à-dire surtout au début du ruissellement. L'agitation provoquée par l'accélération de l'eau et les remous suffit à dissoudre une grande partie du phosphore dans l'eau. L'augmentation brutale de phosphore dissous transporté au cours des crues provient de cette agitation (Cann, 1990). Lors d'une crue, la montée tant en orthophosphates qu'en phosphore total dissous se produit dès le début des crues, et la descente commence avant même que le débit maximum soit atteint. Ce comportement s'explique par le fait que le phosphore est un élément très facilement adsorbable et donc peu entraîné par l'eau en profondeur dans le sol. Il y a alors peu de phosphore dissous dans les nappes et donc dans les cours d'eau en dehors des crues. Ces processus de transfert systématiquement observés lors de crues sont décrits dans l'encadré suivant.

Extrait de Cann *et al.*, Transfert et flux de nutriments – Importance des transports de surface et de faible profondeur, Ploufragan (22), 1999 :



Variation des concentrations en phosphore dans l'eau pendant la crue des 25 et 26 mai 1998 sur le coët-Dan

Au début des crues, lorsque le débit augmente, les concentrations en phosphore total croissent très rapidement. Le phosphore soluble réactif [dissous] augmente très rapidement mais dans de moindres proportions et de manière moins rapide que le phosphore total. C'est donc sous une autre forme qu'arrive l'essentiel du phosphore en crue, spécialement en début de crue. L'augmentation en phosphore total accompagne l'augmentation brutale et brève de la teneur des eaux en matières en suspension (M.E.S.).

Le maximum de concentration s'observe souvent avant que le débit maximum soit atteint. La concentration en phosphore change ainsi d'ordre de grandeur. Elle atteint plus de 8 mg/L lors d'une crue et dépasse 1 mg/L à chaque crue notable sur le Coët-Dan, le Kerouallon et presque toujours dans le Kerharo. La concentration est couramment multipliée par 20 en moins d'une demi-heure. Ce type de variation s'observe systématiquement lors des crues.

Sur un pas de temps plus large (annuel), des mesures de débit, de concentration et de flux effectuées sur le Canut à Lassy par la DIREN Bretagne montrent que les pics de concentration hivernaux sont à peu près concomitants des crues (figure 15a) alors que les flux de phosphore sont quasiment superposables au débit (figure 15b).

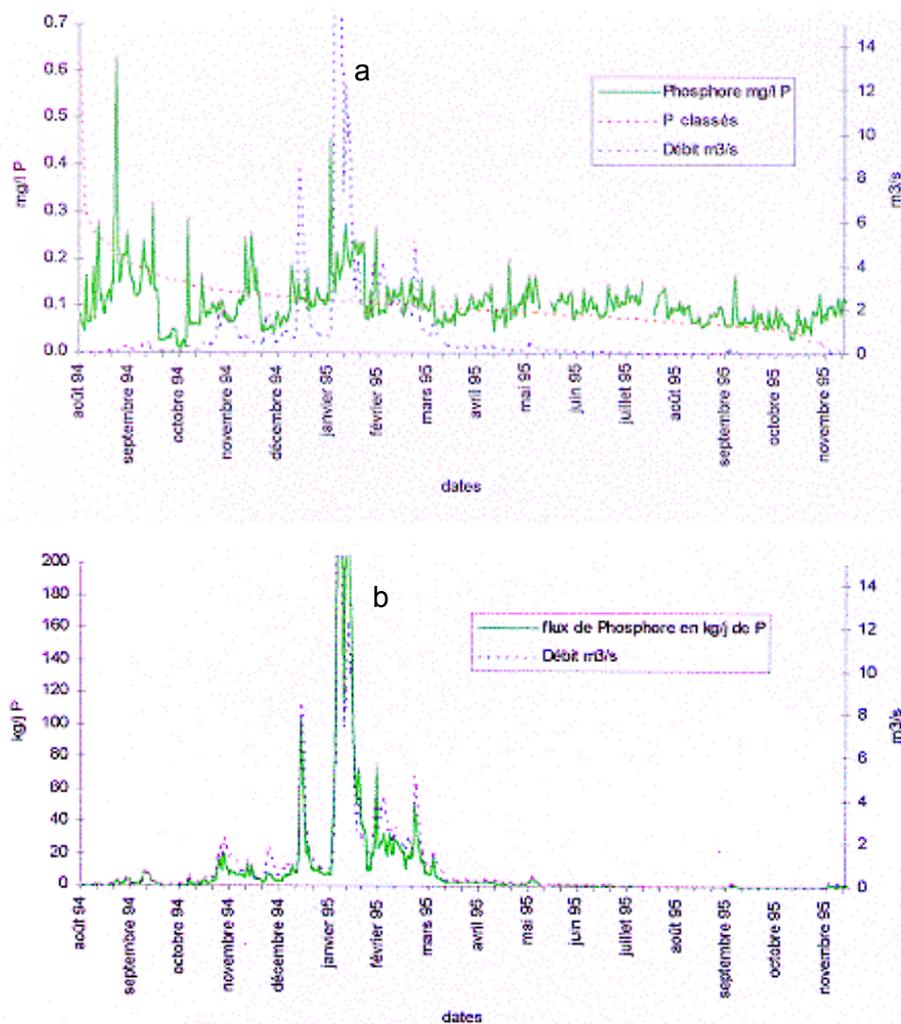


Figure 20.- Evolution des débits, des concentrations de phosphore total (a) et des flux de phosphore total (b) sur le Canut à Lassy (DIREN Bretagne, 1995)

L'intensité des pluies, la nature et la structure du sol (sensibilité au compactage, à la battance), le travail du sol (présence de mottes à la surface, semelle de labour) la couverture du sol, la nature, la dose, la date d'épandage et le mode d'application des fertilisants phosphatés sont autant de facteurs qui jouent un grand rôle sur les transferts de phosphore du fait de leur importance dans la genèse du ruissellement. L'activité biologique des animaux du sol et des plantes doit aussi être prise en compte.

Le transfert des flux diffus de phosphore total vers l'exutoire des fleuves et rivières est un phénomène largement discontinu. Le fait que les transferts interviennent principalement lors des épisodes de crues explique que les concentrations en phosphore des eaux soient très variables (Dorioz *et al.*, 1997).

III-2.2. Drainage et lessivage ... quantitativement moins importants

Le **drainage** consiste en l'évacuation en profondeur de l'excès d'eau en présence dans le sol. Il peut se faire naturellement par les voies de circulation préférentielles de l'eau dans le sol (macroporosité) ou être induit par la pose de canaux à ciel ouvert ou enterrés. Le ruissellement est assimilable à un drainage externe où l'élimination de l'eau se fait sur la surface du sol.

Le **lessivage** se produit lorsque la quantité d'eau arrivée au sol devient supérieure à la capacité de rétention de ce sol. L'eau de pluie qui s'écoule dans le sol dissout les éléments nutritifs minéraux (dont le phosphore) et d'autres substances et les entraîne alors vers les eaux souterraines.

Les transferts verticaux sont généralement faibles, sauf dans les cas particuliers de sols de sables grossiers ou artificiellement drainés (Cann *et al.*, 1999) où le phosphore est entraîné avec l'eau par drainage. Selon Dorioz *et al.* (1997), le lessivage de colloïdes très fins sur lesquels le phosphore est adsorbé peut également être envisagé, mais les quantités de phosphore lessivées restent généralement très faibles.

Même si les transferts verticaux ont un rôle de moindre importance par rapport aux quantités transférées par ruissellement, des études notamment nord-américaines mettent **en évidence l'importance de cette voie de transfert pour les sols à très forte teneur en phosphore** (CORPEN, 1998 ; Dorioz *et al.*, 1997). Le risque de transfert par lessivage ne serait pas négligeable quand la saturation du sol en phosphore est importante (teneur en aluminium / teneur en P Melich III supérieure à 7,6% pour un sol avec une teneur en argile supérieure à 30 % et à 13,1% pour un sol avec une teneur en argile inférieure ou égale à 30 % d'après le règlement sur les exploitations agricoles du Québec⁶). En effet, le phosphore minéral mobilisable par drainage et lessivage dans le sol semble corrélé au degré de saturation du sol en phosphore (Beauchemin *et al.*, 1996 ; Giroux et Tran, 1996 ; Giroux *et al.*, 1996 *in* Larocque *et al.*, 2002). La question de savoir si ces observations sont valables en Bretagne reste posée.

⁶ Règlement sur les exploitations agricoles du Québec : http://publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R11_1.HTM

Actuellement le manque de références des quantités de phosphore drainées et lessivées dans notre contexte pédo-climatique pose problème et il est urgent d'en acquérir. Un essai est en place depuis quatre campagnes sur le site d'Arvalis, l'institut du végétal à la Jaillère (44) : un ensemble de parcelles drainées a été mis en place et toutes les eaux de ruissellement d'une part et de drainage d'autre part sont recueillies. Le phosphore fait partie de paramètres évalués. A l'heure actuelle, les résultats ne sont pas disponibles et une synthèse devrait être produite courant 2004.

III-2.3. Importance des sédiments du réseau hydrographique

Les réserves de phosphore ne sont pas importantes uniquement dans les sols, mais aussi dans les milieux aquatiques : sédiments des rivières, des lacs, des étangs et de la mer (CORPEN, 1998). En Bretagne, les stocks dans les sédiments du réseau hydrographique et des estuaires sont estimés à environ 1 000 et 4 000 tonnes respectivement (Aurousseau, 2001). Ces réserves sont susceptibles d'entretenir pour longtemps un potentiel d'eutrophisation pour les milieux où elles sont stockées, qui différera d'autant l'efficacité de tous les moyens de maîtrise mis en œuvre, quelle que soit la source à laquelle ils sont appliqués. Ces stocks de phosphore ajoutent une nouvelle charge en phosphore pour l'eau lorsqu'ils sont remobilisés. Les déstockages se produisent de façon continue et ils peuvent aussi être massifs lors d'évènements particuliers comme les inondations, la « saturation » des zones tampons, la modification de l'occupation des sols, etc. Ainsi, les sédiments jouent successivement le rôle de puits et de source vis-à-vis du phosphore (figure 18).

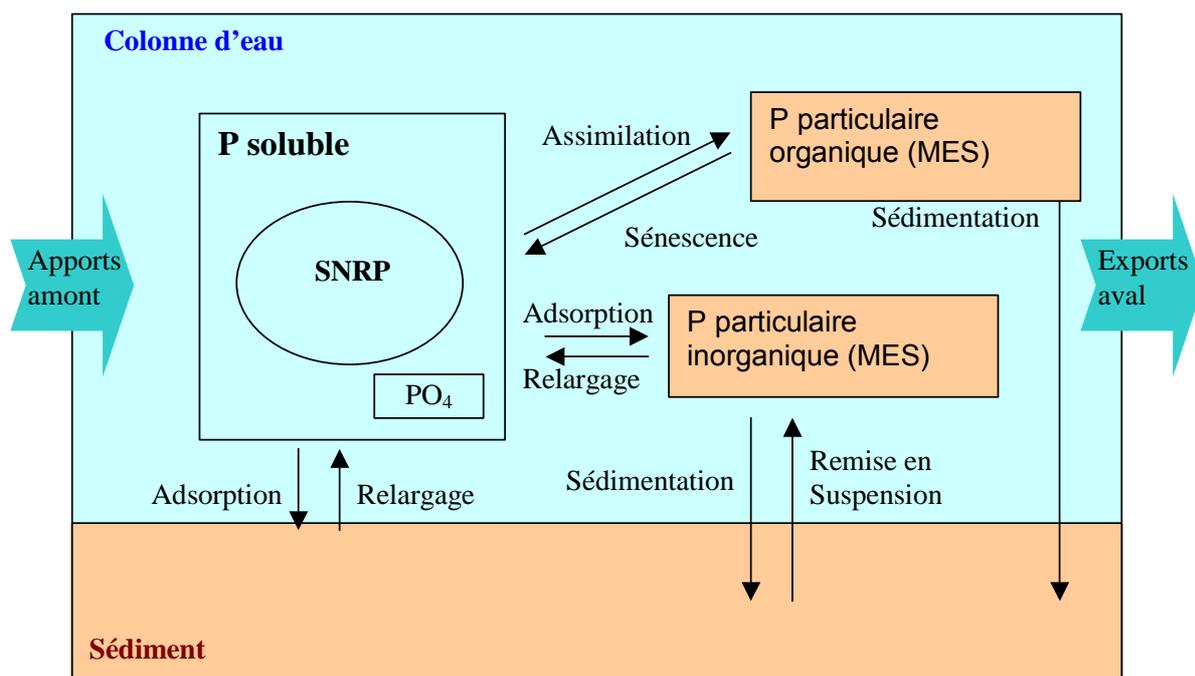


Figure 21.- Principaux échanges des formes de phosphore dans la colonne d'eau et échanges avec le sédiment (Moreau, 1997)

SNRP : Soluble Non-Reactive Phosphorus

Le **phosphore soluble** qui arrive dans les cours d'eau peut être assimilé par les organismes du milieu aquatique. Il peut également être piégé par les particules en suspension ou précipité. Il sédimente alors de même que le **phosphore particulaire**, et contribue finalement à l'enrichissement des sédiments profonds. Comme dans les sols, la fraction argileuse et certains composés organiques des sédiments peuvent adsorber les ions phosphates.

La spéciation du phosphore des sédiments de la Haute Vilaine a été étudiée par Moreau (1997). Les formes stables d'apatite (liaison au cation Ca^{2+}) représentent moins de 20% du phosphore total des sédiments. Du fait que les teneurs en Ca^{2+} sont faibles en Bretagne, le phosphore s'immobilise peu sous forme d'apatite (stable). Le phosphore considéré comme labile (lié au fer et à l'aluminium) représente 70% du phosphore total des sédiments. Lors de la même étude, l'utilisation de cultures de microalgues a permis de définir le phosphore potentiellement biodisponible. La différence de spéciation avant et après consommation du phosphore par les algues donne la quantité et la qualité du phosphore disponible en conditions optimales pour ces organismes. Au final, une partie du phosphore labile a été consommée par les algues. Les ressources potentielles dans les sédiments nécessaires pour le développement d'algues dans la Haute Vilaine sont donc importantes comparées à celles de la colonne d'eau. La variabilité de la biodisponibilité potentielle du phosphore est très grande pour un même bassin versant et varie en fonction de l'origine des sédiments, de la charge en phosphore total, de la teneur en fraction fine, de la teneur du sédiment en CaCO_3 , oxydes de fer et matière organique.

Le phosphore du sédiment benthique exerce donc un contrôle rapide sur la charge en cet élément de la colonne d'eau à travers des phénomènes d'adsorption à la surface du sédiment (figure 18). Une ou plusieurs étapes beaucoup plus lentes entre la surface et les couches plus profondes du sédiment contrôleraient indirectement cette capacité du sédiment à retenir ou non les phosphates. Cela suppose l'existence de sites régulateurs, certainement des sites de fer amorphe, en équilibre avec le phosphore absorbé facilement remis en solution. Si la colonne d'eau ne reçoit plus de phosphate (charge externe), il y aura relargage rapide du phosphore des sédiments (charge interne) vers la colonne d'eau pour rétablir l'équilibre. Si les échanges entre les sites régulateurs et le phosphore adsorbé étaient stabilisés, l'enrichissement de la colonne d'eau en phosphore serait stoppé. Cependant le temps nécessaire à l'établissement de cet équilibre reste à définir (Moreau, 1997).

D'après Dorioz *et al.* (1997), un relargage notable de phosphore soluble à partir des sédiments apparaît lorsque des conditions anaérobies s'établissent à l'interface eau / sédiment. En effet, la désoxygénation (absence d'oxygène) entraîne la réduction des différents substrats accepteurs d'électrons dans l'ordre suivant : le nitrate est le premier à céder son oxygène, suivi du manganèse (alors plus soluble), du fer (lui aussi plus soluble, conduit au relargage du phosphore fortement fixé par les composés ferriques) et du sulfate en sulfure comme le montre la figure 19 (Barroin, 2003).

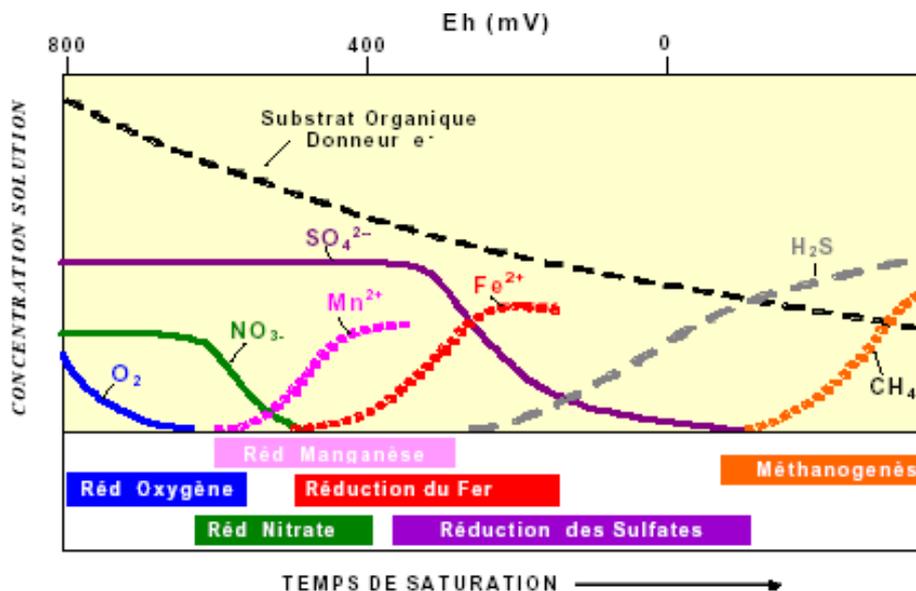


Figure 22.- Succession de réduction des substrats accepteurs d'électrons en fonction du potentiel d'oxydo-réduction

Ces réductions s'achèvent par les processus de fermentation qui attaquent les substances carbonées pour donner du méthane. La présence de nitrate peut bloquer cette cascade de réduction en empêchant la réduction des composés ferriques et le relargage du phosphore associé.

De tels phénomènes ont lieu dans les eaux stagnantes et ont été observés dans la retenue de l'Arguenon (22). Cette retenue a montré des relargages saisonniers de phosphore avec des pics pouvant être importants pendant plusieurs années. Actuellement, ces relargages sont très atténués. L'hypothèse la plus probable est que la présence de nitrate dans la retenue à des teneurs autour de 30 mg/l limite les relargages de phosphore car le nitrate est réduit avant les oxydes de fer sur lesquels est fixé le phosphore.

Succession d'évènements entre la colonne d'eau et le sédiment lors d'une crue :

Lors d'une crue, l'agitation provoquée par l'accélération de l'eau et les remous suffit à **dissoudre** une grande partie du phosphore provenant des sols. L'augmentation brutale de phosphore dissous transporté au cours des crues provient de cette agitation. Une partie de ce phosphore dissous se **minéralise** ensuite sous forme d'ion orthophosphate, ce qui explique également les augmentations de concentration de cet ion au début des crues (Cann, 1990). Quand le débit se stabilise, l'agitation de l'eau se réduit et **le phosphore dissous se fixe** alors à nouveau sur les particules en suspension, surtout sur le fer et l'aluminium. Les concentrations en phosphore total et en orthophosphates diminuent progressivement et les particules elles-mêmes **sédimentent** peu à peu. Les plus grosses et lourdes tombent plus vite dans le lit du ruisseau et ne sont donc **déplacées** que sur de courtes distances. A l'inverse, les particules les plus légères et petites (MES) sédimentent moins vite et l'onde de crue les déplace plus loin. Plus longtemps en suspension, elles fixent plus de phosphore durant toute la phase de précipitation et sont donc plus riches en phosphore à l'arrivée. C'est pourquoi les sédiments ont une granulométrie plus forte en moyenne que les MES et une teneur en phosphore moins élevée.

Lors de nouvelles crues, les sédiments déposés dans le lit du ruisseau ou des rivières en aval sont à nouveau **brassés par l'agitation de l'eau**, se mettent en **suspension**, **relarguent** du phosphore, sont **transportés**, **refixent** du phosphore et **sédimentent** à nouveau. Ils progressent ainsi vers l'estuaire par bonds successifs. Les particules les plus fines peuvent se retrouver dans la mer en une seule étape.

Ces étapes successives rendent difficile l'interprétation de résultats de qualité d'eau. En effet, la mesure ne permettra pas de distinguer le phosphore apporté par le ruissellement qui provoque la crue et donc provient du bassin versant de celui remis en suspension et/ou relargué par les sédiments et qui provient donc de la rivière elle-même.

Dans le contexte du lac Léman, le phosphore particulaire exporté ne provient pas de l'érosion des sols pour environ 2 crues sur 3, mais d'une pollution ponctuelle différée dans le temps (Dorioz *et al.*, 1989). Les quantités exportées lors de ces crues dépendent en fait plus de l'état de saturation des sédiments en phosphore avant la crue que de l'intensité de celle-ci. Ce n'est donc qu'en prenant en compte ces phénomènes de fixation / remobilisation qu'il est possible d'établir des relations significatives entre concentration et débit.

Conclusion

Cette partie sur les transferts de phosphore vers et dans le réseau hydrographique a montré que ces transferts ne peuvent en aucun cas se résumer à un transport passif et mettent en jeu des phénomènes complexes de fixation et de remobilisation du phosphore.

Les mécanismes de transfert du phosphore sont très dépendants de la pluviosité. Les flux sont donc soumis à une variation due aux conditions de pluviométrie plus qu'à l'année ou à la saison. Lors des années pluvieuses, les crues sont plus nombreuses et / ou plus importantes, elles transportent alors de grandes quantités de phosphore. Cette grande amplitude des concentrations en phosphore rend l'étude de la variabilité saisonnière difficile.

Des phénomènes peu étudiés et observés à l'échelle du bassin versant ont des conséquences encore mal évaluées sur les transferts de phosphore vers le réseau hydrographique (Dorioz *et al.*, 1997). Il s'agit des pertes par érosion suite à un apport d'eau externe à la parcelle (débordements de fossés, écoulements à partir de routes, sorties d'eau hypodermiques) ou de la libération de phosphore soluble liée à des conditions réductrices découlant de l'inondation des bas-fonds.

III-3. Flux de phosphore à l'échelle de la Bretagne et qualité du réseau hydrographique

III-3.1. Estimation globale des flux de phosphore à l'échelle de la Bretagne

Cette partie est rédigée à partir de l'étude des flux d'azote et de phosphore en Bretagne réalisée par Arousseau P. en 2001. Les résultats sont représentés de façon schématique par la figure 20.

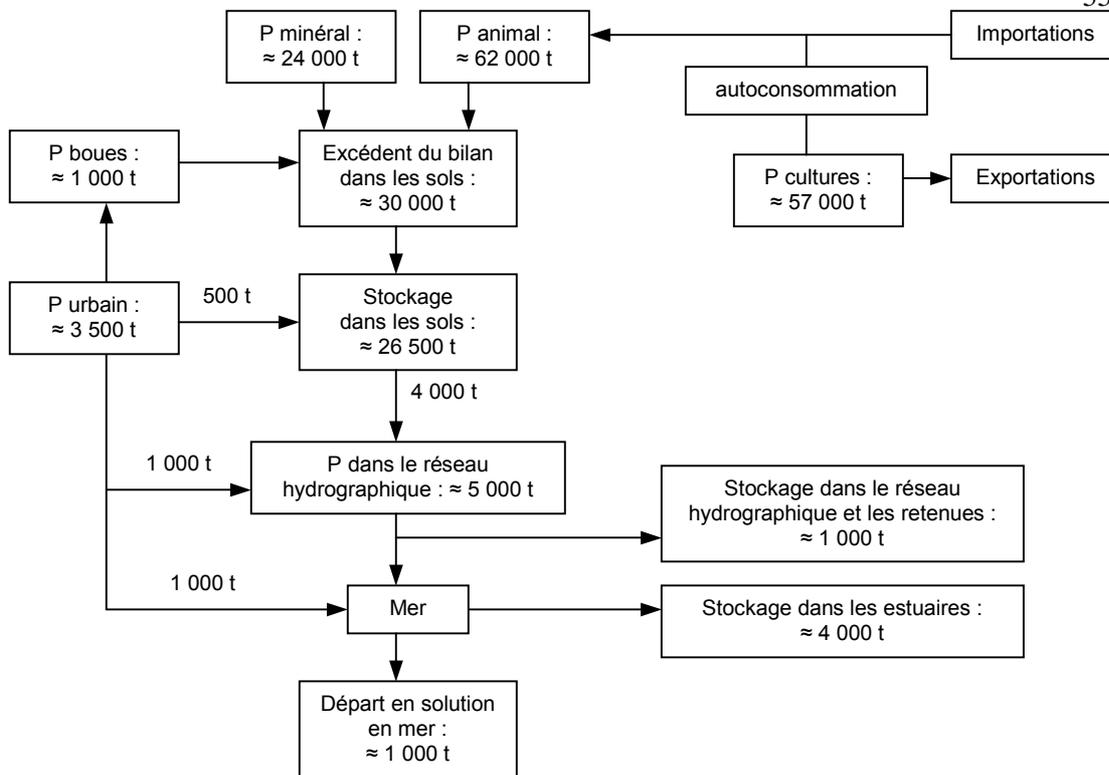


Figure 23. Cycle du phosphore dans l'écosystème « Bretagne » en 2000 (Aurousseau, 2001)

Le bilan du phosphore à l'échelle de l'écosystème et de l'hydrosystème « Bretagne » est **excédentaire de 30 000 tonnes de P par an environ**.

Il apparaît que cet excédent se retrouve essentiellement dans les **sols**. En effet, quelques milliers de tonnes (de l'ordre de 4 000 tonnes de P) sont transférés vers le réseau hydrographique et le reste de l'excédent participe à l'augmentation annuelle du stock dans le sol (26 500 tonnes de P stockées en 2000). Le flux moyen régional de phosphore vers le réseau hydrographique est estimé à 2 kg de P /ha/an. L'augmentation annuelle du stock dans les **sédiments estuariens** est de 4 000 tonnes de P. Ce site de stockage a une très grande importance pour la Bretagne puisque le phosphore de ce compartiment est l'une des causes du développement des algues vertes et les blooms phytoplanctoniques. La capacité de stockage des **cours d'eau** et les **retenues** est difficile à évaluer.

Les **stocks totaux** de phosphore dans les sols bretons sont estimés à environ 10 millions de tonnes, mais les incertitudes sont grandes et liées au fait que le phosphore total n'est pas suivi. Les estimations résultent de corrélation avec les mesures de phosphore « assimilable », elles donnent une vision globale mais ne permettent pas d'avoir une représentation de la variabilité spatiale des stocks.

Suite à la baisse des quantités de phosphore minéral apportées, l'excédent du bilan phosphoré **diminue d'année en année** et le stock de phosphore dans les sols augmente de moins en moins. Néanmoins, cette évolution globale cache de grandes **disparités** entre les secteurs où la production animale est très intensive (et donc l'introduction de phosphore via l'alimentation du bétail très importante) et celles où la production végétale domine.

En outre, les flux de phosphore vers le réseau hydrographique ne semblent pas corrélés aux stocks mais avec la teneur en matière organique, de façon négative. Les matières organiques contribuent très fortement à l'immobilisation du phosphore dans le sol. Quand il y a une perte de matière organique, les éléments associés sont également mobilisés, entraînant des problèmes environnementaux en aval et une perte de fertilité des sols agricoles. En Bretagne, la teneur moyenne (moyenne communale) en matière organique a perdu 0,6 point en moyenne entre 1985 et 1995 (Walter *et al.*, 1996). De plus, cette baisse est d'autant plus élevée que la teneur initiale était forte. La **diminution des teneurs en matière organique** constitue une menace importante pour le transfert du phosphore des versants au réseau hydrographique. (Cann *et al.*, 1999 ; Aurousseau, 2001). Actuellement, il n'est pas possible d'évaluer ce risque. Cependant la baisse du taux de matière organique peut rendre les flux de phosphore depuis les versants vers les cours d'eau **de plus en plus dépendants des niveaux des stocks dans les sols**.

III-3.2. Qualité du réseau hydrographique

L'évaluation de la qualité des cours d'eau est réalisée grâce à l'outil SEQ-Eau (Système d'Évaluation de la Qualité des eaux superficielles) qui définit des classes de qualité pour différents paramètres. En ce qui concerne les matières phosphorées, les classes ont été définies pour le phosphore total et les orthophosphates et leurs bornes sont présentées dans le tableau 8. Le paramètre le plus déclassant a été retenu pour l'établissement des cartes suivantes.

Classes de qualité	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise	Très mauvaise
	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge
Phosphore total (mg/l)	0,05	0,2	0,5	1	
PO ₄ ²⁻ (mg de PO ₄ /l)	0,1	0,5	1	2	

Tableau 8. Limites des classes de qualité (indice SEQ-Eau) pour l'altération des cours d'eau par les matières phosphorées

La figure 24 permet de situer l'état des cours d'eau breton vis-à-vis des matières phosphorées par rapport aux autres régions du grand bassin versant Loire-Bretagne. Selon l'agence de l'eau Loire-Bretagne (2003), la situation s'est sensiblement améliorée depuis 1999. Les stations de bonne qualité se situent principalement à l'est du bassin Loire-Bretagne, l'ouest (Bretagne et Pays de Loire) étant plus dégradé. Concernant la Bretagne, les zones les plus dégradées sont la Bretagne Nord (Côtes-d'Armor) et la Vilaine.



Figure 24.- Qualité des cours d'eau du bassin Loire-Bretagne pour la période 2000-2002 pour les matières phosphorées (RNB –Agence de l'eau Loire-Bretagne, DIREN, 2003)

Plus spécifiquement pour la Bretagne, la figure 22 permet de distinguer un axe Saint-Brieuc / Vannes à l'ouest duquel la qualité est majoritairement bonne (vert). Par contre, elle est globalement passable à l'est de cet axe (RBDE Loire-Bretagne, 2002).



Figure 25.- Qualité des cours d'eau bretons pour la période 1997-1999 pour les matières phosphorées (Agence de l'eau Loire-Bretagne, Conseils Généraux, D.D.A.F., D.D.A.S.S., D.D.E., DIREN Bretagne et Pays de Loire, SIVALODET, Service Maritime et de Navigation, 2002)

Les secteurs de **très mauvaise** qualité (rouges) s'observent en aval d'agglomérations telles que l'Hyvet en aval de Merdrignac, le Meu en aval de Montfort, le Pas Guillaume en aval de Derval, la Seiche aval et sur de nombreux côtiers de la façade nord situés en zones maraîchères. Les principaux secteurs de qualité **mauvaise** (orange) sont situés sur l'Oust en aval de Malestroit, sur le Meu en aval de Mordelles, sur la Chère amont et le Frémeur. Il est intéressant de signaler la présence de tronçons de **très bonne** qualité (bleu) comme le Ninian amont, l'Aff amont et le Guinefort.

Globalement, la qualité pour les matières phosphorées s'est améliorée par rapport à la période 1994-1996. L'amélioration la plus notable concerne la Vilaine en aval de Rennes et est liée à la mise en service de la station d'épuration (360 000 équivalent-habitant) traitant l'azote et le phosphore. Par contre, une dégradation du haut bassin de la Vilaine est observée.

Au niveau départemental, l'observatoire de la qualité de l'eau du Morbihan précise dans son rapport de synthèse 2002 que « *les variations [des concentrations des matières phosphorées dans les cours d'eau du département] localement constatées d'une année sur l'autre ne permettent pas de mettre en évidence une tendance générale à l'amélioration ou à la dégradation* ».

Dans le bulletin Qualité'eau 35 (bulletin du réseau de référence de la qualité des eaux superficielles d'Ille-et-Vilaine), le bilan de l'année hydrologique 2001-2002 pour les matières phosphorées signalait que « *le phosphore total est un paramètre qui présente une grande variabilité dans le milieu. Les apports sont irréguliers et peuvent ne pas être enregistrés au cours des prélèvements aléatoires.* »

En effet, Moreau (2003) souligne qu'il faut être très prudent dans l'utilisation des chronologies des concentrations en phosphore. Selon Dorioz et al. (1997), l'impact des crues occasionnelles est mal évalué. Un pas de temps très réduit entre les mesures des matières phosphorées permettrait d'observer un continuum dans les variations de concentration au cours d'une crue.

Globalement, les concentrations en phosphore dans les eaux des cours d'eau sont généralement très faibles, sauf en cas de pollution par une agglomération ou une industrie. Les concentrations en phosphore dans les bassins agricoles restent généralement inférieures à 0,1 mg de P/l (classe verte) en dehors des crues.

La part des orthophosphates dans le phosphore total est un paramètre intéressant à estimer pour avoir une idée de l'origine de la pollution. En effet, lorsque plus de 30% du phosphore total est sous forme de phosphates, c'est souvent le signe de rejets directs dus à l'absence de déphosphatation ou à un dysfonctionnement de systèmes d'épuration des effluents urbains ou industriels en amont du point de prélèvement (Moreau, 2003).

En ce qui concerne les retenues destinées à l'alimentation en eau potable, la qualité de l'eau est suivie à l'entrée et à la sortie de la retenue. Le suivi des retenues vis-à-vis de l'eutrophisation est souvent réalisé à un pas de temps trop lâche (supérieur à la semaine) pour permettre, dans la plupart des retenues bretonnes, d'anticiper les problèmes de gestion de l'eau (D.D.A.F du Morbihan, 2001).

Moyens de lutte contre la pollution par les matières phosphorées

Comme cela a été montré dans la première partie de ce document, les sources de phosphore sont diverses : agricoles, industrielles et urbaines. De plus, de très faibles quantités de phosphore dans le réseau hydrographique suffisent à provoquer l'eutrophisation. Il est donc nécessaire d'agir à la fois sur les secteurs urbains, industriels et agricoles pour protéger la ressource en eau.

Cela implique tout d'abord d'acquérir une bonne connaissance des flux de phosphore grâce à des outils d'**évaluation** et de **suivi** pertinents et efficaces. Ensuite, les moyens de lutte contre les pollutions phosphorées qui peuvent être mis en place sont de type **préventif** ou **curatif**. Les propositions qui visent à réduire les apports de phosphore dans l'écosystème sont considérées comme préventives alors que celles qui ont pour objectif de limiter les transferts de phosphore vers le milieu aquatique puis l'eau de consommation sont qualifiées de curatives.

IV-1. Evaluer et suivre l'évolution des matières phosphorées

La surveillance de la qualité des eaux des cours d'eau et des retenues est valorisable si elle est conduite avec des objectifs bien identifiés comme suivre l'eutrophisation, favoriser l'alerte précoce, connaître le développement des processus ou améliorer les connaissances scientifiques. Dans les faits, les systèmes de surveillance visent souvent plusieurs de ces objectifs simultanément. Les méthodologies, les outils et les indicateurs utilisés pour évaluer le phosphore dans les sols et l'eau devraient donc être choisis pour leur concordance avec les objectifs définis. Le tour d'horizon des moyens de suivi et d'évaluation des pollutions phosphorées de cette partie a pour objectif d'apporter des éléments de réponse aux questions suivantes :

Les méthodes mises en œuvre pour évaluer le risque lié au phosphore sont-elles pertinentes ? Sont-elles suffisantes ?

IV-1.1. Dans les sols

Les premières méthodes développées pour évaluer la quantité de phosphore biodisponible dans les sols sont des extractions chimiques (Morel et Fardeau, 1990). Ces méthodes sont toujours utilisées en routine dans les laboratoires notamment pour raisonner la fertilisation

phosphatée. Cependant, l'agressivité et / ou la force ionique des substances chimiques utilisées pour les extractions sont beaucoup plus importantes que celles rencontrées à proximité des racines (Fardeau *et al.*, 1988). Ainsi, l'utilisation d'un agent agressif peut extraire une quantité de phosphore supérieure au phosphore biodisponible, l'eau en extrait une quantité inférieure et les agents intermédiaires ne sont pas toujours justes.

En Bretagne, la méthode traditionnellement la plus utilisée pour évaluer le phosphore « assimilable » est celle de Dyer car c'est la mieux adaptée aux sols acides de la région. Cependant, le phosphore Dyer ne serait pas un bon indicateur du phosphore biodisponible et la méthode Olsen donnerait des résultats plus proches de la réalité. D'après Fardeau *et al.* (1988), l'existence d'interactions variables entre les sols et les agents d'extraction oblige à conclure à l'impossibilité de trouver un réactif qui extrairait tout le phosphore assimilable et rien que le phosphore assimilable.

D'autres méthodes ont été développées pour apprécier de façon plus fine la biodisponibilité du phosphore. Il s'agit de méthodes physiques (électro-ultra-filtration), physico-chimiques (résines échangeuses d'ions) ou de méthodes basées sur l'emploi des isotopes radioactifs du phosphore comme traceurs. Ces procédures sont actuellement utilisées à des fins de recherche et ne sont pas applicables en routine en raison de leur coût très élevé.

Au Québec, le taux de saturation du sol en phosphore est mesuré par le rapport teneur du sol en phosphore Melich III / teneur du sol en aluminium. Quand la saturation du sol est importante (autour de 10%), les apports phosphorés doivent être inférieurs à l'exportation des cultures jusqu'à ce que l'on revienne en dessous du seuil de saturation fixé par la réglementation.

En France, on raisonne la fertilisation phosphatée sur la base des teneurs des parcelles, mais on ne prend pas en compte la notion de saturation ni son application environnementale.

IV-1.2. Dans l'eau

Cette partie concerne uniquement l'eau douce car le phosphore y est à la fois le facteur nutritif naturellement limitant (mis à part les facteurs énergétiques comme la lumière ou la température) et le facteur de maîtrise.

Les méthodologies employées pour suivre les pollutions phosphorées varient selon deux critères principaux : le pas de temps entre les mesures et les paramètres évalués.

a) Pas de temps le plus souvent trop lâche

La plupart des suivis réalisés sur les cours d'eau ont un pas de temps mensuel et sont donc indépendants des épisodes pluvieux. Or, les transferts de phosphore sont liés à des processus hydrologiques brefs et varient très fortement à des pas de temps très courts. De plus, les concentrations peuvent varier fortement pour une station et un débit donnés, notamment selon la saison, la succession des crues, les phases de la crue, etc. (Agence de l'eau Loire-Bretagne, 1997).

Moreau (2003) pose alors la question : « Comment peut-on apporter une image représentative de la réalité sur un pas de temps mensuel, alors que les processus en jeu peuvent varier d'un jour à l'autre ? » En effet, les mesures mensuelles donnent une vision du bruit de fond, une tendance générale d'évolution, mais pas des pics de transfert. Une quantification des flux de phosphore à l'échelle d'un bassin versant d'Amérique du nord de 330 km² montre que 75 % de celui-ci passe dans les crues les plus importantes, correspondant à 10 % du temps (cité par Gangbazo, 2000). A l'échelle d'un bassin versant plus petit et encore plus à l'échelle de la parcelle, cette répartition des flux dans quelques épisodes pluvieux est plus accentuée. Du fait des variations brutales des concentrations en phosphore, les rejets dans les cours d'eau sont généralement sous-estimés car les chances de recueillir des échantillons très chargés sont faibles. D'après le CEMAGREF (1990), pour bien connaître et quantifier les transferts de phosphore, il est indispensable de faire beaucoup d'analyses, essentiellement pendant les crues et de noter simultanément les caractéristiques du flux telles que la date, le débit et son évolution.

Une possibilité d'amélioration du suivi des pollutions phosphorées serait l'utilisation de **stations automatisées permanentes** (Moreau, 2003) qui effectueraient des prélèvements à un pas de temps réduit ou à partir d'un certain débit. Dans cette optique, une étude a été menée par le Conseil Général des Côtes-d'Armor entre juillet 2002 et juillet 2003 sur le bassin versant du Gouët. Trois préleveurs automatiques ont été disposés dans le bassin versant, deux sur deux cours d'eau en amont de la retenue du Gouët et un en aval de celle-ci. Les prélèvements ont été effectués à un pas de temps fixe (1 litre par jour à raison de 8 prélèvements par jour) permettant de mettre en évidence les différentes crues. Les résultats sont en cours d'analyse et montrent que les pics de phosphore (P total) ont lieu pendant les crues et que lorsque deux crues se succèdent à un intervalle de temps réduit, les eaux de la première sont beaucoup plus chargées en MES et phosphore que celles de la seconde. L'objectif de cette étude est de faire un bilan entrées-sorties du phosphore sur une retenue sur une période d'un an. Un bilan de la sédimentation est également réalisé sur cette retenue. Les résultats de ce travail devraient être publiés courant de l'année 2004.

Pour améliorer le suivi des pollutions phosphorées, il est également envisageable de **coupler les prélèvements destinés à l'analyse des pesticides à ceux destinés à l'analyse du phosphore**, cet élément ayant un comportement plus proche des pesticides que de composés comme les nitrates.

b) Choix des indicateurs

Les indicateurs les plus utilisés pour le suivi de la qualité de l'eau sont le phosphore total (P) qui représente le stock et les orthophosphates (PO_4) en solution et directement assimilables qui donnent une image de la croissance potentielle des végétaux et des algues. En outre, la concentration en chlorophylle-a des grands cours d'eau (ou prolifération d'algues filamenteuses en petits cours d'eau) est l'illustration des conséquences des phosphates sur le milieu naturel. L'évolution de ce paramètre constitue une information intéressante (DIREN Bretagne et Aquascop, 2001). Cependant, le phosphore peut être assimilé par des algues ou des cyanobactéries qui n'ont pas de chlorophylle, donc des teneurs en phosphore et en chlorophylle-a faibles ne sont pas forcément signe d'une bonne qualité de l'eau.

La multiplicité des formes du phosphore difficiles à mesurer et les variations brutales de concentration peuvent constituer un obstacle à la compréhension et à l'interprétation des mécanismes en jeu dans les cours d'eau. De plus, le phosphore soluble non réactif (SNRP) représente parfois une part importante par rapport à la teneur en phosphates (phosphore soluble réactif : SRP), or le devenir de ce compartiment n'est pas bien connu et il peut biaiser l'appréhension des techniques de mesure (Moreau, 2003).

Des précautions doivent être prises quant à l'interprétation de certains résultats. Par exemple, les prélèvements gérés par les D.D.A.S.S. de Bretagne et destinés la surveillance de l'eau utilisée pour la production d'eau potable sont effectués au niveau de la pompe. Ils ne sont donc pas forcément représentatifs d'évolutions du milieu aquatique car si la profondeur de pompage varie (en fonction de l'évolution de la qualité de l'eau), les variations des teneurs dans l'eau seront biaisées.

c) Comparaison avec d'autres pays

En Europe, d'autres pays se sont équipés de réseaux mesure de la qualité des eaux superficielles continentales et suivent les matières phosphorées. L'Allemagne et l'Angleterre dispose de classifications des eaux selon leur qualité basée sur le même système que le SEQ-Eau (7 classes en Allemagne et 6 classes en Angleterre). Les Pays-Bas ont adopté une autre méthode qui prend en compte le niveau de pollution par rapport au MTR (Risque Maximal Acceptable qui est égal au percentile 90 des normes de référence communautaires) et l'objectif à atteindre. Trois classes ont ainsi été définies :

1. Ne satisfait ni au MTR, ni à l'objectif de référence (rouge)
2. Satisfait au MTR, mais pas à l'objectif de référence (mauve)
3. Satisfait au MTR et à l'objectif de référence (bleu).

Au Québec, une seule valeur est retenue pour la teneur en phosphore total dans les cours d'eau : 20µg de P/L pour les rivières débouchant dans les lacs et 30µg de P/L dans les autres. C'est la fréquence de dépassement de cette teneur qui permet d'évaluer la qualité du cours d'eau.

Conclusion

Les protocoles de mesure dépendent de l'échelle à laquelle on se situe et du type de suivi : patrimonial, suivi d'une politique, alimentation en eau potable... Il n'y a donc pas de méthode standard, ni de système d'évaluation de la pollution par les matières phosphorées et de l'eutrophisation bien établis. Le suivi doit être adapté à la situation et au type de gestion.

Cependant il est nécessaire de mettre en place un « socle technique commun » et de définir d'un protocole scientifique et technique de suivi pour les gestionnaires de la qualité des eaux superficielles en Bretagne.

IV-2. Moyens préventifs de réduction des apports de phosphore

IV-2.1. Limitation de l'utilisation de produits phosphorés

La déphosphatation des rejets domestiques et industriels n'est pas suffisante pour réduire les apports de phosphore dans l'écosystème car :

- des pertes d'eaux usées non traitées existent et la collecte totale est impossible, donc une partie du phosphore utilisé se retrouve dans le réseau hydrographique ;
- la déphosphatation n'est jamais totale et du phosphore est toujours contenu dans les rejets de stations d'épuration ;
- le phosphore extrait des effluents se retrouve dans les boues, qui elles-même rejoignent l'écosystème via l'épandage sur les terres agricoles.

Comme le cycle du phosphore est sédimentaire et n'a pas de phase gazeuse, le phosphore introduit reste en circulation dans les écosystèmes terrestres et aquatiques *in fine*. Les formes chimiques et le compartiment dans lequel se trouve le phosphore peuvent être modifiés, mais il ne peut pas être véritablement « traité ». Une réduction de la consommation de phosphore domestique et industriel est donc impérative (Agences de l'eau, 1997). En ce qui concerne ces secteurs, les détergents et les lessives constituent la principale source de phosphore dans les rejets sur laquelle il est possible d'intervenir pour réduire les apports. Il existe des produits de substitution du phosphore dans les lessives dont les principaux sont la zéolithe (aluminosilicate de sodium), une argile de synthèse inoffensive pour l'environnement et le NTA (nitrilotriacétate de sodium) facilement biodégradable. Cependant, l'innocuité de ce dernier produit est controversée. La Bretagne fait partie des régions où la dureté de l'eau n'est pas suffisamment importante pour justifier l'emploi de produits phosphorés.

IV-2.2. Raisonement de la fertilisation phosphorée

Dans le secteur agricole, la fertilisation phosphatée n'est pas toujours bien gérée même si les agriculteurs commencent à prendre conscience du risque de pollution et d'eutrophisation de la ressource en eau que peuvent entraîner certaines de leurs pratiques.

a) Adaptation aux besoins des plantes et à la fourniture par le sol et les déjections animales

Avant les années 90, le raisonnement de fertilisation en phosphore se faisait sur des bases de seuils élevés, sécuritaires par excès. Depuis les fondements de la fertilisation phosphorée ont été rénovés et prennent en compte les besoins de cultures, le pouvoir fixateur du sol, le passé récent de fertilisation et le régime de restitution par les résidus de culture (Pellerin *et al.*, 2000).

Selon Masse et le groupe PK du COMIFER (1995), une culture exigeante a une faible capacité à extraire du sol les quantités d'éléments nutritifs nécessaires à la satisfaction de son besoin (d'où ne pas confondre « exigences » et « besoins »). La distribution du tableau 9 est une classification statistique de réponse des cultures à une impasse prolongée de fertilisation phosphatée. L'origine de ces différences n'est pas bien établie mais elle concerne entre autres les caractéristiques des racines et leur fonctionnement et la physiologie de la plante.

Forte	Moyenne	Faible
Betterave sucrière	Orge	Maïs grain
Colza grain	Escourgeon	Blé tendre
Luzerne	Blé sur blé	Tournesol
Pomme de terre	Maïs ensilage	Lin graines
Pois de conserve	Pois protéagineux	Avoine
Oignons	Ray-grass	Soja
Carottes	Féverole	Colza fourrager

Tableau 9. Exigence des cultures pour le phosphore (ITCF)

Les apports de fertilisants, qu'ils soient d'origine animale ou minérale, ne permettent d'accroître significativement la qualité et la quantité des récoltes que si la production est limitée par la nutrition minérale à partir des réserves du sol (Massé et groupe PK du COMIFER, 1995).

Ainsi la fertilisation n'est pas toujours utile du point de vue agronomique et deux teneurs seuils de phosphore assimilable du sol ont été établies par type de sol et par culture :

– **T impasse** : teneur au-dessus de laquelle une impasse annuelle pasne risque pas d'entraîner de diminution supérieure à 10% du rendement de la culture considérée. L'impasse⁷ peut être très souvent réalisée en Bretagne, où elle est conseillée pour des teneurs de sol supérieures à 400 ppm en phosphore Dyer (Chambres d'agriculture de Bretagne, 20 novembre 1994) ;

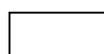
⁷ Impasse : absence d'apport de phosphore au cours d'une campagne.

– **T renforcée** : teneur au-dessous de laquelle il convient d'apporter du phosphore en quantité supérieure aux exportations de la culture implantée. Si la teneur du sol en P_2O_5 assimilable est comprise entre T renforcée et T impasse, une dose d'entretien égale aux exportations des cultures est à appliquer.

b) Type d'apports minéraux

Le fait de limiter les apports d'engrais ternaires (NPK) permet de raisonner la fertilisation de chaque élément indépendamment et ainsi de l'adapter plus fidèlement aux besoins des cultures. En outre, les différentes formes d'engrais phosphatés n'ont pas toutes la même efficacité en fonction du type du sol, et notamment du pH et du pouvoir fixateur (tableau 10).

PH eau du sol Formes d'engrais	< 5,5	5,5 < pH ≤ 6,2	6,2 < pH ≤ 7,2 ou CaCO ₃ < 10%	pH > 7,2 ou CaCO ₃ ≥ 10%
	P d'ammoniaque			
Superphosphate				
Bicalciques				
Scories Thomas				
P. alumino-calciques				
P. alumino-calciques				
p. naturels				



Utilisable



Déconseillé

Tableau 10. Choix du type d'engrais selon le pH (Masse et COMIFER, 1995)

c) Dates et techniques d'apport

Du fait de la faible mobilité des ions phosphates, l'application des engrais phosphatés doit se faire au plus près de la racine pour maximiser l'effet des apports. De plus, le fractionnement des apports automne / printemps permet d'optimiser la biodisponibilité du phosphore pour des cultures exigeantes sur des sols où la réserve biodisponible est faible et / ou le pouvoir fixateur élevé (ce qui n'est pas le cas des sols bretons).

Il est important d'éviter que les apports de phosphore ne coïncident avec une période à risque de ruissellement et de favoriser l'incorporation profonde du phosphore afin de limiter les risques de transfert.

IV-2.3. Réduction de la quantité de phosphore dans l'alimentation animale

Les besoins des animaux en phosphore dépendent du stade physiologique et du niveau de production. Ils utilisent le phosphore pour leur métabolisme d'entretien, leur croissance et leurs productions : œufs, lait, fœtus... (CORPEN, 1998). Les rejets de phosphore dans les excréments résultent de son absorption incomplète : les deux tiers voire les trois quarts du phosphore sont excrétés. Le phosphore excrété par le bétail enrichit les sols directement ou lors de l'épandage. D'après le tableau 11, les bovins produisent la plus grande partie du phosphore agricole d'origine animale en Bretagne.

département	35		56		22		29		Bretagne	
	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P
Bovins	78%	65%	56%	37%	53%	36%	54%	38%	53 à 78%	36 à 65%
Porcins	15%	19%	17%	17%	28%	29%	29%	31%	15 à 29%	17 à 31%
Volailles	6%	14%	26%	44%	18%	32%	17%	30%	6 à 26%	14 à 44%
Autres	1%	1%	1%	1,5%	1,5%	2,5%	1%	0,5%	1%	1%

Tableau 11. Répartition de l'azote et du phosphore total entre les troupeaux en 2000 (Giovanni, 2000)

En tenant compte des besoins des cultures (environ 50 à 80 kg de P_2O_5 /ha/an) et des rapports P_2O_5 /N actuels, la résorption du phosphore induirait une résorption de l'azote en-deçà de 170kg/ha. En effet, d'après Giovanni (2002), avec un ratio P_2O_5 /N de 0.62, la limite d'utilisation des lisiers de porcs devrait être de 120 kg N / hectare épandable pour ne pas dépasser 80 kg de P_2O_5 /ha. 170 kg de N /hectare apportent 105 kg de P_2O_5 .

Le ratio P_2O_5 /N des fientes de volailles est de 1.03, c'est-à-dire que 170 kg de N/ha apportent 175 kg de P_2O_5 /ha. Ainsi, avec cet engrais de volailles, il faudrait s'en tenir à 75 kg de N/hectare.

Pour éviter d'enrichir les sols en phosphore et donc de mettre en péril la qualité du milieu aquatique, il semble nécessaire de réduire la quantité de phosphore non utilisée par les animaux.

Deux voies principales existent pour limiter les rejets de phosphore dans les déjections animales :

- Améliorer l'assimilation du phosphore : l'apport de phytases⁸ industrielles ou naturelles (dans les céréales comme le blé, le triticale ou le seigle) permet d'accroître fortement la digestibilité du phosphore.

Ainsi, une alimentation par phases des porcins et l'utilisation de phytases pour les volailles permet de réduire les rejets de phosphore par animal d'au moins 20% comme le montre le tableau 12. D'après Giovanni (2000), si 100% des élevages bretons hors-sol utilisaient l'alimentation biphasé et multiphasé, les rejets de phosphore pourraient diminuer de 10 000 à 12 000 tonnes.

Tableau 12. Effet de l'alimentation multiphasé et de l'utilisation de phytases sur les rejets phosphorés des élevages porcins et avicoles

	Sans phytases	Avec phytases
Porcins		
Alimentation biphasé	25%	40%
Alimentation multiphasé	30%	45%
Volailles		

IV-3. Moyens curatifs pour limiter les fuites de phosphore vers le milieu aquatique

Nous avons vu qu'il est possible de limiter de façon significative les entrées de phosphore dans l'écosystème. Cependant, ces actions ne sont pas suffisantes et doivent être couplées avec des démarches curatives, c'est-à-dire évitant les fuites de phosphore dans les eaux.

⁸ **Phytases** : enzymes de digestion des phytates. Les phytates sont la forme sous laquelle le phosphore est immobilisé dans les végétaux.

IV-3.1. Déphosphatation des eaux usées et des déjections animales

En ce qui concerne les eaux usées, les processus de déphosphatation se sont largement répandus et améliorés au cours des dernières années, réduisant les rejets directs de phosphore dans le réseau hydrographique. Conformément aux orientations définies par le SDAGE⁹ Loire-Bretagne, un traitement du phosphore est préconisé pour toutes les stations d'épuration dont l'agglomération produit plus de 8 kg de P par jour, ce qui correspond à 2 000 Equivalent-Habitants. Par ailleurs, la directive européenne « eaux résiduaires urbaines » fixe une obligation de traitement des polluants responsables de l'eutrophisation des milieux pour les stations d'épuration de plus de 2 000 Equivalent-Habitants situées en zone sensible au plus tard en 2005. Cette procédure est déjà bien engagée en Ille-et-Vilaine. Cependant ces traitements sont coûteux et produisent des boues riches en phosphore qu'il faut gérer.

De la même façon, les déjections animales peuvent être déphosphatées en stations. Cela peut constituer un moyen de limiter les excédents de phosphore épandus, à condition que le traitement soit suivi d'un transfert des produits vers des secteurs déficitaires comme les zones céréalières. Dans le cas contraire, le problème du phosphore reste présent et change seulement de forme.

⁹ SDAGE : Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux

Traiter le lisier est devenu une obligation pour toutes les exploitations situées en Z.E.S. et produisant, selon les cantons, plus de 12 500 à plus de 20 000 Unités d'azote par an depuis la signature de la circulaire Voynet - Le Pensec du 21 janvier 1998 et les arrêtés préfectoraux de juillet 2002. Le traitement complémentaire du phosphore est obligatoire pour les stations de traitement dont la capacité dépasse les 25 000 kg d'azote annuels en entrée. Des filières de traitement et d'exportation se mettent en place progressivement en Bretagne, essentiellement dans les Côtes-d'Armor. Dans ce département, le traitement du phosphore et l'exportation des sous-produits connaît un essor depuis 2 à 3 ans. Deux filières semblent se dégager, l'une est industrielle et sophistiquée et l'autre, dont les produits ont une valeur fertilisante moins importante, favorise le traitement à la ferme. Cependant le traitement de lisier de porc pour le phosphore entraîne le doublement du coût de traitement. En ce qui concerne les volailles, les déjections transformées (séchées) des ateliers de poules pondeuses et de reproduction se vendent bien alors que les ateliers volailles de chair ont plus de difficultés à mettre en place le traitement. En effet, les produits de base sont plus liquides, et cette filière traverse une crise qui limite fortement les capacités d'investissement des éleveurs.

Pour être transférables, les produits de traitement des déjections animales doivent être normalisés ou homologués. Cela implique la mise en place de filières pérennes et organisées de commercialisation. Actuellement, l'exportation des produits de traitement est encore mal structurée au niveau régional. De plus, des réticences ont été recensées par les acteurs concernant entre autres le manque de professionnalisme de certains producteurs qui ne favorisent pas toujours les conditions de stockage et d'enlèvement des déjections, des difficultés pour les entreprises de transport et d'épandage (coûts élevés, produits peu valorisés), un problème d'acceptation des produits par les acheteurs, un manque de connaissance du marché (gisements et débouchés), etc. Des groupes de travail interprofessionnels ont été constitués en Bretagne pour organiser les filières de valorisation des matières organiques.

Quoi qu'il en soit, le traitement des déjections animales et l'exportation des produits enrichis en phosphore ne pourront être une solution pour réduire les excédents de phosphore que s'ils ne s'accompagnent pas d'une augmentation du cheptel breton.

IV-3.2. Maîtrise des pollutions micro ponctuelles

La gestion du phosphore en milieu agricole devrait englober l'ensemble des activités d'une entreprise agricole tant au champ qu'autour des bâtiments d'élevage et de stockage. En cela, le volet élevage du P.M.P.O.A. (Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole) puis le P.M.P.L.E.E. (Programme de Maîtrise des Pollutions Liées aux Effluents d'Élevage) sont efficaces pour maîtriser les pollutions phosphorées. A partir du 1^{er} janvier 2004, tous les élevages situés en zone vulnérable et dont les installations ne sont pas aux normes devront avoir préalablement déposé leur demande de subvention au titre du P.M.P.L.E.E. (ou P.M.P.O.A. 2) s'ils souhaitent bénéficier de toute autre aide publique à l'investissement (prêts bonifiés, contrats d'agriculture durable, aides aux bâtiments d'élevage, aides à la mécanisation en zone de montagne...).

Ces programmes ont deux objectifs :

La réalisation de travaux de mise aux normes des bâtiments d'élevage dans les exploitations afin d'avoir des capacités de stockage des effluents adéquates pour épandre aux dates appropriées (limitation des risques de ruissellement et de lessivage) et d'éviter les fuites et les rejets non contrôlés d'effluents.

La mise en place de bonnes pratiques agronomiques d'épandage.

IV-3.3. Gestion du sol : travail, couverture

Les pratiques qui permettent de limiter les risques de ruissellement et d'érosion sont favorables à la rétention du phosphore dans le sol et limitent les transferts au milieu aquatique. En effet, des études montrent que la mise en place de techniques culturales conservatrices des sols (semis direct, billons, cultures intercalées et toutes autres formes de travail ne comportant pas de hersage d'automne) permet de réduire en moyenne de 59% les pertes de phosphore total par ruissellement et érosion (Larocque *et al.*, 2002). De même, la couverture permanente du sol, le travail du sol perpendiculairement à la pente, le fait d'éviter la formation d'ornières et autres chemins préférentiels de circulation de l'eau sont autant de pratiques simples à mettre en place pour éviter les fuites de particules terreuses et donc de phosphore en dehors de la parcelle.

Cependant, l'application de ces pratiques requière une adaptation des pratiques de la part des agriculteurs et l'implication active des conseillers agricoles.

IV-3.4. Création et entretien de zones tampons

Malgré le raisonnement de la fertilisation phosphorée et la mise en place de méthodes de travail du sol limitant le ruissellement, il se peut que du phosphore quitte quand même les parcelles agricoles. À l'aval d'une zone d'émission, toute une série de phénomènes contribuent à modifier la nature et la quantité de phosphore transféré à partir des sols vers le réseau hydrographique (Dorioz *et al.*, 1997). Ces phénomènes peuvent être favorisés par la mise en place et / ou l'entretien de zones tampons¹⁰ situées à l'extrémité des champs ou à des endroits dans le paysage où il y a ruissellement.

Ces zones constituent le lieu de rencontre et d'interaction entre le milieu terrestre non saturé et le cours d'eau. De ce fait, elles possèdent un potentiel important de régulation du mouvement des composés contenus dans les eaux de ruissellement et souterraines en provenance des terres avoisinantes.

De part leur rugosité et leur capacité d'infiltration, les zones tampons favorisent le ralentissement de l'écoulement de l'eau et donc la sédimentation des particules et l'immobilisation du phosphore lié. Une grande partie des sédiments et du phosphore mobilisés par l'érosion et le ruissellement reste ainsi stockée dans les dépressions du sol, les parcelles herbeuses, les talus enherbés. La quantité de phosphore retenu par les zones tampons varie selon sa forme : le phosphore total est capté dans des proportions allant de 20 à 90 %, surtout à cause du dépôt des formes particulaires alors que la rétention des formes solubles est mal connue. La stabilisation ultérieure des particules retenues dépend de la dynamique végétale (tallage par exemple).

Une analyse récente de nombreuses études sur la capacité de filtration des zones tampons faisait état d'une efficacité de captage des sédiments allant de 50 % à près de 90 % pour des bandes enherbées de 1 à 9 mètres de largeur (Ministère de l'agriculture et de l'agroalimentaire du Canada, http://res2.agr.gc.ca/publications/hw/08b3_f.htm). Ces résultats sont confirmés par des essais réalisés en Bretagne (tableau 13). L'efficacité s'accroît généralement avec la largeur de la bande, mais une largeur de 6 mètres est efficace pour limiter le transfert de phosphore particulaire.

¹⁰ Zone tampon : selon le ministère de l'Agriculture et de l'agroalimentaire du Canada (http://res2.agr.gc.ca/publications/hw/08b3_f.htm) : bande de terre entre des zones cultivées et un habitat naturel, ménagée pour limiter les effets de l'agriculture sur cet habitat (zone aménagée sur les rives d'un cours d'eau pour protéger l'habitat riverain et limiter l'apport de terre, d'éléments nutritifs et de pesticides dans les voies d'eau). Les bassins-réservoirs recevant les eaux de drainage provenant des terres agricoles peuvent aussi servir de zones tampons.

	Site expérimental								
	Bignan -56- (1993/94)			La Jaillère -44- (1993/94)			Plélo -22- (1994/95)		
Largeur des bandes enherbées	6 m	12 m	18 m	6 m	12 m	18 m	6 m	12 m	18 m
Limitation du ruissellement (%)	43	54	94	84	97	99,9	87	93	85
Réduction du transfert des particules solides (%)	87	100	100	98,9	99	99,9	91	97	98
Réduction du transfert des produits phytosanitaires (%) :									
lindane	72	100	100	93	99	100	-	-	-
atrazine	44	60	97	97	99,8	100	-	-	-
dééthyl-atrazine	55	75	98	95	99,7	100	-	-	99,9
déisopropyl-atrazine	45	67	97	96	99,8	100	-	-	99,9
isoproturon	-	-	-	-	-	-	99,7	99,9	
diflufénicanil	-	-	-	-	-	-	97,4	99,8	

Tableau 13. Efficacité des bandes enherbées sur les transferts de particules et de pesticides

En plus des bandes enherbées, les marais épurateurs (naturels ou non) et les ripisylves¹¹ peuvent aussi réduire la charge en phosphore. Ils ralentissent la vitesse d'écoulement de l'eau, favorisant la sédimentation et la décantation du phosphore particulaire et l'absorption du phosphore dissous par la végétation et la microflore. En outre, les ripisylves maintiennent le sol en place et limitent l'érosion des berges, et par là même la quantité de sédiments dans le cours d'eau.

¹¹ Ripisylves : formations végétales qui se développent sur les bords des cours d'eau ou des plans d'eau situés dans la zone frontière entre l'eau et la terre. Elles sont constituées de peuplements particuliers du fait de la présence d'eau pendant des périodes plus ou moins longues (saules, aulnes, frênes en bordure, érables, et ormes plus en hauteur, chênes pédonculés, charmes sur le haut des berges).

Tous ces phénomènes permettent de réduire au moins temporairement les transferts de phosphore et de retarder son apport dans un milieu sensible. Toutefois, selon Dorioz *et al.* (1997), ces zones tampons sont susceptibles de se saturer et de devenir, à terme, des sources de nutriments. Cette inversion de fonction a été observée surtout dans les marais utilisés pour « traiter » les eaux usées. Ce stockage peut être remis en cause en cas de forts écoulements de printemps ou d'automne (ou de période inondée). Ainsi, la rétention temporaire du phosphore dans les zones tampons s'avère bénéfique à condition que :

- l'arrivée dans le milieu récepteur survienne dans une période peu active au plan biologique ;
- le phosphore stocké évolue vers des formes moins labiles au cours du temps. En effet, la dégradation du phosphore n'étant pas possible, l'efficacité à long terme de ces aménagements repose sur une baisse de biodisponibilité de cet élément.
- Pour ce qui concerne le phosphore, ces techniques ne sont plus curatives, mais seulement palliatives.

Si l'installation de nouvelles zones tampons et l'entretien de l'existant sont des moyens efficaces de limitation des transferts de phosphore, encore faut-il que ces aménagements soient placés de façon judicieuse. L'évaluation des parcelles à risque pour les transferts de particules terreuses et de substances dissoutes est un outil essentiel pour établir un diagnostic et adapter les solutions. D'autre part, ces aménagements devraient concerner l'ensemble du réseau hydrographique, c'est-à-dire les cours d'eau mais aussi les fossés.

IV-3.5. Traitement des retenues destinées à l'alimentation en eau potable

Des actions de traitement des retenues destinées à l'alimentation en eau potable sont parfois nécessaires pour que la qualité de l'eau prélevée pour l'alimentation en eau potable soit conforme. La mise en œuvre d'actions préventives dans les bassins versants (source de phosphore) est un préalable au traitement des plans d'eau. Bien souvent les traitements sont effectués dans l'urgence et seront d'autant plus lourds techniquement et coûteux que les actions en amont et le pouvoir d'auto- d'auto-régénération du plan d'eau sont limités (Agence de Bassin Rhône Méditerranée Corse, 1988). Il n'existe pas de solution universelle de traitement du phosphore et de ses conséquences dans les plans d'eau, mais différentes combinaisons de techniques selon le niveau de pollution, les conditions du milieu et la configuration du plan d'eau.

a) Enlèvement des sédiments

L'enlèvement des sédiments chargés en phosphore est une solution envisageable pour traiter les retenues. Le curage a une efficacité sur la qualité de l'eau mais il est très coûteux et si rien n'est fait en amont, la même situation peut se représenter et obliger à engager de nouvelles actions onéreuses. De plus, cette solution nécessite de trouver un débouché pour les sédiments comme l'épandage sur les terres agricoles par exemple.

A titre d'illustration, le cas le plus difficile à gérer parmi les retenues destinées à l'alimentation en eau potable du Morbihan est celui de l'étang au Duc de Ploërmel. Dans ce cas, la prépondérance des relargages de phosphore sédimentaire sur les apports externes à la saison de croissance des algues a été montré (D.D.A.F. Morbihan, 2001). La rénovation du plan d'eau à vocation à la fois récréative et d'alimentation en eau potable requière l'enlèvement des sédiments. La qualité de l'eau ne serait améliorée que temporairement car, même si les apports estivaux sont faibles, les apports annuels sont suffisants pour reconstituer assez vite la charge interne disponible. Dans ce cas, la meilleure solution reste curative (enlèvement des sédiments) mais la diminution des apports (charge externe) est impérative pour éviter le renouvellement du curage.

b) Oxygénation

La réduction des oxydes de fer et la solubilisation du fer sont à l'origine de la libération des ions phosphates adsorbés à la surface des oxydes ou piégés dans le réseau cristallin. Ainsi, le fait d'éviter l'apparition de conditions réductrices par oxygénation de l'eau des retenues permettrait de limiter les relargages de phosphore.

Dans les Côtes-d'Armor, deux retenues ayant des problèmes d'eutrophisation sont oxygénées. Celle du Gouët, d'une capacité de 2,4 millions m³ alimentant essentiellement l'agglomération de Saint-Brieuc et la zone côtière de l'ouest du département, est équipée d'un dispositif permettant une oxygénation de l'hypolimnion¹² par injection d'oxygène de façon à ce que la concentration en oxygène dissous soit supérieure à 4 à 5 mg/l. L'aération hypolimnique (sans déstratification) est mise en place quand la profondeur de la retenue est importante.

¹² Hypolimnion : couche d'eau la plus profonde dans un plan d'eau thermiquement stratifié.

Sur la retenue du Blavet d'une capacité de 2,4 millions m³ alimentant essentiellement la zone centre - Bretagne, l'aération se fait par injection d'air comprimé via des rampes de bullage et s'accompagne d'une déstratification de la colonne d'eau par le mouvement de l'eau. La colonne d'eau a alors une concentration en oxygène dissous homogène de l'ordre de 8 à 9 mg/L. Ces dispositifs en place depuis 1998 pour la retenue du Blavet donnent de très bon résultats.

c) Algicides / récolte de la biomasse

Les techniques précédentes visent à limiter les concentrations en phosphore dans l'eau, mais des actions correctives peuvent aussi être utilisées pour contrecarrer les conséquences de la présence en excès de phosphore. Il s'agit par exemple de l'épandage contrôlé et optimisé ou de l'enlèvement des algues et végétaux qui se sont développés ou de l'épandage d'algicides (sulfate de cuivre, chlore, permanganate de potassium, citrate de cuivre). Cette technique n'est pas une solution durable et doit être proscrite. L'accumulation de cuivre dans les sédiments peut par exemple être toxique pour les végétaux. Le traitement au sulfate de cuivre est d'ailleurs limité en cas d'usage de la retenue pour la baignade ou les activités nautiques par le Conseil Supérieur de l'Hygiène Publique de France.

Ces exemples bretons constituent des moyens purement curatifs de traiter les retenues d'eau eutrophisées à cause du phosphore. Des solutions d'aménagement des retenues sont également intéressantes, notamment la réalisation de pré-réservoirs en amont immédiat des retenues pour stocker l'eau temporairement afin de réduire la quantité de phosphore total dans la retenue (O.M.S. et Commission Européenne, 2002). Le curage de ces pré-réservoirs doit être effectué régulièrement pour éviter le relargage du phosphore.

Conclusion

Même si des moyens de traitement des eaux polluées par les matières phosphorées existent, ils restent limités, chers et potentiellement nocifs. Il apparaît donc préférable de rechercher des solutions pour limiter l'eutrophisation plutôt que de la traiter.

Les solutions envisageables pour limiter l'impact du phosphore dépendent essentiellement du caractère ponctuel ou diffus de la pollution phosphorée. En cas de pollution ponctuelle, il convient d'agir sur la collecte et le traitement des émissions. Pour les pollutions diffuses, la maîtrise des transferts de phosphore passe obligatoirement par la gestion et l'aménagement

du territoire. Les pratiques qui limitent les transferts et les rejets vers le milieu fragile qu'est le réseau hydrographique peuvent améliorer la situation, mais elles ne sont économiquement rentables et durables que si des actions significatives sont engagées en amont pour réduire les entrées de phosphore dans l'écosystème.

Les actions d'aménagement du territoire concernent différents acteurs, notamment les agriculteurs, les collectivités locales, les D.D.E. et les D.D.A.F. Il y a donc un besoin de concertation et d'implication de ces acteurs pour mener des actions cohérentes.

Les sols et les sédiments ont une telle capacité à retenir le phosphore que les stocks sont suffisants pour que les flux de phosphore perdurent de nombreuses années. Il ne faut donc pas s'attendre à mesurer immédiatement les effets des actions mises en place pour limiter la pollution phosphorée.

V Conclusion

Si le phosphore est un élément essentiel à tous les organismes vivants aux niveaux énergétique, génétique et plastique (maintien, rigidité), il est aussi le facteur limitant et de maîtrise de l'eutrophisation en eau douce. En présence de quantités de phosphore très augmentées par rapport aux teneurs naturelles, mais qui restent cependant relativement faibles (20 µg de P/L), l'eutrophisation peut se développer et ses conséquences directes et indirectes sont nombreuses et préoccupantes y compris pour la santé publique (toxicité directe de certaines cyanobactéries). La maîtrise de la pollution par les matières phosphorées est un enjeu de premier ordre, surtout en Bretagne, région qui cumule sensibilité naturelle (roches et cours d'eau très peu calcaires, enjeu stratégique de la qualité des eaux superficielles, étiages très faibles dans les zones schisteuses) et facteurs aggravants (pression polluante très importante).

La gestion de l'élément phosphore est particulière car bien qu'il soit assez abondant dans l'écosystème, son cycle est très différent de ceux d'autres éléments quantitativement très importants comme le carbone et l'azote. Naturellement, le cycle du phosphore est régi par des processus très lents et est presque exclusivement sédimentaire, c'est-à-dire que le phosphore n'a pas de phase gazeuse. Il ne peut donc pas être véritablement « traité », mais seulement transformé, concentré ou confiné. Utilisé pour diverses activités humaines (usage domestique, industriel, agricole), du phosphore est rejeté dans le milieu naturel en quantité élevée. Ces rejets se font sous deux formes, ponctuelle et diffuse auxquelles correspondent deux principaux types de solutions curatives pour limiter les transferts vers le réseau hydrographique :

- pour les rejets ponctuels : traitement de déphosphatation, maîtrise des rejets ponctuels ;
- pour les rejets diffus : aménagement du territoire.

Dans les deux cas, il est également impératif de réduire les quantités de phosphore à la source et d'affiner les estimations des quantités de phosphore en jeu.

En Bretagne, l'amélioration continue des procédés de déphosphatation des stations d'épuration et l'augmentation des productions animales renforcent la part de l'agriculture dans l'excédent de phosphore : actuellement plus de la moitié du phosphore rejeté viendrait de cette activité. Le phosphore concentré dans les boues de station d'épuration et les déjections animales rejoint le sol où il est fixé notamment grâce à la matière organique et à l'argile. Le sol a une position clé dans les transferts de phosphore au réseau hydrographique (figure 23) : il joue le rôle d'éponge. Malgré cela, les quantités apportées sont telles que les stocks estimés entre 8 et 12 millions de tonnes dans les sols bretons sont en augmentation. Ce phosphore est stocké sous forme particulaire (liés aux particules terreuses) et les transferts vers le réseau hydrographique se font à la faveur des crues, avec les phénomènes de ruissellement et d'érosion. Ces transferts sont peu mis en évidence par les méthodes actuelles de suivi des eaux superficielles. Les modes de transfert du phosphore sont assez proches de ceux des pesticides, c'est pourquoi il serait intéressant de suivre ces deux paramètres en parallèle, selon le même échantillonnage.

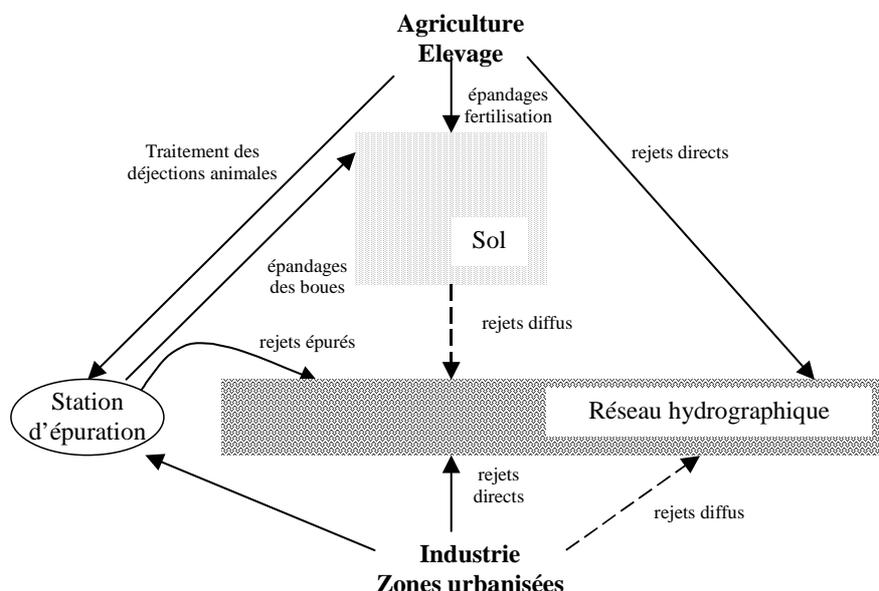


Figure 26.- Importance du sol dans le circuit du phosphore

En fait, la question du phosphore se décompose en deux problèmes distincts dont les conséquences et les moyens de lutte diffèrent. D'une part les **rejets directs**, qu'ils soient

d'origine agricole, urbaine ou industrielle, ponctuels ou diffus, provoquent dès aujourd'hui l'eutrophisation. Avec le perfectionnement des procédés de déphosphatation, la réhabilitation de l'assainissement autonome et la poursuite de l'amélioration des sièges d'exploitations agricoles par l'intermédiaire du P.M.P.O.A., cette partie du problème devrait poser de moins en moins de difficultés à l'avenir. Par contre, l'autre composante concerne l'**enrichissement des sols en phosphore**. L'augmentation de la charge interne des sols, du réseau hydrographique et des estuaires est un problème particulièrement important en Bretagne. Les conséquences, dont on ne sait pas mesurer l'ampleur à l'heure actuelle, pourraient s'étendre à l'avenir. Le caractère d'urgence n'est pas bien ressenti en Bretagne, car les quantités susceptibles d'avoir un impact sur la qualité des eaux sont si faibles par rapport à celles mises en jeu par l'agriculture qu'une **augmentation de transfert des sols vers les eaux superficielles ne sera même pas perceptible par les agronomes** alors qu'elle aura des **conséquences désastreuses pour la vie aquatique**. Pour cette raison, la question des excédents de phosphore sera plus difficile à expliquer que celui des excédents d'azote.

Même s'il n'est pas ressenti avec insistance, le problème du phosphore en Bretagne est néanmoins très présent car le fait de continuer à nourrir la charge interne des sols et des sédiments alors que les teneurs en matière organique diminuent constamment constitue une menace sans cesse croissante pour l'avenir. La présence d'une charge interne très importante, parfois qualifiée (à tort ou à raison, l'avenir le dira) de « bombe à retardement » entretient l'eutrophisation. Cela explique qu'il ne faut pas s'attendre à voir demain un effet des moyens mis en œuvre aujourd'hui pour limiter la pollution phosphorée, mais en aucun cas qu'il ne faut rien faire pour réduire cette pollution qui alimente les charges internes. La question des excédents de phosphore est donc un problème à prendre en compte dès maintenant. Pour le long terme, l'équilibre de la fertilisation en phosphore est une condition nécessaire au développement durable de l'agriculture

La résolution du problème lié au phosphore en Bretagne comme ailleurs doit passer inévitablement par une **information** claire à l'attention des décideurs politiques, du grand public et des gestionnaires du territoire et des ressources naturelles sur les risques et les enjeux environnementaux et économiques liés à cette question. De même, il est essentiel de communiquer sur le fait que les effets des moyens mis en œuvre ne seront pas visibles immédiatement, mais que ce n'est pas pour cela qu'il faut conserver un comportement attentiste.

Les nouveaux outils à la disposition des gestionnaires (Systèmes d'Information Géographique, modèles de transfert, données satellites...) permettront d'analyser la répartition spatiale des risques en fonction des infrastructures urbaines et industrielles, des

pratiques agricoles et du milieu physique (réseau hydrographique, topographie, nature et propriétés des sols) et ainsi d'améliorer les connaissances des risques liés au phosphore. L'effort de réduction des flux de phosphore ne doit donc pas reposer que sur les pratiques agricoles, mais aussi sur l'aménagement du territoire. La Directive cadre sur l'Eau impose aux Etats membres d'atteindre un bon état écologique des milieux aquatiques en 2015 ; le phosphore est une altération qui devra être impérativement réduite d'ici là.

Références bibliographiques

Agence de Bassin Rhône Méditerranée Corse, 1988. PLANS D'EAU – DE L'AUTRE COTE DU MIROIR. 60P.

Agences de l'eau, 1997. LESSIVES, PHOSPHATES ET EUTROPHISATION DES EAUX. ETUDE INTER AGENCES, AGENCES DE L'EAU, MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT. 26P

Agence de l'Eau Loire-Bretagne, 1997. ANALYSE STATISTIQUE DES CONCENTRATIONS ET DES FLUX DE PHOSPHORE EN BRETAGNE – ETUDE PRELIMINAIRE. 49P + ANNEXES.

Agence de l'Eau Loire-Bretagne, 2003. LA QUALITE DES COURS D'EAU ET DES EAUX SOUTERRAINES EN LOIRE-BRETAGNE, 2000-2002. 16P.

Aurousseau P., 2001. LES FLUX DE PHOSPHORE PROVENANT DES BASSINS VERSANTS DE LA RADE DE BREST. COMPARAISON AVEC LA BRETAGNE. OCEANIS, VOL 27 (2) : 137-161.

Barroin G., 2003. GESTION DES RISQUES. SANTE ET ENVIRONNEMENT : LE CAS DES NITRATES. PHOSPHORE, AZOTE ET PROLIFERATION DES VEGETAUX AQUATIQUES. LE COURRIER DE L'ENVIRONNEMENT N°48, EDITIONS I.N.R.A.

Brookes P.C., Powlson D.S., Jekinson D.S., 1984. PHOSPHORUS IN SOIL MICROBIAL BIOMASS. SOIL BIOL. BIOCHEM., 14 : 319-329.

Cann C., 1990. LE PHOSPHORE : DE L'AGRICULTURE VERS L'EAU. INFORMATIONS TECHNIQUES DU C.E.M.A.G.R.E.F. N°80, NOTE1, 8P.

Cann C., Bordenave P., Saint-Cast P., Benoist J.C., 1999. TRANSFERT ET FLUX DE NUTRIMENTS – IMPORTANCE DES TRANSPORTS DE SURFACE ET DE FAIBLE PROFONDEUR. ACTES DU COLLOQUE POLLUTION DIFFUSES : DU BASSIN VERSANT AU LITTORAL, PLOUFRAGAN (22), P125-140.

Cachot C., Martinez J., Morel C., Elsass F., Robert M., 2000. EVOLUTION PLURIANNUELLE (1991-99) SUR 60 CM DE PROFONDEUR DU TRANSFERT DES IONS P ENTRE LE SOL ET LA SOLUTION APRES APPORTS DE LISIER. 28P. MARCEL

CEMAGREF, 1990. TRANSFERT DU PHOSPHORE D'UNE ZONE D'ELEVAGE INTENSIF VERS LES EAUX. 87P + ANNEXES.

Centre d'Etudes et de Valorisation des Algues, 1992. RAPPORT SUR LA SITUATION DES ECHOUAGES DE MACRO-ALGUES ET DE LEUR RAMASSAGE EN FRANCE EN 1991.

Commission Locale de l'Eau SAGE Vilaine, 2001. SITUATION AGROZOOTECNIQUE ET QUANTITE D'AZOTE ET DE PHOSPHORE ORGANIQUES PRODUITES PAR LES ACTIVITES D'ELEVAGE SUR LE BASSIN VERSANT DE LA VILAINE. 56P.

Conseil Scientifique de l'Environnement de la conférence régionale de Bretagne, 1998. LES APPORTS DE NITRATES AUX EAUX LITTORALES BRETONNES. CARACTERISATION ET EVOLUTION DES FLUX, ROLE DANS LES PROLIFERATIONS D'ALGUES. 24P.

C.O.R.P.E.N., 1998. PROGRAMME D'ACTION POUR LA MAITRISE DES REJETS DE PHOSPHORE PROVENANT DES ACTIVITES AGRICOLES. 85P.

D.D.A.F Morbihan - Service environnement-, Pitois F., 2001. ETUDE DE L'EUTROPHISATION DANS QUATRE RETENUES AEP DU MORBIHAN. 37P.

D.D.A.S.S. 35, D.D.A.S.S. 44, 1994. PHOSPHORE DES VILLES ... PHOSPHORE DES CHAMPS. COMPTE-RENDU DES JOURNEES D'ECHANGES TECHNIQUES, DERVAL, 13 DECEMBRE 1994.

Dion P., Le Bozec S., 1999. CONTENU TISSULAIRE DES ULVES EN AZOTE ET PHOSPHORE COMME FACTEURS LIMITANTS DE LEUR CROISSANCE EN BAIE DE DOUARNENEZ. ACTES DU COLLOQUE POLLUTION DIFFUSES : DU BASSIN VERSANT AU LITTORAL, PLOUFRAGAN (22), P77-85.

Dorioz J.M., Pilleboue E., Ferhi A., 1989. DYNAMIQUE DU PHOSPHORE DANS LES BASSINS VERSANTS : IMPORTANCE DE PHENOMENES DE RETENTION DANS LES SEDIMENTS. WATER RESEARCH, 23 (2) : 147-158.

Dorioz J.M., 1996. TRANSFERTS DE PHOSPHORE DES BASSINS VERSANTS AGRICOLES VERS LES EAUX DE SURFACE : ORDRE DE GRANDEUR, MECANISMES, FACTEURS DE RISQUE, MAITRISE. FORUM SECHERESSE, POLLUTION, INONDATION, EROSION, I.N.R.A., POITIERS FUTUROSCOPE, OCTOBRE 1996. 10P

Dorioz J.M., Trévisan D., Vansteelant J.Y., 1997. TRANSFERTS DIFFUS DE PHOSPHORE DES BASSINS VERSANTS AGRICOLES VERS LES LACS : IMPACTS, ORDRE DE GRANDEUR, MECANISMES. /N : L'EAU DANS L'ESPACE RURAL – PRODUCTION VEGETALE ET QUALITE DE L'EAU. INRA ED., P249-264.

D.I.R.E.N. Bretagne, S.M.P. Bassin Rennais, 1995. CONNAISSANCE QUALITATIVE ET QUANTITATIVE DU MEU A GAËL ET DU CANUT NORD A LASSY. 71P + ANNEXES.

D.I.R.E.N. Bretagne (S.M.A.), Aquascop, 2001. OPTIMISATION DES OUTILS D'EVALUATION DE LA QUALITE DE L'EAU EN AZOTE, PHOSPHORE ET PESTICIDES. DOCUMENT EN 5 VOLUMES.

Ekholm P., 1994. BIOAVAILABILITY OF PHOSPHORUS IN AGRICULTURALLY LOADED RIVERS IN SOUTHERN FINLAND. HYDROBIOLOGIA, 287 : 179-194.

Fardeau J.C., Morel C., Boniface R., 1988. POURQUOI CHOISIR LA METHODE OLSEN POUR EVALUER LE PHOSPHORE « ASSIMILABLE » DES SOLS. AGRONOMIE, 8 (7) : 577-584.

Fardeau J.C., Morel C., Oberson A., 1993. PHOSPHORE, MATIERE ORGANIQUE ET EUTROPHISATION DES ECOSYSTEMES. CONGRES DE BLOIS 1993, P125-138.

Gangbazo G. 2000 Pollution de l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles. in Vesteur Environnement Volume 33 n°4 juillet 2000

Giovanni R., 2000. NOUVELLES REFERENCES CORPEN DES BOVINS ET PRODUCTION D'AZOTE ET DE PHOSPHORE ORGANIQUES DANS L'OUEST. TEXTE PRESENTE LE 07 AVRIL 2000 DEVANT LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE L'ENVIRONNEMENT DE BRETAGNE. 18 P.

Giovanni R., 2002. EVALUATION DES POTENTIELS D'AZOTE ET DE PHOSPHORE D'ORIGINE ANIMALE DE LA REGION BRETAGNE POUR LES ANNEES 1998-2001. FOURRAGE, 170 : 123-140.

Hénin S., Sébillote S., 1990. PHOSPHATE ET ENVIRONNEMENT. COMPTE RENDU DE L'ACADEMIE D'AGRONOMIE FRANÇAISE, 76 : 25-28.

Larocque M., Patoine M., Banton O., Rousseau A.N., Lafrance P., 2002. QUANTIFICATION DES PERTES DE PHOSPHORE EN MILIEU AGRICOLE – OUTIL LOPHOS. VECTEUR ENVIRONNEMENT, VOLUME 35 (5) : 47-56.

Lefebvre S., 2003. INTERFACE EAU-SEDIMENTS DES COURS D'EAU EN REGION AGRICOLE : ROLE DANS LES CYCLES BIOGEOCHIMIQUES. THESE DE DOCTORAT, UNIVERSITE DE RENNES 1, 288P.

Le Roux E., Ferhi A., Dorioz J.M., Blanc P., 1987. CONTRIBUTION DE L'ETUDE DES ECHANGES DE PHOSPHORE ENTRE L'EAU ET LES SEDIMENTS DANS UN BASSIN FLUVIO-LACUSTRE. SCIENCES DE L'EAU, 6 : 97-106.

Massé J., groupe PK C.O.M.I.F.E.R., 1995. MODES DE RAISONNEMENT DE LA FERTILISATION PHOSPHATEE ET POTASSIQUE DES GRANDES CULTURES. CONGRES DE BLOIS, P113-123.

Mayo K., 2002. ALERTE ROUGE EN EUROPE ET AU QUEBEC. L'ETAT DE LA PLANETE MAGAZINE, N°2, MARS-AVRIL 2002, 5P.

Ménesguen A., Piriou J.Y., Dion P., Auby I., 1997. LES « MAREES VERTES », UN EXEMPLE D'EUTROPHISATION A MACROALGUES. LES BIOCENOSSES MARINES ET LITTORALES FRANÇAISES DES COTES ATLANTIQUE, MANCHE ET MER DU NORD ; SYNTHÈSE, MENACES ET PERSPECTIVES. COLLECTION PATRIMOINES NATURELS, 18, 212-218.

Moreau S., 1997. BASSIN DE LA HAUTE VILAINE : DYNAMIQUE DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE DANS LES EAUX SUPERFICIELLES ET LES SEDIMENTS. THESE DE DOCTORAT, UNIVERSITE DE RENNES 1.

Moreau S., 2003. VALORISATION DES DONNEES RELATIVES AUX SUIVIS (RNB ET DIREN) DE LA QUALITE DES EAUX DES BASSINS VERSANTS BRETONS.

Morel J.L., Fardeau J.C., 1990. POUVOIR FIXATEUR DES SOLS VIS-A-VIS DU PHOSPHORE : CONSEQUENCE SUR LA FERTILISATION PHOSPHATEE. PERSPECTIVES AGRICOLES, 147 : 65-72.

OBSERVATOIRE DE L'EAU DU MORBIHAN, 2002. RAPPORT DE SYNTHÈSE 2002. 12P.

ODE des Côtes-d'Armor, 2003. AVIS DU CONSEIL SCIENTIFIQUE. PROLIFERATION DES CYANOBACTERIES DANS LES EAUX INTERIEURES ET CONSEQUENCES SUR LES EAUX DE BAINNADE ET DE CONSOMMATION. INF'ODE COTES-D'ARMOR, N°28, 24P.

ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTE (BUREAU REGIONAL DE L'EUROPE), COMMISSION EUROPEENNE, 2002. EUTROPHISATION ET SANTE. 30P.

Pellerin F., Pellerin S., Vilette C., Boiffin J., 2000. EVOLUTION DU RAISONNEMENT DE LA FERTILISATION PHOSPHATEE DES GRANDES CULTURES. ETUDE ET GESTION DES SOLS, 7(1) : 53-71.

Piriou J.Y. *et al.*, 1993. CARTOGRAPHIE DES ZONES SENSIBLES A L'EUTROPHISATION, CAS DES COTES BRETONNES (1990-1993). RAPPORT DE SYNTHÈSE, IFREMER (DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT ET DE L'AMENAGEMENT DU LITTORAL), CEE, REGION BRETAGNE. 80P.

Préfecture de la région Bretagne, 2002. LA RESORPTION DES EXCEDENTS D'AZOTE EN BRETAGNE. MISSION REGIONALE ET INTERDEPARTEMENTALE DE L'EAU. 36P.

QUALITÉEAU 35 (BULLETIN DU RESEAU DE REFERENCE DE LA QUALITE DES EAUX SUPERFICIELLES EN ILLE-ET-VILAINE), 2003. BILAN DE L'ANNEE HYDROLOGIQUE 2001-2002. 12P.

Quemeneur G., 1987. LA DYNAMIQUE DU PHOSPHORE SUR UN BASSIN VERSANT EXPERIMENTAL EN REGION D'ELEVAGE INTENSIF. ECOLE NATIONALE DES INGENIEURS DES TRAVAUX RURAUX ET DES TECHNIQUES SANITAIRES. C.E.M.A.G.R.E.F. RENNES.

R.B.D.E. (Réseau de Bassin de Données sur l'Eau), 2002. LA QUALITE DES RIVIERES DANS LE SOUS-BASSIN VILAINE ET COTIERS BRETONS (1997-1999). 47P.

Riou C., 1995. SOURCE DES EXCES DE PHOSPHORE DANS LES EAUX SUPERFICIELLES DE BRETAGNE : RECHERCHE DE NOUVEAUX TRACEURS. MEMOIRE DE DEA, UNIVERSITE DE RENNES I, GEOSCIENCES RENNES. 30P. + ANNEXES.

Société d'Etudes et de Développement pour l'Environnement, 1998. ETUDE DES FILIERES BOUES DES STATIONS D'EPURATION URBAINES DES COTES-D'ARMOR, DU FINISTERE, D'ILLE-ET-VILAINE ET DU MORBIHAN (SITUATION 1995). AGENCE DE L'EAU LOIRE-BRETAGNE.

Suez Lyonnaise des Eaux –C.I.R.S.E.E.-, Université de Rennes 1, 1998. DEVENIR DU PHOSPHORE ANTHROPIQUE APORTE SUR DES SOLS AGRICOLES – CAS DU PHOSPHORE DES BOUES RESIDUAIRES DE STATIONS D'EPURATION D'EFFLUENTS URBAINS. RAPPORT D'AVANCEMENT N°4. 44P + ANNEXES.

Tate K.R., 1984. THE BIOLOGICAL TRANSFORMATION OF PHOSPHORUS IN SOILS. PLANT SOIL, 76 : 245-256.

Vanden Bossche H., 1999. DEVENIR DU PHOSPHORE APORTE SUR LES SOLS ET RISQUES DE CONTAMINATION DES EAUX DE SURFACE. CAS DES BOUES DE STATIONS D'EPURATION. THESE DE DOCTORAT, UNIVERSITE DE RENNES 1, 321P.

Vertès F, Walter C., Lemercier B., Cluzeau D, Chaussod R., 2002. VARIABILITE REGIONALE ET OBSERVATOIRE DE LA QUALITE DES SOLS. IN: CARACTERISATION, DETERMINISME ET SURVEILLANCE DE LA QUALITE DES SOLS EN MILIEU LIMONEUX ACIDE. RAPPORT FINAL DU PROGRAMME DE RECHERCHE GESSOL, MINISTERE DE L'ECOLOGIE ET DE DU DEVELOPPEMENT DURABLE. 177P.

Vézie L., Brient L., Berthru G., 2001. EVALUATION DES EFFLORESCENCES A CYANOBACTERIES DANS LES COURS D'EAU ET LES PLANS D'EAU BRETONS. UNIVERSITE DE RENNES 1, U.M.R. ECOBIO 6553, 62P.

Walter C., Bouedo T., Aurousseau P., 1996, CARTOGRAPHIE COMMUNALE DES TENEURS EN MATIERE ORGANIQUE DES SOLS BRETONS ET ANALYSE DE LEUR EVOLUTION TEMPORELLE DE 1980 A 1995. RAPPORT FINAL DE LA CONVENTION D'ETUDE ENTRE LE CONSEIL REGIONAL DE BRETAGNE, L'AGENCE DE BASSIN LOIRE-BRETAGNE ET L'E.N.S.A.R.. 30P, 6 CARTES.