

Etat des connaissances sur les développements algaires

Interfaces et Gradients SARL

Pitois F. – Moreau S.

76 bis rue de Chatillon

35000 RENNES

SAGE Rance Frémur Baie de Beussais

Partie 2 : Algues et phytoplancton dans les eaux
douces, saumâtres et cotières

15 janvier 2011

Sommaire

1- Ulves et marées vertes	3
11- Généralités	3
12- Historique	4
13- Situation locale	7
2- Alexandrium sp. et blooms toxiques	10
21- Généralités	10
22- Historique	12
23- Perspectives	16
3- Cyanobactéries dans la Rance fluviale	17
31- Généralités	17
32- Historique	19
33- Origine des cyanobactéries dans la Rance	22
4- Références bibliographiques :	31
1- Ulves et marées vertes	31
2- Alexandrium	32
3- Cyanobactéries	33

1- Ulves et marées vertes

11- Généralités

Les Ulves sont des algues vertes (Chlorophycées) marines, pour la plupart benthiques (c.a.d. fixées sur un substrat stable), occupant l'étage supralittoral, et facilement reconnaissables par leur thalle foliacé vert franc ('Laitues de Mer') [1].

Le genre *Ulva* est largement représenté sur les côtes bretonnes et normandes par un cortège d'espèces diversifié : *U. armoricana*, *curvata*, *gigantea*, *olivascens*, *pseudocurvata*, *rigida*, *rotundata* et *scandinavica* [2]. De manière surprenante, l'espèce-type (*Ulva lactuca*) paraît absente des côtes bretonnes. Les espèces impliquées dans les proliférations estivales (Marées vertes) sont essentiellement *U. rotundata* (côte sud : Finistère et Morbihan) et *U. armoricana* (côte nord : Finistère et Côtes d'Armor), sans doute associées à des espèces proches de *U. rigida* et *U. scandinavica* [3].

Suspectée d'être une espèce inconnue depuis la fin des années 80, *U. armoricana* a été formellement décrite en 1998 ([2]), mais semble avoir déjà été observée à Cherbourg en 1859, ce qui exclut une apparition récente en Europe. Elle a depuis été observée dans l'Adriatique, en Méditerranée et jusqu'au Japon [4]. Dans tous les cas, les critères d'identification visuelle sont délicats à résoudre, apportant une incertitude importante quant aux espèces observables sur le terrain.

Le cycle de développement des ulves est particulièrement simple, et peut comporter une phase 'classique' de reproduction sexuée à deux générations, avec alternance de phases haploïdes et diploïdes [1].

Les espèces impliquées dans les proliférations font par contre essentiellement appel à la reproduction végétative par bouturage : les turbulences fragmentent les thalles en éléments de petite taille, facilement maintenus en suspension dans la masse d'eau. Ce maintien en suspension permet de limiter la prédation par les mollusques brouteurs, mais aussi de réduire l'ombrage porté sur les thalles, et, en homogénéisant la distribution de la biomasse dans la lame d'eau, garantit une distribution optimale pour l'absorption des nutriments.

Etat des connaissances sur les développements algaires

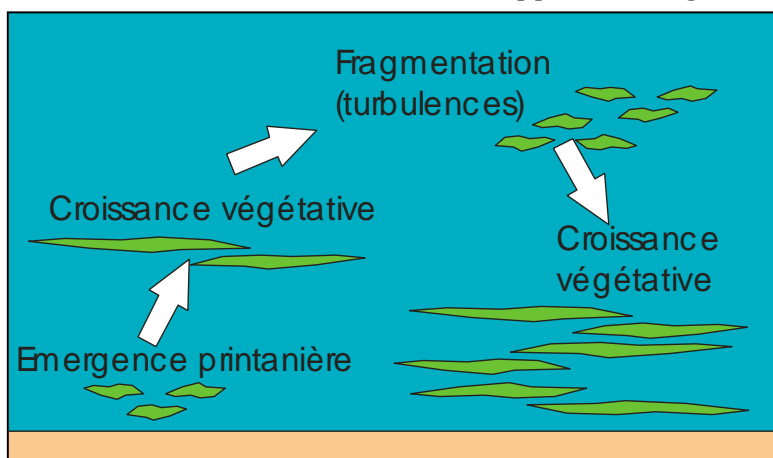


fig.1- Croissance végétative schématique des Ulves

12- Historique

Le phénomène de marées vertes en Bretagne est apparu au début des années 80, et le volume d'algues ramassées a rapidement explosé, passant de 10 000 m³ en 1978-79 à 90-100 000 m³ au cours du maximum historique de 1989-1992.

Depuis 1993, le volume annuel s'est stabilisé entre 40 et 60 000 m³, avec des pointes ponctuelles : 69 000 m³ en 1994 et 2004, 89 000 m³ en 2009...

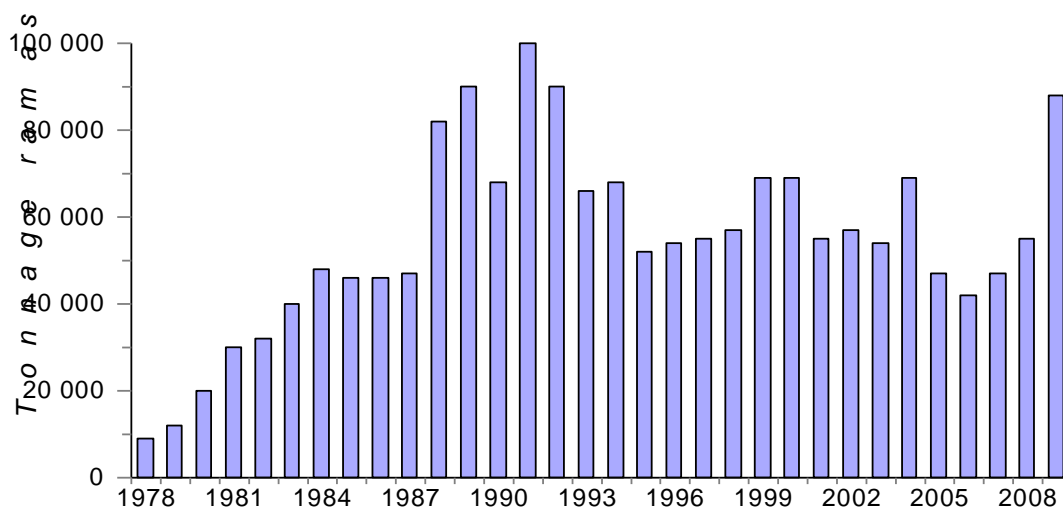


fig.2- Volume total annuel des algues vertes ramassées en Bretagne (sources : données CEVA et Ifremer via Bretagne Environnement ([5], [6]))

Etat des connaissances sur les développements algaires

A l'échelle des Côtes d'Armor, les volumes annuels ramassés, recensés depuis 1993, peuvent varier du simple au double en fonction des années. Compris entre 20 et 45 000 m³/an, ils représentent donc de 40 à 76 % des volumes totaux ramassés en Bretagne.

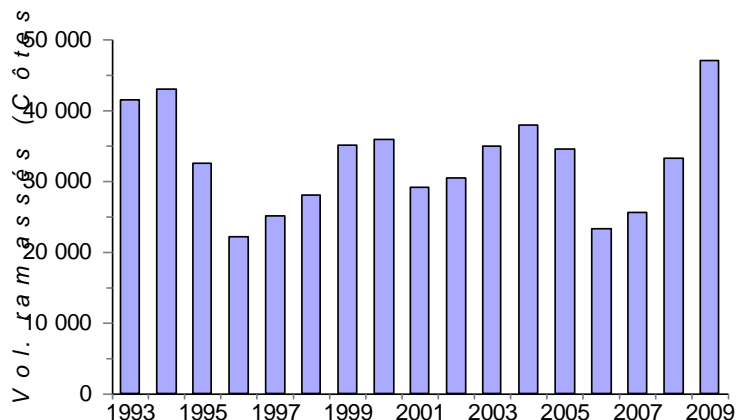


fig.3- Volume total annuel des algues vertes ramassées dans les Côtes d'Armor (sources : mission interministérielle [7])

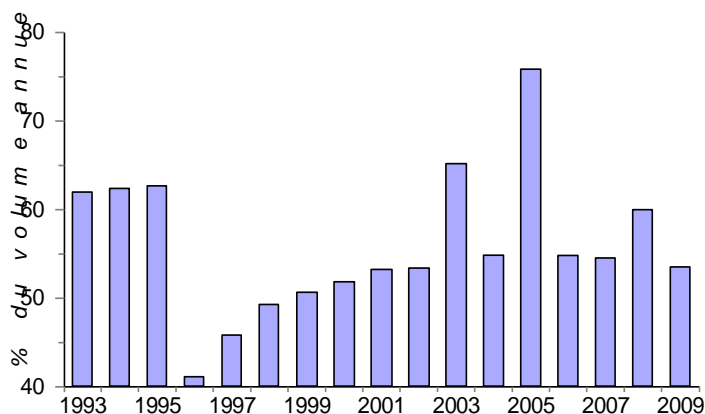


fig.4- Contribution des Côtes d'Armor aux volumes ramassés en Bretagne (sources : [5], [6], [7])

Dans le même temps, les volumes ramassés en baie de la Fresnaye, de Lancieux et de Saint Jacut, totalisaient en moyenne 1 400 m³/an, avec une forte variabilité interannuelle : de 200 à 500 m³/an en général, les pointes pouvaient atteindre 3 100 m³ en 1994, et 3 500 à 4 000 m³ en 2004 et 2005, soit de 2 à 12 % du volume total ramassé dans les Côtes d'Armor.

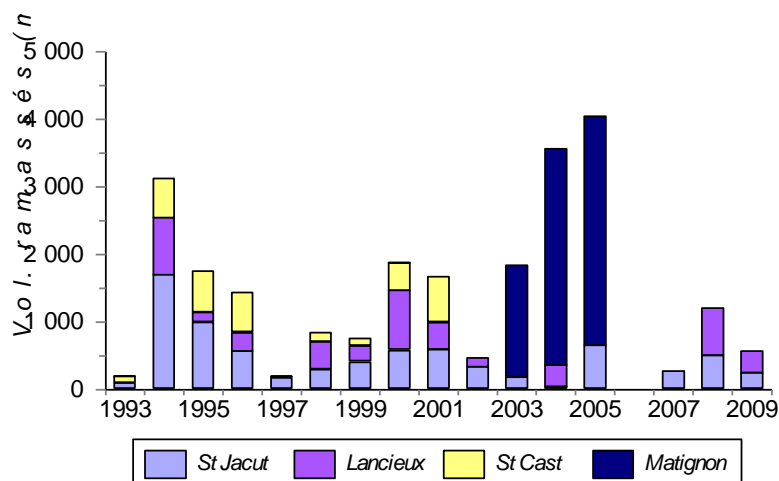


fig.5- Surface d'échouage maximale dans les baies de Lancieux, la Fresnaye et Saint Jacut par photo aérienne

(sources : [7])

Etat des connaissances sur les développements algaires

Les volumes ramassés dépendent cependant de nombreux facteurs subjectifs (perception d'une gêne, impact économique, budget disponible etc...) et n'ont pas nécessairement de rapport direct avec la biomasse d'algues vertes présentes sur site, évaluée par reconnaissance aérienne.

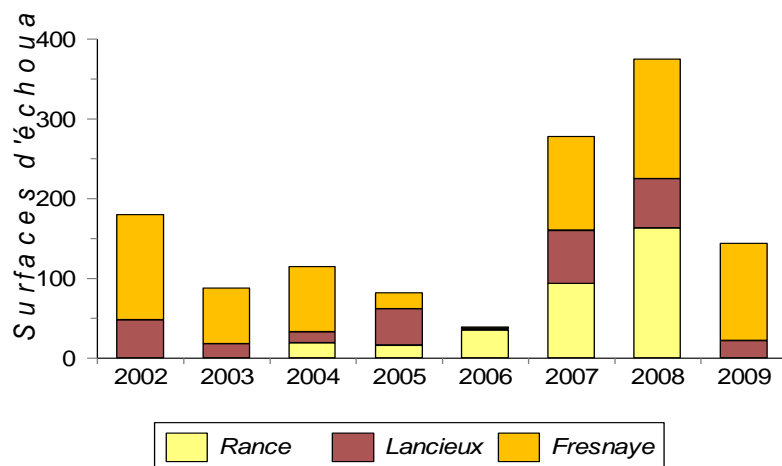


fig.5- Volume annuel des algues vertes ramassées dans les baies de Lancieux et la Fresnaye, et l'estuaire de la Rance (sources :données CEVA, [8])

A l'absence de lien s'ajoute les modifications de protocole, le recensement des marées vertes impliquant depuis 2007 l'ensemble des algues échouées et non plus les seules Ulves, ce qui rend particulièrement hasardeuse la comparaison avec les données antérieures.

De la même façon, le coût financier du ramassage des algues est très mal renseigné (interventions à l'échelle communale ou intercommunale). Une évaluation indirecte peut être obtenue au travers du taux de subventionnement par les Conseils Généraux.

A l'échelle des Côtes d'Armor, le montant total des subventions atteint en moyenne 200 000 euros/an, dont 10 à 60 000 pour les baies de Saint Jacut, Lancieux et la Fresnaye, soit en moyenne 12 % des subventions versées par le département, avec des maxima de 18 à 20 % (2002-2005), voire 43 % (1996).

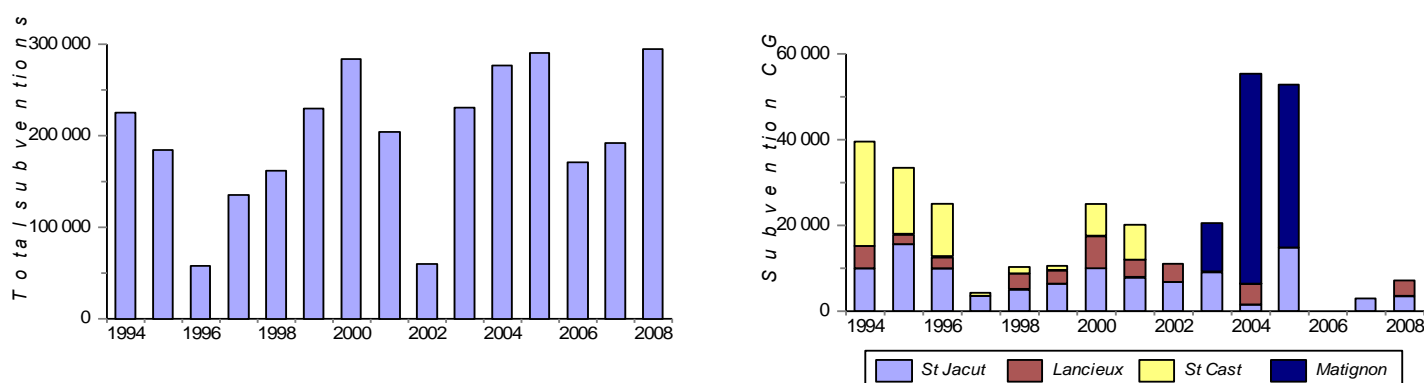


fig.6- Montant annuel total des subventions au ramassage versées par le département des Côtes d'Armor (sources : mission interministérielle [7])

13- Situation locale

Les conditions de croissance des Ulves sont relativement simples à remplir, notamment en raison de l'importance des processus de croissance végétative, et ont été largement décrites dans la littérature ([9]).

- **La température optimale** est comprise entre 19 et 28°C, amplitude couvrant les conditions habituelles dans les différentes baies et dans l'estuaire de la Rance au cours des mois de juillet et août.

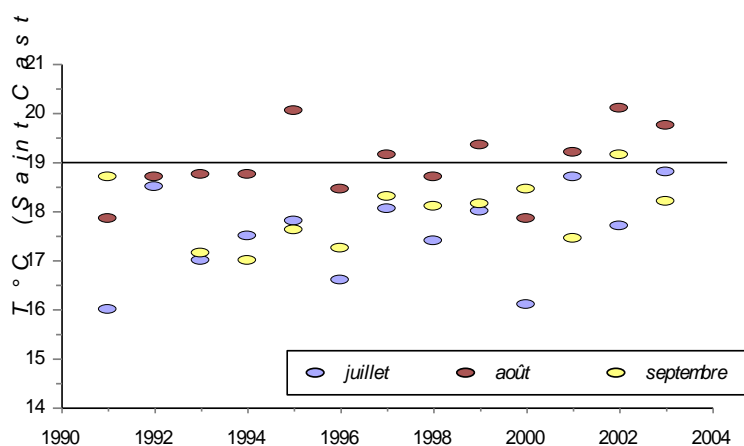
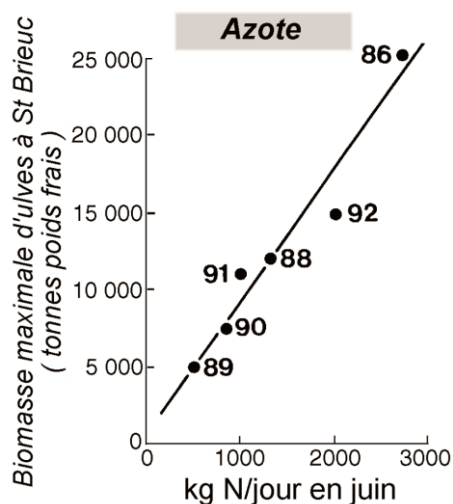


fig.7- Evolution des températures moyennes mensuelles à Saint Cast (sources : données Ifremer)

La limite basse de 19°C apparaît par ailleurs de plus en plus précoce : la température moyenne des eaux en août à Saint Cast (source données REPHY via Ifremer), a atteint ou dépassé 19°C au cours de 2 années sur 7 entre 1991 et 1997, mais 5 années sur 7 entre 1998 et 2004.

- **Les formes d'azote assimilable** peuvent être l'ammoniaque ou les nitrates, qui sont assimilés préférentiellement (disponibilité plus importante, vitesse d'absorption proportionnelle à la concentration extracellulaire).



Les stocks intracellulaires en azote s'épuisent rapidement en début de printemps (fabrication du matériel photosynthétique), et la croissance estivale de la biomasse est directement dépendante du renouvellement des nitrates par les flux parvenant dans l'estuaire en juin et juillet.

fig.8- Relation entre flux journaliers d'azote et biomasse maximale des Ulves en baie de Saint Brieuc (source : [9])

Etat des connaissances sur les développements algaires

- **Le phosphore n'apparaît pas limitant** : les sources documentaires s'accordent sur une disponibilité suffisante du phosphore pour que les Ulves n'atteignent pas un seuil de stock intracellulaire suffisamment faible pour que cet élément limite leur croissance.

- **Les turbulences dans la masse d'eau sont indispensables** : compte-tenu des biomasses en jeu, l'absorption des nutriments et l'exposition à la lumière incidente nécessitent un maintien en suspension des thalles pour réduire la compétition interindividuelle, alors que la reproduction végétative implique leur fragmentation régulière.

Cette influence des turbulences est donc d'autant plus sensible que les baies sont caractérisées par une dérive résiduelle faible ou nulle, ce qui implique que la biomasse maintenue en suspension ne se déplace pas longitudinalement au cours des cycles de marée (pas de chasse vers le large).

- **La biomasse résiduelle fournit l'inoculum de l'année suivante** : le développement des Ulves en fin d'hiver intervient d'autant plus rapidement que le milieu contient une biomasse facilement mobilisée pour ensemercer le milieu. Comme pour la relation flux-biomasse, celle-ci est vérifiable à l'échelle de la région, mais très délicate à transposer à l'échelle de chaque site individuellement.

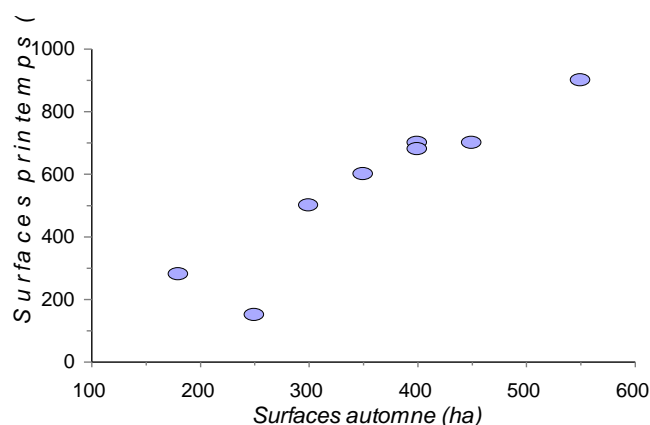


fig.8- Relation entre surface d'échouage résiduelle en octobre n et surface colonisée au printemps n+1 (source : données CEVA in [8])

- **La validité de ces conditions n'a pas pu être vérifiée dans l'estuaire de la Rance** : les données historiques disponibles sont trop récentes pour permettre de mettre en évidence une relation entre flux d'azote et biomasse d'algue, et le recensement étendu à l'ensemble des algues, et non plus seulement les ulves, augmente encore l'incertitude de cette relation.

Etat des connaissances sur les développements algaires

De plus, l'estuaire est un milieu hydrauliquement complexe en raison de la présence de l'usine marémotrice : fermeture de la circulation naturelle, régimes de marée modifiés, influence alternée des milieux marins et terrestres (notamment au cours des crues printanières), sont des facteurs qui peuvent influencer sur les mécanismes de développement des algues, et pour lesquels très peu de données sont disponibles.

On peut notamment s'interroger sur l'influence des panaches des rejets en fonction des conditions de circulation des eaux marines et douces, et sur l'impact de ces conditions de circulation vis-à-vis du maintien en suspension de la biomasse.

L'acquisition de données supplémentaires paraît d'autant plus nécessaire que les études réalisées sur la Baie de Saint Briec ont prouvé que l'impact des flux d'azote sur la biomasse n'est pas linéaire (réduire la biomasse de 50 % nécessite de réduire le flux d'azote d'au moins 75 %). Ces données pourraient provenir de la mise en œuvre d'outils existants (modèle hydrodynamique de la Rance par SOGREAH [10], modèle MARS-3D [11]).

2- Alexandrium sp. et blooms toxiques

21- Généralités

Les Dinophycées sont des organismes unicellulaires flagellés généralement considérés comme des algues brunes, généralement autotrophes et capables de photosynthèse, bien que de certains soient strictement hétérotrophes et dépourvus de pigments chlorophylliens [12].

Les Dinophycées comportent des représentants en eau douce (Peridinium, Ceratium, Gymnodinium...) ou marine (Alexandrium, Prorocentrum, Dinophysis, Gyrodinium, Gonyaulax, Noctiluca...), dont la plupart sont ubiquistes. Parmi près de 2 000 espèces recensées, une soixantaine est actuellement connue comme potentiellement toxique, et regroupe essentiellement des espèces chlorophylliennes, estuariennes, produisant des kystes benthiques [13].

Les toxines impliquées sont rassemblées dans le groupe des PSP (Paralytic Shellfish Poisoning), et comprennent les Saxitoxines, NéoSaxitoxines, Gonyautoxines et dérivés, dont plusieurs sont communes à certaines cyanobactéries (Anabaena, Aphanizomenon, Cylindrospermopsis, Raphidiopsis...) [14]. Ces toxines, thermostables (donc résistantes à la cuisson) s'accumulent dans les chairs des coquillages filtreurs, considérées comme contaminées au-delà de 80 µg de toxines par 100 g de chair. Leur suivi est assuré par Ifremer dans près de 300 sites en France (réseau REPHY), dont Ville Ger dans l'estuaire de la Rance.



fig. 9- *Alexandrium minutum*, photo au MEB Gert Hansen, 2009, Université de Copenhague [15]

Le cycle de développement d'Alexandrium est complexe, et implique des stades de reproduction sexuée et végétative, ainsi qu'un stade dormant à l'état de kyste enfoui dans les sédiments pendant l'hiver [16].

Etat des connaissances sur les développements algaires

La remise en suspension des sédiments et des kystes, au printemps, est nécessaire à l'émergence des stades flagellés toxiques, les kystes tendant à mourir en conditions anoxiques (enfouissement pendant l'été dans des vases organiques, par exemple). Le taux de germination des kystes semble présenter un optimum fonction de la salinité et de la température de la masse d'eau au moment de leur remise en suspension ([17], [18]), ce qui peut expliquer que l'émergence des *Alexandrium* ne puisse être observée systématiquement d'une année à l'autre.

Le mécanisme de remise en suspension est particulièrement critique : les kystes sont des petites cellules légères, qui vont suivre une dynamique de dépôt proche de celles des argiles. Les sites d'accumulation des kystes sont donc préférentiellement des zones estuariennes abritées soumises à des courants ou une dérive résiduelle faibles ou à des seiches (variations verticales du niveau des eaux) de grande amplitude, ce qui est assez proche des conditions de prolifération des ulves en Bretagne [19].

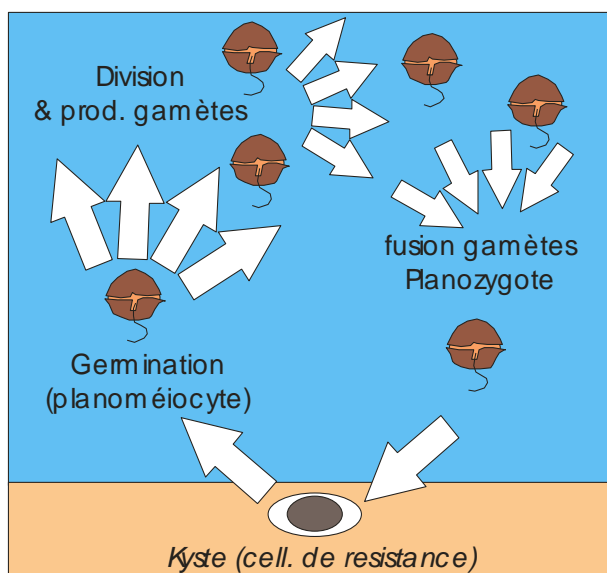


fig. 10- Cycle de développement schématique d'*Alexandrium minutum* (source : Wyatt et Jenkinson via Ifremer [16])

Le soutien de croissance des populations paraît lié aux mêmes nutriments que toutes les algues : l'azote semble assimilé sous forme de nitrates préférentiellement à l'ammoniaque [20], les phosphates peuvent être assimilés rapidement quand ils sont disponibles sporadiquement [21].

Le taux de croissance d'*Alexandrium minutum* (nombre de divisions cellulaires par unité de temps) augmente quand le rapport N/P diminue, donc quand le phosphore est facilement disponible [22]. De la même façon, il semble que la disparition des blooms soit liée à l'épuisement du phosphore assimilable au cours de l'expansion des cellules [23].

22- Historique

Les données disponibles auprès d'Ifremer (réseau REPHY) couvrent deux points de suivi (à Saint Cast et Port Saint Hubert) pour les effectifs d'Alexandrium, et un seul point pour les toxines associées, à Ville Ger.

Les données de suivi montrent une distribution différente entre les deux stations :

► Port Saint Hubert héberge des densités significatives d'Alexandrium régulièrement : détectables hors bruit de fond au cours de 9 années sur 14, les maximales annuelles s'avèrent supérieures à 100 000 cell/litre dans 88 % des cas, et ont pu atteindre 624 000 (en 2000) à 728 000 cell/litre (en 1996).

► Les densités relevées à Saint Cast sont par contre particulièrement faibles, avec un maximum historique de 4 200 cell/litre en 1996 ; des populations observables apparaissent cependant au cours des mêmes années qu'à Port Saint Hubert, ce qui paraît indiquer que les conditions stationnelles ne sont pas impropres à leur émergence mais plutôt à leur croissance ou à leur accumulation.

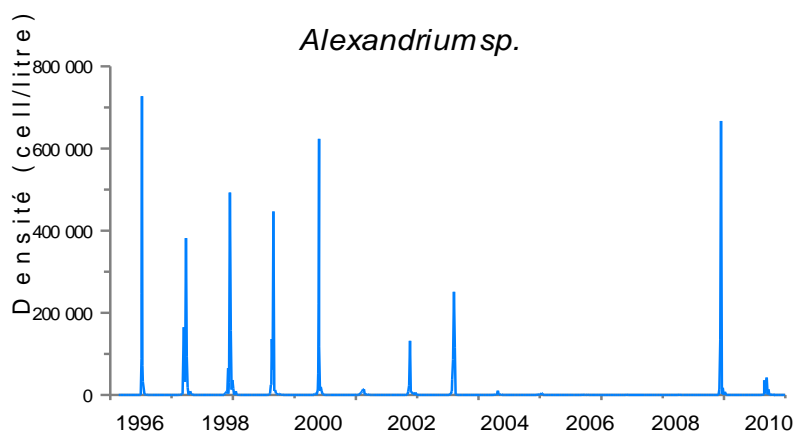


fig.- Evolution interannuelle des densités d'Alexandrium à Port Saint Hubert depuis 1996
(source : données REPHY via Ifremer)

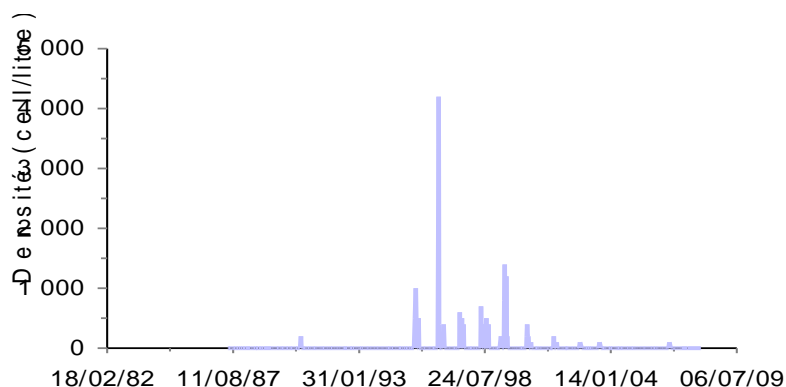


fig.- Evolution interannuelle des densités d'Alexandrium à Saint Cast depuis 1996
(source : données REPHY via Ifremer)

Etat des connaissances sur les développements algaires

Comme cela apparaît dans la bibliographie, la croissance d'*Alexandrium* paraît largement dépendante de deux facteurs :

- l'examen des données disponibles montre que la température favorable est comprise entre 16 et 21°C, et que l'optimum est compris entre 19 et 21°C .

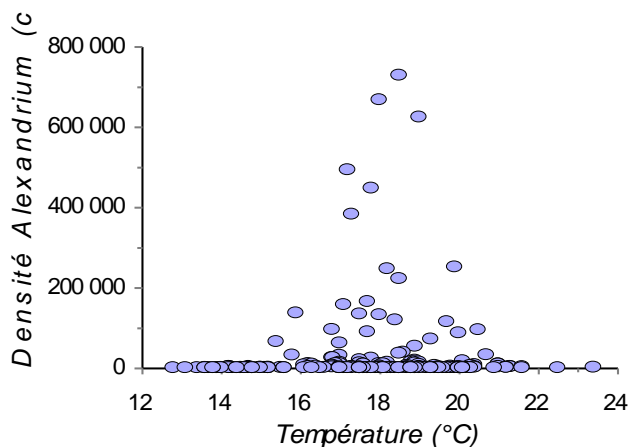


fig.- Relation entre température de l'eau et densité cellulaire à Saint Cast et Port Saint Hubert

(source : données REPHY via Ifremer)

- de même, le critère de salinité est particulièrement strict, avec une gamme favorable entre 31 et 34.5 PSU, et un optimum de 31 à 33.5 PSU.

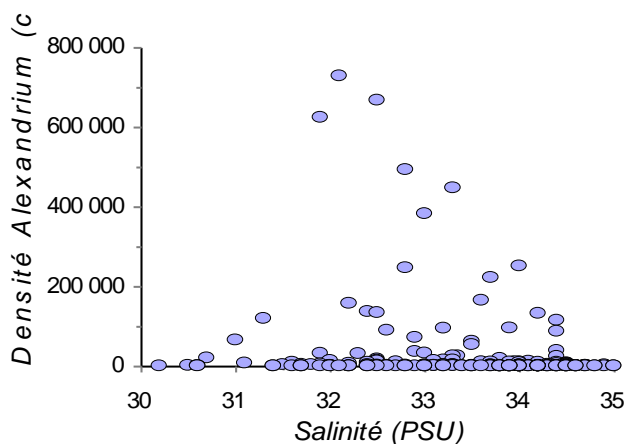


fig.- Relation entre salinité et densité cellulaire à Saint Cast et Port Saint Hubert

(source : données REPHY via Ifremer)

La relation entre toxicité et conditions du milieu ne peut être qu'indirecte, puisque les toxines sont dosées dans la chair des coques. Là aussi cependant, les données disponibles montrent une dépendance à la température et à la salinité qui suivent les optimales pour *Alexandrium*.

On peut donc poser l'hypothèse que la toxicité des coques n'est pas uniquement fonction de la présence d'*Alexandrium*, mais aussi de la fraction qu'il représente dans le plancton total et dans le régime alimentaire des coques : plus *Alexandrium* tend à être dominant et exclusif, plus la toxicité pourra tendre vers un maximum.

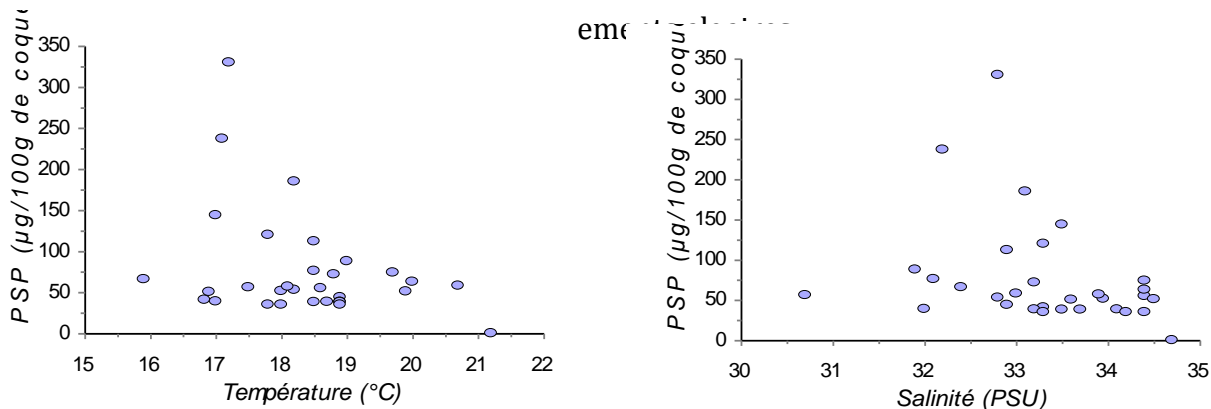


fig.- Relation entre salinité, température et toxines PSP à Ville Ger
(source : données REPHY via Ifremer)

Si on replace les conditions optimales de croissance dans l'ensemble des données historiques disponibles, il apparaît rapidement que les températures et salinité nécessaires sont représentatives des mois de juin et juillet, et sont rarement observées simultanément en mai (eaux trop froides) ou en août (eaux trop chaudes et trop salées).

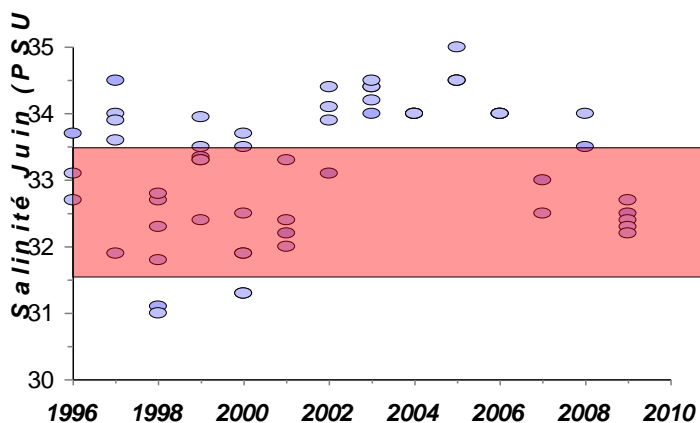


fig.- Salinité moyenne en juin à Port Saint Hubert

(source : données REPHY via Ifremer)

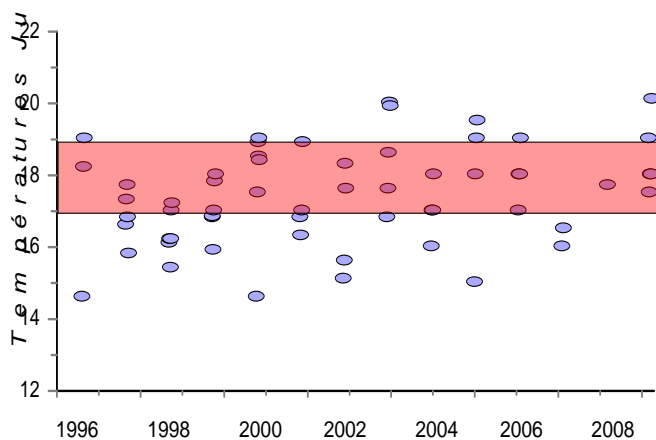


fig.- Température moyenne en juin à Port Saint Hubert

(source : données REPHY via Ifremer)

Etat des connaissances sur les développements algaires

L'obligation de réunir les deux conditions permet également d'expliquer l'absence d'*Alexandrium* pendant les années 2004 à 2008 (salinité trop forte). De même, les densités maximales relativement faibles de 2002 et 2003 correspondent à un décalage dans la période d'application : températures trop faibles et salinité trop forte en juin n'ont laissé qu'une période favorable très courte début juillet avant que les températures ne soient à nouveau trop élevées.

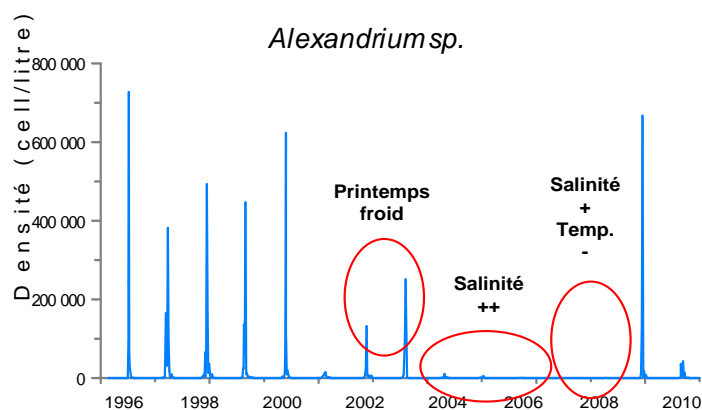


fig.- Densité d'*Alexandrium* et conditions printanières à Port Saint Hubert

(source : données REPHY via Ifremer)

Dans la pratique, la relation densité cellulaire/salinité est suffisamment forte pour expliquer tous les épisodes de prolifération d'*Alexandrium* à Port Saint Hubert. La corrélation entre les deux paramètres est ainsi d'autant plus élevée que la densité est forte, avec un r^2 maximal de 0.92 pour les densités maximales annuelles.

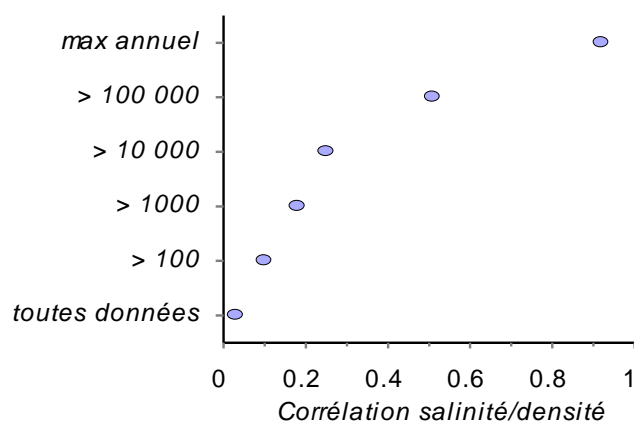


fig.- Corrélation entre salinité et densité cellulaire d'*Alexandrium* à Port Saint Hubert

(source : données REPHY via Ifremer)

23- Perspectives

- La dépendance d'*Alexandrium* envers la température et la salinité laisse supposer qu'un suivi simple (sonde multiparamètre) permettrait peut-être de prévoir l'arrivée des conditions nécessaires à la mise en place d'un bloom.

Ceci ne constitue évidemment pas une solution de gestion, mais pourrait permettre de gagner un peu de visibilité sur les problèmes liés aux proliférations.

- Si la bibliographie laisse supposer qu'il existe une relation entre disponibilité des nutriments et toxicité, il n'existe a priori pas de relation claire entre flux d'azote ou de phosphore et production de toxines. Les simulations menées par Ifremer dans différents sites bretons montrent de plus que la réduction des flux d'azote n'apporterait pas d'amélioration significatives vis-à-vis des proliférations de *dynophycées* ([11]).

Il serait en revanche intéressant d'exploiter les modèles disponibles ([10] et [11]) pour évaluer l'impact d'une gestion active de la salinité dans l'estuaire pendant la période critique (juin-juillet).

Cette gestion active pourrait impliquer l'usine marémotrice et consisterait à fixer les cotes d'exploitation en fonction des débits de la Rance fluviale au printemps : au cours des printemps humides, on chercherait à diminuer le volume d'eau de mer entrant pour réduire la salinité dans l'estuaire ; au cours des printemps humides on chercherait à augmenter le volume entrant pour augmenter la salinité dans l'estuaire, l'objectif étant de maintenir ce mode de gestion jusqu'à ce que les températures soient supérieures à l'optimum pour *Alexandrium*.

- Dans tous les cas, les simulations permettant d'évaluer la pertinence de la gestion de la salinité devront chercher à en évaluer l'impact sur les mouvements sédimentaires dans l'estuaire, la remise en suspension des kystes restant un des facteurs critiques dans l'émergence des populations de *dynophycées*.

3- Cyanobactéries dans la Rance fluviale

31- Généralités

Les Cyanobactéries sont des bactéries disposant de chlorophylle A, caractérisées, comme toutes les bactéries, par l'absence de noyau et de chloroplastes. Disposant du matériel nécessaire à la photosynthèse, on les considère comme des 'algues', terme qui regroupe un ensemble d'organismes qui n'ont que très peu de similitudes, notamment en termes de conditions de croissance, d'habitat préférentiel, ni même en termes d'autotrophie obligatoire [24].

Depuis 2003 et leur intégration dans les réseaux de suivi sanitaire, les cyanobactéries sont relativement bien documentées, même si leur écologie présente encore de nombreuses zones d'ombre.

Rappelons simplement qu'on peut les distinguer selon quatre ordres [25] :

- Les Chroococcales, comprenant des taxons formant des colonies globulaires parfois flottables (Aphanothece, Aphanocapsa, Microcystis, Worochinia...);
- Les Nostocales, comprenant des taxons filamenteux possédant au moins ponctuellement des hétérocystes, cellules spécialisées permettant l'assimilation de l'azote atmosphérique (Anabaena, Aphanizomenon, Cyndrospermopsis, Raphidiopsis...);
- Les Oscillatoriales, regroupant des formes filamenteuses ne présentant pas d'hétérocystes (Oscillatoria, Planktothrix, Limnothrix, Pseudanabaena...);
- Les Stigonématales, qui ne comportent que des représentants benthiques (Hapalosiphon, Stigonema...), peuvent être rencontrées accidentellement si elles sont arrachées de leur substrat.

Si les cyanobactéries sont l'objet de préoccupations sanitaires, c'est en raison de leur potentiel à produire des toxines intracellulaires ([26] [27]) :

- Microcystines : hépatotoxiques, cancérigènes, 60 à 80 variantes identifiées, connues chez tous les ordres de cyanobactéries ;
- Saxitoxines : neurotoxiques, 13 variantes identifiées actuellement communes aux cyanobactéries et dinophycées, Saxitoxines, NéoSaxitoxines, Gonyautoxines ;
- Anatoxines : neurotoxiques, 2 variantes identifiées, Anatoxine et HomoAnatoxine ;
- Cyndrospermopsines : hépatotoxique et enurotoxique, cancérigène et cytotoxique.

Une dernière famille de toxines (Nodularine), proche des Microcystines, n'a pour l'instant jamais été observée hors du milieu marin.

En l'état actuel des connaissances, les Chroococcales et les Oscillatoriales planctoniques ne sont connues que comme productrices potentielles de Microcystines, même si certaines sont soupçonnées de pouvoir produire des saxitoxines (Oscillatoriales benthiques) ou des anatoxines (Chroococcales du genre *Worochinia*) [28].

Les Nostocales, par contre, sont connues comme productrices potentielles de l'ensemble des familles de toxines connues, avec des variations d'une espèce à l'autre (i.e. toutes les Nostocales ne sont pas capables de produire toutes les toxines connues).

A l'heure actuelle, les cyanobactéries sont soumises à plusieurs seuils réglementaires qui découlent des études initialement menées par l'OMS ([29]), notamment concernant les activités récréatives (seuils d'alerte à 20 000 et 100 000 cell/ml) et la distribution d'eau traitée (seuil de 1 µg/l de Microcystines dans l'eau distribuée). Aucun de ces seuils ne prend en compte les teneurs en toxines autres que les Microcystines, et les données sur la distribution de ces autres toxines sont encore fragmentaires faute de suivi institutionnel.

Les cyanobactéries les plus gênantes car potentiellement toxigènes sont essentiellement des espèces rencontrées à la belle saison, d'avril à novembre sous climat océanique. Cette étendue temporelle est facilement explicable par les conditions optimales de croissance très variées d'un taxon à l'autre. Si les cyanobactéries ont une réputation d'algues d'eaux chaudes, c'est principalement parce que les genres les plus thermophiles (*Microcystis*) sont aussi la plupart du temps les seuls qui soient directement visibles aux usagers (formation d'écumes flottantes), alors que la très grande majorité des cyanobactéries n'est ni flottable, ni particulièrement pigmentée.

Dans l'absolu, les cyanobactéries, comme tous les embranchements composant le phytoplancton, suivent des successions déclenchées par l'évolution saisonnière des facteurs météorologiques ([30], [31]) :

- Les Nostocales apparaissent en général dès le début du printemps, leur croissance étant activée par l'augmentation de l'ensoleillement dans des eaux claires et fraîches ;
- Les Chroococcales, au taux de croissance le plus lent (*Microcystis* notamment), apparaissent en courant d'été si la température de l'eau atteint des valeurs supérieures à 20°C, et si possible proches de 25°C, et si la turbulence est réduite ;
- Les Oscillatoriales, relativement thermotolérantes et adaptées aux faibles luminosités, apparaissent si l'ensoleillement est déficitaire, ou au contraire si l'eau est turbide en raison de la prolifération des autres algues.

32- Historique

Suite aux épisodes de proliférations algaires des étés 1996-97, notamment liées à *Hydrodictyon reticulatum* (une chlorophycée filamenteuse) et *Microcystis aeruginosa* (une cyanobactérie flottante) l'association CŒUR a mis en place un suivi des populations phytoplanctoniques dans la Rance fluviale à partir de 2002.

L'examen des résultats montre que, si la densité moyenne de la flore est globalement en baisse depuis 2002, elle reste en permanence parmi les plus fortes de la région, et est par exemple 4 à 5 fois plus élevée que dans les retenues des Côtes d'Armor ou d'Ille et Vilaine.

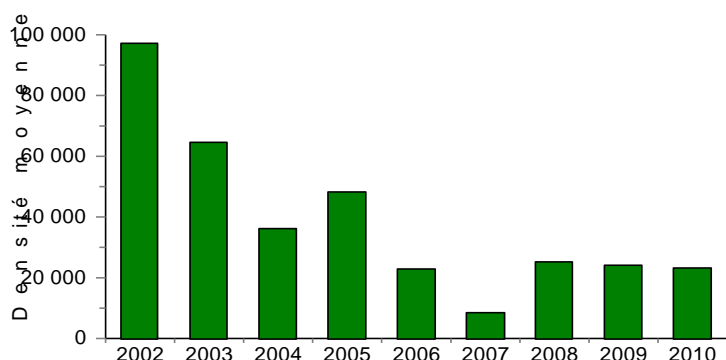


fig.- Densité moyenne annuelle de la flore planctonique dans la Plaine de Taden

(source : données CŒUR Emeraude)

La composition floristique montre par ailleurs que les cyanobactéries sont en général minoritaires : sur l'étendue de la période de suivi elles constituent en général 7 à 10 % de la flore, et ont atteint 17 et 22 % en 2005 et 2003.

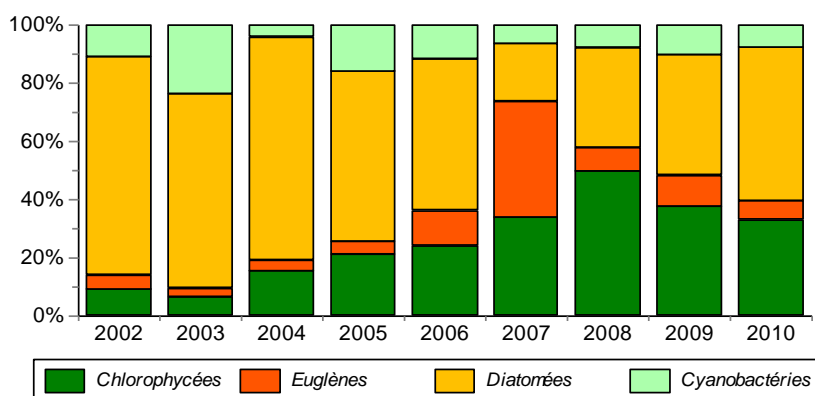


fig.- Composition moyenne annuelle de la flore planctonique dans la Plaine de Taden

(source : données CŒUR Emeraude)

Les espèces dominantes sont des petites chlorophycées et diatomées pionnières, qu'on peut assimiler à des opportunistes au sens de Reynolds ([31]): des colonies de petite taille et à fort taux de croissance particulièrement adaptées aux milieux où les conditions (lumière, turbulence, température) varient sur un pas de temps très court.

Etat des connaissances sur les développements algaires

Les conditions dans la Plaine de Taden sont en effet très contraignantes : la profondeur moyenne est très faible, ce qui implique des échanges thermiques très rapides (l'eau se réchauffe ou refroidit à la même vitesse que l'air), des remises en suspension en fonction des changements de régime des vents (alternance d'épisodes turbides ou clairs), et des débits particulièrement variables.

Dans ce type de milieu, seules des espèces à croissance rapide peuvent développer des biomasses importantes entre chaque épisode de perturbation, ce qui, de fait, paraît exclure les algues à croissance relativement lente comme les cyanobactéries du genre *Microcystis*, ou les chlorophycées filamenteuses.

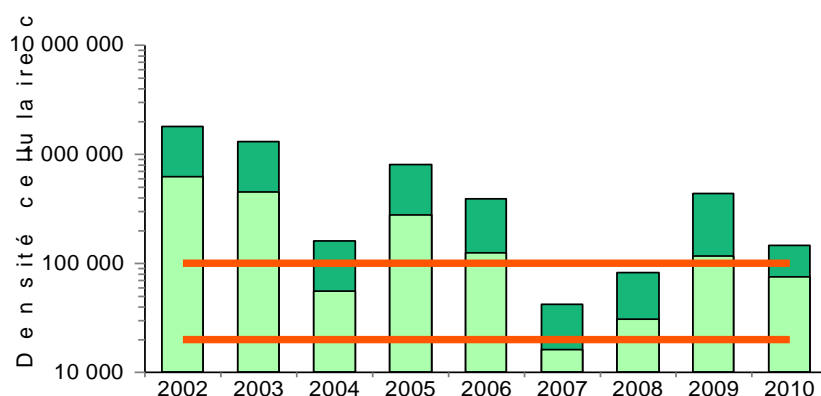


fig.- Densité cellulaire moyenne et maximale annuelle des cyanobactéries dans la Plaine de Taden

(source : données CŒUR Émeraude)

Les densités cellulaires des cyanobactéries s'avèrent pourtant particulièrement élevées, avec une densité moyenne supérieure à 100 000 cell/ml au cours de 5 années sur 9 (soit 55 % des cas), notamment au cours des années chaudes et/ou sèches comme 2002, 2003, 2005 et 2006.



fig.- Abondance relative moyenne annuelle des taxons connus comme potentiellement toxiques dans la Plaine de Taden

(source : données CŒUR Émeraude)

Les cyanobactéries potentiellement toxiques ne sont pas systématiquement dominantes, mais paraissent plus fréquemment présentes au cours des années chaudes comme 2003, 2005 et 2009.

Etat des connaissances sur les développements algaires

Septembre 2004 a été l'occasion de réaliser un recensement floristique sur les différents secteurs de la Rance en amont de Dinan pour évaluer leur influence sur les espèces qui pouvaient apparaître à Taden.

Les résultats se sont avérés particulièrement éloquentes [32], et montraient par exemple l'arrivée de populations différentes par la Rance (*Microcystis viridis* de Rophémel) et le Linon (*Planktothrix agardhii* indigènes ou provenant de l'étang de Combourg). Ces deux espèces se superposaient au cours de leur trajet vers l'aval, avant que les *Planktothrix*, mieux adaptés aux milieux agités (Rance fluviale et plaine de Taden), ne deviennent dominantes à partir de Dinan.

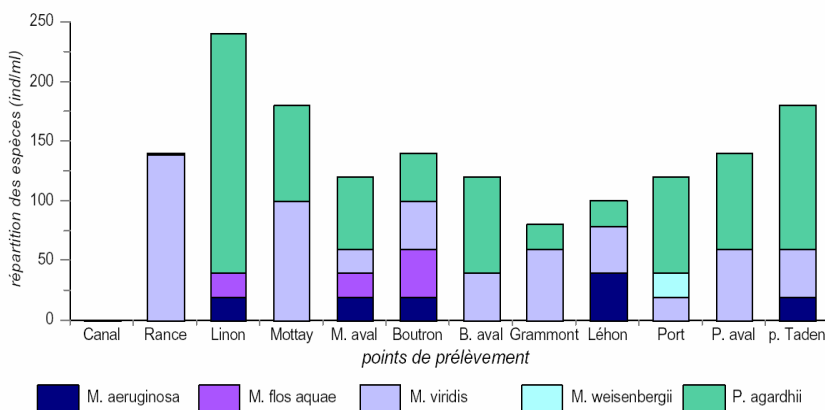


fig.- Abondance des cyanobactéries présentes dans la Rance en septembre 2004

(source : données CŒUR Emeraude in [32])

Suite à cette première prospection, il paraissait alors évident que la Rance (aval de Rophémel) et le Linon pouvaient jouer un rôle prépondérant dans l'apparition des cyanobactéries à Taden, mais aussi que la présence des écluses, envasées et facilitant le réchauffement des eaux, pouvait intervenir en sélectionnant des espèces d'eaux chaudes et calmes (cyanobactéries par exemple) qui n'auraient pas dû pouvoir se maintenir dans un milieu courant.

L'association CŒUR Emeraude a donc mis en place, en complément du suivi de la Plaine de Taden, un suivi systématique des biefs et des affluents entre Evran et Dinan à partir de 2008.

33- Origine des cyanobactéries dans la Rance

Tout d'abord, il convient de revenir sur l'impact de Rophémel au travers de l'examen des données de suivi de la retenue, disponibles auprès du SMPBR depuis 2004 :

- Tout d'abord, et bien que les unités de mesure ne permettent pas de comparaison directe entre Taden et Rophémel, on peut noter que les années de plus forte densité ne correspondent pas, les maxima étant 2006 et 2010 pour Rophémel, contre 2005 pour Taden (et 2002-2003, non couverts par les données disponibles).

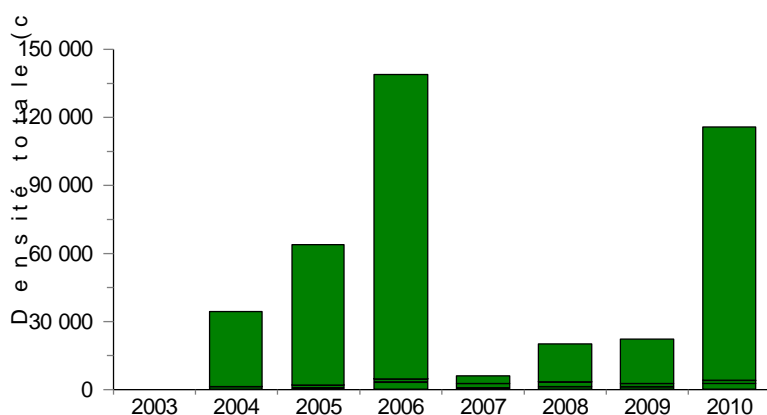


fig.- Densité moyenne annuelle de la flore planctonique à Rophémel

(source : données SMPBR)

- Ensuite, les cyanobactéries sont largement dominantes à Rophémel (en dehors de 2007, elles constituent systématiquement plus de 75 % de la flore), et les espèces dominantes, tous embranchements confondus, cyanobactéries, chlorophycées et diatomées, sont différentes : les petites opportunistes caractéristiques de Taden sont quasiment absentes des relevés.

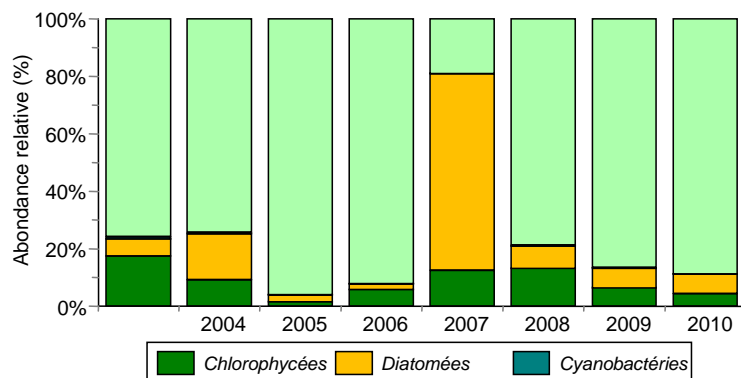


fig.- Composition moyenne annuelle de la flore planctonique à Rophémel

(source : données SMPBR)

Etat des connaissances sur les développements algaires

En termes de cyanobactéries, comme pour le reste de la flore, les années de plus forte densité cellulaire diffèrent entre Taden et Rophémel, et si les taxons potentiellement toxiques sont récurrents et largement dominants, leurs densités cellulaires sont en général 2 à 7 fois plus faibles à Rophémel.

Les groupes dominants, enfin, paraissent suivre un schéma de succession interannuelle lié aux paramètres météorologiques dans Rophémel, avec une dominance des taxons thermophiles d'eau calme les années chaudes et sèches (Chroococcales du genre *Microcystis* en 2005-2006 et 2010), et des taxons d'eaux tièdes et turbulentes les années humides (Oscillatoriales du genre *Planktothrix* en 2008-09), schéma qui n'apparaît pas à Taden ou les taxons dominants ne paraissent pas suivre de logique particulière.

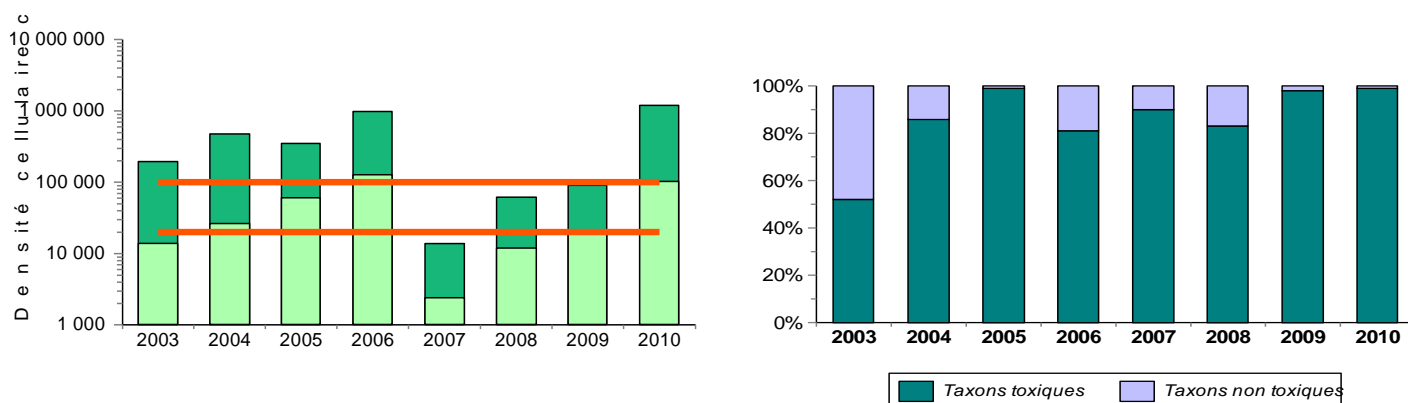


fig.- Densité cellulaire moyenne et maximale annuelle des cyanobactéries et abondance des taxons potentiellement toxiques dans Rophémel (source : données SMPBR)

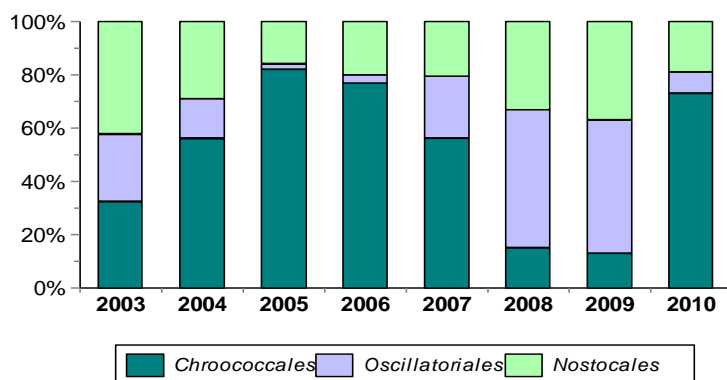


fig.- Abondance relative des ordres cyanobactériens dans Rophémel

(source : données SMPBR)

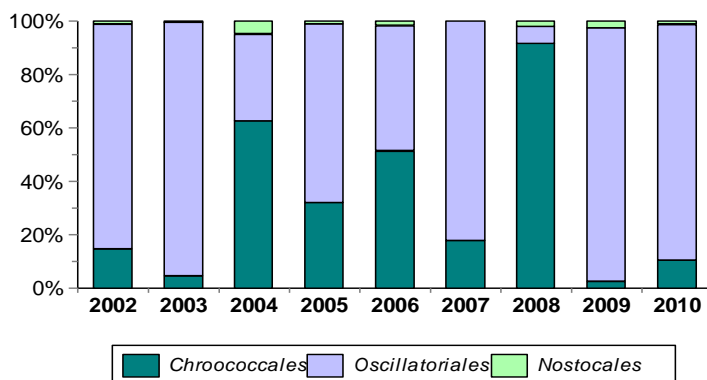


fig.- Abondance relative des ordres cyanobactériens dans la Plaine de Taden

(source : données CŒUR)

Etat des connaissances sur les développements algaires

► **Premier bilan** : il apparaît donc que les caractéristiques de la flore (composition, densité, successions annuelles, espèces dominantes) sont largement différentes entre Rophémel et Taden.

On peut également noter que le débit réservé est piqué en profondeur (28.5 m NGF, soit 15 mètres sous la surface à la cote normale), donc en dehors de la zone d'activité de la flore en général (plutôt concentrée dans les 5 à 6 mètres sous la surface).

On peut donc en déduire que hors cas exceptionnel, Rophémel doit intervenir plutôt marginalement comme source d'ensemencement de la Rance fluviale pendant l'essentiel de la période estivale.

Il peut cependant exister deux cas où les transferts de cyanobactéries s'effectueront directement et pourront mettre en jeu des quantités de biomasse significative :

- En fin d'été les années où la flore est dominée par des cyanobactéries comme *Planktothrix*, réparti plus profondément dans la masse d'eau que les *Microcystis* : dans ce cas la zone d'influence des cyanobactéries sera plus large (jusqu'à 10 mètres sous la surface ?), permettant leur export par le débit réservé. C'était par exemple le cas en 2008 et 2009.

- En cas de crue quand la retenue est pleine : ceci peut intervenir au printemps ou en automne, et permettre l'export de populations de cyanobactéries flottables par le déversoir de crue, et impliquer des espèces comme les *Aphanizomenon* et *Anabaena* au printemps, ou des *Microcystis* en automne. Après vérification des cotes du barrage, c'était le cas en septembre 2004 et cette configuration est fréquente en mai-juin (2005, 2008, 2009...).

► **Par analogie avec Rophémel**, bien qu'aucune donnée de suivi ne soit disponible, on peut supposer que les potentialités de contamination de la Rance par les barrages sur le Guinefort suivront les mêmes modalités.

L'examen des relevés floristiques dans la Rance montre en effet l'apparition de densités significatives de cyanobactéries à plusieurs occasions (juillet et septembre 2009, septembre 2010), et mettent en jeu des espèces (*Aphanizomenon*, *Planktothrix*) qui ne sont pas retrouvées dans les suivis de Rophémel et dont la typologie est cohérentes avec ce schéma de fonctionnement.

Etat des connaissances sur les développements algaires

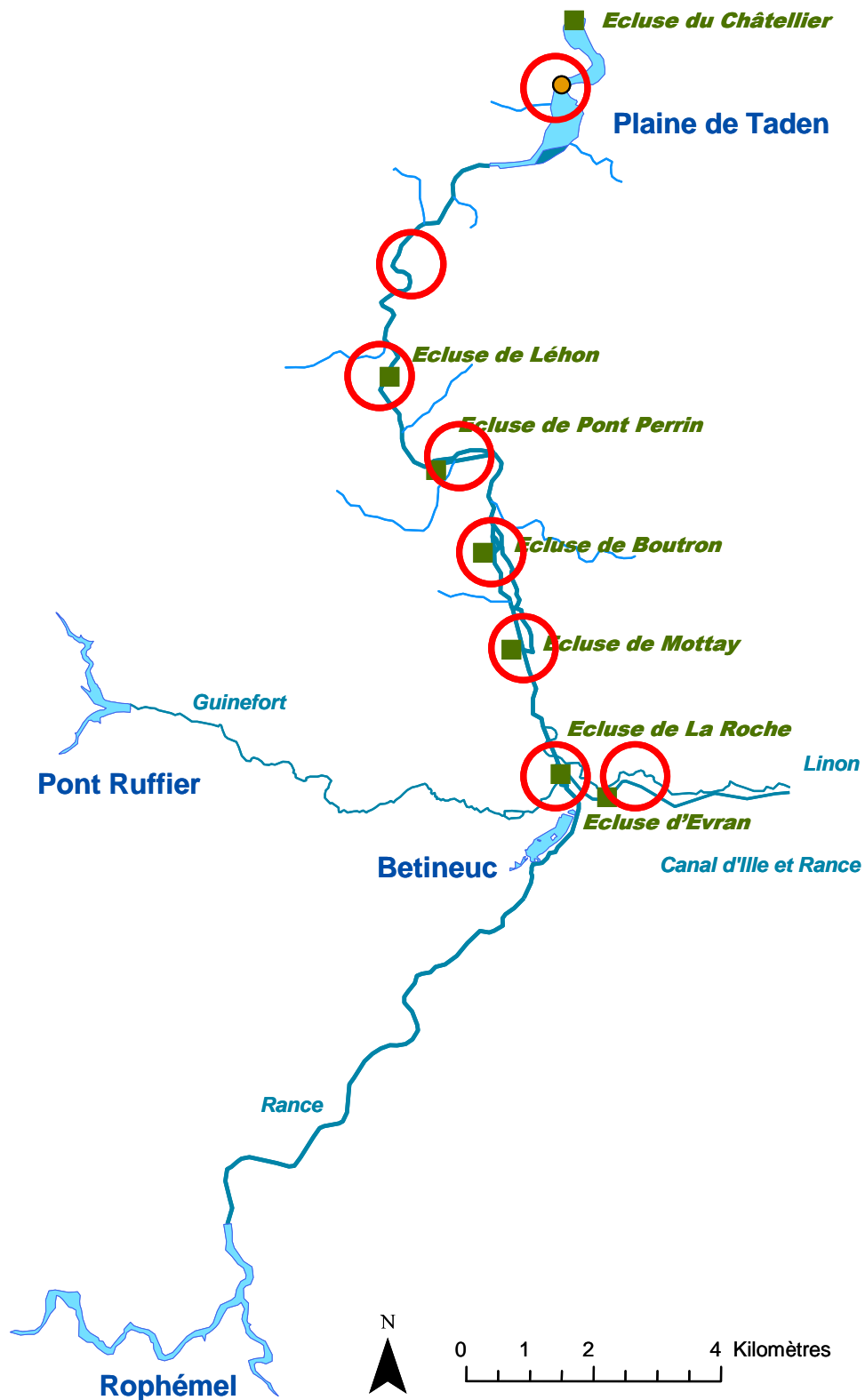


fig.- Localisation des points de suivi sur la Rance fluviale
(source : [33])

Etat des connaissances sur les développements algaires

Les résultats du suivi longitudinal montrent que, chaque année, au moins un épisode par mois voit l'arrivée dans la Rance fluviale de cyanobactéries d'origine lacustre, ou tout au moins de milieu lentique. Leur origine peut être tracée jusqu'à Rophémel (données SMPBR et suivi CŒUR), dans le Linon (suivi CŒUR) ou attribuées, par déduction, aux barrages du Guinefort.

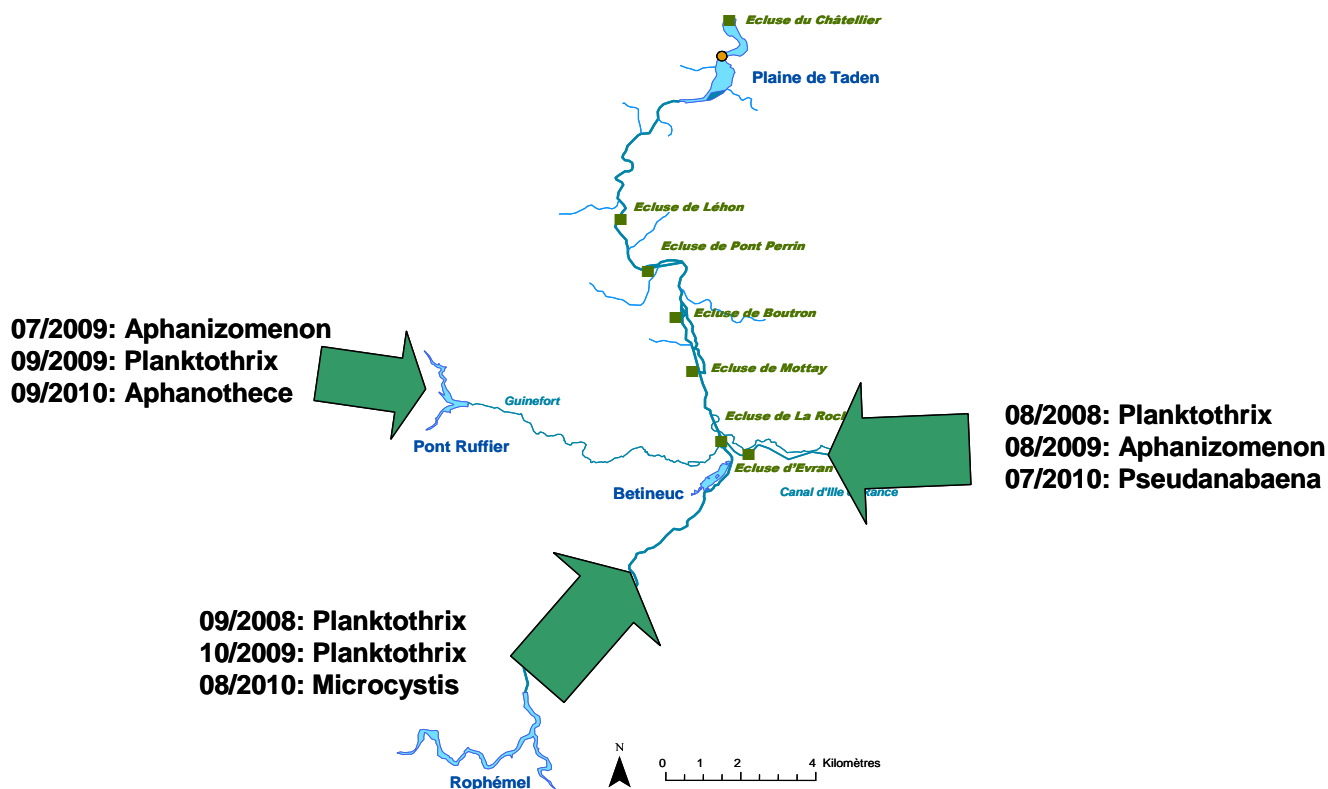


fig.- Populations cyanobactériennes entrant en Rance fluviale
(source : données CŒUR Emeraude 2008-10)

Ces populations suivent vers l'aval une évolution qui est restée très homogène au cours des trois dernières années, avec une densité totale multipliée par 3 dans les biefs (d'Evran à Léhon), puis par 7 dans la Plaine.

Dans tous les cas, les cyanobactéries restent marginales et ne constituent que rarement plus de 5 % de la flore, au profit des Euglènes, largement majoritaires et indiquant la présence d'une forte charge organique (sous forme de sédiments ou dans la masse d'eau).

Les cyanobactéries suivent une évolution parallèle, avec une densité cellulaire multipliée par 4 dans les biefs, et en moyenne par 15 dans la Plaine. Le parcours vers l'aval, qui nécessite près de 4 semaines, conduit ainsi à des densités cellulaires comprises entre 82 et 437 000 cell/ml à la sortie de la Plaine de Taden.

Etat des connaissances sur les développements algaires

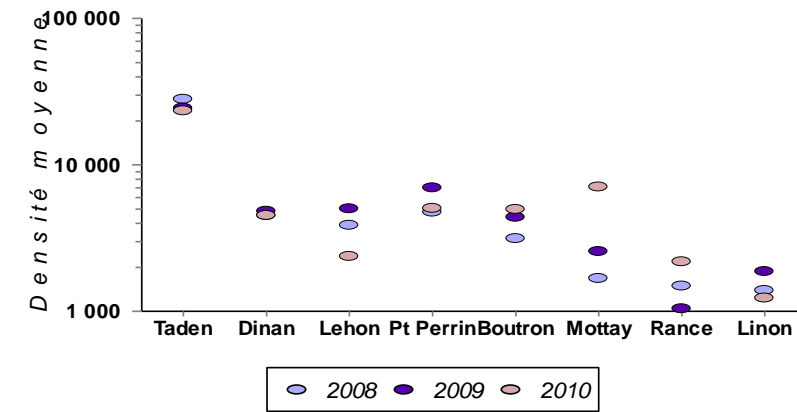


fig.- Evolution longitudinale de la densité totale de la flore planctonique en Rance fluviale

(source : données CCEUR Emeraude 2008-10)

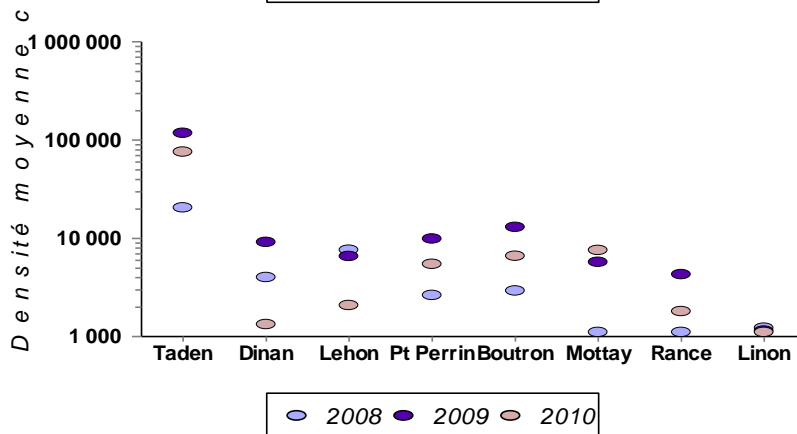


fig.- Evolution longitudinale de la densité cellulaire des cyanobactéries en Rance fluviale

(source : données CCEUR Emeraude 2008-10)

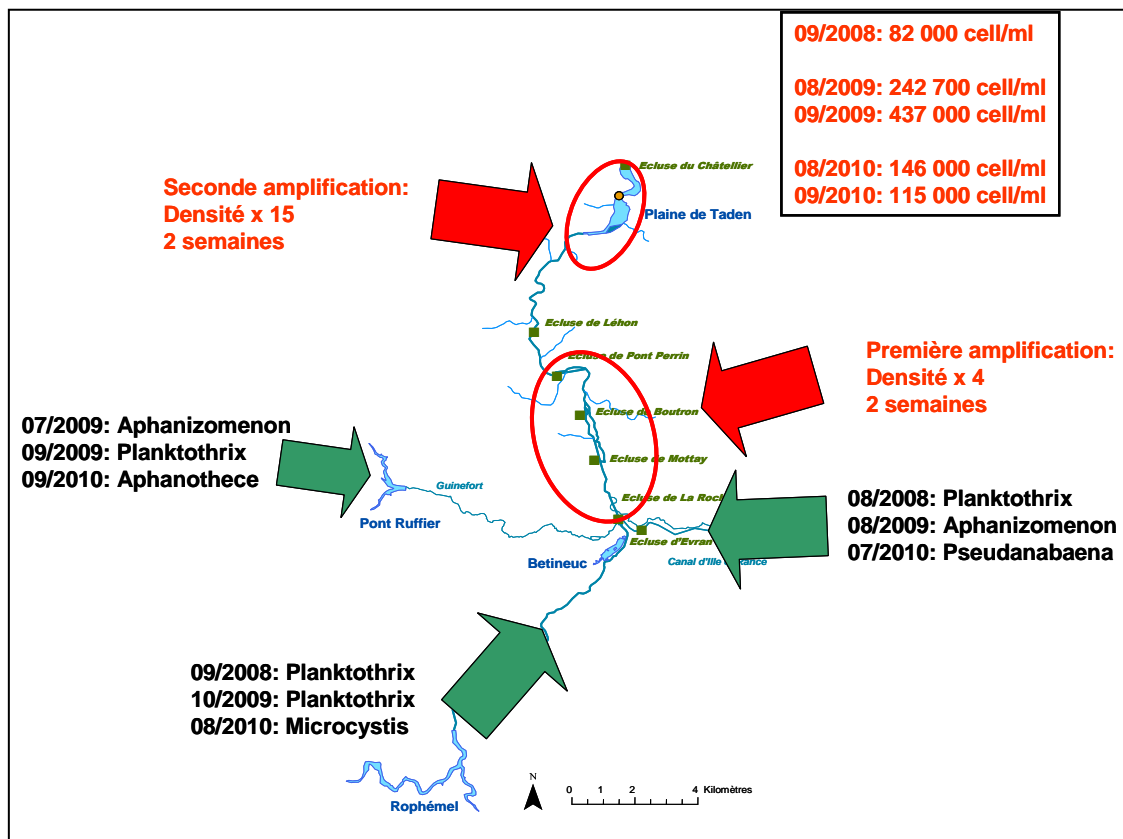


fig.- Etape de croissance des cyanobactéries au cours de leur parcours vers l'aval (source : données CCEUR Emeraude 2008-10)

Etat des connaissances sur les développements algaires

Un exemple particulièrement illustratif est celui du bloom d'*Aphanizomenon issatschenkoï* en 2009 :

- Deux arrivées distinctes de populations sont visibles par la Rance fin juillet, puis le Linon début août ;
- Les deux fronts se conjuguent dans le bief du Mottay, la densité cellulaire est multipliée par 10 dans le bief de Boutron ;
- Le front passe ensuite de Pont Perrin à Dinan en l'espace d'une semaine (activité des écluses à l'occasion du week-end du 15 août ?)
- La traversée de la Plaine de Taden permet l'augmentation de la densité cellulaire d'un nouveau facteur 10 pour aboutir à un pic de 180 000 cell/ml le 20/08, à l'issue d'un trajet de 3 à 4 semaines.

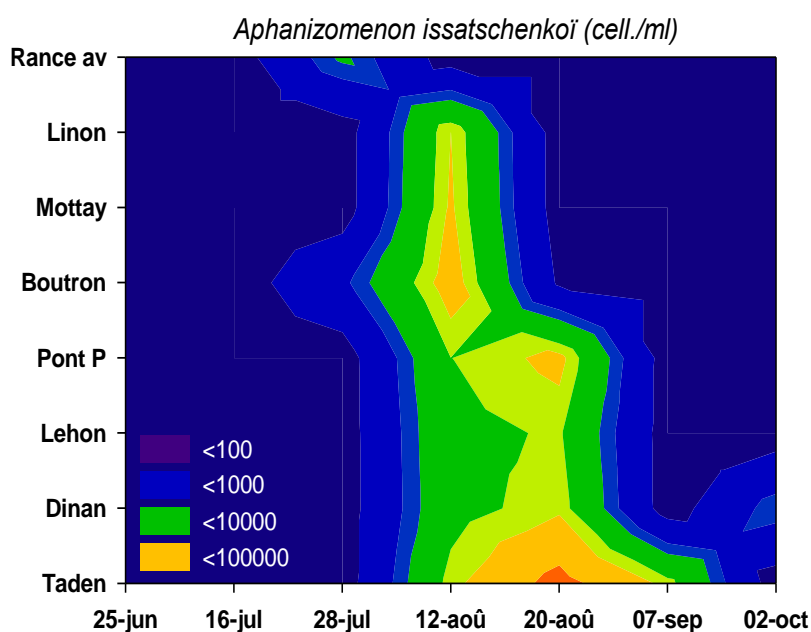


fig.- Etape de croissance des *Aphanizomenon* au cours de leur trajet vers l'aval en 2009

(source : [34])

L'amplification de la croissance de la flore dans les biefs, puis la Plaine, sous-entend une bonne disponibilité des nutriments. Or s'il n'existe pas de trace d'une limitation par l'azote dans la Rance fluviale, les études de 2003 et 2004, comme l'étude en cours, montrent que le phosphore est introduit dans la Rance fluviale selon plusieurs modalités :

- Sous forme dissoute par les débits réservés des barrages (Rophémel et Pont Ruffier), provenant des zones profondes soumises aux relargages en anoxie,
- Sous forme dissoute et particulaire par le Linon (effluents de STEP, transport sous forme organique par le plancton)
- Sous forme dissoute dans les biefs, par relargage et diffusion depuis les stocks de vase,
- Sous forme dissoute en aval de Dinan (effluents de STEP), puis dans la Plaine de Taden, par relargage et diffusion depuis les stocks de vase sous l'action des turbulences (vent et navigation) ou de l'anoxie (chenal).

Etat des connaissances sur les développements algaires

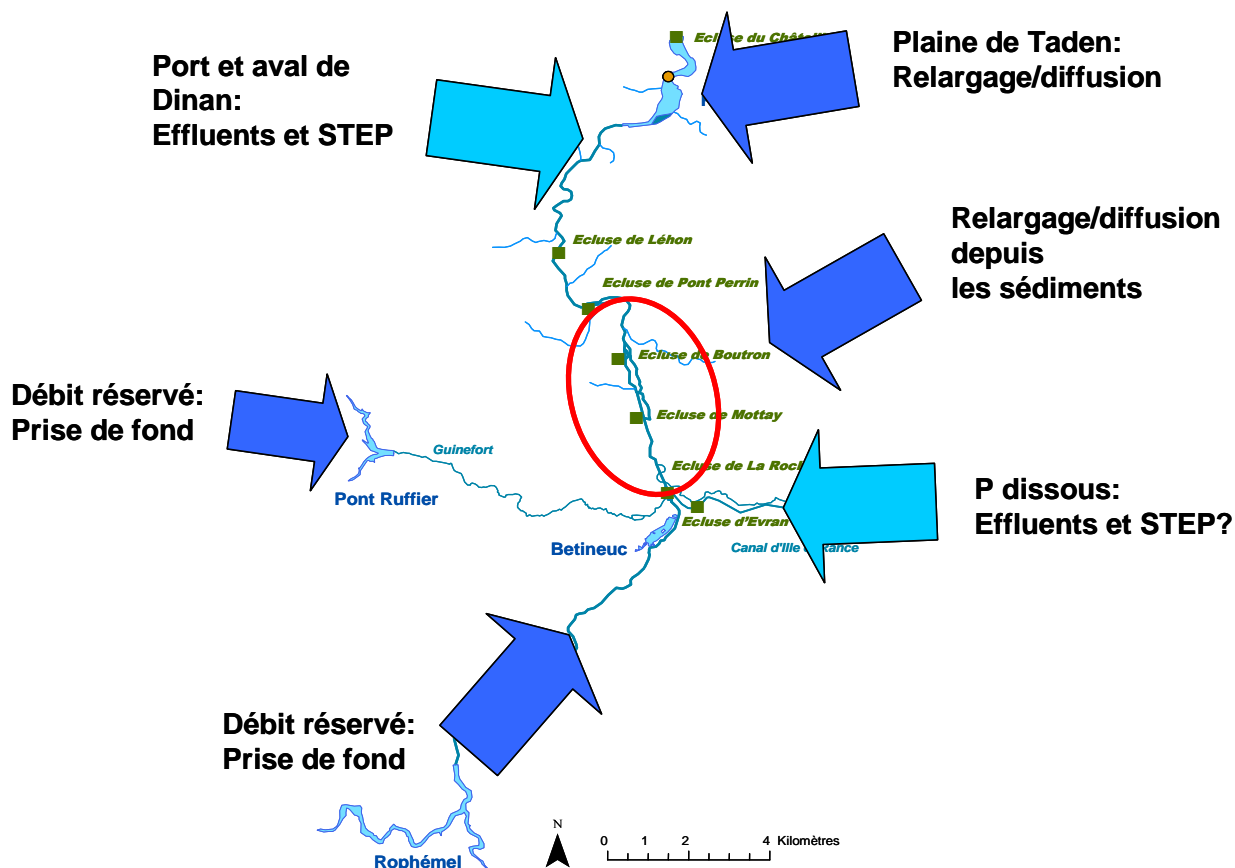


fig.- Sources de phosphore assimilable dans le bassin de la Rance fluviale

En conclusion, on peut noter que :

- **La contamination de la Rance par ses affluents est permanente**, depuis le Linon, les barrages de Rophémel et Pont Ruffier, et peut-être par le canal d'Ille et Rance bien qu'il n'ait pas été possible de le mettre en évidence depuis 2008. Cette contamination n'intervient cependant pas sous la forme d'un flux continu de cyanobactéries de l'amont vers l'aval, mais plutôt sous forme d'apports ponctuels qui pourront ou non rencontrer des conditions favorables à leur croissance au cours du trajet vers Taden.

- **L'amplification des effectifs intervient selon des modalités différentes au cours du trajet.** Dans les biefs, la flore bénéficie de masses d'eau stagnante et chaudes (faible trafic fluvial), et de milieux envasés riches en nutriments disponibles. A partir de Dinan, puis dans la Plaine, les conditions physiques sont plus contraignantes (vent et turbulence), ce qui tend à sélectionner les espèces à plus fort taux de croissance et explique que la densité y soit parmi les plus fortes de la région.

- La réduction des flux de phosphore n'est qu'un des éléments de réponse aux problèmes d'eutrophisation. Les stocks internes au système (sédiments sur les fonds des retenues et des écluses) constituent une source de nutriments facilement assimilables qui se substituent aux nutriments dissous quand le débit des cours d'eau est trop faible pour assurer leur renouvellement.

Ensuite, il faut garder à l'esprit que les flux n'ont pas de signification biologique : les algues se déplaçant à la même vitesse que la masse d'eau, seules comptent les concentrations pendant leur période de croissance. En ce sens, réduire les manifestations d'eutrophisation nécessite de réduire les teneurs en éléments assimilables pendant la période mai-octobre (ce qui correspond à une fraction marginale du flux annuel), et cette réduction doit s'appliquer aussi bien aux cours d'eau qu'aux stocks de sédiments.

4- Références bibliographiques :

1- *Ulves et marées vertes*

- [1] Bourrelly P., *Algues vertes*, Editions Boubée, 570 p., Paris 1990
- [2] Dion, De Riviers et Coat, *Ulva armoricana* sp. nov. (Ulvales, Chlorophyta) from the coasts of Brittany (France). I- Morphological description. *Eur. J. Phycol.* 33, 73-80, 1998.
- [3] Coat, Dion, Noailles, De Reviens, Fontaine, Berger-Perrot et Loiseaux - De Goer, *Ulva armoricana* (Ulvales, Chlorophyta) from the coasts of Brittany (France). II. Nuclear rDNA ITS sequence analysis. *Eur. J. Phycol.* 33, 81-86, 1998.
- [4] Kawai, Shimada, Hanyuda et Suzuki, Species diversity and seasonal changes of dominant *Ulva* species (Ulvales, Ulvophyceae) in Mikawa bay, Japan. *Algae* 22, 221-228, 2007.
- [5] www.bretagne-environnement.org
- [6] Merceron M., *Marées vertes en Bretagne: Etat actuel des connaissances. Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*, Ploufragan 23/09/1999, Actes du Colloque, Ifremer Publications, 1999.
- [7] Dalmas, Moreau, Quévremont et Frey, *Élaboration d'un plan de lutte contre les algues vertes*, Mission interministérielle, 144 p., Paris 2010.
- [8] Ballu S., *Marées vertes en Bretagne, Problématique - Impacts - Moyens de lutte, Cas du secteur du Sage Rance Frémur*. Présentation à la Commission Littoral du SAGE RFBB, 2010.
- [9] Menesguen A, *Marées vertes en Bretagne : la responsabilité du Nitrate*, Ifremer Environnement, 10 p., Brest 2003.
- [10] Denot T, Lang P, *Apports de la modélisation numérique à l'étude de la dynamique hydro-sédimentaire de l'estuaire de la Rance*, VIème journées nationales Génie Civil - Génie Côtier, Caen, p. 147-154, 2000.
- [11] Dussauze M, Menesguen A, *Simulation de l'effet sur l'eutrophisation côtière bretonne de 3 scénarios de réduction des teneurs en nitrate et phosphate de chaque bassin versant breton et de la Loire*, Rapport pour la Région Bretagne et l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne, 160 p., 2008.

2- Alexandrium

[12] Bérard-Therriault, Poulin et Bossé, Guide d'identification du phytoplancton marin de l'estuaire et du golfe du Saint Laurent, Conseil National de la Recherche du Canada, CNRC NRC Editions, Ottawa 1999, 387 p.

[13] Steidinger K, Jangen K, Dinoflagellates, in Identifying marine phytoplankton, CR Tomas Ed., Academic Press, San Diego 1997, 858 p.

[14] Phycotoxines paralysantes (PSP), Ifremer, Nantes 2006, 5 p.

[15] Hansen G, World Register of Marine Species, www.marinespecies.org

[16] Ifremer : Alexandrium et toxines PSP, <http://envlit.ifremer.fr>

[17] Perez Blanco, Lewis et Aldridge, The germination characteristics of *Alexandrium minutum*, a toxic dinoflagellate from the Fal estuary (UK), Harmful Algae 8, p. 518-522, 2009

[18] Estrada, Solé, Anglès et Garcés, The role of resting cysts in *Alexandrium minutum* population dynamics, Deep-Sea Research 57, p. 308-321, 2010

[19] Anglés, Jordi, Garcés, Basterretxea et Palanques, *Alexandrium minutum* resting cysts distribution dynamics in a confined site, Deep-Sea Research 57, p. 201-221, 2010

[20] Bravo, Vila, Maso, Figueroa et Ramilo, *A. catanella* and *A. minutum* blooms in the Mediterranean sea : identification of ecological niches, Harmful algae 7, p. 515-522, 2008

[21] Andrieux-Loyer, Philippon, Bally, Kérouel, Youenou et Le Grand, Phosphorus dynamics and bioavailability in sediments of the Penzé Estuary in relation to annual P-fluxes and occurrences of *A. minutum*, Biogeochemistry 88, p. 213-231, 2008

[22] Ignatiades, Gotsis-Skretas et Metaxatos, Field and culture studies on the ecophysiology of the toxic dinoflagellate *A. minutum* in Greek waters, Harmful algae 6, p. 153-165, 2007

[23] Maguer, Wafar, Madec, Morin et Erard - Le Denn, Nitrogen and phosphorus requirements of an *A. minutum* bloom in the Penzé estuary, France, Limnology Oceanography 49, p. 1108-1114, 2004.

3- Cyanobactéries

[24] Bourrelly P., Algues bleues et rouges, Editions Boubée, 606 p., Paris 1990

[25] Whitton B, Phylum Cyanophyta, in John, Whitton and Brook eds., The freshwater algal flora of the British Isles, Cambridge University Press, Cambridge 2002, 702 p.

[26] Parson, Mihali, Moffitt, Kellmann et Neilan, On the chemistry, toxicology and genetics of cyanobacterial toxins: Microcystin, Nodularin, Saxitoxin and Cylindrospermopsin. Marine Drugs, p. 1650-1680, 2010

[27] Araoz, Molgo et Tandeau de Marsac, Neurotoxic cyanobacterial toxins. Toxicon 56, p. 813-828, 2010

[28] Evaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries dans les eaux destinées à l'alimentation et à la baignade, AFSSA et AFSSET eds., Paris 2006, 206 p.

[29] Toxic cyanobacteria in water, Chorus et Bartram Eds., Organisation Mondiale de la Santé, Taylor & Francis, Oxon 1999, 415 p.

[30] Reynolds CS, The Ecology of Freshwater Phytoplankton, Cambridge University Press, Cambridge 1984, 384 p.

[31] Reynolds CS, Ecology of Phytoplankton, Ecology, Biology and Conservation series, Cambridge University Press, Cambridge 2006, 535 p.

[32] Pitois F, Développement du phytoplancton en Rance fluviale - saison 2004, Rapport d'étude pour CŒUR Emeraude, 45 p. + annexes, 2005

[33] Pitois F, Développement du phytoplancton en Rance fluviale - année 2008, Rapport d'étude pour CŒUR Emeraude, 24 p. + annexes, 2009

[34] Pitois F et Hiraut I, Développement du phytoplancton en Rance fluviale - année 2009, Rapport d'étude pour CŒUR Emeraude, 29 p. + annexes, 2010