COMMISSION EUROPÉENNE

Bruxelles, le 10 -04- 2001

SG(2001) D/ 287625
1998/2110

Monsieur le Ministre,

J'ai l'honneur de vous remettre le texte d'un avis motivé de la Commission adressé à la République française au titre de l'article 226 du traité instituant la Communauté européenne en raison d'une mauvaise application des dispositions de la directive 91/271/CEE relative au traitement des eaux urbaines résiduaires.

Veuillez agréer, Monsieur le Ministre, les assurances de ma haute considération.

Pour la Commission

[redacted]

p.j.: doc C(2001) 957 final

Son Excellence
Monsieur Hubert VÉDRINE
Ministre des Affaires étrangères
Quai d'Orsay 37
F - 75007 PARIS

Rue de la loi 200, B-1049 Bruxelles – Belgique
[redacted]

COMMISSION DES COMMUNAUTES EUROPÉENNES

Bruxelles, le 10 -04- 2001

C(2001) 957 final

AVIS MOTIVE

adressé à la République française
au titre de l'article 226 du traité CE
en raison d'une mauvaise application des dispositions de la directive 91/271/CEE
relative au traitement des eaux urbaines résiduaires

AVIS MOTIVE

adressé à la République française
au titre de l'article 226 du traité CE
en raison d'une mauvaise application des dispositions de la directive 91/271/CEE
relative au traitement des eaux urbaines résiduaires

I. LE CADRE JURIDIQUE COMMUNAUTAIRE

1. La directive 91/271/CEE du Conseil, du 21 mai 1991, ci dessous appelée la directive, telle que modifiée par la directive 98/15/CE de la Commission du 27 février 1998, concerne la collecte, le traitement et le rejet des eaux urbaines résiduaires ainsi que le traitement et le rejet des eaux usées provenant de certains secteurs industriels. Elle a pour objet de protéger l'environnement contre une détérioration due aux rejets des eaux résiduaires précitées.

2. L'article 5, paragraphe 1, de la directive dispose que les États membres identifient, pour le 31 décembre 1993, les zones sensibles sur la base des critères définis à l'annexe II.

   La partie A de l'annexe II précise les critères d'identification des zones sensibles: "une masse d'eau doit être identifiée comme zone sensible si elle appartient à l'un des groupes ci-après":

   a) Lacs naturels d'eau douce, autres masses d'eau douce, estuaires et eaux côtières, dont il est établi qu'ils sont eutrophes ou pourraient devenir eutrophes à brève échéance si des mesures de protection ne sont pas prises.

      L'annexe précise en outre qu'il "pourrait être tenu compte des aspects ci-après lors de l'examen des éléments nutritifs à réduire par un traitement complémentaire":

      i) lacs et cours d'eau débouchant dans des lacs/bassins de retenue/baies fermées où il est établi que l'échange d'eau est faible, ce qui peut engendrer un phénomène d'accumulation. Il convient de prévoir une élimination du phosphore dans ces zones, à moins qu'il ne puisse être démontré que cette élimination sera sans effet sur le niveau d'eutrophisation. Il peut également être envisagé d'éliminer l'azote en cas de rejets provenant de grandes agglomérations;

ii) estuaires, baies et autres eaux côtières où il est établi que l'échange d'eau est faible, ou qui reçoivent de grandes quantités d'éléments nutritifs. Les rejets provenant des petites agglomérations sont généralement de peu d'importance dans ces zones, mais, en ce qui concerne les grandes agglomérations, l'élimination du phosphore et/ou de l'azote doit être prévue, à moins qu'il ne soit démontré que cette élimination sera sans effet sur le niveau d'eutrophisation.

b) Eaux douces de surface destinées au captage d'eau potable et qui pourraient contenir une concentration de nitrates supérieure à celle prévue par les dispositions pertinentes de la directive 75/440/CEE du Conseil, du 16 juin 1975, concernant la qualité requise des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire dans les États membres, si des mesures ne sont pas prises.

c) Zones pour lesquelles un traitement complémentaire au traitement prévu à l'article 4 de la présente directive est nécessaire pour satisfaire aux directives du Conseil.

L'article 5, paragraphe 2, de la directive prévoit que les États membres veillent à ce que les eaux urbaines résiduaires qui entrent dans les systèmes de collecte fassent l'objet, avant d'être rejetées dans des zones sensibles, d'un traitement plus rigoureux que celui qui est décrit à l'article 4, et ce au plus tard le 31 décembre 1998 pour tous les rejets provenant d'agglomérations ayant un équivalent habitant (E.H.) de plus de 10 000.

L'article 5, paragraphe 3, de la directive précise que les rejets provenant des stations d'épuration des eaux urbaines résiduaires visées au paragraphe 2 du même article répondent aux prescriptions pertinentes de l'annexe I point B.

Parmi les prescriptions pertinentes figurent celles du tableau 2 de l'annexe I déterminant les prescriptions relatives aux rejets provenant des stations d'épuration des eaux urbaines résiduaires et effectués dans des zones sensibles sujettes à eutrophisation, telles qu'identifiées à l'annexe II, point A, sous a), de la directive. Ces dispositions ont été modifiées par la directive 98/15/CE précitée, laquelle devait être transposée pour le 30 septembre 1998 au plus tard.

L'article 5, paragraphe 4, de la directive dispose toutefois que les conditions requises d'une station d'épuration au titre notamment du paragraphe 2 du même article ne s'appliquent pas nécessairement aux zones sensibles, s'il peut être prouvé que le pourcentage minimal de réduction de la charge globale entrant dans toutes les stations d'épuration des eaux résiduaires urbaines de cette zone atteint au moins 75 % pour la quantité totale de phosphore et au moins 75 % pour la quantité totale d'azote.

L'article 5, paragraphe 5, de la directive requiert que les rejets des stations d'épuration qui sont situés dans les bassins versants pertinents des zones sensibles et qui contribuent à la pollution de ces eaux fassent l'objet des mêmes obligations que les rejets effectués directement dans les zones sensibles.

L'article 5, paragraphe 6, de la directive prévoit que les États membres veillent à ce que la liste des zones sensibles soit revue au moins tous les quatre ans.

L'article 5, paragraphe 7, de la directive prévoit que les États membres veillent à ce que les zones identifiées comme sensibles à la suite de la révision prévue au paragraphe 6 se conforment aux exigences précitées dans un délai de sept ans.

3. L'article 16 de la directive impose que soit publié tous les deux ans un rapport de situation concernant l'évacuation des eaux urbaines résiduaires et des boues et que ces rapports soient transmis par les Etats membres à la Commission dès leur publication.

4. L'article 17 de la directive prévoit que les États membres établissent, au plus tard le 31 décembre 1993, un programme de mise en œuvre de la directive et qu'ils communiquent à la Commission, au plus tard le 30 juin 1994, les informations relatives au programme (article 17, paragraphes 1 et 2).

L'article 17, paragraphe 4, de la directive précise que les méthodes et modèles de présentation à adopter pour les rapports relatifs aux programmes nationaux sont déterminés selon la procédure prévue à l'article 18 de la directive.

Aux termes de cette procédure, la Commission a adopté, le 28 juillet 1993, la décision 93/481/CEE relative aux modèles de présentation des programmes nationaux prévus à l'article 17 de la directive 91/271/CEE du Conseil.

La décision détermine les modèles que doivent suivre les États membres pour l'établissement du rapport relatif à leur programme national de mise en œuvre de la directive.

II. FAITS ET PROCEDURE

5. Par lettre de sa représentation permanente auprès de l'Union européenne du 17 août 1993 (n° 1355), le gouvernement de la République française a communiqué comme mesures de transposition de la directive les articles 10 et 35 de la loi 92-3 sur l'eau et les actes réglementaires d'application de ces dispositions législatives alors édictés, à savoir les décrets du 29 mars 1993 93-742 relatif aux procédures d'autorisation et de déclaration prévues par l'article 10 de la loi et 93-743 relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration en application de l'article 10 de la loi. Les dispositions de la directive visant les industries étaient, selon les autorités françaises, transposées par l'article L.35-8 du code de la santé publique et dans le cadre de la législation relative aux installations classées pour la protection de l'environnement par l'arrêté du 1er mars 1993.

6. Par lettre de sa représentation permanente auprès de l'Union européenne du 16 septembre 1994 (n° 1382), le gouvernement de la République française a communiqué le décret 94-469 du 3 juin 1994 relatif à la collecte et traitement des eaux usées mentionnées aux articles L.372-1-1 et L.372-3 du code des communes constituant le décret d'application de l'article 35 de la loi sur l'eau.

7. Puis le gouvernement de la République française a communiqué le rapport prévu en application de l'article 17 de la directive ainsi que l'arrêté du 23 novembre 1994 portant délimitation des zones sensibles et les arrêtés du 22 décembre 1994, respectivement relatif à la surveillance des ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées mentionnées aux articles L.372-1-1 et L.372-3 du code des communes, et fixant des prescriptions techniques relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées mentionnées aux articles L.372-1-1 et L.372-3 du code des communes.

8. Par lettre du 30 juillet 1997 (XI/14341), la Commission a demandé que, dans le cadre des rapports bisannuels de situation prévus à l'article 16 de la directive et de la transmission à la Commission d'informations relatives à la surveillance des rejets et des boues des stations d'épuration, lui soient communiqués les critères retenus pour l'identification de chaque zone sensible ainsi que les prescriptions relatives aux rejets dans ces zones sensibles.

9. Par lettre du 30 décembre 1997 (RP n° 2204) en réponse à la lettre précédente de la Commission du 30 juillet 1997, les autorités de la République française précisent les modalités de la délimitation des zones sensibles opérée au titre de la directive 91/271/CEE précitée.

10. Par lettre du 16 avril 1998 (XI/5964), la Commission a adressé une demande d'information aux autorités françaises portant sur le respect par ces autorités des obligations découlant de la directive 91/271/CEE dans la désignation initiale et la révision des zones sensibles, l'affaire ayant été enregistrée au registre des cas décelés d'office de la Commission sous le numéro 98/2110.

Les services de la Commission indiquent que, pour autant que l'information disponible soit complète, que l'identification initiale effectuée par les autorités de la République française semble révéler certaines lacunes, toutes les masses d'eau eutrophisées n'ayant pas été dûment identifiées comme zones sensibles.

Dans la même lettre, les services de la Commission demandent également que les autorités de la République française leur indiquent systématiquement les critères utilisés pour la désignation de chaque zone sensible ainsi que sur les prescriptions relatives aux rejets des agglomérations concernées, demande déjà formulée notamment dans la lettre précitée du 30 juillet 1997(XI/14341) et restée sans réponse appropriée.

11. Les autorités françaises ont répondu à cette demande d'information par deux lettres de leur Représentation permanente auprès de l'Union européenne en date des 22 juillet (RP n° 1216) et 28 juillet (RP n° 1281).

12. Le 23 avril 1999, la Commission a adressé aux autorités françaises une lettre (XI/5041) rappelant l'échéance du 31 décembre 1998 pour la mise en œuvre de l'article 3, paragraphe 1 (collecte pour les agglomérations dont l'équivalent habitant (EH) est supérieur à 10 000 et qui rejettent dans les zones sensibles), de l'article 5, paragraphe 2 (traitement plus rigoureux que secondaire pour les agglomérations dont l'équivalent habitant (EH) est supérieur à 10 000 et qui rejettent dans les zones sensibles), et de l'article 14, paragraphes 2 et 3 (rejets de boues) de la directive 91/271/CEE. Les services de la Commission ont demandé à

recevoir un tableau et une carte des zones sensibles, bassins versants correspondants et agglomérations concernées par l'échéance du 31 décembre 1998, ainsi que copie des dispositions régissant les rejets de boues. Enfin, la lettre rappelle que le rapport de situation prévu à l'article 16 de la directive doit être publié au plus tard le 30 juin 1999 et immédiatement transmis à la Commission. Cette lettre fixait un délai de quatre mois pour la réponse, venant à échéance le 23 août 1999.

13. Considérant que cette lettre était restée sans réponse et n'estimant pas pouvoir conclure des réponses apportées à sa demande d'information par la République française que cette dernière procédait à une application correcte de la directive, la Commission a adressé aux autorités françaises une lettre de mise en demeure du 22 octobre 1999 (SG(1999) 8354).

14. Dans cette mise en demeure était exposé un premier grief tiré des lacunes constatées dans l'identification par les autorités françaises des zones sensibles, toutes les masses d'eau eutrophisées n'ayant pas été dûment identifiées. La Commission constatait qu'en raison d'une interprétation erronée de la notion d'eutrophisation et compte tenu que devaient être prises en compte les zones pour lesquelles les rejets d'eaux urbaines résiduaires contribuent de façon significative à cette eutrophisation, les autorités françaises avaient omis de prendre en compte la totalité des zones qui auraient du l'être, cette identification devant intervenir avant le 31décembre 1993 conformément à l'article 5, paragraphe 1 de la directive.

L'évaluation de la Commission se fondait sur les SDAGE des différents bassins français, sur certaines études menées par les Agences de l'eau et l'IFREMER ainsi que sur l 'étude réalisée en Février 1999 pour la Commission par la société ERM dont les autorités françaises ont reçu copie.

La mise en demeure répertoriait les différentes zones sensibles non identifiées par la France dans les bassins Seine-Normandie, Loire-Bretagne, Artois-Picardie et Rhône-Méditerranée-Corse ainsi que dans l'île de la Réunion.

15. La mise en demeure exposait un deuxième grief tiré de l'absence de traitement plus rigoureux des rejets d'eaux urbaines résiduaires en violation des dispositions de l'article 5, paragraphes 2 et 5, de la directive tant pour ce qui concerne les zones sensibles identifiées par les autorités françaises que pour celles qui auraient dû être identifiées comme telles.

16. Le troisième grief exposé dans la mise en demeure était relatif à l'absence de révision par les autorités françaises des zones sensibles avant le 31 décembre 1997 conformément aux exigences de l'article 5, paragraphe 6, de la directive.

17. Il était ensuite reproché aux autorités françaises d'avoir transmis un programme de mise en oeuvre de la directive tel que prévu par son article 17 non conforme aux prescriptions de celle ci en ce qu'il n'était pas prévu d'appliquer les dispositions des articles 3 et 5 de la directive dans de nombreuses agglomérations de plus de 10 000 équivalents habitants du territoire de la République française.

18. Enfin le dernier grief exposé dans la mise en demeure était relatif à un manquement par les autorités françaises à leurs obligations nées de l'article 10 du traité instituant la Communauté européenne en raison de leur absence persistante de réponse à la lettre du 30 juillet 1997 sus-évoquée visant à obtenir la communication d'informations quant aux critères utilisés pour la désignation des zones sensibles ainsi qu'aux prescriptions relatives aux rejets des agglomérations dans ces zones.

19. Les autorités françaises ont répondu à cette mise en demeure par lettre adressée à la Commission le 25 février 2000 et ont complété cette réponse par lettre du 12 décembre 2000 apportant des éléments d'information relatifs aux demandes présentées par la Commission dans le cadre de sa lettre du 23 avril 1999 susrappelée. Ces réponses ne lui ayant pas permis de conclure à une application correcte de la directive par la République française, la Commission est conduite à adresser à cette dernière le présent avis motivé.

III. LES GRIEFS RETENUS

III.1. Sur l'identification incomplète des zones sensibles

20. Il convient ici à titre liminaire de revenir sur la notion d'eutrophisation retenue par la Commission pour estimer que certaines zones sensibles du territoire français n'ont pas à tort été identifiées comme telles. Conformément à la définition figurant à l'article 2, alinéa 11, de la directive la Commission a bien pris en compte les eaux enrichies en éléments nutritifs et pour lesquelles on peut constater un déséquilibre indésirable des organismes qui y sont présents et une dégradation de sa qualité. Elle ne s'est donc pas bornée à ne considérer que les masses d'eau enrichies en nutrients mais a envisagé les conséquences de ces excès de nutrients.

La perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans l'eau constitue ce que les experts appellent les effets de l'eutrophisation. Ainsi l'étude réalisée pour la Commission: "Criteria Used for the Definition of Eutrophication in Marine/Coastal Waters - ERM - april 2000" liste comme premier effet la croissance accélérée de certaines espèces d'algues et végétaux , puis comme effets secondaires les changements dans la structure végétale et de l'équilibre entre espèces, puis comme effets tertiaires possibles la réduction du taux d'oxygène, des changements plus importants de la structure végétale. Cette étude mentionne aussi comme autres effets possibles qu'un accroissement du phytoplancton génère une turbidité accrue avec des conséquences néfastes possibles sur les plantes situées en dessous, que l'eutrophisation par phytoplancton peut aussi avoir comme conséquence un accroissement des blooms d'algues toxiques, comme en baie de Seine, et des effets sur la faune (mortalité de poissons et de zoobenthos). Tous ces effets constituent des perturbations indésirables. Une autre perturbation indésirable est celle provoquée par l'apparition de l'algue Phaeocystis qui, comme l'indique le SDAGE Seine-Normandie (page 50), provoque des colmatages (de filets, de canalisations d'eau de refroidissement, etc.) et porte atteinte à l'attrait touristique de la côte. Cette algue apparaît sur le littoral de Normandie et d'Artois-Picardie, du fait des apports excessifs de nutriments, notamment d'origine urbaine.

Récemment, dans le cadre des travaux de la Commission d'Oslo et de Paris pour la protection de la Mer du Nord, a été établie une liste des facteurs de causes de l'eutrophisation marine, des facteurs d'accompagnement, des effets directs et des effets indirects. Cette liste mentionne comme effets directs possibles des effets sur la communauté du phyptoplancton ou des macrophytes (biomasse, blooms, production primaire, changements d'espèces, modification de la distribution en profondeur), ainsi que sur la communauté du microphytobenthos (biomasse et production primaire). Comme effets indirects, outre la diminution de la teneur en oxygène, sont indiqués la modification de la structure des communautés benthiques (sur le fond), la mortalité de poissons, la modification des écosystèmes, l'augmentation de la teneur en matière organique, la modification du PH, l'augmentation de la turbidité et la toxicité de certaines algues.

Il faut aussi signaler la toxicité de certains métabolites d'algues apparaissant en eaux douces du fait d'apports excessifs d'éléments nutritifs et d'autres effets indésirables de l'eutrophisation en eaux douces comme l'encombrement des prises d'eau, l'altération du goût et de l'odeur des eaux eutrophisées lorsqu'elles sont destinées la production d'eau potable, la nécessité de traitement plus complexes et coûteux, etc. (voir document A.I.D.E.C - Colloque sur le "Phosphore, ses dérivés et leur comportement dans le milieu naturel " - Exposé introductif en annexe I).

Par rapport à ces approches exhaustives des perturbations indésirables, les autorités françaises donnent un caractère très restrictif à cette recherche d'effets dommageables, en limitant en général ceux ci à leurs manifestations les plus extrêmes.

21. Il convient aussi de relever que l'annexe II de la directive indique que non seulement les zones eutrophes, mais aussi celles qui pourraient le devenir à brève échéance si des mesures de protection ne sont pas prises, doivent être identifiées comme sensibles. Ainsi l'existence seule des facteurs de cause (niveau élevé d'enrichissement des eaux en nutriments) associée à l'existence de facteurs environnementaux favorables, par exemple des conditions hydrodynamiques favorables, est suffisante pour conclure que le risque d'eutrophisation existe et que la zone devrait être identifiée comme sensible.

22. La Commission relève que les autorités françaises se rallient désormais à l'interprétation donnée par la Cour de justice dans son arrêt du 29 avril 1999 (affaire C-293/97) qui a écarté une interprétation de la directive 91/676/CEE limitant l'identification des eaux aux cas de pollution d'origine exclusivement agricole. En suivant le type de démarche retenue par la Cour s'agissant des pollutions par les nitrates d'origine agricole, il convient donc ici d'identifier les zones alimentées de façon significative par des nutriments d'origine urbaine. Par conséquent, la Commission est conduite en second lieu à réaffirmer que la démarche progressive adoptée par la France dans sa désignation des zones sensibles n'est pas, selon elle, conforme aux exigences de la directive et a pour conséquence de retarder indûment la mise en place des mesures de protection prévues par celle-ci.

22. Il faut à cet égard rappeler que, conformément à l'article 5 paragraphe 1 de la directive, l'identification des zones devait clairement et impérativement être effectuée "*pour le 31 décembre 1993*", et qu'à cette date, la désignation initiale devait être complète au regard des critères fixés par la directive, toute masse d'eau eutrophisée à cette date devant être identifiée comme zone sensible.

La révision des zones sensibles suppose quant à elle que l'Etat membre n'avait pas connaissance des caractéristiques de la masse d'eau concernée lors du stade initial d'identification. Cette connaissance nouvelle de critères devant mener à l'identification de la masse d'eau concernée comme zone sensible lors d'une révision peut être liée à une amélioration des conditions de surveillance du milieu aquatique, à une évolution liée au développement urbain ou à une augmentation des phénomènes d'eutrophisation. L'argument de la France consistant à affirmer que de telles évolutions ne peuvent se ressentir dans un pas de temps aussi réduit que quatre ans ne peut être retenu surtout quand on considère le fait que les phénomènes d'eutrophisation apparaissent subitement, à partir du dépassement d'un seuil d'apports en éléments nutritifs.

Si les autorités françaises ont procédé par arrêté ministériel du 31 août 1999 à des désignations supplémentaires de zones sensibles, celles ci ne peuvent avoir pour effet de pallier les carences constatées dans la désignation initiale de ces zones telles qu'elles ont été relevées dans la mise en demeure adressée à la République française.

23. Compte tenu des observations qui précèdent les autorités françaises trouveront ci-dessous les zones pour lesquelles la Commission estiment que la République française a manqué aux obligations qui lui incombent en vertu de l'article 5, paragraphe 1, et de l'annexe II de la directive.

S'agissant du bassin Seine-Normandie

24. Si l'ensemble des eaux de mer du littoral du bassin Seine-Normandie ont été désignées comme zone sensible à d'autre titre que l'eutrophisation comme le soulignent les autorités françaises dans leur réponse à la mise en demeure, c'est à tort que la baie de Seine n'a pas été considérée comme eutrophisée.

Les autorités françaises tout en reconnaissant l'enrichissement en nutrients et les taux de chlorophylle élevés observés par l'IFREMER semblent limiter à une baisse sévère du taux d'oxygène dissous la preuve d'une éventuelle eutrophisation. Or une thèse récente[1](voir notamment les conclusions générales aux pages 203 à 207 en annexe II), financée par IFREMER, conclut au contraire à une relation entre les apports d'azote et de phosphore par la Seine d'une part et la production phytoplanctonique d'autre part. Elle indique que les simulations effectuées montrent que la réduction des flagellés serait importante en cas de diminution des apports d'azote (l'apparition régulière d'une espèce toxique de flagellés, Dinophysis, amène régulièrement les autorités sanitaires à interdire le

[1] Modélisation du devenir à moyen terme dans l'eau et le sédiment des éléments majeurs (N, P, Si) rejetés par la Seine en Baie de Seine - Philippe Cugier - Université de Caen/Basse-Normandie - 7/4/1999

ramassage des coquillages en Baie de Seine: perturbation indésirable causée par l'eutrophisation). Il s'agit bien là d'une perturbation indésirable, tout comme celle causée par l'algue Phaeocystis. (voir page 50 du SDAGE Seine-Normandie). Des études de modélisation montrent le rôle prépondérant de la Seine dans l'apparition de cette algue. (voir étude ERM page 3).

25. Les autorités françaises n'ont par ailleurs pas identifié comme sensibles les tronçons de la Seine et de ses affluents en aval de la confluence avec l'Andelle pourtant désignés comme eutrophes par le SDAGE (page 50) et l'étude ERM (pages 24 à 26).

S'agissant du bassin Loire-Bretagne

26. Si la Commission peut finalement partager l'avis de la France sur le caractère non significatif des apports d'origine urbaine en Loire moyenne et aval ainsi que dans les baies de St Brieuc et de Lannion, elle doit en revanche maintenir son grief pour les autres sites cités dans la mise en demeure tels qu'ils figurent dans l'étude ERM: estuaire de l'Elorn, baie de Douarnenez, de Concarneau, golfe du Morbihan, rade de Lorient ainsi que les rivières Couesnon, Gouessant, Trieux, Laïta/Elle et Blavet pour lesquelles les autorités françaises ne contestent d'ailleurs pas l'eutrophisation d'origine urbaine. Pour ces masses d'eau eutrophisées, la contribution des eaux urbaines résiduaires au flux global de nitrates rejetés est nette (voir tableaux page 36 et 38 étude ERM). L'argument de la France sur la très forte prédominance des apports agricoles en Bretagne - 99% - n'est pas pertinent car il faut calculer les contributions respectives non pas d'une façon globale mais pour chaque entité hydrographique. Le tableau de la page 36 de l'étude ERM montre bien que les apports urbains, pour les eaux côtières citées ci-dessus, ne sont pas négligeables. L'eutrophisation en Bretagne se traduit par des échouages de macro-algues sur les côtes, dont les effets indésirables sur l'équilibre entre espèces sont évidents.

27. Pour ce qui concerne la Vilaine, la Commission constate que la France a désigné son bassin versant comme sensible, mais pas la baie de Vilaine elle même pourtant tout aussi eutrophisée comme l'établissent le SDAGE ainsi que le rapport d'étude réalisé en novembre 2000 par l'IFREMER sur la commande de la Direction générale Environnement de la Commission (en annexe III, pages 20 et 29).

28. La Commission constate également que si concernant la Sèvre Niortaise les autorités françaises indiquent que la concentration de nitrates a justifié le classement en zone vulnérable au titre de la directive, la ville de Niort, située sur le bassin versant et comptant plus de 10 000 EH, contribue elle aussi à cette pollution, ce qui justifierait le classement de la Sèvre Niortaise également en zone sensible.

29. Enfin la Commission note que la France ne conteste pas les manquements dans l'identification des fleuves côtiers vendéens Yon, Lay et Vendée, dont il résulte de l'étude ERM (pages 48 à 51) que dépendant également du même bassin ils sont eutrophisés.

S'agissant du bassin Artois-Picardie

30. S'agissant des eaux littorales, les autorités françaises font valoir dans leur réponse à la mise en demeure que le littoral de la région ne connaîtrait pas de phénomène marqué d'enrichissement de ses eaux en nutriments tout en reconnaissant cependant l'existence de blooms de micro-algues Phaeocystis qui ne seraient cependant pas liés aux apports azotés et qui en l'absence de baisse de la concentration en oxygène dissousne caractériserait pas une perturbation de l'équilibre des organismes présents dans l'eau.

Toutefois, il résulte du rapport d'étude réalisé en novembre 2000 par l'IFREMER (en annexe III, page7), qu'ont été constatés sur environ une dizaine d'années l'apparition répétée chaque année au printemps d'importantes et spectaculaires efflorescences de Phaetocystis, avec un accroissement de la biomasse chlorophylienne conjointement avec l'augmentation des teneurs moyennes en nitrates dans l'eau, le milieu marin réagissant donc aux apports de sels azotés. Si les sites de Boulogne sur Mer et de Dunkerque ne semblent pas touchés par les phénomènes d'anoxie, on y relève pas moins une trés importante concentration de Phaeocystis. Cette zone devait donc bien être désignée comme sensible.

Pour ce qui concerne les eaux continentales, l'étude ERM(pages 5 à 9) fait référence au taux de chlorophylle A, au PH et au taux d'oxygène ce qui constitue des signes avèrés d'eutrophisation ou de risques d'eutrophisation au sens de la directive. Cette étude indique que, sur la base des résultats du réseau national de données sur l'eau, on peut conclure à une eutrophisation continentale significative sur l'ensemble du réseau hydrographique compris entre l'axe Aa canalisée/Escaut d'une part et la frontière belge d'autre part. Au sud de cet axe, l'eutrophisation est caractérisée en aval des agglomérations: la Scarpe en aval d'Arras, le canal de Lens en aval de Lens notamment. L'eutrophisation de la rivière Somme est également avérée le long de son cours. Le SDAGE mentionne d'ailleurs que l'ensemble du bassin Artois-Picardie a vocation à être une zone sensible

S'agissant du bassin Rhône-Méditerranée-Corse

31. Si à la suite des arguments présentés par les autorités françaises dans leur réponse à la mise en demeure contestant l'eutrophisation la Commission est amenée à abandonner son grief pour ce qui concerne la rade de St Tropez elle ne peut en revanche relativement à la rivière Vistre que constater que les autorités françaises reconnaissent la "qualité de milieu enrichi à l'aval de Nîmes" et donc maintenir son grief pour ce qui concerne l'absence d'identification de cette zone d'ailleurs également retenue comme eutrophisée par le SDAGE.

Par ailleurs, s'agissant de l'étang de Thau, alors même que les autorités françaises y reconnaissent un phénomène d'enrichissement des eaux en nutrients, la Commission constate qu'il ressort de l'étude de l'IFREMER précitée (en annexe III, pages 16-17) que les composés azotés notamment issus du bassin versant de cette lagune consomment de l'oxygène durant leur phase de reminéralisation, ce qui est à l'origine des phénomènes de malaïgues observé de façon récurrente en 1982, 1983, 1987, 1990 et 1997 qui se manifestent par le développement de foyers d'anoxie avec production d'hydrogène sulfuré et

toxicité du milieu aquatique entraînant de nombreuses pertes de coquillages; le grief initial doit donc aussi être maintenu pour cette zone

En conclusion

32. La Commission prenant acte que la France a procédé à l'identification de zones sensibles à la Réunion le 31/8/99 et ne pouvant déterminer s'il s'agit d'une identification tardive au regard des exigences de la directive, estime donc que la République française a manqué aux obligations qui lui incombent en vertu de l'article 5, paragraphe 1, et de l'annexe II de la directive pour ce qui concerne les bassins Seine-Normandie, Loire-Bretagne, Artois-Picardie et Rhône-Méditerranée-Corse en omettant d'identifier les zones ci dessus évoquées comme zones sensibles au titre de l'eutrophisation.

III.2. Sur l'absence de traitement plus rigoureux des eaux urbaines résiduaires rejetées dans les zones sensibles

33. L'article 5, paragraphe 2, fait obligation aux États membres de soumettre, au plus tard le 31 décembre 1998, les rejets, dans les zones sensibles, d'eaux urbaines résiduaires entrant dans les systèmes de collecte à un traitement plus rigoureux que le traitement secondaire pour toutes les agglomérations ayant un EH de plus de 10 000. En outre, le paragraphe 5 du même article soumet à la même obligation les rejets de stations d'épuration d'eaux urbaines résiduaires qui sont situés dans les bassins versants pertinents des zones sensibles et qui contribuent à la pollution de ces zones.

34. Or il apparaît que tel n'a pas été systématiquement le cas en France.

III.2.1. Rejets dans les zones sensibles identifiées par les autorités françaises

35. Dans un premier temps, en l'absence de réponse des autorités françaises à la lettre précitée du 23 avril 1999 demandant des informations sur ce point aux autorités françaises la Commission ne pouvait que se fonder sur les termes dépourvus de toute ambiguité de la lettre-circulaire du 6 janvier 1999 de Madame le Ministre de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire aux préfets des départements, parue dans le supplément du Moniteur des Travaux publics et du Bâtiment du 23 avril 1999. Cette circulaire souligne en effet que seules 38 % des agglomérations concernées respecteraient l'échéance du 31 décembre 1998, 27 % ayant un retard supérieur de un à trois ans et 35 % un retard supérieur à quatre ans. La lettre-circulaire cite une liste d'agglomérations de plus 100 000 EH, parmi lesquelles les suivantes, qui rejettent dans des zones sensibles identifiées par les autorités françaises et ne respectent pas l'échéance du 31 décembre 1998: Montpellier, Mulhouse, Boulogne/mer, Saint-Étienne, Nancy, Clermont-Ferrand, Alberville, Dijon, Besançon, Aix en Provence, Angoulême, Loudéac-Callouet, Auxerre, Coudekerque Branche, Cherbourg, Villefranche sur Saône, Mâcon, Vitrolles en Provence, Tarare et Vichy.

Mais dans leur réponse du 12 décembre 2000 (RP n° 3346), les autorités françaises ont elles même reconnu que pour 130 agglomérations dont la liste a été produite en annexe à cette réponse, les équipements de traitement des eaux urbaines résiduaires n'étaient pas, à l'échéance du 31 décembre 1998, conformes aux exigences de la directive.

III.2.2 .Rejets dans les zones qui auraient dû être identifiées comme sensibles par les autorités françaises

36. L'insuffisance de la désignation en zone sensible décrite plus haut entraîne inévitablement que l'obligation de l'article 5, paragraphe 2, de la directive d'imposer un traitement plus rigoureux que le traitement secondaire à toutes les agglomérations ayant un EH de plus de 10.000 rejetant des eaux urbaines résiduaires dans ces zones sensibles n'a pas été prise en compte.

37. La Commission estime donc que la République française a manqué à l'obligation qui lui incombe en vertu de l'article 5 de la directive de mettre en œuvre un traitement plus rigoureux des rejets d'eaux urbaines résiduaires dans les zones suivantes qui auraient dû être désignées comme sensibles: en Seine-Normandie: la baie de Seine, la Seine et ses affluents en aval de sa confluence avec l'Andelle; en Loire-Bretagne: l'estuaire de l'Elorn, la baie de Douarnenez, la baie de Concarneau, le golfe du Morbihan, la rade de Lorient, la baie de Vilaine, les rivières Couesnon, Gouessant, Trieux, Laïta/Elle et Blavet, les fleuves côtiers vendéens Yon, Lay, Vendée et Sèvre Niortaise; en Artois-Picardie: les eaux litttorales, le réseau hydrographique compris entre l'Aa canalisée/Escaut d'une part et la frontière belge d'autre part, la Scarpe en aval d'Arras, le canal de Lens en aval de Lens, la Somme dans sa totalité; en Rhône-Méditerranée-Corse: la rivière Vistre et l'étang de Thau.

POUR CES MOTIFS,

LA COMMISSION,

après avoir mis le gouvernement de la République française en mesure de présenter ses observations par lettre de mise en demeure du 22 octobre 1999 (réf. SG(1999) D/8354) et compte tenu de la réponse du gouvernement français du 25 février 2000,

ÉMET L'AVIS MOTIVÉ

au titre de l'article 226, premier alinéa , du traité instituant la Communauté européenne que:

- en ayant omis d'identifier les zones ci dessus évoquées comme zones sensibles au titre de l'eutrophisation pour ce qui concerne les bassins Seine-Normandie, Loire-Bretagne, Artois-Picardie et Rhône-Méditerranée-Corse,

- en ayant omis de soumettre à un traitement plus rigoureux les rejets d'eaux urbaines résiduaires des agglomérations ayant un équivalent habitant de plus de 10 000 dans des zones sensibles ou qui auraient dû être identifiées comme sensibles,

la République française a manqué aux obligations qui lui incombent en vertu des articles 5, paragraphes 1, 2 et 5, et de l'annexe II de la directive 91/271/CEE ainsi que de l'article 10 du traité instituant la Communauté européenne.

En application de l'article 226, premier alinéa, du traité instituant la Communauté européenne, la Commission invite la République française à prendre les mesures requises pour se conformer au présent avis motivé, en désignant de nouvelles zones sensibles, en soumettant les rejets d'eaux résiduaires des agglomérations concernées à un traitement approprié et en fournissant les éléments d'information sollicités par la Commission dans un délai de deux mois à compter de la réception de celui-ci.

Fait à Bruxelles, le 10 -04- 2001

Par la Commission

ANNEXES

I. Colloque de l'A.I.D.E.C. sur « Le phosphore, ses dérivés et leur comportement dans le milieu naturel »; exposé introductif; pp 1-7

II. Thèse soutenue le 7 avril 1999 par Monsieur P. Cugier à l'Université de Caen/Basse-Normandie; conclusion générale; pp 203-207

III. Rapport de l'étude réalisée en novembre 2000 par l'IFREMER à la demande de la Commission (pages 7, 16-17, 20 et 29).

Annexe I

A.I.D.E.C. - COLLOQUE SUR "LE PHOSPHORE, SES DERIVES ET LEUR COMPORTEMENT DANS LE MILIEU NATUREL"

Exposé Introductif

[redacted] - I.G.G.R.E.F. - M.I.S.E. - SECRETARIAT D'ETAT AUPRES DU PREMIER MINISTRE CHARGE DE L'ENVIRONNEMENT

1 - LE DEVELOPPEMENT DES MANIFESTATIONS DE L'EUTROPHISATION

Les gestionnaires et usagers de l'eau sont de plus en plus préoccupés par le développement d'une forme d'altération des eaux désignée couramment sous le nom d'"eutrophisation" et provoquée par un enrichissement excessif des milieux aquatiques en substances nutritives (azote et phosphore notamment) favorisant le développement exubérant des végétaux, des algues en particulier.

En eau profonde et calme, les algues prennent un grand développement parfois à caractère très rapide et temporaire, sous forme de "fleurs d'eau". La brièveté du cycle vital de certaines espèces, la sécrétion de substances régulatrices, l'épuisement plus ou moins marqué du milieu et l'évolution des autres paramètres (éclairement, température) peuvent induire sur un même site au cours de l'année des successions de développements d'algues ou même de fleurs d'eau constituées d'espèces ou de groupements d'espèces différentes: diatomées, chlorophycées, cyanophycées...

En eau peu profonde les algues unicellulaires peuvent céder la place aux plantes supérieures aquatiques et/ou aux algues filamenteuses.

La masse végétale ainsi constituée peut être considérable et son apparition très rapide. La consistance physique des eaux et la couleur en sont directement affectées ce qui constitue une gêne directe pour l'ensemble des utilisations des eaux et tout d'abord pour les opérations de prélèvement.

D'autre part, certaines espèces secrètent des substances malodorantes, inhibitrices, voire toxiques en quantités suffisantes pour créer de graves nuisances. La majeure partie de cette biomasse non consommée par les autres niveaux trophiques constitue des résidus consommateurs d'oxygène et générateurs d'envasement et alimente des décomposeurs dont certains secrètent à leur tour des métabolites dommageables pour diverses utilisations de l'eau.

En outre, s'ils fournissent de l'oxygène pendant le jour par photosynthèse, les végétaux en consomment par respiration le jour et la nuit ; leur développement massif entraîne une variabilité importante du pH (en eaux peu tamponnées) et des teneurs en oxygène pouvant aller jusqu'à des situations anoxiques en fin de nuit.

En eaux calmes et profondes, sous nos climats tempérés, les manifestations de l'eutrophisation sont accentuées par la stratification induisant des différences importantes entre les couches supérieures ou "épilimnion" chaudes, riches en oxygène et où dominent les phénomènes de production et les couches inférieures ou "hypolimnion" plus froides, désoxygénées, et où dominent les phénomènes de décomposition. Les résidus organiques sédimentés induisent une hypoxie des fonds parfois très prononcée qui modifie le comportement des sédiments (relargage d'éléments antérieurement stockés) et accentue la dégradation de la qualité des eaux : dissolution de composés métalliques notamment le fer et manganèse.

En milieu marin, et surtout dans les zones littorales peu renouvelées, des phénomènes analogues apparaissent sous l'influence des apports terrigènes et se traduisent par des troubles divers : développement explosif des ulves, "marées vertes", eaux colorées, disparition des herbiers (posidonies),...

Certaines conditions météorologiques estivales particulières (absence de vent, crues des fleuves côtiers survenant après une période sèche et chaude) provoquent une stratification des eaux et une accentuation des nuisances : mortalités des poissons de fond par anoxie, prolifération de dinoflagellés sécréteurs de toxines rendant les coquillages impropres à la consommation, détérioration de la qualité des plages,... De tels phénomènes ont pu être observés ces dernières années notamment sur le littoral breton.

Ainsi des apports excessifs sous forme minérale ou organique de substances, a priori normalement assimilables par l'édifice biologique, donnent lieu de façon directe ou indirecte et généralement différées dans le temps (et) ou l'espace à des troubles profonds du fonctionnement des systèmes aquatiques.

Ces troubles se traduisent par de fortes perturbations des peuplements et souvent par l'élimination totale ou partielle des espèces consommatrices les plus sensibles et notamment les poissons.

L'ensemble des utilisations des eaux se trouve affecté par ces troubles, y compris des usages simplement "mécaniques" comme la navigation ou la production d'énergie (encombrement des prises d'eau) ou le simple transfert de l'eau dans les canaux. Certaines nuisances peuvent affecter la santé humaine dans le cas de la baignade et de la préparation de l'eau potable. Les problèmes posés aux distributions d'eau par l'eutrophisation illustrent bien la complexité du phénomène et de ses effets. La dégradation générale de la qualité de l'eau et la nécessité de l'élimination physique des algues exigent une consommation accrue de réactifs et compliquent les étapes suivantes du traitement des eaux et la maintenance des réseaux (corrosion, consommation des bactériostatiques résiduels,...). Les métabolites sécrétés par les algues et les autres organismes abondants dans les eaux eutrophisées ou résultant de leur décomposition peuvent engendrer des composés halogénés indésirables lors des traitements d'oxydation ou de désinfection des eaux brutes : ces métabolites altèrent également les qualités organoleptiques (goût, odeur) des eaux brutes et traitées.

La toxicité de ces mêmes métabolites est maintenant bien établie pour certains groupes d'algues, chrysophycées, dynophycées, cyanophycées, et d'organismes associés.

Cette toxicité peut se manifester de façon directe par des mortalités de poissons ou d'animaux domestiques à l'abreuvement ou indirecte à l'égard de l'Homme par consommation de mollusques filtreurs réalisant une concentration et un stockage des toxines responsables de ces accidents.

Ce risque d'intoxication motive dans les zones atteintes l'interdiction de la cueillette, de la commercialisation et de la consommation des mollusques filtreurs (huîtres, moules).

Une partie de ces toxines résiste à certaines opérations de traitement courant des eaux ; aucune intoxication humaine aiguë liée à la consommation d'eau n'a cependant été observée en raison des faibles concentrations existant normalement dans les eaux prélevées. Des recherches récentes ont cependant mis en évidence des effets sublétaux significatifs causés par des eaux de distribution gravement affectées par l'eutrophisation (dommages hépatiques, gastro-entérites,...) et des réactions pyrogéniques ont été relevées chez les malades traités par hémodyalise. Les métabolites en cause sont également fortement suspectés d'effets mutagènes, teratogènes et gonadotoxiques. De plus diverses affections (allergies, dermatites,...) sont susceptibles d'atteindre les baigneurs en contact avec les eaux contaminées .

L'aspect inesthétique de certaines fleurs d'eau handicape les utilisations récréatives des plans d'eau atteints et nuit à la qualité de l'environnement qu'ils constituent.

Ces types de problèmes à des degrés variables de gravité sont assez généralisés sur l'ensemble du territoire et ont incité les diverses Agences de Bassin à organiser d'importants programmes d'études et de lutte complétant les programmes de recherche pluriannuels de plusieurs instituts scientifiques.

2 - LE ROLE DU PHOSPHORE DANS LES PHENOMENES D'EUTROPHISATION

La dégradation des eaux due à un excès d'apport de substances nutritives est essentiellement due aux modifications des peuplements sous l'influence de ces apports.

Aussi les hydrobiologistes et les utilisateurs cherchent à établir, en vue d'applications pratiques, la relation susceptible d'exister entre la composition chimique des eaux (notamment leur teneur en sels nutritifs) et l'effet sur les organismes aquatiques notamment sur la production primaire.

Cependant l'expérience montre qu'il n'existe pas de relation directe entre concentration en éléments nutritifs et production primaire ni entre celle-ci et la teneur en oxygène des couches profondes dans les lacs.

Certains lacs restent en effet à un niveau de production primaire relativement faible malgré des apports importants ou possèdent une concentration satisfaisante d'oxygène en profondeur malgré une production primaire importante.

Il apparaît d'ailleurs de plus en plus clairement, qu'en dehors des apports nutritifs , d'autres facteurs ayant une action sur les composantes de base comme la température ou une influence directe sur les peuplements : altérations de l'habitat aquatique, réduction des débits à l'étiage, jouent un rôle notable et peut-être important dans les manifestations de l'eutrophisation.

Il est difficile de distinguer dans les situations globalement observées sur le terrain la part de responsabilité revenant à chacun des élements nutritifs l'azote et le phosphore jouent un rôle majeur mais de nombreuses autres sustances interviennent également : sur le plan nutritionnel proprement dit (carbone, silicium, soufre, potassium...) ou comme stimulants ou régulateurs (oligo-éléments, vitamines, sécrétions ectocrines des végétaux...).

L'augmentation dans les eaux de la concentration de l'un des deux nutrients majeurs (N et P) entraîne une "carence relative" pour l'autre, compte tenu du rapport existant entre les deux dans la matière vivante. Le rapport des concentrations N/P est ainsi à considérer avec attention.

L'apparition des cyanophycées dont de nombreuses espèces peuvent fixer l'azote atmosphérique (aggravant ainsi les apports initiaux) semble attribuable à un déficit relatif en azote provoqué par les fleurs d'eau des espèces les précédant. L'aspect dynamique des phénomènes d'eutrophisation est ainsi très important d'où l'intérêt de la modélisation pour l'aborder utilement.

Les scientifiques s'accordent à attribuer le rôle principal au phosphore dans le déclenchement des manifestations de l'eutrophisation en eau douce ; comme les apports de cet élément apparaissent relativement plus maîtrisables que ceux de l'azote, les gestionnaires ont particulièrement focalisé leur attention sur lui. La réduction des apports en phosphore est bien de nature à améliorer la situation et cela a pu être démontré dans des cas concrets d'intervention notamment sur les lacs. Le développement des réseaux de mesure, l'avancement des travaux de modélisation permettent maintenant de situer les priorités d'intervention pour obtenir le meilleur résultat au meilleur coût.

Une focalisation exclusive des efforts sur le phosphore serait cependant dangereuse.

En effet de nombreux travaux scientifiques montrent qu'en milieu littoral et marin l'azote semble bien jouer le rôle principal. D'autre part il convient d'être très vigilant sur l'évolution des modes de gestion des eaux et d'utilisation des bassins versants : imperméabilisation des sols par l'urbanisation et les voies de communication, prélèvements excessifs réduisant les débits, modes de culture favorisant l'érosion et le transfert des éléments vers l'eau ... qui pourraient compromettre au moins partiellement le résultat des efforts d'une diminution des apports en phosphore.

Cette évolution met en lumière les incidences des diverses politiques nationales sectorielles (agriculture, aménagement du territoire, urbanisme, transports...) sur le régime et la qualité des eaux. Ces politiques généralement accompagnées d'actions incitatives influencent largement les décisions d'un grand nombre d'acteurs individuels et provoquent des impacts importants. La responsabilité personnelle ou collective de ces acteurs peut se trouver mise en cause en raison des effets sur l'environnement provoqués par leur activité professionnelle. Ces situations induisent alors des conflits ou des attaques envers telle ou telle profession alors que la responsabilité réelle incombe au moins en partie à la collectivité nationale réputée adhérer dans son ensemble aux principaux choix économiques.

3 - L'OBJET DU PRESENT COLLOQUE

Le rôle important, quoique non exclusif, du phosphore dans les phénomènes d'eutrophisation étant reconnu, il s'agit tout d'abord d'en préciser les origines (industrie, agriculture, rejets domestiques , transferts naturels...), puis de mieux comprendre et quantifier les relations entre les apports et les diverses activités économiques.

Ensuite le comportement du phosphore en fonction de ses différentes formes sera étudié ainsi que les mécanismes de transfert (sol - eau, sédiments - eau, assimilation par les végétaux). Un exposé sera consacré à la modélisation des phénomènes globaux en milieux aquatiques et un autre aux problèmes spécifiques des milieux marins.

La troisième partie sera consacrée à l'étude des possibilités et limites de réduction des apports de phosphore aux milieux aquatiques par diverses actions (évaluation des risques, techniques d'assainissement et d'épuration; actions dans l'agriculture, l'industrie , le domaine de la consommation).

Annexe II

Ifremer

N° attribué par la bibliothèque
|_|_|_|_|_|_|_|_|_|_|

UNIVERSITE de CAEN/BASSE-NORMANDIE

U.F.R. : Sciences de la Terre

THESE

présentée par

[redacted]

et soutenue

le 7 avril 1999

en vue de l'obtention du

DOCTORAT de l'UNIVERSITE de CAEN

Spécialité : Terre Enveloppe Fluide
(Arrêté du 30 mars 1992)

Titre :

Modélisation du devenir à moyen terme dans l'eau et le sédiment des éléments majeurs (N, P, Si) rejetés par la Seine en Baie de Seine.

Directeur de thèse : [redacted]

JURY

[redacted]

Rapporteur
Rapporteur
Directeur de thèse
Responsable scientifique
Responsable scientifique
Examinateur
Examinateur
Examinateur

6. Conclusion générale et perspectives.

6.1 La dynamique de la baie de Seine.

La baie de Seine est une zone où l'hydrodynamique est fortement influencée par la marée. La circulation résiduelle conditionne le transport des éléments dissous et partiellement celui des matières particulaires mais le modèle a permis de mettre en évidence que la marée n'était pas seule responsable de ce transport. Par exemple, l'effet du vent en surface peut modifier localement le schéma de circulation, ainsi que la structure et la répartition de la masse d'eau. De plus, les gradients importants de densité qui existent à l'embouchure induisent une circulation particulière (inversion de la circulation entre la surface et le fond dans la zone nord du panache) qui conditionne la répartition de l'eau douce de la Seine dans la baie. Ainsi, l'eau douce en surface s'étale préférentiellement selon une direction ouest, nord-ouest, alors qu'au fond, une direction sud-ouest le long de la côte du Calvados est privilégiée. Ces éléments viennent compléter et préciser à l'embouchure, le schéma de circulation résiduelle déterminé par Le Hir et al. (1986). La circulation résiduelle de marée obtenue grâce au modèle en baie de Seine est en bon accord avec celle du modèle de la Manche (Salomon et Breton, 1991) même si l'on se place assez proche des limites marines du maillage baie de Seine.

Le couplage avec un modèle sédimentaire a permis de représenter correctement l'ordre de grandeur des concentrations en matières en suspension, que ce soit pour les fortes turbidités de l'estuaire dues à la présence du bouchon vaseux, ou pour les plus faibles turbidités de la zone du panache. De plus, les zones préférentielles de dépôt ont pu être identifiées grâce au modèle. Elles sont au nombre de trois et correspondent à la zone immédiatement à la sortie de l'estuaire située entre le Havre et Trouville, à la zone côtière du Calvados située entre Ouistreham et Trouville, et à la zone côtière située entre le cap de La Hève et le cap d'Antifer. Ce résultat est en bon accord avec les données de couverture sédimentaire (Avoine *et al.*, 1996). Enfin, le modèle identifie également une zone de dépôt plus faible le long du la côte du pays de Caux entre le cap d'Antifer et St Valéry-en-Caux. Toutefois, il n'y a pas de prise en compte de l'effet de la houle dans le modèle, ce qui entraîne sans doute une surestimation des dépôts dans les zones peu profondes.

6.2 La production phytoplanctonique en baie de Seine.

La baie de Seine orientale apparaît comme une zone de très forte production phytoplanctonique ; les valeurs de production calculées dans le panache peuvent en effet dépasser 400 g m^{-2} an^{-1} de carbone et reflètent l'état très eutrophisé du milieu. Les 22 années simulées par le modèle n'ont pas montré de nette augmentation de la production et des concentrations maximales en chlorophylle a, avec l'augmentation des apports d'azote par la Seine.

Le modèle a permis de mettre en évidence les principaux phénomènes qui gouvernent la production primaire en baie de Seine, et plusieurs facteurs interviennent pour limiter la production phytoplanctonique :

- La limitation par la lumière joue un rôle important à l'embouchure de la Seine à cause des fortes turbidités liées aux apports. Le panache turbide, plus étendu au printemps du fait des forts débits, repousse le bloom de diatomées plus au large, à hauteur de Ouistreham. Au cours de l'été, la chute des débits réduit l'extension du panache turbide, et la production se

fait alors plus près de l'embouchure, le long de la côte. Au large, où la turbidité est faible, la lumière est limitante en été pour les diatomées par effet d'inhibition dû aux trop fortes intensités lumineuses en surface. Les flagellés, qui ont un optimum lumineux beaucoup plus élevé que les diatomées, voient par contre leur croissance très peu limitée par la lumière au large.

- La limitation par les sels nutritifs est également un facteur de contrôle important. Pour les diatomées, les deux principaux éléments limitant la production dans le panache sont le phosphate au printemps, puis la silice à partir du début de l'été. L'azote est en quantité telle, du fait des très forts apports par la Seine, qu'il n'est jamais limitant dans le panache. Plus au large, la limitation se fait par la silice et l'azote. Dans le panache, les flagellés sont limités à la fois par l'azote et le phosphate au moment de leur période productive, alors qu'au large c'est l'azote qui est largement limitant.
L'augmentation des apports d'azote et la diminution des apports de phosphate par la Seine au cours des 20 dernières années semble avoir inversé les rôles limitants de l'azote et du phosphate sur la croissance des diatomées dans le panache. Ainsi, l'absence d'évolution flagrante de la production, malgré l'augmentation des apports d'azote sur 20 ans, s'explique par la diminution simultanée des apports de phosphate, qui est alors progressivement devenu l'élément limitant.

Les flagellés apparaissent de manière plus ou moins importante selon les années, et la qualité des apports semble être un facteur déterminant de leur développement. En effet, les années propices au développement des flagellés coïncident avec celles où le rapport Si/P et/ou le rapport Si/N dans les apports de la Seine sont les plus faibles. Différentes études ont déjà montré que la diminution du rapport Si/N en milieu côtier a tendance à augmenter le ratio flagellés/diatomées (Radach, 1992 ; Schollhorn et Granéli, 1993 ; Escaravage *et al.*, 1995 ; Sommer, 1995). Les résultats du modèle confirment cela, mais ils indiquent également une corrélation avec les variations du rapport Si/P.

Enfin, les conditions météorologiques et notamment la plus ou moins forte insolation estivale ont une influence non négligeable sur la production phytoplanctonique. C'est ainsi que l'insolation estivale forte de l'année 1989 a eu pour conséquence une augmentation sensible de la production phytoplanctonique totale sur l'ensemble de la baie de Seine, et une apparition plus précoce des flagellés.

6.3 Réponse de l'écosystème à une réduction des apports d'azote ou de phosphate.

La question de savoir comment évoluerait ce système eutrophisé en réponse à une réduction des apports en éléments nutritifs d'origine anthropique est importante, et souvent posée dans une perspective d'amélioration et de contrôle de la qualité du milieu marin côtier. Le modèle écologique est aujourd'hui le seul outil capable de fournir une tentative de réponse à cette question cruciale. La réalisation de scénarios de réduction d'apports, par la Seine, d'azote minéral et de phosphore minéral en baie de Seine a montré une réponse sensible en terme de production phytoplanctonique. La réduction des flagellés est nettement plus importante que celle des diatomées, surtout en cas de diminution des apports l'azote. Le taux maximal d'abattement de la production des flagellés est proche de 60% en cas de réduction de l'azote alors qu'il ne dépasse pas 20% en cas de limitation des apports de phosphate. Ceci peut être attribué au fait que d'autres sources contribuent à alimenter le milieu en éléments

nutritifs (apports du large, apports de l'Orne, reminéralisation de la matière organique). Les diatomées, qui représentent la majeure partie de la biomasse phytoplanctonique, ont une réaction nettement moins importante et la réduction maximale de leur production dépasse à peine 20% pour l'azote, et 15% pour le phosphate. Cependant, aux faibles pourcentages de réduction d'apports (<25%), la réponse des diatomées est plus forte pour le phosphate que pour l'azote. Ainsi, si une réduction des apports d'origine anthropique était envisagée, il semble que le choix entre l'un ou l'autre des éléments nutritifs (N ou P) dépende essentiellement :

- du résultat recherché, c'est-à-dire, soit une réduction de la biomasse phytoplanctonique totale (essentiellement les diatomées), soit une réduction uniquement des biomasses de flagellés afin de prévenir les éventuelles espèces toxiques.
- de la limite des possibilités techniques en terme de contrôle des apports d'azote et de phosphate.

Ainsi, jusqu'à 25% de réduction, le phosphate semble être plus efficace sur les diatomées alors que les flagellés réagissent mieux à l'azote. Pour des réductions supérieures, l'effet de l'azote est toujours plus fort à la fois sur les diatomées et les flagellés.

6.4. Améliorations envisageables du modèle.

Le modèle 3D de la baie de Seine permet de reproduire correctement les principales caractéristiques de l'écosystème. En comparaison avec le modèle compartimental de la baie de Seine (Guillaud et Ménesguen, 1998), la représentation des structures tridimensionnelles complexes de la zone du panache et de la répartition des éléments dissous (sels nutritifs, salinité, température) et particulaires (matières en suspension, phytoplancton) ont été grandement amméliorées. De plus, le modèle 3D prend en compte la Seine jusqu'à Poses, permettant une représentation continue depuis la baie jusque la limite amont de propagation de la marée dans l'estuaire. Toutefois, au cours de son utilisation, des différences ont pu être notées, dans certaines conditions, entre les valeurs simulées des variables et leurs valeurs mesurées. Certaines de ces variables ont peu d'influence sur le fonctionnement de l'écosystème, et il est alors inutile de chercher à mieux les représenter. D'autres, par contre, ont une plus forte incidence et il peut être intéressant de chercher à mieux les simuler afin d'améliorer les performances globales du modèle.

Il est apparu que le modèle sous-estime parfois les stratifications halines verticales à l'embouchure. Comme nous avons pu le voir, ceci peut avoir une répercussion non négligeable sur la répartition en surface et au fond des sels nutritifs au niveau du panache. De même, les stratifications verticales jouent également un rôle sur la répartition du phytoplancton et notamment des flagellés. Ainsi, une des premières améliorations du modèle serait de chercher à mieux représenter ces stratifications. Dans un premier temps, une nouvelle paramétrisation de l'amortissement visant à renforcer la stratification doit être étudiée, peut être au prix d'une réduction du pas de temps de calcul pour des raisons de stabilité. Toutefois, si cette solution n'apparaît pas efficace, le recours à un modèle de la turbulence plus élaboré peut être envisagé (par exemple, modèle « en k », ou « k, L »).

Le choix de ne pas considérer le tassement dans le modèle a été fait dans le but principal de réduire les temps de calcul. Les couches de sédiment dans le modèle ont donc une densité constante qui correspond à celle des dépôts frais. Afin d'éviter une surestimation des phénomènes de remise en suspension du fait de l'absence de tassement, il n'a pas été possible de définir des couches de sédiment dans toute la baie. La condition initiale considère donc un fond rigide dans la baie (sauf l'estuaire où il existe un stock de sédiment pour alimenter le

bouchon vaseux) et les dépôts se créent au cours de la simulation, à partir des matières en suspension apportées par les rivières et uniquement dans les zones où les conditions hydrodynamiques le permettent. Comme le tassement n'est pas pris en compte, tout le matériel particulaire amené par la Seine, qui alimente les dépôts, garde constamment les caractéristiques érosives d'un sédiment en cours de consolidation. Ainsi, l'enchaînement de plusieurs années de simulation, utilisant en condition initiale la situation finale de l'année précédente, entraînerait à la longue une quantité de sédiment érodable trop importante, et par conséquent des turbidités trop fortes. Toutefois, à l'échelle de l'année, les résultats montrent une bonne cohérence entre la simulation et les mesures pour les MES malgré l'absence de tassement. Au regard de ce qui nous interesse, c'est à dire, principalement une bonne reproduction des turbidités moyennes pour la production primaire, ce résultat est suffisant. Cependant, cela n'est sans doute plus vrai si l'on s'interresse vraiment au transport et à la reproduction fine des structures sédimentaires dans la baie. Le tassement jouera alors un rôle plus important. La prise en compte du tassement devrait permettre l'enchaînement des simulations, et une représentation plus réaliste des fonds de la baie, avec des couches de sédiment de densité variable sur l'ensemble de la zone. De plus, la simulation du sédiment uniquement dans les zones de dépôts, ne permet sans doute pas de représenter correctement le rôle de stockage qu'il peut avoir vis-à-vis des éléments nutritifs, et du relargage éventuel permettant de compenser en partie les réductions d'apports en éléments nutritifs minéraux par la Seine. La meilleure prise en compte des sédiments par l'introduction du tassement permettrait d'éclairer cette question et de déterminer la part des stocks de matière organique sédimentaire et de sa reminéralisation sur la production phytoplanctonique.

L'effet des vagues sur la remise en suspension serait également une amélioration du modèle permettant notamment de préciser les zones de dépôt et l'intensité de ces dépôts en milieu côtier peu profond.

Le raffinement du maillage horizontal dans la partie orientale de la baie et dans la Seine apparaît suffisant pour reproduire correctement les structures du panache. Il ne semble pas nécessaire de modifier ce maillage pour une étude globale de la baie de Seine. Par contre, pour des cas d'étude particuliers, certaines zones pourront nécessiter un raffinement ; on peut par exemple chercher à représenter plus finement la baie des Veys à l'ouest, ou la zone du port pétrolier d'Antifer. Sur la verticale, le raffinement choisi est de 2 m pour les couches de surface, l'épaisseur de ces couches augmentant ensuite en profondeur. Il est apparu que cette discrétisation peut s'avérer trop grossière si l'on souhaite reproduire les maximums de flagellés de sub-surface plusieurs fois observés dans le panache de la Seine au niveau de la pycnocline située vers 5 à 7 m. Ainsi, des couches plus fines (mais donc plus nombreuses) pourraient être envisagées, tout en sachant que cela aura un coût immédiat au niveau du temps de calcul.

Pour le modèle écologique, 2 compartiments phytoplanctoniques sont considérés (les diatomées et les flagellés). Les diatomées représentent la majeure partie de la biomasse phytoplanctonique et composent donc la quasi-totalité de la chlorophylle a. Des mesures réalisées en avril 1996 (Videau, 1996) ont montré une composition du phytoplancton constituée de diatomées pour 98.6%, le reste étant des flagellés. La comparaison entre la chlorophylle a simulée et mesurée, entre 1976 et 1984 au point 2 et 4 du RNO, a montré une bonne capacité du modèle à reproduire la majorité des pics et leurs fluctuations interannuelles. Cependant certains décalages entre les pics simulés et mesurés peuvent être observés ; de même certaines fluctuations importantes de la chlorophylle a mesurées ne sont pas reproduites par le modèle, celui-ci donnant une valeur plus lissée. Ceci peut s'expliquer par le fait que le modèle ne considère qu'une espèce de diatomée alors qu'en réalité plusieurs espèces peuvent être présentes en même temps ou se succéder (Videau, 1996). Ainsi les différents pics de

chlorophylle a correspondent souvent à des espèces différentes. Une évolution du modèle permettant de mieux représenter les différents pics mesurés consisterait à considérer plusieurs espèces de diatomées, chacune ayant ses caractéristiques propres (taux de croissance, optimums nutritionnels ou lumineux). Par ailleurs, le modèle reproduit globalement les grandes tendances pour les biomasses de flagellés en distinguant les années moyennes comme 1988 ou 1989, d'une année particulièrement forte comme 1990. Toutefois l'intensité, ainsi que la date d'apparition des maximums, ne sont pas toujours correctement reproduites. Comme dans le cas des diatomées, les flagellés sont constitués par différentes espèces en baie de Seine et, selon les années, ce ne sont pas les mêmes qui prédominent (voir 4.1.2.3). Ces différentes espèces ayant des caractéristiques physiologiques propres, elles pourront apparaître à des époques différentes. Le modèle qui ne considère qu'une seule espèce, fournit une réponse globale moyenne. La distinction entre différents compartiments pour les flagellés serait donc également une amélioration sensible du modèle. De plus, la mobilité des flagellés qui leur permet de se déplacer dans la colonne d'eau en fonction des conditions environnementales (concentration en sels nutritifs, température, lumière,...) est négligée dans le modèle (3.4.3.3). Ainsi, les maximums simulés sont toujours en surface mais jamais en subsurface, comme souvent observé. Une meilleure représentation de la dynamique des flagellés pourrait sans aucun doute permettre de mieux simuler ce compartiment.

6.5 Perspectives d'utilisation du modèle.

Le modèle 3D de la baie de Seine est un outil performant dont la richesse des résultats n'a pas pu être totalement exploitée au cours de ce travail. Les possibilités sont multiples et on peut citer par exemple :

- la multiplication des scénarios de réduction des apports en considérant toutes les formes d'azote et de phosphore (détritique, adsorbé), ou en distinguant les apports (Orne, baie des Veys) autres que la Seine, est une application directe qui permettrait de quantifier la part respective de ces différents facteurs,
- l'étude des temps de séjour et des temps de transit des masses d'eaux dans la baie est un point qui n'a pas été abordé ici, et qu'il conviendrait d'étudier afin de mieux cerner l'influence des différents types d'eaux sur l'écosystème ; des scénarios selon les différentes conditions de débit des rivières (crues, étiages, débit moyen) et/ou selon différentes conditions de vent permettrait d'établir des cartes de répartition des différentes masses d'eaux, de « l'âge » des eaux douces,...
- la modélisation des contaminants amenés par la Seine et leur devenir dans la baie notamment en relation avec la production phytoplanctonique est également une perspective d'étude importante ; le couplage avec un modèle de bioaccumulation pourrait également permettre d'améliorer l'étude du transfert et de la bioaccumulation de polluants comme les PCB dans la chaîne trophique (Loizeau, 1993),
- le couplage avec un modèle permettant de représenter le développement et la localisation des principales espèces benthiques en baie de Seine peut être envisagé, en relation avec une meilleure représentation du fond sédimentaire par l'introduction du tassement dans le modèle mais aussi les transports sableux et les échanges verticaux spécifiques aux sédiments mixtes.

Annexe III

PREAMBULE

Ce rapport, réalisé dans le cadre d'une commande de la DG XI de la Commission Européenne, est né du souhait commun de la DG XI et de l'IFREMER de faire un point sur la connaissance scientifique actuelle de l'état d'eutrophisation des côtes françaises. Ce travail a pour but de présenter un certain nombre de données permettant de mettre en relief les spécificités des différents sites français susceptibles d'eutrophisation, mais aussi de rassembler l'expertise des divers scientifiques spécialistes de la question à l'IFREMER, de façon à contribuer à l'information des pouvoirs publics, tant français qu'européens, qui sont en charge de la bonne application des résolutions de la Convention d'Oslo et de Paris.

La liste des auteurs, dont les noms figurent en tête des paragraphes correspondants, est la suivante :

Alain Aminot (DEL/Ecologie Côtière/Brest)

Catherine Belin (DEL/Microbiologie et Phycotoxines/Nantes)

Annie Chapelle (DEL/Ecologie Côtière/Brest)

Jean-François Guillaud (DEL/Ecologie Côtière/Brest)

Michel Joanny (DEL/Applications Opérationnelles/Brest)

Alain Lefebvre (DEL/Laboratoire côtier de Boulogne)

Alain Ménesguen (DEL/Ecologie Côtière/Brest)

Michel Merceron (DEL/Ecologie Côtière/Brest)

Jean-Yves Piriou (DEL/Service Régional/Brest)

Philippe Souchu (DEL/Laboratoire côtier de Sète)

phénomène d'eutrophisation. Dans l'estuaire de la Seine, les fortes hypoxies observées en période estivale sont en fait essentiellement dues à la nitrification de l'ammonium, qui provient en grande partie de la station d'épuration d'Achères, située à l'aval de Paris (Billen *et al.*, 1999). Il n'y donc pas là de relation entre une production excessive de matière organique phytoplanctonique au sein de l'estuaire, résultant d'un enrichissement en nutriments, et l'apparition des conditions hypoxiques.

Dans l'estuaire de la Loire de fortes désoxygénations se développent également en vive-eau durant l'étiage ; elles sont dues à l'oxydation, au sein de l'estuaire, de la matière organique d'origine continentale dont une grande part provient de la production massive de phytoplancton en Loire amont (Sauriau *et al.*, 1996) ; ces fortes hypoxies, entraînant des mortalités de poissons au sein de l'estuaire, sont le résultat d'une eutrophisation, mais qui se situe en milieu fluvial, et contre laquelle des programmes de lutte ont été engagés par l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne (en particulier réduction des apports en phosphore dans le bassin versant).

En région Nord – Pas de Calais, les études environnementales entreprises sur le milieu marin dans les années 70 se sont appuyées sur la mise en place de réseaux d'observation comme le RNO sur le site de Dunkerque, et sur la surveillance écologique des rejets de la centrale nucléaire de Gravelines. Une première analyses des données ainsi acquises pendant un peu plus de 10 ans a permis de dégager de cette surveillance hydrobiologique deux faits majeurs :

(i) l'importance de la répétitivité des efflorescences du nanoplanctonte *Phaeocystis sp.* (Prymnesiophycée), qui colonise pratiquement chaque année les eaux littorales en avril – mai et constitue alors un événement écologique remarquable. On constate alors un changement de coloration de l'eau, une odeur parfois nauséabonde à la côte. L'eau devient gluante et peut être à l'origine de phénomènes impressionnants d'écume (foaming) sur le littoral. Il est de plus très vraisemblable que des mortalités constatées résultent de la surcharge organique de l'eau, amenant épisodiquement des anoxies du milieu (Grossel, 1990). Ces manifestations de *Phaeocystis sp.* sont reconnues dans les zones marines voisines (par exemple, la partie sud de la Mer du Nord) comme pouvant avoir des conséquences dramatiques sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes benthique et pélagique (Lancelot & Rousseau, 1994 ; Weisse *et al.*, 1994 ; Lancelot *et al.*, 1987 ; Wassmann, 1994).

(ii) une tendance bien établie, durant une période allant de 1976 (sécheresse) à 1982-83 (crues record), montrant une évolution conjointe des teneurs moyennes en nitrate dans l'eau et en chlorophylle. La tendance à l'accroissement de la biomasse chlorophyllienne résulte en fait essentiellement de l'augmentation des biomasses durant les mois d'avril et mai (dominance de *Phaeocystis sp.*). En effet, sur la période 76-83, la biomasse double pendant ces deux mois, alors qu'elle n'augmente que de 20 % le reste de l'année (Grossel, 1990). Le milieu marin littoral réagit donc à l'évolution des apports telluriques, tout spécialement ceux de sels azotés.

Suite à cette étude, afin de considérer l'évolution spatiale (3 radiales : Baie de Somme, Boulogne sur Mer et Dunkerque) et temporelle (prélèvements mensuels – analyse à long terme) du processus d'enrichissement du milieu en sels azotés et d'apparition d'efflorescences phytoplanctoniques, le réseau S.R.N. (Suivi Régional des Nutriments) a été initié en 1992 à l'initiative de l'IFREMER et de l'Agence de l'Eau Artois Picardie (Mirlicourtois *et al.*, 1993). L'observation des résultats sur la période 1992-1999 permet de révéler un cycle saisonnier des nutriments (essentiellement nitrate, phosphate et silicate) en rapport étroit avec le cycle de développement des principales espèces phytoplanctoniques. La succession des phytoplanctontes est caractérisée par l'apparition des diatomées qui se développent aux dépens des stocks importants de nitrate, phosphate et silicate présents à la fin de l'hiver. *Phaeocystis sp.* se développe ensuite à partir d'un stock de nutriments appauvri en silicate (ce qui est défavorable au développement des diatomées), puis les sels nutritifs atteignent leur concentration minimale en été. Les sites de Boulogne sur Mer et de Dunkerque ne semblent pas touchés par le phénomène d'anoxie du milieu, bien que les concentrations en *Phaeocystis sp.* aient pu atteindre respectivement 1,9 et 28 millions de cellules par litre au niveau de la station côtière des radiales de Boulogne sur Mer et de Dunkerque. L'intérieur de la baie de Somme est plus touché par le phénomène de désoxygénation lié à l'eutrophisation qui peut s'aggraver périodiquement pour deux raisons essentielles (i) processus de stratification des masses d'eau sous certaines conditions météorologiques et en marée de morte eau et (ii) fortes biomasses du bivalve *Cerastoderma edule* (Rybarczyk, 1993).

Il est également à noter que dans les sites de mer ouverte, il s'agit quasiment toujours de plages sableuses (Piriou *et al.*, 1991), dont l'albedo favorise aussi l'éclairement. Les plages envasées proches du débouché de grands fleuves charriant des sédiments fins en sont exemptes. L'eutrophisation dans ces sites se manifeste alors plutôt sous sa forme phytoplanctonique, comme en baie de Vilaine (Merceron, 1987). En revanche le substrat des lagunes atteintes par les proliférations macroalgales est souvent vaseux (Venise, Méjean, Tunis auparavant). Mais elles sont très peu profondes, et un éclairement notable peut pénétrer jusqu'au fond. D'ailleurs, l'abattement drastique de la prolifération d'ulves dans la lagune de Venise en 1993-1996 a été attribué par Sfriso et Marcomini (1996) en grande partie à la remise en suspension de la vase due à la fois au mauvais temps de deux printemps successifs, et au dragage de bancs de palourdes japonaises nouvellement installés. Pour ces auteurs les processus en jeu ont été soit un obscurcissement de la colonne d'eau ou un dépôt de sédiment fin sur les thalles induisant une diminution de leur croissance, soit la suppression des substrats durs favorables à la fixation des propagules d'ulves, par le dépôt des vases.

C/ Un apport d'azote inorganique

Un apport d'azote inorganique est également nécessaire pour qu'une prolifération algale ait lieu. Le facteur limitant la prolifération macroalgale est l'azote comme l'ont prouvé quasiment tous les auteurs ayant traité de la question. Parmi eux Sfriso *et al.* (1988), Fujita *et al.* (1989), Ménesguen et Piriou (1995), Pedersen et Borum (1996). La corrélation positive entre l'abondance des marées vertes annuelles sur un site et le flux azoté délivré sur ce site en période de croissance des ulves apporte au niveau de l'écosystème entier un argument en faveur du rôle fondamental de l'azote ; celui-ci est confirmé, au niveau des algues elles-mêmes, par l'évolution saisonnière comparée de leurs teneurs en azote et phosphore : alors que la teneur en phosphore reste élevée, celle en azote subit systématiquement une profonde descente en fin de printemps, l'amenant durant l'été au niveau connu pour interdire la croissance de l'algue. Enfin, huit ans de déphosphatation des effluents urbains des agglomérations littorales bordant un site atteint en France (baie de Saint-Brieuc) n'ont pas réussi à provoquer une diminution de la prolifération des ulves. Le relargage en solution du phosphore, présent en abondance dans le sédiment, l'empêche d'être limitant.

L'ulve est capable d'utiliser l'ion nitrate et l'ion ammonium avec cependant une préférence pour ce dernier (DeBusk *et al.*, 1986 ; Floreto *et al.*, 1993 ; Riccardi et Solidoro, 1996). Sur le terrain, les flux d'azote soutenant les marées vertes sont très généralement à forte dominance nitrique. Au débouché de certaines stations d'épuration, le flux ammoniacal est parfois dominant (Merceron, 1999a). La grande capacité de stockage des nutriments par les ulves leur permet d'utiliser au mieux les apports sporadiques de sels nutritifs par les cours d'eau en crue.

En groupant tous les sites de prolifération d'une même zone, il apparaît que l'importance des marées vertes n'est pas proportionnelle aux flux azotés locaux. En fait, leur influence est modulée par le contexte géomorphologique et hydrologique local. Cet effet du site inclut la vitesse du courant résiduel, la profondeur, la turbidité, la granulométrie du substrat, etc.. En revanche, en comparant sur un même site plusieurs années différentes, on observe généralement cette corrélation (Ménesguen et Piriou, 1995). Néanmoins, dans certains sites de Bretagne qui sont depuis longtemps le siège de marées vertes et où les flux azotés sont très abondants, il arrive que la biomasse algale dans les premières vagues soit tellement forte qu'elle produise un auto-ombrage. C'est alors l'éclairement qui se substitue à l'azote dans le rôle du facteur limitant (Merceron, 1999b). Cette non utilisation de l'azote par les ulves situées au bord de l'eau pourrait être à l'origine de l'extension observée du phénomène jusqu'à près de 20 m de profondeur en certains sites de Bretagne.

2.3.2 Malaïgues

A. Chapelle, P. Souchu

En raison d'une quasi absence de marées et d'un fort ensoleillement, les milieux lagunaires méditerranéens sont particulièrement sensibles à l'eutrophisation. Les composés azotés et phosphorés issus du bassin versant ont des temps de résidence élevés qui permettent aux sels nutritifs d'effectuer plusieurs cycles « production primaire/reminéralisation » avant d'être dispersés dans les eaux

océaniques. La consommation d'oxygène durant la phase de reminéralisation est à l'origine de la malaïgue.

Les malaïgues, évènements récurrents dans les lagunes méditerranéennes

Les malaïgues correspondent à une chute de la teneur en oxygène de l'eau pendant des périodes de calme et de chaleur. Des foyers d'anoxie se développent avec production d'hydrogène sulfuré. Les eaux prennent une couleur blanc laiteux, due aux processus bactériens anaérobies. Le milieu devient toxique pour les animaux et les végétaux qui s'y trouvent.

Dans la lagune de Thau, depuis 1975, année où le phénomène a touché l'ensemble de la lagune et entraîné de nombreuses pertes de coquillages, la malaïgue est réapparue en 1982, 1983, 1987, 1990 et 1997 avec une ampleur variable selon les années (Tournier *et al.*, 1990 - Pichot *et al.*, 1990 - Frisoni et Cepja, 1989, Souchu *et al.*, 1998a). Près de Montpellier, les lagunes palavasiennes sont également atteintes (Amanieu *et al.*, 1975, Caumette et Baleux, 1980), comme d'autres lagunes méditerranéennes, par exemple Venise, Sacca di Goro ou Orbetello en Italie (Cioffi *et al.*, 1995, Pugnetti *et al.*, 1992)

La malaïgue : un déséquilibre lié à une forte concentration en matière organique qui se propage à la faveur de conditions météorologiques particulières

En se référant aux observations historiques sur la lagune de Thau, trois phases sont retenues pour le suivi d'une malaïgue : la formation, la propagation et l'arrêt.

- Formation : Elle est liée à une dégradation massive de matière organique, entraînant une forte demande en oxygène. Elle peut apparaître soit dans certaines zones-foyers, en bordure de la lagune, soit au fond à des profondeurs supérieures à 6 m, en cas de stratification thermique (Souchu *et al*, 1998b). Les foyers sont des lieux de fortes concentrations en matière organique ; ils ont été répertoriés par Pichot *et al.* (1990). En 1997, l'origine est un foyer de bordure, le Mourre blanc, petit port conchylicole où débouche un cours d'eau temporaire, le Nègue Vaques (Souchu *et al.*, 1998a). Le Mourre Blanc est riche en algues vertes (Gerbal *et al*, 1996) et en matière organique provenant de l'activité conchylicole.

Le déclenchement est vraisemblablement lié à une dégradation des algues, abondantes au bord, accélérée par de fortes températures. Lors de la malaïgue de 1987, les algues vertes et les rhodophycées étaient en décomposition au Mourre Blanc une semaine avant la malaïgue (Lauret, comm. pers.). Le déclenchement pourrait aussi être lié à l'apport ponctuel de matière organique par le cours d'eau lors de fortes pluies ou par les déchets de détrocage des huîtres cultivées.

- Propagation : Le processus de crise anoxique a été décrit par plusieurs auteurs (Caumette, 1992 ; Marty *et al.*, 1990 ; Roden et Tuttle, 1992, Souchu *et al.*, 1998a). La matière organique au foyer se minéralise et induit une consommation d'oxygène. Quand tout l'oxygène est consommé, le métabolisme aérobie de dégradation cède la place à une dégradation anaérobie de la matière organique par réduction des sulfates (processus dominant la réduction des nitrates, Marty *et al.*, 1990 ; Roden et Tuttle, 1992 ; Jorgensen, 1982). Il y a création de composés sulfurés toxiques pour le milieu, dont une partie diffuse dans l'eau et réagit à son tour avec l'oxygène pour former des sulfates, renforçant la demande en oxygène. Une partie des sulfures produits précipite avec le fer pour former de la pyrite (Jorgensen, 1977 ; Blackburn et Blackburn, 1993).

- Arrêt : La réaération, processus tampon d'échanges entre l'oxygène de l'air et de l'eau, permet de réoxygéner la colonne d'eau, d'autant plus que l'intensité du vent est grande (Riley et Stephan, 1988). La réaération joue aussi dans la diffusion des composés sulfurés vers l'atmosphère (Caumette, 1992).

3. Les raisons de la sensibilité d'un site marin à l'eutrophisation

3.1 Le rôle majeur de l'hydrodynamique

A. Ménesguen

L'hydrodynamique règle le transport et la dilution des nutriments dissous, des particules et des algues en suspension, conditionnant le temps de résidence moyen de ces dernières dans les eaux enrichies par les apports terrigènes. Trois types de sites peuvent s'avérer propices à l'eutrophisation :

- Les lagunes, de profondeur souvent très faible (~ 1 à 5 m), quasi-fermées puisque n'échangeant de l'eau avec la mer ouverte qu'au travers de passes, constituent des exemples de sites à confinement statique de l'eau, par les terres environnantes. Leur hydrodynamique est instable, totalement conditionnée par le régime des vents. Le modèle hydrodynamique bidimensionnel de la lagune palavasienne du Méjean (littoral méditerranéen), réalisé par B. Millet (Centre Océanologique de Marseille) montre ainsi l'établissement de cellules convectives différentes selon la direction du vent (Fig. 6).

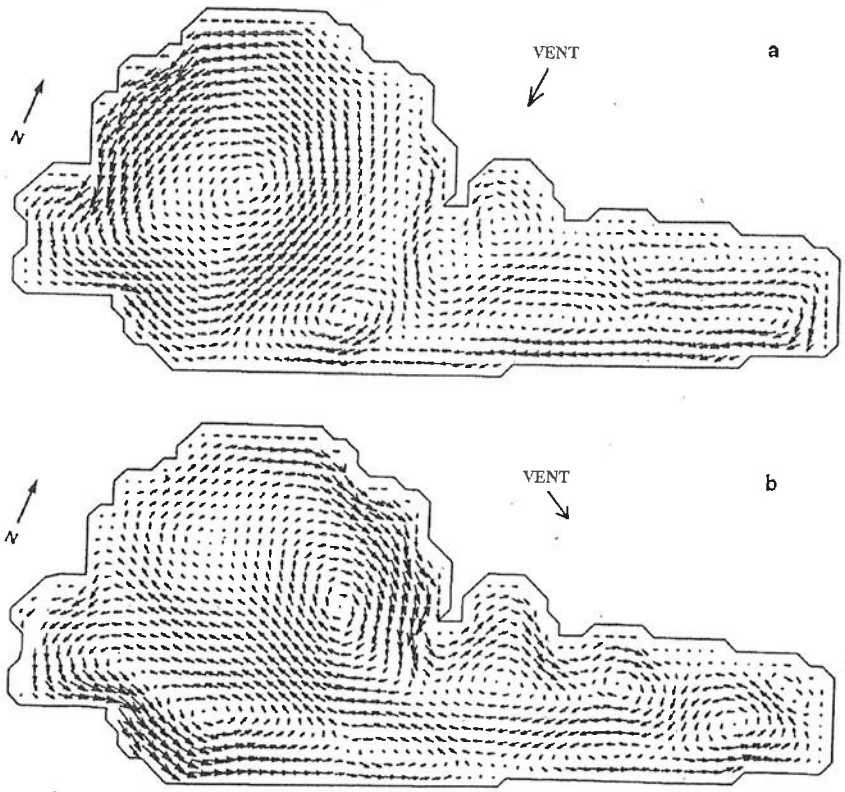

Figure 6. Champs de courants stationnaires dans la lagune du Méjean calculés :
a) pour un vent de N.E, 4m/s b) pour un vent de N.W, 4m/s

Le couplage de ces processus verticaux avec le transport horizontal est rendu délicat par l'évolution différente du découpage vertical des colonnes d'eau adjacentes et la nécessaire prise en compte des apports latéraux de flottabilité dans le calcul de l'évolution de la pycnocline de chaque colonne d'eau. Le transport horizontal peut être simulé sur la base du formalisme multicompartimental (modèle en boites) ou par résolution numérique des équations de Navier-Stokes et d'advection-dispersion de constituants.

3.3.2 Application aux côtes françaises

Le long des côtes françaises de l'Atlantique et de la Manche, deux types de modèles écologiques ont été réalisés par IFREMER pour tester l'effet de divers scénarios de réductions d'apports :

a/ Des modèles de façades, à faible résolution spatiale :

- La Manche (Hoch et Ménesguen, 1997),
- Le plateau continental atlantique français (Loyer *et al.*, 2000).

b/ Des modèles locaux, à résolution spatiale fine, pour des zones côtières particulièrement affectées par des problèmes d'eutrophisation :

- La Baie de Seine, en Manche orientale (Guillaud et Ménesguen, 1998, Guillaud *et al.*, 2000, Cugier, 1999),
- Les Baies de Saint-Brieuc et Lannion, en Bretagne-nord (Ménesguen, 1998),
- La Rade de Brest, en Bretagne occidentale (Le Pape et Ménesguen, 1997),
- La Baie de Vilaine, en Bretagne-sud (Chapelle *et al.*, 1994).

Dans les deux cas, le modèle est d'abord utilisé pour évaluer la variabilité interannuelle de la production primaire, grâce à l'emploi de séries temporelles de mesures des variables forçantes (paramètres météorologiques journaliers, débits et concentrations des nutriments dans les principales rivières). Dans une seconde phase, quelques taux de réduction arbitraires (50 %, 100 %,...) sont appliqués aux concentrations de nitrate ou de phosphate dans certaines rivières, ceci pour une année météorologique donnée.

En Manche, un modèle, représentant la transport résiduel de marée grâce à une mosaïque de 71 compartiments éventuellement stratifiés en deux couches, a montré que le total des apports d'azote par les rivières débouchant en Manche n'était responsable que de 15 % de la production phytoplanctonique annuelle de la Manche, 7 % dus à la Seine, 8 % à l'ensemble des autres rivières françaises. Le doublement des apports terrigènes d'azote induit une augmentation de 6 % de la production totale de la Manche, tandis que leur réduction de moitié la diminue également d'environ 6 %. Le doublement ou la réduction de moitié des apports terrigènes de phosphore a un effet négligeable sur la production phytoplanctonique de la Manche, aux environs de 0,5 %. Un résultat intéressant de ce modèle simulant les compartiments diatomées et dinoflagellés est que l'effet des apports d'azote est quatre fois plus prononcé sur la production des dinoflagellés que sur celle des diatomées, pourtant largement dominante. Pour le plateau continental atlantique français, un modèle tridimensionnel, de maille 5 km x 5 km et possédant 10 couches sur la verticale, est en cours d'utilisation pour l'application des mêmes scénarios à la Loire et à la Gironde.

Dans le cas particulier de la Baie de Seine orientale, qui montre de fortes biomasses phytoplanctoniques durant le printemps et l'été, une simulation continue des vingt années 1976-1995 a montré une dérive de la limitation des blooms de diatomées, initialement le fait du silicium au printemps, puis de l'azote en été durant les années 70, désormais le fait du phosphore au printemps, puis du silicium en été depuis les années 90 ; ceci est dû à la très forte réduction des apports industriels de phosphore issus des usines d'engrais chimiques, ainsi qu'à la réduction du phosphore d'origine urbaine (Fig. 15).