

CONSEIL SCIENTIFIQUE

D
E

L
A

C
O
N
F
E
R
E
N
C
E

R
E
G
I
O
N
A
L
E

Les apports de nitrates aux eaux littorales bretonnes

Caractérisation et évolution des flux
Rôle dans les proliférations d'algues

Octobre 1998

DE L'ENVIRONNEMENT

BRETAGNE

SOMMAIRE

INTRODUCTION : LES APPORTS TERRESTRES AU MILIEU MARIN	1
La notion de pollution marine	1
Les excès d'apports en éléments nutritifs ...	2
... dans le contexte régional	3
LES APPORTS D'AZOTE EN BRETAGNE	4
I - PARAMETRES INFLUENÇANT LES APPORTS TERRESTRES AU LITTORAL	4
II - LES FLUX D'AZOTE REJETES EN MER ET LEUR EVOLUTION EN BRETAGNE	6
• Situation de la Bretagne dans le contexte de l'Atlantique Nord	6
• Estimation des flux d'azote sur le littoral breton	6
PART DES APPORTS NUTRITIFS DANS LES PROLIFERATIONS ALGALES (MACROALGUES ET PHYTOPLANCTON)	10
I - IMPORTANCE DES CARACTERISTIQUES DES ECOSYSTEMES COTIERS	10
II - LES PROLIFERATIONS DE MACROALGUES ET LE DEVELOPPEMENT DE PHYTOPLANCTON	12
A - Les proliférations de macroalgues	12
• Un facteur anthropique principal : l'azote	12
• Des conditions naturelles favorables	13
• Impacts du phénomène et moyens de lutte	15
B - Les développements phytoplanctoniques	17
• Dystrophie	17
• Eaux colorées - Phytoplancton toxique	17
• Hypoxie / Anoxie	19
CONCLUSION - RECOMMANDATIONS	21
BIBLIOGRAPHIE	23

INTRODUCTION : LES APPORTS TERRESTRES AU MILIEU MARIN

LA NOTION DE POLLUTION MARINE

En 1987, à l'occasion des travaux préparatoires de la conférence de Rio, la Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement (CMED) rappelle l'importance des ressources naturelles et tout particulièrement des eaux douces et marines¹. Elle met l'accent sur **la richesse du milieu marin et sa fragilité** :

« Ce sont les océans qui apportent l'équilibre au cycle de la vie terrestre. Recouvrant plus de 70% de la surface de la planète, ils jouent un rôle essentiel en entretenant ce qui est nécessaire à sa vie, en tempérant son climat et en faisant vivre des animaux et des plantes, dont le minuscule phytoplancton qui produit de l'oxygène. Ils fournissent des protéines, un moyen de transport, de l'énergie, de l'emploi, des loisirs, ainsi que la possibilité d'autres activités économiques, sociales et culturelles. C'est aussi dans les océans que se déversent en fin de compte les sous-produits des activités humaines... Au cours des dernières décennies, la croissance de l'économie mondiale, l'éclatement de la demande de produits alimentaires et de combustibles, ainsi que l'accumulation de déchets rejetés ont commencé à limiter les bienfaits des océans. »

« Ces tendances sont particulièrement préoccupantes dans les zones côtières où la pollution par des égoûts domestiques, les déchets industriels ainsi que par le ruissellement des pesticides et des engrais, peut menacer non seulement la santé humaine, mais aussi la mise en valeur des pêcheries. »

La convention des Nations Unies sur le droit de la mer, signée à Montego Bay le 10 décembre 1982, définit **la pollution du milieu marin** comme « l'introduction directe ou indirecte, par l'homme, de substances ou d'énergie dans le milieu marin, y compris les estuaires, lorsqu'elle a ou peut avoir des effets nuisibles tels que dommages aux ressources biologiques et à la faune et à la flore marines, risques pour la santé de l'homme, entrave aux activités maritimes, y compris la pêche et les autres utilisations légitimes de la mer, altération de la qualité de l'eau de mer du point de vue de son utilisation et dégradation des valeurs d'agrément » (art.1.1.4.).

S'agissant du milieu marin, trois sources de pollution ont été identifiées : tellurique, pélagique et atmosphérique. La source tellurique est considérée comme étant à l'origine d'environ 80% de la pollution marine².

Ces apports peuvent modifier la qualité du milieu, empêcher ou freiner le développement de certaines activités (conchyliculture, aquaculture, tourisme...). Le tableau suivant donne un aperçu des impacts possibles des apports en milieu littoral³:

¹ P. Jallifier, CEDEM-UBO, 1998

² idem 1

³ Groupe prospective maritime et littorale de la façade atlantique, 1997

ELEMENT	et	CONSEQUENCES DIRECTES	IMPACTS POSSIBLES
Eau douce	—	Dessalure Stratification	Modification de l'écosystème littoral
Matières en suspension	—	Turbidité	
Matières Organiques	—	Desoxygenation	
Eléments nutritifs	—	Eutrophisation	Risque Toxicologique
Micropolluants organiques Micropolluants minéraux	—	Bioaccumulation Toxicité	
Microorganismes	—	Pathogénicité	Risque Sanitaire pour l'Homme

(Source : Groupe de prospective maritime et littorale de la façade atlantique, 1997)

LES EXCES D'APPORTS EN ELEMENTS NUTRITIFS ...

D'une manière générale, l'**appellation « éléments nutritifs » recouvre les formes assimilables de l'azote, du phosphore et de la silice.**

Si on considère l'élément azote sur un plan global, il se trouve à la fois :

- stocké dans le sol sous de nombreuses formes minérales et organiques, plus ou moins solubles,
- stocké et véhiculé dans les eaux souterraines et de surface essentiellement sous la forme de composés solubles minéraux (nitrate, nitrite, ammonium...) ou organiques (acides aminés, protéines...)
- stocké et véhiculé dans l'atmosphère où, à côté de la forme inerte N₂, on trouve des gaz responsables de nuisances comme NH₃ ou N₂O (gaz à effet de serre).

A l'intérieur de chaque compartiment, des transformations résultent de réactions chimiques, microbiologiques ou photochimiques. Les transferts d'un compartiment à un autre conditionnent les flux de pollution arrivant dans le milieu marin.

Il a été montré que les eaux de pluies sont un excellent marqueur des composés solubles qui souillent l'atmosphère⁴, et il n'est pas rare de mesurer des concentrations de 1mg/L de NH₄⁺ dans les précipitations. De même, les transferts du compartiment sol au compartiment eau sont souvent une conséquence des précipitations qui lessivent les terrains agricoles : les teneurs maximales en nitrates dans les eaux de surface se corrélaient assez bien avec les épisodes pluvieux qui surviennent après une période de sécheresse. Ces conditions correspondent à des flux de pollution élevés par l'association d'une augmentation conjointe des débits et des concentrations.

Les formes assimilables de l'azote (NO₂, NO₃, NH₄⁺) associées aux phosphates et aux silicates sont donc, après interaction de tous les compartiments, apportées directement sous forme soluble au milieu marin de façon continue par les fleuves et les émissaires et de façon ponctuelle et diffuse par ruissellement et échange avec les nappes phréatiques.

« Ces éléments, naturellement présents dans le milieu marin, en zone littorale, sont indispensables au cycle de la production primaire. Leur accroissement peut favoriser

⁴ Plaisance et al, 1996

le développement algal et être bénéfique dans certains cas et dans certaines limites, en zone ostréicole par exemple.

En revanche, si les caractéristiques hydrodynamiques ou géographiques du milieu récepteur font que les apports sont peu ou mal dispersés, l'enrichissement excessif des eaux littorales conduit à un profond dérèglement des écosystèmes et, par exemple, à l'apparition de marées vertes.

C'est un « équilibre » entre le flux d'éléments nutritifs au milieu récepteur et sa capacité à les disperser qui conduira ou non à une « pollution ». Le terme « pollution » signifie donc pour cette catégorie de produits que c'est l'excès qui conduit à des effets néfastes et non leur nature.

On peut, à l'inverse, estimer qu'une diminution de ces apports permettrait à plus ou moins long terme une restauration de la qualité du milieu contrairement à ce qui est observé pour des polluants non dégradables tels que le DDT (insecticide) ou les PCB (polychlorobiphényles) qui sont souvent piégés dans les sédiments. »⁵

... DANS LE CONTEXTE REGIONAL

Depuis plusieurs années, les eaux littorales de la région Bretagne reçoivent des apports telluriques croissants de composés azotés, et en particulier de nitrates. Ces apports proviennent de l'usage de fertilisants, de l'extension de l'élevage intensif et des rejets d'eaux usées (riches en phosphore et en ammonium).

L'impact de ces rejets sur les écosystèmes littoraux est actuellement bien connu : développement de marées vertes, d'eaux colorées, déficits en oxygène (anoxies ou hypoxies). Toutefois, certaines questions restent encore en suspens en particulier le rôle de l'enrichissement des eaux côtières sur les populations de phytoplancton et sur le développement d'eaux colorées toxiques.

En intégrant l'ensemble des données disponibles auprès des organismes chargés de la surveillance de la qualité des eaux fluviales et littorales et auprès des laboratoires de recherches de la Région Bretagne, **le Conseil scientifique régional de l'Environnement a souhaité analyser** d'une part, **l'évolution temporelle (15 à 20 ans) des flux de composés azotés rejetés dans les eaux littorales** et d'autre part, **l'impact qualitatif et/ou quantitatif de ces apports sur les espèces algales (macro- et micro-) et plus généralement sur l'équilibre écologique des milieux littoraux.**

Cette synthèse est issue d'un travail préalable mené, au sein du Conseil scientifique, par Sandrine PORHEL sous la direction de Paul TREGUER (Institut Universitaire Européen de la Mer - UBO). Elle fait le point sur l'état des connaissances et tente de dégager des recommandations sur les mesures à prendre pour une meilleure compréhension des phénomènes et pour une diminution des perturbations des écosystèmes littoraux.

⁵ Groupe prospective maritime et littorale de la façade atlantique, 1997

LES APPORTS D'AZOTE EN BRETAGNE

I - PARAMETRES INFLUENÇANT LES APPORTS TERRESTRES AU LITTORAL

Le transport des divers éléments terrestres vers le milieu aquatique est déterminé par les facteurs physiques, hydrologiques et biologiques du bassin versant.

- **La nature du sous-sol influence la variation des débits d'étiage**

Les débits d'étiage (qui sont importants pour les apports d'azote au en fin de printemps et en été) sont globalement plus forts à l'ouest qu'à l'est avec des maximums (de 2.5 à 3.5 l/s/km²) pour le Finistère. A l'est, les valeurs varient entre 1 et moins de 0.15 l/s/km². Les sous-sols de type granitique ont tendance à soutenir le débit en période d'étiage alors que le débit des rivières chute à cette même période pour des bassins versants à sous-sols de type schisteux.

La division est-ouest du massif armoricain est nette et est en liaison avec la nature géologique du sous-sol, schisteuse à l'est et granitique à l'ouest, à laquelle s'ajoute la différence de pluviométrie.

- **Les pluies efficaces sont un vecteur du transport des nitrates avec écoulement en surface ou en profondeur.**

La pluviométrie varie dans le temps (maximum en hiver) et dans l'espace avec des valeurs plus importantes à l'Ouest de la Bretagne qu'à l'Est.

La hauteur des pluies efficaces joue sur la recharge (plutôt hivernale) des nappes phréatiques des bassins versants granitiques. Cette hauteur possède donc une influence sur les débits printaniers à l'exutoire et parallèlement sur les flux de nitrates. Au niveau des bassins versants schisteux, les pluies hivernales ruissellent et se diluent en mer sans conséquence sur la période printanière, hormis lors de fortes pluies imprévisibles⁶.

- **L'épaisseur du sol, sa granulométrie, sa perméabilité, son état biologique sont des facteurs qui déterminent l'aptitude du sol à retenir ou non les nitrates.**

Le ruissellement, qui assure l'écoulement rapide sur un bassin versant, est dû soit à un excès d'intensité des pluies par rapport aux possibilités d'infiltration du sol, soit à une saturation préalable du sol en eau⁷. Un sol profond et peu perméable, constitué d'éléments fins prédominants a une plus forte aptitude à retenir les nitrates qu'un sol très perméable et constitué d'éléments grossiers prépondérants.

⁶ Piriou *et al.*, 1993

⁷ Merot, 1993

D'autre part, les sols hydromorphes ont des capacités de réduction des flux polluants, notamment des nitrates selon différents processus (dénitrification, absorption ou assimilation biologique).

- **Les différentes structures paysagères interviennent également dans le cycle et dans le transfert de l'azote.**

Dans le paysage bocager breton, les talus boisés perpendiculaires à la pente et les haies de ceinture de bas-fond (haies délimitant la zone de fond de vallée, en bordure de cours d'eau) freinent le ruissellement.

La végétation le long des cours d'eau a une fonction de tampon épurateur des flux d'eau chargés de nutriments qui la traversent. Les zones humides ont une fonction de régulation des eaux au même titre que les talus et les haies sur le versant ou en ceinture de bas-fond. Elles jouent également un rôle dans la dénitrification.

Le transport des nitrates vers le milieu aquatique est déterminé par différents facteurs physiques, hydrologiques et biologiques. Les bassins versants ont ainsi des comportements différents pour le transport de l'azote vers les eaux côtières, ils peuvent avoir une forte sensibilité vis-à-vis de l'eutrophisation littorale ou une sensibilité plus modérée.

Les bassins versants à forte sensibilité sont ceux présentant des concentrations en nitrates plutôt stables et des débits d'étiage soutenus au printemps (c'est-à-dire avec un terrain granitique et donc perméable), leurs flux d'azote exportés seront donc relativement élevés. Les bassins versants à sensibilité modérée ont des flux exportés azotés qui chutent au printemps dans des conditions pluviométriques normales (terrain plus ou moins imperméable c'est-à-dire de nature schisteuse)⁸.

Parallèlement, l'action de l'homme en tant que gérant de l'azote apporté aux cultures est un paramètre déterminant. La charge d'azote apportée, sa période d'épandage sont des facteurs que l'homme doit intégrer en fonction des besoins agronomiques du sol et des cultures et en fonction des caractéristiques du bassin versant.

La gestion de l'azote par l'homme doit tenir compte des réponses « physiques et biologiques » du bassin versant.

⁸ Piriou, 1993

II - LES FLUX D'AZOTE REJETES EN MER ET LEUR EVOLUTION EN BRETAGNE

• Situation de la Bretagne dans le contexte de l'Atlantique Nord

En Manche, les concentrations en nutriments en période hivernale sont de l'ordre de 12 micromoles par litre (μM) pour les nitrates, de 0.8 μM pour les phosphates et de 6 μM pour les silicates. Ces valeurs peuvent être considérées comme les concentrations de base pour les eaux atlantiques. Des concentrations plus importantes se rencontrent dans les couches profondes et surtout dans les eaux littorales sous l'influence tellurique.

En France, parmi les sites suivis par le RNO⁹, la baie de Seine et la rade de Brest présentent les teneurs les plus élevées en nitrates¹⁰. La rade de Brest est sous l'influence des apports de 2 principaux bassins versants : celui de l'Aulne drainant une région agricole et celui de l'Elorn drainant une région plus urbanisée. Plus au large, dans la mer d'Iroise, les concentrations hivernales en nitrates et phosphates ne sont pas plus élevées que dans les eaux atlantiques. Toutefois, des concentrations en nitrates plus fortes (20 μM) peuvent être transitoirement observées.

Selon un bilan fait à partir des plus grands fleuves, l'Atlantique Nord reçoit 13 millions de tonnes d'azote par an¹¹. Les flux spécifiques¹² les plus faibles correspondent aux rivières du nord du Canada (76 kg d'azote/km²/an) et les plus hauts sont observés au niveau des bassins versants de la Mer du Nord (1450 kg d'azote/km²/an) et de la Mer de Norvège (1300 kg d'azote/km²/an). Dans ce schéma, la Bretagne est en partie rattachée à la façade Manche-Mer du Nord avec une moyenne de 1450 Kg d'azote/km²/an. Ces valeurs donnent un ordre de grandeur moyen.

Il est apparu important pour le Conseil scientifique d'approcher plus précisément l'estimation des flux d'azote pour notre région.

• Estimation des flux d'azote sur le littoral breton

Le Conseil scientifique souhaitait faire un bilan global des flux d'azote rejetés dans les eaux côtières bretonnes à partir des mesures existantes à l'exutoire des cours d'eau.

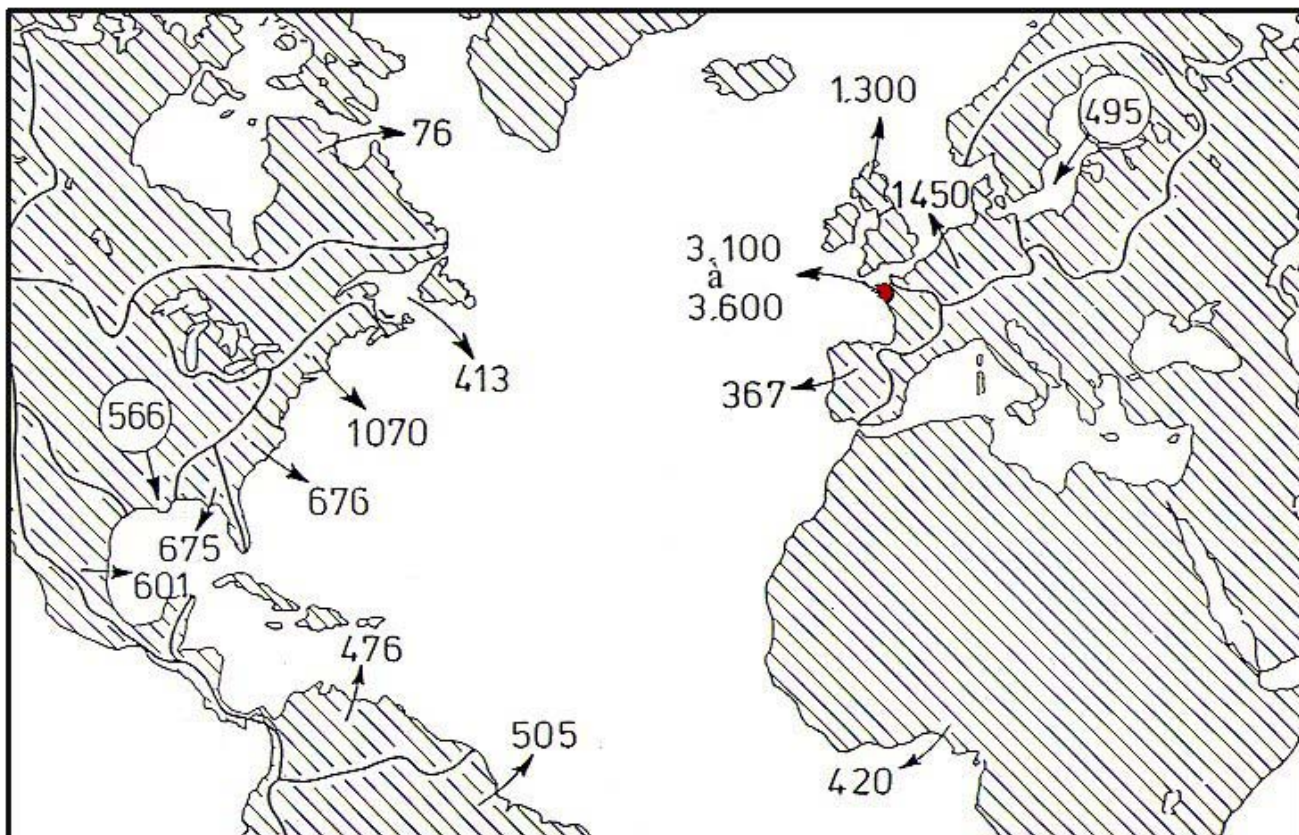
L'indisponibilité, la dispersion ou l'inexistence de certaines données ont limité l'étude. **Les fleuves, qui ont pu être retenus, correspondent aux plus grands bassins versants (débits élevés) alors que certaines rivières plus petites et avec des débits moins élevés mériteraient d'être prises en compte.** En effet, les petits bassins versants côtiers, inférieurs à 20 km², concernent près de 460 petits cours d'eau et couvrent une superficie totale d'environ 1900 km². Leurs apports à la mer ne sont certainement pas négligeables, en particulier sur la côte nord où ils se situent en

⁹ Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin

¹⁰ Claisse et Joanny, 1993

¹¹ Howarth *et al.*, 1995

¹² flux ramenés au km² de bassin versant



Azote total exporté par les fleuves (en kg d'azote par km² et par an)

Figure d'après Howarth et al., 1995 et complétée pour les bassins versants bretons.

majorité N'étant pas des bassins d'alimentation en eau potable, leurs concentrations en sels nutritifs sont rarement suivies.

Surface des bassins versants débouchant à la mer, de plus de 1 km ²	Nombre de bassins de ce type	Surface totale des bassins de ce type (km ²)	Pourcentage de chaque type de bassins versants par rapport à l'ensemble
plus de 1000 km ²	5	16600	54,7 %
500 - 1000 km ²	5	3975	13,1 %
200 - 500 km ²	10	3200	10,5 %
100 - 200 km ²	23	1820	6,0 %
50 - 100 km ²	23	1700	5,6 %
20 - 50 km ²	38	1180	3,9 %
5 - 20 km ²	122	1170	3,8 %
1 - 5 km ²	337	720	2,4 %

(Source : Arousseau P., ENSA Rennes)

- Pour les rivières étudiées, **des calculs de flux¹³** ont été effectués car ce sont les flux, plus que les concentrations, qui quantifient les apports des nutriments et leur impact éventuel sur l'équilibre des milieux littoraux.

Un certain nombre d'organismes nous ont fourni les données de débits des rivières et de concentrations en nitrates aux points existant au plus proche du littoral. Ces points de mesures sont d'une part, parfois très en amont de l'exutoire et d'autre part, ne sont que très rarement les mêmes pour les mesures de débits et de concentrations. L'idéal serait d'avoir les mesures de ces deux paramètres au même endroit et à des fréquences régulières.

Les débits ont donc été extrapolés par rapport à la taille totale du bassin versant et les valeurs des concentrations en nitrates sont restées inchangées même si les points de mesure se situent loin de l'exutoire.

Les valeurs de débits, pour toutes les rivières étudiées, sont des moyennes journalières. Par contre, les mesures de concentrations en nitrates disponibles sont très variables (valeurs moyennes mensuelles -voire journalières- pour l'Elorn fournies par la CUB et la Compagnie de l'Eau et de l'Ozone, valeurs moyennes hebdomadaires pour le Blavet et le Scorff fournies par le district de Lorient, aucune donnée moyenne mais des valeurs ponctuelles pour de nombreuses rivières).

Vu l'hétérogénéité des données de concentrations obtenues, il est nécessaire, pour comparer les rivières, de ramener les données à la même échelle de temps et donc de déterminer les flux de nitrates en moyenne annuelle. Il a été considéré qu'un flux annuel peut être calculé quand au moins une donnée de concentration en nitrates par mois est disponible. Les flux annuels calculés sont donc des estimations.

- Ainsi, a pu être représentée **l'évolution des flux de nitrates** (en tonnes d'équivalent azote par an : **TN/an**) en moyenne annuelle dans les différentes rivières.

Cette évolution a été traduite également en **flux spécifiques** (flux par unité de surface : km² de bassin versant (**TN/km²/an**)) afin de permettre une meilleure

¹³ Le flux F d'un élément arrivant au littoral est déterminé par sa concentration C dans le milieu (à salinité nulle) multipliée par le débit Q à l'exutoire, à un instant t donné : F (g/s) = C_t (mg/l) * Q_t (m³/s).

comparaison entre les bassins versants car le facteur « taille du bassin versant » masque trop les autres paramètres.

Pour certaines années, les valeurs de flux en moyenne annuelle ne peuvent être figurées car très peu de données existent.

La valeur maximale observée est de l'ordre de 36 000 TN/an (la Vilaine en 1995). Les valeurs minimales sont observées en 1976 et 1989 (200 TN/an pour le Scorff et la Laita, 60 TN/an pour l'Arguenon). Ces 2 années sont caractérisées par de faibles flux de nitrates pour toutes les rivières car la pluviométrie a été particulièrement faible.

En flux spécifiques, les valeurs maximales d'environ 9 TN/km²/an sont observées pour l'Odet et l'Elorn pour l'année 1994 ; ces deux rivières possèdent en règle générale de forts flux spécifiques. Bien que la Vilaine apporte le plus de nitrates par an dans la mer, les valeurs de flux spécifiques sont loin d'être les plus élevées : elles sont comprises entre 1 et 3.5 TN/km²/an.

L'augmentation des flux, spécifiques ou non, paraît évidente pour certaines rivières où les séries de données sont nombreuses. En effet, pour la Vilaine, l'Aulne, l'Elorn et le Scorff, une augmentation des flux peut être constatée depuis ces 15-20 dernières années. L'augmentation est moins nette pour les autres rivières car le manque de données ne permet pas une lecture sur une période assez longue (une vingtaine d'années).

L'analyse des graphes ne permet pas d'attribuer cette augmentation aux débits ou aux concentrations ; la variabilité des débits (et donc de la pluviométrie) gêne la lecture et l'interprétation des graphes. Il est nécessaire de regarder l'évolution des concentrations en nitrates : **d'une façon générale, ces concentrations en Bretagne augmentent de 1 à 3 mg/l (en moyenne 1.5 mg/l) par an selon les bassins versants¹⁴.**

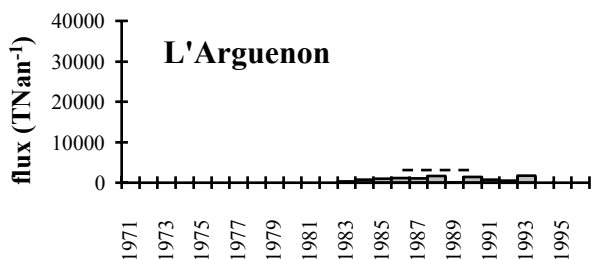
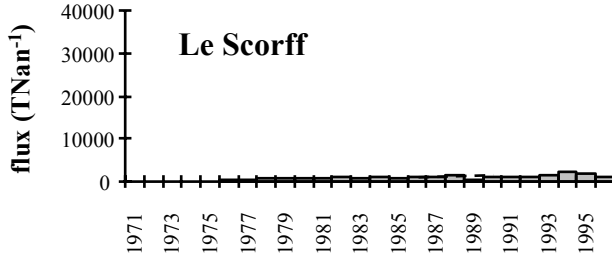
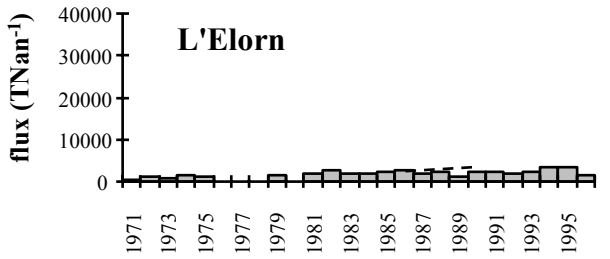
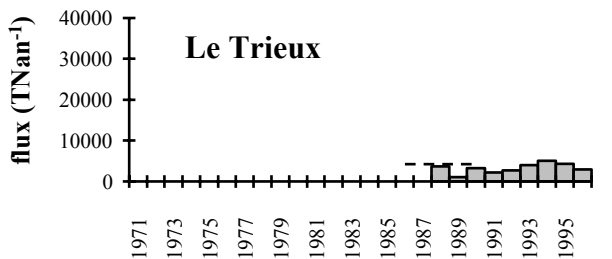
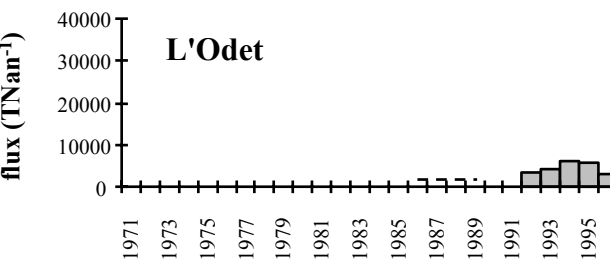
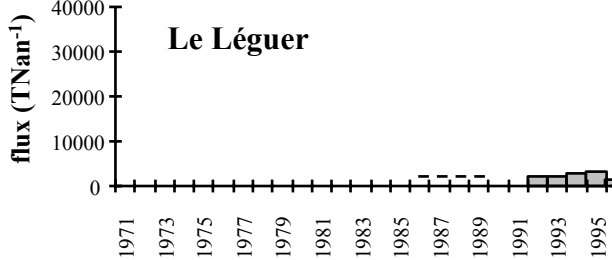
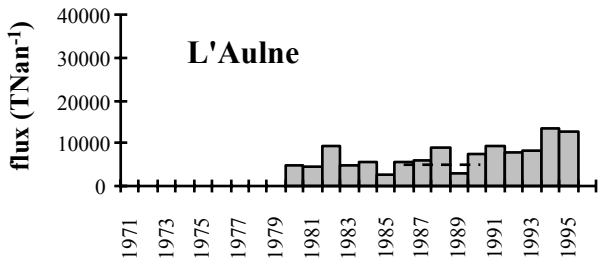
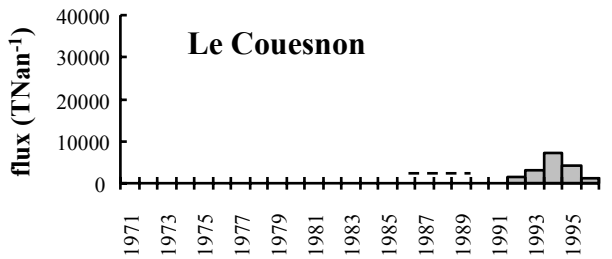
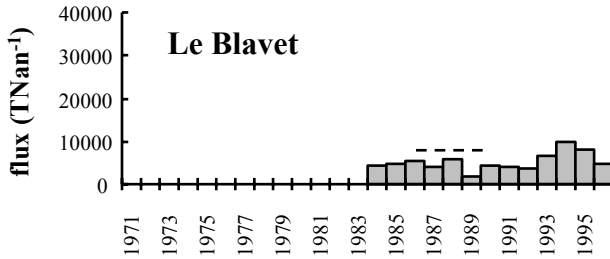
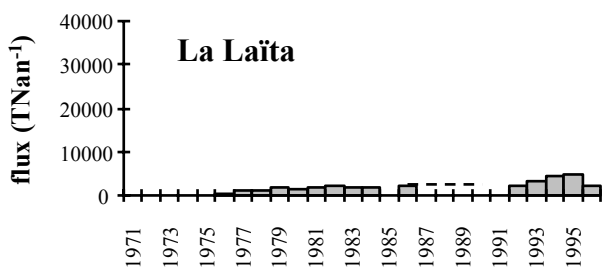
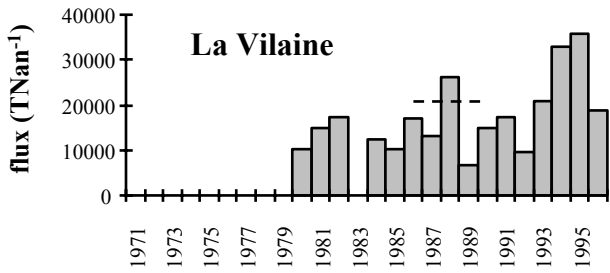
- Sur les graphes, la ligne en pointillés indique la valeur du flux moyen annuel estimé d'après une modélisation à partir des bilans communaux d'azote (grâce à une méthode de calcul partant des apports d'azote sur les terres agricoles / bilan CORPEN & RGA 1988 & abattement lié aux mécanismes consommateurs d'azote sur le bassin versant)¹⁵. Sur la 2ème figure, ces flux estimés sont convertis en flux spécifiques en kg par hectare et par an sur l'axe secondaire des graphes (10 kg/ha/an = 1TN/km²/an).

Les bilans actuels font apparaître un **excédent d'apports d'azote au sol de 117 000 tonnes**. Les flux totaux, calculés et arrivant au littoral, sont inférieurs car dans les bassins versants, il y a des phénomènes d'abattement qui peuvent atteindre jusqu'à 75% du bilan sur de petits bassins versants. **Les flux sortants au niveau du littoral breton**, qui étaient de l'ordre de 60 à 70 000 tonnes d'azote en 1988 (2000 à 2300 kg N/km²), **seraient aujourd'hui en moyenne de l'ordre de 80 000 TN/an (2650 kg N/km²).**

Les données réelles à l'exutoire ne permettent pas un tel bilan (manque de données régulières et difficultés d'étudier tous les bassins versants). Il serait pourtant intéressant de pouvoir quantifier de façon précise et continue ces apports globaux au littoral en appréciant exactement la part de chaque bassin versant. Il est donc nécessaire d'avoir des données supplémentaires pour suivre les apports réels à la mer.

¹⁴ Source : DIREN Bretagne

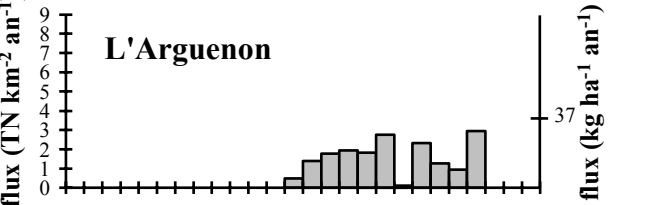
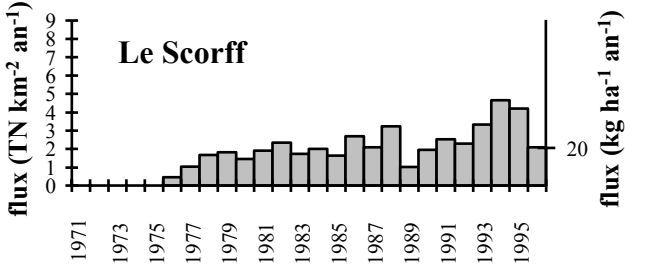
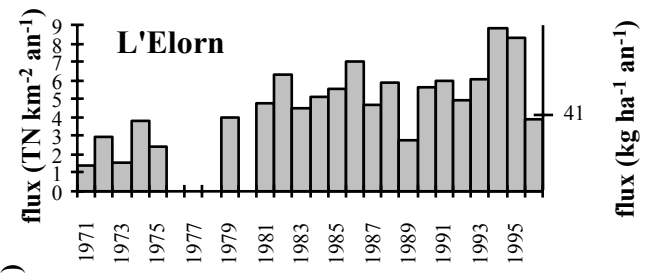
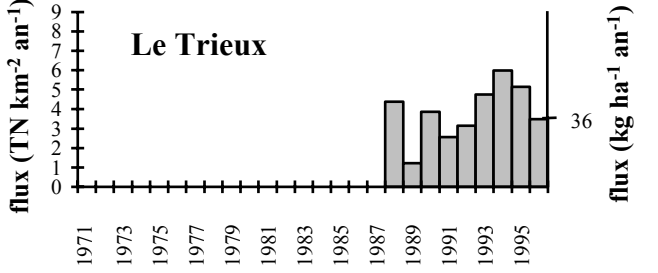
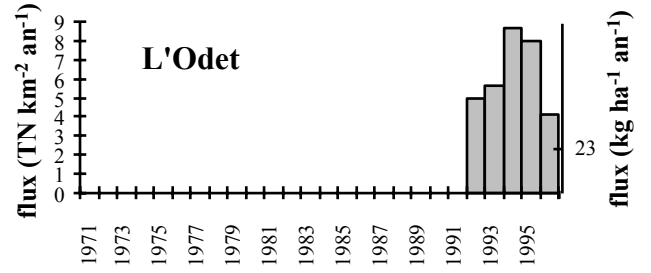
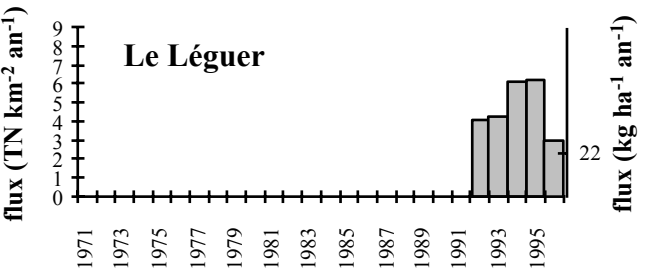
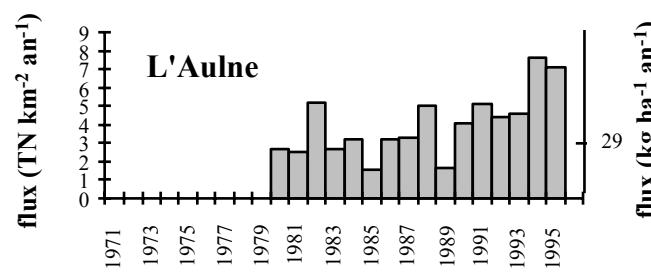
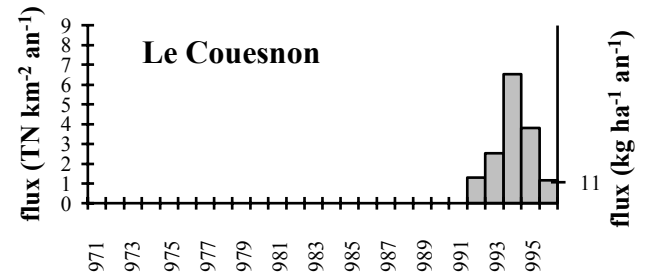
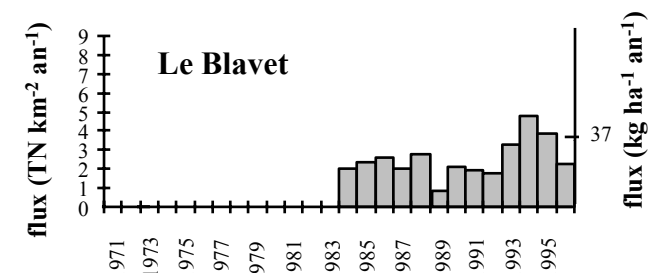
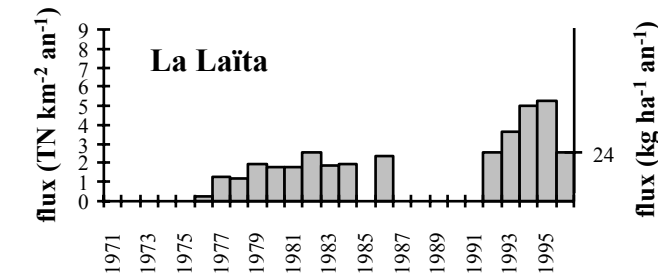
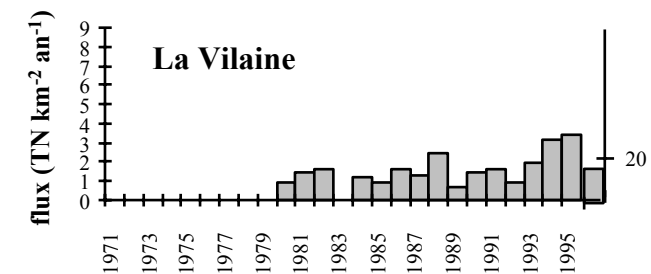
¹⁵ Arousseau *et al.*, 1996.



Evolution des flux de nitrates (en tonnes d'équivalent azote par an), en moyenne annuelle, de 1971 à 1996 dans quelques fleuves de Bretagne

Dans certains cas les données sont inexistantes ou le nombre de données est trop faible pour pouvoir calculer une moyenne annuelle.

La ligne en pointillés indique la valeur du flux moyen annuel (autour des années 1988) estimé par une méthode indépendante (Aurousseau *et al.*, 1996).



Evolution des flux de nitrates (en tonnes d'équivalent azote par km² de bassin versant et par an), en moyenne annuelle, de 1971 à 1996 dans quelques fleuves de Bretagne

Dans certains cas, les données sont inexistantes ou le nombre de données est trop faible pour pouvoir calculer une moyenne annuelle.

Le flux porté en axe secondaire représente le flux moyen annuel autour des années 1988 (kg d'azote par hectare et par an) estimé par une méthode indépendante (Aurousseau *et al.*, 1996).

Une des recommandations qui émergent de cette étude est l'absolue nécessité de la mise en place d'un réseau cohérent de mesure des nitrates, phosphates et silicates (principaux éléments potentiellement limitants de la production primaire) en se servant de certains points de mesure déjà existants (points utilisés dans ce rapport, points du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin qui doivent être étendus dans l'espace et dans le temps, et points nodaux du SDAGE Loire-Bretagne) et en créant d'autres points de mesures là où des manques apparaissent.

⇒ De nombreux points de mesures sont gérés par différents organismes (Agences de l'Eau, Collectivités, Départements, DDE, DDASS, Compagnies des eaux ...) sur les fleuves bretons. Les mesures sont acquises avec des objectifs de suivi différents et sans concertation entre les différents organismes. Il est indispensable d'**organiser une coordination au niveau régional pour que les points de mesures suivent un cahier des charges unique** permettant de **bâtir une véritable Base de Données Régionale**, outil essentiel pour l'établissement de bilans à court, moyen et long terme. Cette base prendrait en compte les concentrations en nitrates, phosphates et silicates mais aussi les débits en équipant les cours d'eau les plus irréguliers d'enregistreurs de débits.

⇒ Il manque des points d'observations aux exutoires, ayant pour objectif de suivre les flux réels en nutriments apportés au milieu côtier. Les concentrations en nitrates sont souvent mesurées au niveau des prélèvements d'eau potable, la plupart du temps assez loin des estuaires. Par conséquent, **de nouveaux points de mesures pourraient être définis, notamment à la limite de l'influence des eaux marines ainsi que sur les petits bassins versants côtiers.**

En Gironde, dans le cadre d'une expérience « Ecofleuves » lancée par le CNRS en relation avec des lycées, un réseau de mesures a été dressé. Il est suivi (prélèvements et prises de données) par les élèves et enseignants selon un cahier des charges précis défini au niveau régional, des laboratoires agréés étant chargés des analyses. Le réseau est financé par les collectivités territoriales et le privé (Compagnie des Eaux, Fondations). L'organisation d'un tel réseau en Bretagne aurait l'avantage de (1) permettre l'accès à des données spatialement nombreuses avec une échelle temporelle cohérente et de (2) sensibiliser les jeunes et la population de façon positive au suivi permanent de la qualité de leur environnement aquatique.

PART DES APPORTS NUTRITIFS DANS LES PROLIFERATIONS ALGALES (MACROALGUES ET PHYTOPLANCTON)

I - IMPORTANCE DES CARACTERISTIQUES DES ECOSYSTEMES COTIERS

Différents facteurs océanographiques et côtiers conditionnent le développement d'algues et de phytoplancton. A la salinité, la température et la luminosité des masses d'eau, s'ajoutent des facteurs géomorphologiques et hydrodynamiques qui font de chaque secteur côtier (baie, rade) un cas particulier.

L'hydrodynamisme varie géographiquement en fonction des caractéristiques de la marée et des vents mais aussi de la profondeur et de la forme du littoral.

- **Les côtes bretonnes appartiennent à deux domaines géomorphologiques :**
 - la côte nord : d'Ouessant à la baie du Mont Saint Michel, la Manche est une mer peu profonde. A l'ouest, elle constitue une bande côtière étroite jusque Bréhat et forme ensuite un ensemble beaucoup plus vaste entre les roches Douvres (au nord de Bréhat), le Cotentin et le fond de la Baie du Mont St Michel ;
 - la côte ouest et sud, d'Ouessant à la Loire, dépend du plateau continental atlantique. Les fonds augmentent rapidement de la côte vers le large.

D'une façon générale, l'hydrodynamisme du sud Bretagne est très différent de celui du nord.

L'hydrodynamisme du **sud** met en évidence des zones où les masses d'eau sont peu renouvelées horizontalement et peu mélangées verticalement dans des conditions de vent faible (stratification). De ce fait, le réchauffement des eaux est plus précoce et une thermocline bien marquée apparaît ; cette stratification thermique joue un rôle dans la stabilité verticale des masses d'eaux et conditionne le développement de certaines espèces phytoplanctoniques.

Sur la côte **nord**, l'intensité du mélange vertical des masses d'eau par les courants de marée est plus forte. Ce brassage des eaux retarde le réchauffement superficiel et empêche la formation, ou la persistance, d'une couche superficielle bien éclairée (stratification thermique verticale limitée).

Une particularité est à noter **au large à l'ouest** de la Bretagne : la formation de systèmes frontaux du printemps à l'automne : le front interne de l'Iroise, le front de marée d'Ouessant et le front de talus de la mer Celtique (d'est en ouest)¹⁶. Ainsi, en été, ces frontières entre un secteur stratifié et un secteur homogène (brassé verticalement) sont très marquées et constituent de **véritables fronts thermiques**. Ces structures possèdent un rôle majeur dans le fonctionnement des écosystèmes pélagiques. Beaucoup d'espèces phytoplanctoniques trouvent des conditions favorables pour se développer au niveau de ces fronts.

¹⁶ Morin *et al.*, 1994

- **Si une différence générale est notée entre la côte nord et la côte sud, il y a aussi des variations entre les différents secteurs côtiers.**

Indépendamment du brassage vertical, **les marées** produisent un mouvement horizontal qui permet des échanges entre les eaux côtières et les eaux du large.

Les courants de marées sont influencés notamment par **la topographie du fond et par la forme générale de la côte**. La capacité dispersive du site (houle ou courant) et le temps de séjour des masses d'eau peuvent être très variables d'un site à l'autre. La **morphologie des baies** (ouverture, topographie et nature du sédiment) conditionne ainsi le confinement des masses d'eau et par conséquent l'apparition de certaines perturbations.

A certains endroits, des tourbillons peuvent piéger les masses d'eaux empêchant les renouvellements. Dans d'autres, comme en rade de Brest, le renouvellement est tel que la plupart de l'azote inorganique dissous provenant des rivières de septembre à mars est en quasi-totalité évacué vers la mer d'Iroise par l'action des marées avant même qu'il ne puisse être consommé par le phytoplancton¹⁷.

Certains secteurs se réchauffent davantage et plus rapidement que d'autres : ce sont en général des zones de faible profondeur et/ou de faible courantologie. Il s'agit du secteur Loire-Vilaine-Quiberon, la baie du Mont Saint Michel, le nord de la baie de Douarnenez, le sud de la rade de Brest et le fond de la baie de Saint Briec. Les eaux des baies de Morlaix et de Lannion se réchauffent plus tard que celles de la baie de Saint Briec.

D'une façon globale, le nord et l'ouest de la Bretagne sont plus sensibles aux proliférations d'ulves sur des sites abrités très côtiers, alors que la côte sud (et surtout sud-est) est plutôt sensible aux proliférations de phytoplancton (ou eaux colorées) dans un domaine moins côtier¹⁸.

D'autre part, le plateau continental de l'Europe du nord-ouest présente la particularité de développer des fronts thermiques saisonniers où les conditions pour la croissance du phytoplancton sont réunies. L'hypothèse d'une importation de ces espèces vers les eaux littorales depuis les zones frontales ne doit pas être négligée. De même celle du développement de phytoplancton dans la panache des fleuves (Loire, Vilaine) et le retour à la côte dans des conditions météorologiques particulières.

A la complexité physique du milieu, s'ajoutent les apports terrestres en nutriments. La conjugaison de l'ensemble des facteurs déterminera la sensibilité du milieu vis-à-vis des proliférations algales (macroalgues et phytoplancton).

¹⁷ Delmas, 1981 ; Del Amo, 1996

¹⁸ Piriou, 1993

II - LES PROLIFERATIONS DE MACROALGUES ET LE DEVELOPPEMENT DE PHYTOPLANCTON

Dans les phénomènes de dérèglement du fonctionnement naturel des écosystèmes, il est important de mesurer la part due aux facteurs anthropiques et aux facteurs naturels.

Différentes perturbations peuvent être liées plus ou moins fortement à l'eutrophisation. Celle-ci résulte d'un apport excessif de sels nutritifs (phosphates, nitrates) ou de matières organiques minéralisables dans les eaux littorales. Cet apport se traduit par une augmentation de la biomasse végétale : prolifération de macroalgues comme les ulves ou microalgues phytoplanctoniques (bloom phytoplanctonique).

Ce peut être un facteur déclenchant mais d'autres facteurs naturels interviennent également. Dans certains développements de phytoplancton, la relation de cause à effet n'est pas démontrée.

A - Les proliférations de macroalgues

Les proliférations d'algues vertes macrophytes comme les ulves, les entéromorphes ou les monostromes sont désignées sous le nom de "**marées vertes**". En Bretagne, les algues impliquées sont principalement des macroalgues chlorophycées de type Ulva. Plusieurs facteurs interviennent dans l'apparition des marées vertes :

- le facteur anthropique : les rejets agricoles apportant un flux de sels nutritifs,
- les facteurs naturels : en plus de la nature du sol et du sous-sol du bassin versant, interviennent la météorologie, la géomorphologie littorale, l'hydrodynamisme général et l'hydrodynamisme de surface.

• Un facteur anthropique principal : l'azote

La croissance optimale des ulves a lieu au printemps quand la température (17 à 23°C), l'intensité et la durée d'éclairement sont satisfaisantes.

En plus, l'ulve montre **des capacités opportunistes dans l'utilisation des nutriments azotés et phosphorés**¹⁹. Cette facilité dans l'assimilation des nutriments, leur capacité de les stocker et de les utiliser leur permettent de maintenir une certaine activité même quand les conditions de l'environnement sont défavorables²⁰.

Une étude sur la baie de Saint Briec de 1986 à 1992 a montré que **les niveaux de biomasses maximales sont corrélés avec le flux moyen d'azote apporté par les rivières en juin**²¹ alors qu'aucune relation ne se dégage avec les flux de phosphore. De plus, des mesures d'azote et de phosphore dans les cellules algales ont montré

¹⁹ Dion et Le Bozec, 1996

²⁰ Morand et Briand, 1996

²¹ Menesguen *et al.*, 1997

que le phosphore y est plutôt stable durant l'année alors que l'azote y est en baisse de juin à octobre²². L'élément limitant est donc avant tout l'azote.

Les ulves ne manquent pas de phosphore. Pour leur croissance, elles utilisent le stock de phosphore biodisponible constitué dans le sédiment marin par des apports d'origine naturelle et anthropique, stock qui pourrait alimenter, par exemple en baie de Lannion, des biomasses d'ulves pendant plusieurs décennies²³.

Les débits des cours d'eau provoquant des marées vertes sont en général peu élevés. Les concentrations moyennes de nitrate s'y répartissent entre 23 et 88 mg/l. Les flux les plus importants sont délivrés en baies de St Brieuc, de Douarnenez et dans l'anse du Dossen-Guillec.²⁴ D'un site à l'autre, l'importance des proliférations générées n'est pas directement proportionnelle au flux de nitrate car intervient, à ce niveau, la circulation résiduelle des eaux.

Quand toutes les conditions naturelles sont réunies, l'azote est l'élément limitant pour la croissance et la prolifération des algues vertes en Bretagne. Dans ce phénomène, le phosphore n'est pas limitant car les stocks dans le sédiment du littoral breton sont tels qu'il est biodisponible pour plusieurs décennies même si les apports s'arrêtaient. Ce sont plus spécifiquement les flux terrigènes de nitrates déversés au printemps qui conditionnent l'ampleur des marées vertes²⁵. Les actions sont donc à porter avant tout sur une limitation des apports d'azote en amont sur les bassins versants

• Des conditions naturelles favorables

Selon les années, 35 à 55 sites sont atteints par les marées vertes.

Entre 1988 et 1992, les principaux sites bretons de prolifération d'algues vertes sont la baie de Saint Brieuc, la baie de Lannion, la baie de Douarnenez, la baie de Concarneau, la baie de Morlaix et enfin la baie de Guissény. Les sites à forte prolifération ne changent pas mais de nouveaux sites de développement sont progressivement constatés partout sur le littoral breton : 44 sites sont recensés en 1994 dont quelques uns dans le Golfe du Morbihan alors qu'en été 1988, il n'apparaissait pas atteint.

En 1997, le nombre de sites de prolifération n'a pas évolué par rapport aux recensements précédents (1988, 1991 et 1994) et ce sont à peu près les mêmes zones qui sont touchées. Certains sites sont systématiquement atteints (baie de Saint Brieuc, baie de Lannion et baie de Concarneau-la-Forêt). D'autres le sont trois fois sur quatre (baie de la Fresnaye, baie de Guissény et baie de Douarnenez).

Les sablons (sables à grains fins) constituent pour une large part les fonds des zones de prolifération des algues vertes. Si les vases sont abondantes et sont remises en

²² Centre d'Etude et de Valorisation des Algues (Pleubian -22)

²³ Piriou *et al.*, 1993

²⁴ Merceron, 1998

²⁵ Piriou, 1990

suspension, les turbidités engendrées nuisent à la croissance des algues. Si par contre le sédiment est trop filtrant, le stockage des nutriments est insuffisant (surtout pour le phosphore)²⁶.

Le confinement des algues en suspension dans l'eau se fait là où la dérive résiduelle de marée est quasi nulle (en raison de la topographie du fond). Si on a une forte dérive résiduelle vers le large, les nutriments et les algues sont dispersés²⁷.

La houle va avoir également un effet sur la concentration algale, elle garde les algues en suspension dans un milieu riche et lumineux, ce qui favorise la croissance rapide et la multiplication végétative par fragmentation (la minceur et la fragilité des thalles favorisent leur maintien en surface)²⁸.

En Bretagne, les zones à marées vertes sont, dans tous les cas, des fonds de baies à estran sableux étendu mais de faible pente, où l'eau est peu profonde et facilement réchauffée et où la lumière pénètre bien.

C'est surtout **le littoral nord de la Bretagne et plus particulièrement le littoral des Côtes-d'Armor qui est touché**. Pour le Finistère, beaucoup de sites apparaissent mais ils sont plus petits que ceux des Côtes d'Armor.

Dans les sites bretons ouverts, sensibles aux marées vertes, **la dégradation des algues a lieu après échouage**. L'hydrodynamisme, la forte houle et le mouvement des marées sur les côtes bretonnes empêchent la dégradation de la masse algale dans la colonne d'eau qui, dans ce cas, entraînerait une crise d'hypoxie à la fin de la période de croissance.

L'amélioration des méthodes d'estimation fait que les tonnages d'ulves mesurés sont largement inférieurs aux chiffres souvent avancés (100 à 200 000 tonnes).

Le tonnage ramassé est très souvent supérieur au tonnage observé : ainsi, en 1997, il est de 43 000 tonnes ramassées pour 20 000 tonnes observées. L'observation ne se fait qu'une fois dans la saison, logiquement en fin de période de croissance (mais aussi quand un avion et une équipe de terrain sont disponibles et quand la visibilité verticale est bonne). Il s'agit d'une observation instantanée du stock²⁹. Le tonnage ramassé est supérieur car il représente le cumul de biomasses successives collectées tout au long de la saison. Le tonnage ramassé n'est toutefois pas un indicateur exhaustif des quantités échouées car le ramassage dépend de différents facteurs (gêne occasionnée sur les plages, ressources financières, facilités techniques).

Des suivis scientifiques pluriannuels montrent qu'il peut y avoir des années à fortes marées vertes, comme en 1986, 1992 ou 1994 qui s'intercalent avec des années à faible prolifération, comme en 1989 ou en 1990 (les apports d'azote printaniers régulés par la pluviométrie sont la cause de ce phénomène).

²⁶ Piriou *et al.*, 1993

²⁷ Menesguen *et al.*, 1997

²⁸ Dion et Le Bozec, 1996

²⁹ Merceron, 1998

• Impacts du phénomène et moyens de lutte

Outre le **ramassage** des algues échouées, dont le coût n'est pas négligeable pour les communes touchées et les départements (globalement environ 2,5 millions de francs par an), les marées vertes sont préjudiciables au **tourisme**. Par la gêne qu'elles occasionnent et leur impact médiatique, les algues vertes constituent une nuisance pour le tourisme littoral, pouvant même remettre en cause l'image de la Bretagne et déstabiliser une activité qui concerne de près ou de loin environ 10 % de l'emploi de la région.

Une certaine **contamination atmosphérique** est constatée dans les secteurs où les algues se décomposent (émanation de sulfure d'hydrogène). Par ailleurs, des **risques de contamination bactérienne des sites conchylicoles et des eaux de baignades** existent : cette contamination serait accentuée par la propriété qu'ont les ulves d'émettre dans le milieu marin une substance osmoprotectrice pour les bactéries fécales, augmentant ainsi leur durée de vie.

En Bretagne, on n'observe **pas de modifications généralisées de l'écosystème** dues aux marées vertes. **Des observations à effets variables** sont faites localement.

En général, sur les estrans ouverts macrotidaux, les algues vertes colonisent un milieu où les autres macroalgues sont inexistantes et où elles n'ont pas de prédateurs herbivores comme les gastéropodes. Dans certains cas, les proliférations d'algues apparaissent comme une source supplémentaire de nourriture qui peut avoir un effet sur le développement d'herbivores³⁰.

Dans le golfe du Morbihan, les phanérogames marines supporteraient mal la présence des dépôts d'algues vertes (ces phanérogames servent de nourriture à l'avifaune locale).

La baie de Lannion, site où les marées vertes apparaissent régulièrement, possède une macrofaune sédimentaire en bon état. Mais dans les sites où le ramassage d'algues n'est pas effectué, il peut y avoir des conséquences pour la faune endogène³¹.

Le ramassage mécanique sur les plages est un moyen curatif nécessaire quand les quantités d'algues échouées deviennent importantes mais des solutions préventives sont à privilégier et à développer.

⇒ **La solution primordiale est de diminuer considérablement les flux d'azote rejetés à la mer** : diminution des apports agricoles (fertilisation raisonnée), aménagement de l'espace pour limiter le lessivage (haies, talus,...), dénitrification,... Il faudra sur certains sites à sol perméable, plusieurs années de fertilisation raisonnée pour diminuer les apports azotés arrivant dans les eaux littorales.

³⁰Morand et Briand, 1996

³¹Dion et Piriou, 1995

⇒ Des programmes globaux se mettent progressivement en place ainsi que des réglementations (comme la Directive Nitrates) pour lutter contre la pollution azotée des eaux. Mais ces moyens, même s'ils baissent les concentrations en nitrates dans les eaux douces, seront sans doute insuffisants pour lutter contre les perturbations du milieu littoral.

Des actions ciblées, site par site, seront nécessaires. Les projets de bassins versants terrestres tests devront être bien articulés avec les sites expérimentaux d'étude et de suivi, en mer.

Il n'est pas exclu d'envisager, dans un certain nombre de cas limités, une modification momentanée du tracé de l'embouchure de certains cours d'eau, afin par exemple d'assurer une meilleure dilution en mer. De toute façon, ces interventions exceptionnelles et occasionnelles doivent être l'objet d'un suivi.

||

B - Les développements phytoplanctoniques

Le bloom (efflorescence) phytoplanctonique est un phénomène naturel qui se produit tous les ans quand les conditions du milieu deviennent favorables. Un rayonnement solaire suffisant permet une **floraison printanière** avec un développement important de diatomées et de quelques dinoflagellés. Le recyclage des éléments nutritifs, très appauvris après ce premier bloom phytoplanctonique printanier, rend possible l'apparition de **floraisons secondaires** (en été et en automne). Au cours du printemps et de l'été, la population s'adapte donc aux conditions du milieu, par une succession des espèces répondant le mieux aux variations physiques et à la qualité nutritionnelle des eaux³².

En plus de ce cycle naturel, des apparitions d'algues phytoplanctoniques peuvent avoir lieu sous l'action conjuguée de différents facteurs encore parfois méconnus et avec des conséquences plus ou moins néfastes.

• Dystrophie

L'augmentation des apports terrigènes d'azote (et de phosphore), alors que l'apport en silicium par lessivage naturel des sols ne change pas (celui-ci ayant pour principale origine la dissolution naturelle des roches du bassin versant), provoque une baisse des rapports silicium/azote et silicium/phosphore. Ceci induit **une situation de dystrophie favorable au phytoplancton non siliceux (flagellés)** par rapport aux diatomées (à frustule siliceuse). **Or, certains dinoflagellés peuvent présenter une toxicité (mortalités d'organismes marins ou maladies chez l'homme)** alors que les diatomées sont rarement à l'origine de nuisances écologiques dans le milieu aquatique. D'autre part, cette modification qualitative des successions phytoplanctoniques n'est pas sans conséquence sur l'activité des organismes filtreurs (mollusques).

En Bretagne, ce phénomène a été plus particulièrement étudié en rade de Brest. Pour l'instant, la rade résiste à cette dystrophie, en particulier grâce aux échanges avec la mer d'Iroise, à l'hydrodynamisme et à l'existence d'une "pompe à silicate" originale qui permet une régénération du silicium³³. Mais si le rapport silicium/azote continue de diminuer ou si toutes les conditions favorables au développement de dinoflagellés surviennent (conditions climatiques exceptionnelles par exemple), le basculement des populations vers une dominance des dinoflagellés est probable³⁴.

• Eaux colorées - Phytoplancton toxique

Les "**eaux colorées**" représentent les proliférations planctoniques denses (se produisant surtout au printemps et en été) qui donnent une coloration de l'eau de mer due aux pigments des cellules (eaux rouges, vertes ou brunes). Les espèces

³² Martin-Jézéquel, 1981

³³ Del Amo *et al.*, 1997

³⁴ Le Pape *et al.*, 1996

impliquées peuvent être anodines (comme *Noctiluca scintillans*, *Prorocentrum micans*,...) ou toxiques (*Alexandrium minutum*, *Gymnodinium cf. nagasakiense*). Mais d'autres espèces comme *Dinophysis* sont toxiques à faible concentration dans l'eau, on parle alors **d'événement ou de phénomène toxique** mais pas d'eaux colorées.

Il faut donc distinguer les phénomènes d'eaux colorées, à concentration cellulaire élevée mais rarement toxiques, et le développement d'espèces phytoplanctoniques qui pourront être toxiques, éventuellement à faible concentration cellulaire.

* **Le phénomène d'eaux colorées (non toxique) est le plus souvent sans conséquence sur les niveaux trophiques supérieurs.** Cependant, dans des conditions météorologiques spécifiques (calme et stratification de l'eau) et en milieu eutrophisé, en fin de bloom, une hypoxie voire une anoxie peut apparaître (cf ci-après).

* **Les espèces produisant des toxines peuvent avoir un impact important sur les autres organismes marins (nécroses des branchies...) et parfois sur l'homme après concentration par les coquillages et les poissons.** L'impact du développement (important ou non) d'espèces phytoplanctoniques est différent selon les caractéristiques de chaque espèce (production de toxine,...). Les espèces incriminées en France, et en Bretagne, sont principalement *Dinophysis sp.* qui produit une toxine diarrhéique (DSP), *Alexandrium minutum* qui émet une toxine paralytique (PSP) et *Gymnodinium cf. nagasakiense* qui produit une toxine nécrosante.

Les impacts écologiques et sanitaires ainsi provoqués par ces toxines peuvent avoir des conséquences économiques au niveau de la production conchylicole. Depuis 1984, des zones sont temporairement interdites à la commercialisation, presque chaque année en baies de Douarnenez ou de Concarneau à cause du développement de *Dinophysis sp.* (toxicité DSP) et plus ponctuellement sur d'autres sites de Bretagne sud. Depuis 1989, des sites essentiellement de Bretagne nord voient le développement de *Alexandrium minutum*, libérant la toxine PSP. En baie de Morlaix, des zones de conchyliculture sont touchées chaque année. De plus, cette espèce a le pouvoir de s'enkyster en hiver. Les kystes se présentent alors comme des particules sédimentaires inertes, qui peuvent se concentrer et se disperser sous l'action de la houle et des courants. Au printemps, ils peuvent se revivifier. Leur domaine géographique peut donc s'agrandir compte tenu de la dispersion.

La connaissance de la dynamique des espèces phytoplanctoniques en Manche reste encore incomplète. Les variables influençant leur distribution sont nombreuses (température, salinité, lumière, sels minéraux, broutage par les herbivores, courants, brassage des eaux, accroissement des échanges maritimes internationaux avec éventuellement introduction de nouvelles espèces de plancton,...). Pour les eaux littorales de la Bretagne, il ne faut pas négliger le phénomène particulier des fronts thermiques saisonniers au large des côtes de Bretagne sud ainsi qu'en baie de Douarnenez, favorables à la production de phytoplancton.

En France, le recensement de ces phénomènes est récent et il est difficile de déceler une quelconque tendance de leur évolution³⁵. Certains auteurs estiment que les proliférations d'espèces phytoplanctoniques toxiques, en particulier les dinoflagellés, ont vu leur abondance augmenter, surtout au niveau des eaux côtières soumises à un enrichissement en sels nutritifs par les eaux douces³⁶, et d'autres pensent qu'effectivement les eaux colorées peuvent être dues à l'eutrophisation mais que rien ne prouve que l'événement toxique soit lié à l'augmentation des concentrations en sels nutritifs.

En Bretagne, l'apparition de ces phénomènes est plus fréquente sur la côte sud que sur la côte nord. Entre 1975 et 1988, 13 eaux colorées en Bretagne nord sont constatées et 71 d'Ouessant à la Loire (cette zone est la plus touchée des côtes françaises)³⁷. Cependant, pendant l'été 1995, l'ensemble des côtes de Vendée (Marennes) au nord Finistère ont été touchées par une prolifération d'eaux rouges à *Gymnodinium cf. nagasakiense*. Il n'est pas impossible que ce phénomène soit lié à l'impact des eaux de la Loire et de la Vilaine sur les eaux littorales concernées, du fait des très fortes crues des mois d'hiver 1995.

• Hypoxie / Anoxie

Lorsque les eaux côtières sont enrichies en sels nutritifs et que les conditions de température et de lumière sont réunies, une production intense de phytoplancton peut se produire (bloom). Elle entraîne une consommation accrue d'oxygène dissous dans l'eau et plus particulièrement dans l'eau de fond qui peut se traduire par une **hypoxie voire par une anoxie** avec mortalité d'animaux benthiques comme les coquillages, les crustacés, les poissons,... . Cette mortalité d'organismes marins touche surtout les espèces sédentaires qui ne peuvent pas fuir les zones à déficit d'oxygène.

Les eaux littorales nord de la Bretagne sont en zone macrotidale, c'est-à-dire fortement brassée par les marées. Il en résulte un potentiel important de réoxygénation. Aussi **dans ces eaux côtières, peu de cas d'eutrophisation avec hypoxie sévère voire anoxie sont observés**, sauf en cas de circonstances climatiques particulières (fort échauffement saisonnier en mortes eaux avec stratification de la colonne d'eau isolant la couche d'eau de fond du contact avec l'atmosphère). En 1982, en baie de Vilaine, c'est l'anoxie qui a provoquée la mortalité d'organismes marins. Des désoxygénations partielles ont souvent été observées depuis 1983 dans les eaux du fond de la Vilaine. De tels déficits partiels en oxygène dissous ont un effet négatif réel sur tous les stades de la vie des poissons. Les populations locales de poissons subiraient une diminution chronique de leur recrutement³⁸.

Des phénomènes importants d'hypoxie et anoxie sont surtout constatés dans les bouchons vaseux des estuaires, qui empêchent les espèces migratrices de remonter.

³⁵ Belin *et al.*, 1995

³⁶ Ménesguen, 1990

³⁷ Belin *et al.*, 1989

³⁸ Merceron, 1982

L'eutrophisation favorise l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique dans les eaux côtières et dans les rivières.

Dans ce dernier cas, le phytoplancton développé en eau douce meurt et se dégrade en arrivant dans l'estuaire. Il contribue ainsi à augmenter le déficit en oxygène dans le bouchon vaseux, ce qui n'est pas sans poser des problèmes importants pour le transit des poissons migrateurs (saumon, anguille...). Même les stocks non exploités sont actuellement menacés, ce qui démontre, à l'évidence, la responsabilité des conditions environnementales.

Des incertitudes existent sur les facteurs déclenchant les blooms et les phénomènes toxiques.

L'implication des apports de sels nutritifs azotés et phosphorés dans le développement d'eaux colorées toxiques reste à apprécier, cette propriété pouvant être générée non seulement à la côte (effet d'origine anthropique), mais aussi au large (effet saisonnier naturel, présence de fronts...). Toutefois, dans ce dernier cas, il ne faut pas écarter le développement possible de phytoplancton toxique dans le panache des fleuves (Loire...) et le retour à la côte sous l'effet de conditions météorologiques particulières. D'autre part, le phénomène est difficile à appréhender car les biomasses produites sont souvent très faibles et leurs apparitions dépendent fortement de l'hydrodynamisme.

CONCLUSION - RECOMMANDATIONS

1) Les rejets fluviaux d'origine anthropique de nitrates, et plus généralement d'azote dans les eaux côtières, sont considérables et croissent depuis plusieurs décennies. Leur impact sur l'équilibre écologique des eaux littorales bretonnes est important et se traduit par :

- 1- une **eutrophisation des eaux estuariennes**,
- 2 - le **développement de marées vertes**, principalement échouées sur les estrans sableux de baies à faible hydrodynamisme, ou transportées vers le large,
- 3 - l'**apparition de dystrophies** avec de profondes modifications de populations phytoplanctoniques et d'importantes conséquences sur des animaux filtreurs d'intérêt commercial.

L'impact de ces rejets accrus de nitrates d'origine anthropique sur le **développement des eaux rouges à plancton toxique** n'est pas actuellement prouvé, il n'est toutefois pas totalement exclu.

2) Face à cet impact important sur la productivité et la biodiversité du milieu littoral, nous recommandons aux acteurs économiques de **poursuivre une politique active en matière de réduction de flux de nitrates et de composés azotés**, comme nous le recommandons pour d'autres composés (ex: pesticides, antifoulings) qui agissent directement sur le développement des organismes marins.

La maîtrise des flux de phosphore demeure également indispensable particulièrement pour le contrôle de l'eutrophisation en eau douce et, par voie de conséquence, des phénomènes d'hypoxie dans les bouchons vaseux.

3) Dans chaque site, il est nécessaire de **rechercher le ou les facteurs limitant** le développement excessif du phytoplancton, ou le développement d'espèces toxiques, pour agir efficacement. Comme le préconise également le SDAGE Loire-Bretagne, il faut poursuivre et améliorer les études actuellement en cours en vue d'une **meilleure compréhension des phénomènes** de développement et de dispersion des microalgues (déterminisme d'apparition, relations précises avec les apports en sels nutritifs). De plus aucune théorie globale ne peut être formulée pour toutes les espèces. Elles doivent être étudiées de façon spécifique. D'autre part, **l'utilisation d'outils génétiques**, en recherche, devrait être développée pour contribuer à expliquer la provenance des algues toxiques.

4) Il est indispensable de **se donner les moyens d'un suivi du milieu physique, chimique et biologique**, réellement adapté à la grande variabilité des caractéristiques des milieux littoraux, si typique de l'ouest de l'Europe. Il importe que les décideurs se donnent les moyens d'observer la reconquête progressive de la qualité des eaux littorales et de l'efficacité des mesures prises.

Nous proposons dans ce but la **constitution d'une Banque Régionale de Données** chargée de gérer, sous le contrôle de la Collectivité Territoriale, l'ensemble des données recueillies par les différents programmes de surveillance. L'action du REPHY, Réseau National de surveillance du phytoplancton, doit continuer de se développer et être améliorée en particulier en ce qui concerne la fréquence des prélèvements et le traitement des données disponibles. Celle du RNO doit être revue dans le sens d'une augmentation de la fréquence d'acquisition des mesures au dépens d'une trop grande dispersion spatiale.

Si l'on veut réellement apprécier l'efficacité des mesures prises par les acteurs économiques en matière de réduction des rejets anthropiques, il est indispensable de **développer une stratégie cohérente comprenant les deux composantes observation et modélisation**. Etant donné les implications financières d'une telle stratégie, il est indispensable d'établir des priorités, aussi recommandons-nous la prise en considération de **trois sites représentatifs** pour quantifier l'impact des rejets anthropiques (nitrates et autres) sur l'équilibre des eaux littorales, en terme d'eutrophisation, de dystrophie, d'eaux colorées et de marées vertes : la Baie de Saint-Brieuc (marées vertes), la rade de Brest (dystrophie, eaux colorées), et le Mor-Braz (eutrophisation, eaux colorées). Les observations réalisées en ces sites pourront bénéficier des outils modernes forgés par les organismes scientifiques marins implantés en Bretagne (ex : IUEM/UBO et IFREMER) : observations satellitales, automates in-situ, modèles couplés physique-biologie.

- 5) Le **transport des coquillages** et plus généralement les **échanges entre les sites de production conchylicole** devraient être réglementés pour éviter toutes contaminations de nouveaux sites par des espèces phytoplanctoniques toxiques comme par exemple par *Alexandrium minutum* en Bretagne nord (pour cette espèce, il se pose le problème des kystes qui peuvent être transportés dans les sédiments).

Les **déballastages des navires** sont sans doute à mettre en cause également dans ces phénomènes de contamination, et donc à surveiller.

BIBLIOGRAPHIE

Aurousseau P., Baqué M.C., Squidant H., (1995). Les bassins versants de Bretagne et leur charge polluante. Rapport et Atlas. E.N.S.A. Rennes, 30 p.

Belin C., Berthomé J.P., Lassus P., (1989). Dinoflagellés toxiques et phénomènes d'eaux colorées sur les côtes françaises : évolution et tendances entre 1975 et 1988. Equinoxe 25.

Belin C., Beliaeff B., Raffin B., Rabia M., Ibanez F., (1995). Phytoplankton time-series data of the french phytoplankton monitoring network : toxic and dominant species. Harmful Marine Algal Blooms, pp. 771-776.

Centre d'Etude et de Valorisation des Algues, (1992). Rapport sur la situation des échouages de macroalgues et de leur ramassage en France en 1991.

Claisse D., Joanny M., (1993). Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin, surveillance du milieu marin, travaux du RNO, Edition 1992-1993, 32 p.

Del Amo Y., (1996). Dynamique et structure des communautés phytoplanctoniques en écosystème côtier perturbé ; cinétiques de l'incorporation de silicium par les diatomées. Thèse de troisième cycle, Université de Bretagne Occidentale, Brest, 217 p.

Del Amo Y., Le Pape O., Tréguer P., Queguiner B., Menesguen A., Aminot A., (1997). The Impacts of high-nitrate freshwater inputs on macrotidal ecosystems,
1-Seasonal evolution of nutrient limitation for the diatom-dominated phytoplankton of the bay of Brest (France), 27 p.
2-The specific role of the "silicate pump" in the year-round dominance of diatoms in the bay of Brest (France), 30 p.

Delmas R., (1981). Etude de l'évolution saisonnière des sels nutritifs dans la rade de Brest en fonction des apports fluviaux et des échanges avec l'Iroise. Thèse de troisième cycle, Université de Bretagne Occidentale, Brest, 163 p.

Dion P., (1990). Les marées vertes. Penn ar bed 137, pp.63-67.

Dion P. & Piriou J.Y., (1995). Eutrophisation. Consultation Nationale sur la Filière Algues, Mission Interministérielle de la Mer, pp. 123-131.

Dion P., Le Bozec S., (1996). The French Atlantic Coasts. Ecological Studies, vol. 123, pp. 252-264.

Groupe de prospective maritime et littorale de la façade atlantique, (1996). Milieux maritimes, usages et qualité des eaux et des fonds. Sous-groupe 7, 199 p.

Howarth et al., (1996). Régional nitrogen budgets and riverine nitrogen and phosphorus fluxes for the drainages to the north atlantic ocean : natural and human influences. Biogeochemistry 35 : 75-139.

Jallifier P., (1998) - Les perturbations en milieu littoral : approche juridique. Séminaire IUEM « Perturbations chroniques de l'environnement littoral » des 22-24 avril 1998. Faculté de Droit et de Sciences économiques - IUEM, CEDEM, UBO Brest. 30p.

Le Pape O., Del Amo Y., Menesguen A., Aminot A., Queguiner B., Tréguer P., (1996). Resistance of a coastal ecosystem to increasing eutrophic conditions : the bay of Brest (France), a semi-enclosed zone of western Europe. *Continental Shelf Research*.

Martin-Jézéquel V., (1981). Succession des populations phytoplanctoniques en relation avec les conditions nutritionnelles dans les eaux littorales de la Manche (Roscoff). Thèse de troisième cycle, Université de Bretagne Occidentale, Brest, 145 p.

Ménesguen A., (1990). Présentation du phénomène d'eutrophisation littorale. La mer et les rejets urbains, Actes de colloques 11, Bendor, pp. 35-52.

Ménesguen A., Piriou J.Y., Dion P., Auby I., (1997). Les "Marées vertes", un exemple d'eutrophisation à macroalgues. Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantique, Manche et Mer du nord ; Synthèse, menaces et perspectives. Collection Patrimoines Naturels, vol. 28, pp. 212-218.

Merceron M., (1982). Baie de Vilaine : juillet 1982, mortalité massive de poissons. *Equinoxe* 21, pp. 4-9.

Merceron M., (1998). Inventaires des ulves en Bretagne, année 1997. Rapport de synthèse, Ifremer, Agence de l'Eau Loire-Bretagne, 18 p.

Merot P., (1993). Sensibilité des bassins versants au ruissellement. Programme d'étude. Cartographie des zones sensibles à l'eutrophisation, cas des côtes bretonnes. Ifremer, CEE et Région.

Morand P., Briand X., (1996). Excessive Growth of Macroalgae : A Symptom of Environmental Disturbance. *Botanica Marina*, vol. 39, pp.491-516.

Morin P., Conan O., Le Corre P., (1994). Fronts thermiques de marée : Cas des fronts de Manche Occidentale et de la mer Celtique. *Océanis*, volume 20, Fascicule 6, pp. 21-43.

Piriou J.Y., (1990). Marées vertes littorales et nitrates. Nitrates-Agriculture-Eau, International symposium, Paris, pp. 113-120.

Piriou J.Y., (1993). Flux d'azote au printemps et sensibilités des bassins versants. Programme d'étude Cartographie des zones sensibles à l'eutrophisation, cas des côtes bretonnes ; Ifremer, CEE et Région.

Piriou J.Y., Menesguen A., Salomon J.C., (1991). Les marées vertes à ulves : conditions nécessaires, évolution et comparaison de sites. Symposium ECSA 19, Caen, p.117-122.

Piriou J.Y. et al., (1993). Cartographie des zones sensibles à l'eutrophisation, cas des côtes bretonnes (1990-1993). Rapport de synthèse, Ifremer (Direction de l'environnement et de l'aménagement littoral), CEE, Région, 80 p.