

63528

C300-RES-R

Direction de l'Environnement et de l'Aménagement du Littoral
Laboratoire côtier d'Arcachon

Isabelle AUBY
Gilles TRUT
Florence D'AMICO
Benoît BELIAEFF

10/99 - R.INT.DEL/AR/99-09

ifremer

Réseau hydrologique du Bassin d'Arcachon

Synthèse des résultats 1988-1997



IFREMER Bibliothèque de BREST



OEL08594

Les auteurs remercient les correcteurs de ce rapport (Alain Aminot, Didier Claisse, Roger Kantin et Philippe Souchu) pour leur lecture attentive du manuscrit et leurs remarques judicieuses à son sujet.

Ils remercient également les collègues de la DEL et de la DRV qui leur ont transmis les données hydrologiques relatives aux autres zones côtières françaises.

Résumé :

- Depuis 1988, le Bassin d'Arcachon fait l'objet d'un suivi hydrologique concernant 8 stations réparties sur l'ensemble de la baie. L'échantillonnage est réalisé une fois par semaine, aux alentours de la mi-journée, alternativement à l'étape de basse mer (par fort coefficient) et à l'étape de haute-mer (par faible coefficient). Différents paramètres physiques, chimiques et biologiques sont mesurés : température, salinité, matière en suspension, silicate, nitrate, ammonium, phosphate, chlorophylle a et phéopigments.

Pour l'ensemble de ces paramètres, quatre niveaux de variabilité sont analysés : spatiale, tidale, saisonnière et inter-annuelle, en utilisant des modèles linéaires mêlant facteurs fixes à modalités qualitatives et covariables quantitatives continues. L'explication de ces variations s'appuie sur l'analyse de différents facteurs (données météorologiques, localisation des stations dans le gradient continent-océan, cycles biogéochimiques).

Les niveaux atteints, dans le Bassin d'Arcachon, par les différents paramètres sont comparés avec ceux obtenus dans d'autres zones côtières françaises. —

Abstract :

Since 1988, the Basin of Arcachon is the subject of a hydrological follow-up concerning 8 stations distributed on the whole of bay. Sampling is carried out once per week, in the neighbourhoods of noon, at the slack of low tide (by strong coefficient) and of high tide (by low coefficient), alternatively. Various physical, chemical and biological parameters are measured: temperature, salinity, suspended matter, silicate, nitrate, ammonium, phosphate, chlorophyll a and phaeopigments. For the whole of these parameters, four levels of variability are analysed: spatial, tidal, seasonal and inter-annual, by using linear models mixing fixed factors with qualitative modes and continuous quantitative covariables. The explanation of these variations is based on the analysis of various factors (weather data, location of the stations in the gradient continent-ocean, biogeochemical cycles). Levels reached, in the Basin of Arcachon, by the different parameters are compared with those obtained in the other French coastal localities.

Mots-clés :

Hydrologie, Bassin d'Arcachon, variations spatiales, variations temporelles.

Keywords :

Hydrology, Basin of Arcachon, space variations, variations temporal

Commentaire :

1.	Présentation du Bassin d'Arcachon et de ses masses d'eau.....	7
1.1.	Généralités	7
1.2.	Marées et volumes d'eau	7
1.3.	Circulation des eaux dans le Bassin	7
1.4.	Les eaux continentales : cours d'eau et bassins versants	8
2.	Matériel et méthodes	11
2.1.	Sites d'échantillonnage.....	11
2.2.	Méthodes de mesure et d'analyse	12
2.3.	Représentation des résultats	14
3.	Résultats et discussion.....	17
3.1.	Climatologie.....	17
3.1.1.	<i>Température de l'air</i> (Figure 4 - Annexe 1; Figures A et C)	17
3.1.2.	<i>Rayonnement</i> (Figure 4 - Annexe 1; Figures B et C).....	17
3.1.3.	<i>Précipitations</i> (Figure 4 - Annexe 1; Figures B et C).....	18
3.2.	Température de l'eau (Figure 5- Annexe 2, Figures D et E).....	18
3.3.	Salinité (Figure 6 - Annexe 2, Figures F et G)	20
3.4.	Matières en suspension (Figure 7 - Annexe 2, Figures H et I)	22
3.5.	Nitrate (Figure 8 - Annexe 2, Figures J et K).....	25
3.6.	Ammonium (Figure 10 - Annexe 2, Figures L et M)	31
3.7.	Phosphate (Figure 11 - Annexe 2, Figures N et O).....	35
3.8.	Silicate (Figure 12 - Annexe 2, Figures P et Q)	39
3.9.	Chlorophylle a phytoplanctonique (Figure 13 - Annexe 2 - Figures R et S)	42
4.	Comparaison du Bassin d'Arcachon avec d'autres sites côtiers français.....	49
5.	CONCLUSION.....	51

Introduction

Le début de l'acquisition de données hydrologiques en continu dans le Bassin d'Arcachon remonte à 1926, date de l'implantation de l'Office Scientifique et Technique des Pêches Maritimes. A cette époque, seule la température de l'eau était mesurée.

Au cours des années 1960 (1964 - 1966) une étude exhaustive portant sur l'hydrologie du Bassin a été entreprise par Bouchet (1968), notamment dans le but de caractériser les différentes masses d'eau de la Baie sur la base de leurs variations de température et de salinité. Parallèlement, à partir de 1965, l'Institut Scientifique et Technique de Pêches Maritimes a commencé à mesurer ces deux paramètres en différents points du Bassin.

Toutefois, il fallut attendre 1977 pour que les mesures d'hydrologie soient plus complètes et réellement structurées, avec la mise en place d'un plan d'échantillonnage défini, dans le cadre du Réseau National d'Observation (RNO).

L'objectif initial de ce réseau était l'évaluation des niveaux et des tendances des paramètres généraux de la qualité du milieu marin. En particulier, dans le volet hydrologie de ce réseau, il s'agissait d'évaluer les niveaux d'apports en nutriments dans la zone côtière. Outre la température et la salinité, les paramètres mesurés étaient le pH, l'oxygène dissous, les nutriments, les matières en suspension, le carbone organique, la chlorophylle phytoplantonique, les métaux lourds et les substances organochlorées.

Ce réseau hydrologique prit fin en 1981 à Arcachon, mais il avait démontré que l'hydrologie représente un complément d'information indispensable pour l'étude des milieux côtiers, non seulement du point de vue de leur niveau de pollution mais également de celui des paramètres physico-chimiques influant sur leur productivité.

Ainsi, dès l'instant où des études concernant cette productivité furent mises en place, les auteurs s'appliquèrent à mesurer en parallèle les paramètres hydrologiques du milieu.

En 1984-85, ces paramètres furent mesurés dans le cadre d'une étude concernant les populations phytoplantoniques du Bassin (Guillocheau, 1988 ; Robert *et al.*, 1987). De même, l'étude de la croissance des huîtres dans le Bassin d'Arcachon, débutée en 1986 (Maurer, 1989 ; Manaud *et al.*, 1997) et celle concernant la prolifération dans le Bassin des algues vertes du genre

Monostroma (Auby *et al.*, 1994) se sont appuyées sur les résultats des mesures hydrologiques acquises pendant le même temps.

A partir de la fin des années 1980, l'implication de la station IFREMER d'Arcachon dans les problématiques d'environnement littoral a amené à pérenniser ce réseau hydrologique local, afin d'acquérir les données nécessaires pour répondre aux questions des différents intervenants de cet environnement (administration, collectivités locales, pêcheurs, ostréiculteurs et scientifiques d'autres organismes).

Les modalités de ce réseau local se sont mises en place entre cette époque et le début des années 1990. Depuis 1988, la stratégie d'échantillonnage s'est peu modifiée, si ce n'est que de nouveaux points de prélèvement ont été rajoutés, de façon à mieux prendre en compte la variabilité spatiale des paramètres, et que les méthodes d'analyse ont évolué.

Dans ce document, les résultats du suivi accompli entre 1988 et 1997 sont rassemblés et analysés. Cette synthèse comporte plusieurs objectifs.

- En premier lieu, il s'agit de mettre en évidence et de décrire les variations spatio-temporelles des différents paramètres en mettant en relation, lorsque c'est possible, l'impact de leur évolution sur les phénomènes biologiques observés dans le Bassin au cours de ces dix dernières années.
- L'exploitation de ces données a également pour but de calculer les niveaux moyens des différents paramètres hydrologiques du milieu, afin de comparer leurs niveaux respectifs avec ceux qui sont mesurés dans d'autres zones côtières françaises.
- Enfin, cette synthèse doit permettre de juger de la cohérence de la stratégie d'échantillonnage adoptée dans le cadre de ce réseau hydrologique local.

Bilan
C7 bio

niveaux
moyens

1. Présentation du Bassin d'Arcachon et de ses masses d'eau

1.1. Généralités

Le Bassin d'Arcachon est une lagune côtière mésotidale, de forme triangulaire, située sur le littoral aquitain en bordure du Golfe de Gascogne par 44°40' N de latitude et 1°10' W de longitude, et qui communique avec l'Océan Atlantique par l'intermédiaire de deux passes étroites (Figure 1).

La superficie totale de la lagune est de 156 km² dont environ 1/3 est occupée par les chenaux et 2/3 par la zone intertidale.

Les chenaux principaux (surface : 41 km²), dont la profondeur maximale est de 20 m, sont prolongés par un réseau de chenaux secondaires peu profonds (surface : 11 km²) désignés localement sous le terme d'"esteys".

La zone intertidale (surface : 104 km²) est constituée de plages sableuses à sablo-vaseuses. La plus grande partie de cet estran (70 km²) est peuplée par des herbiers de zostères naines (*Zostera noltii*). Par ailleurs, le schorre ou pré-salé, peuplé notamment par les spartines et les salicornes, occupe 7,1 km².

1.2. Marées et volumes d'eau

Les marées sont de type semi-diurne et présentent un marnage variant entre 1,10 m pour un coefficient 20 et 4,95 m pour un coefficient 120 (Gassiat, 1989). En vive eau, la marée est quasiment symétrique, avec une durée moyenne du flot de 6 h 20 et de 6 h pour le jusant. En morte eau, la marée est nettement asymétrique, le montant présentant une durée moyenne de 7 h et le descendant durant 5 h 25 en moyenne (L'Yavanc, 1995).

Le volume d'ensemble des chenaux (sous le zéro des cartes marines et au nord d'une ligne Phare du Cap Ferret - Moulleau), s'élève à 176,8.10⁶ m³. Le volume oscillant, au nord de la même limite, est de 194.10⁶ m³ pour un coefficient de 45 et de 438.10⁶ m³ pour un coefficient de 120 (L'Yavanc, 1995).

1.3. Circulation des eaux dans le Bassin

Les courants de marée peuvent atteindre 1,75 m.s⁻¹ dans les chenaux des passes et dans la partie médiane du Bassin. Dans cette zone, la trajectoire des particules peut dépasser largement les 12 km par cycle de marée (Salomon et Breton, 1995). Au fond du Bassin, les courants sont beaucoup plus faibles

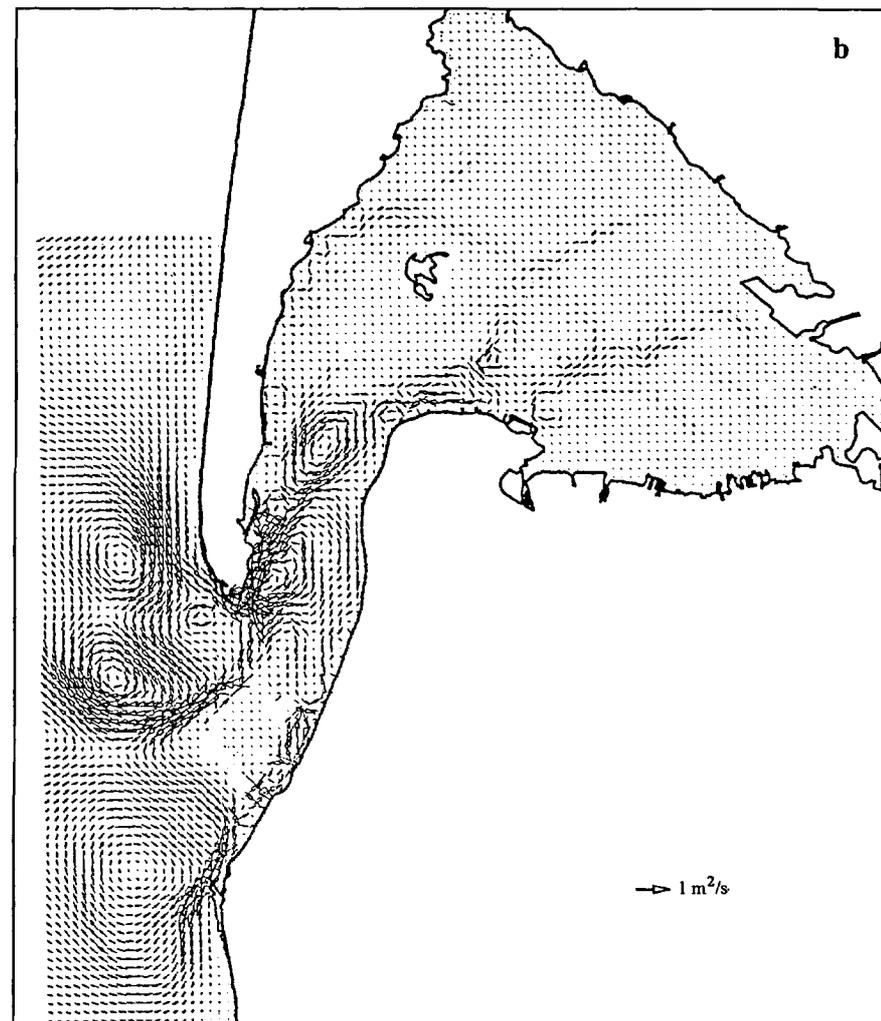
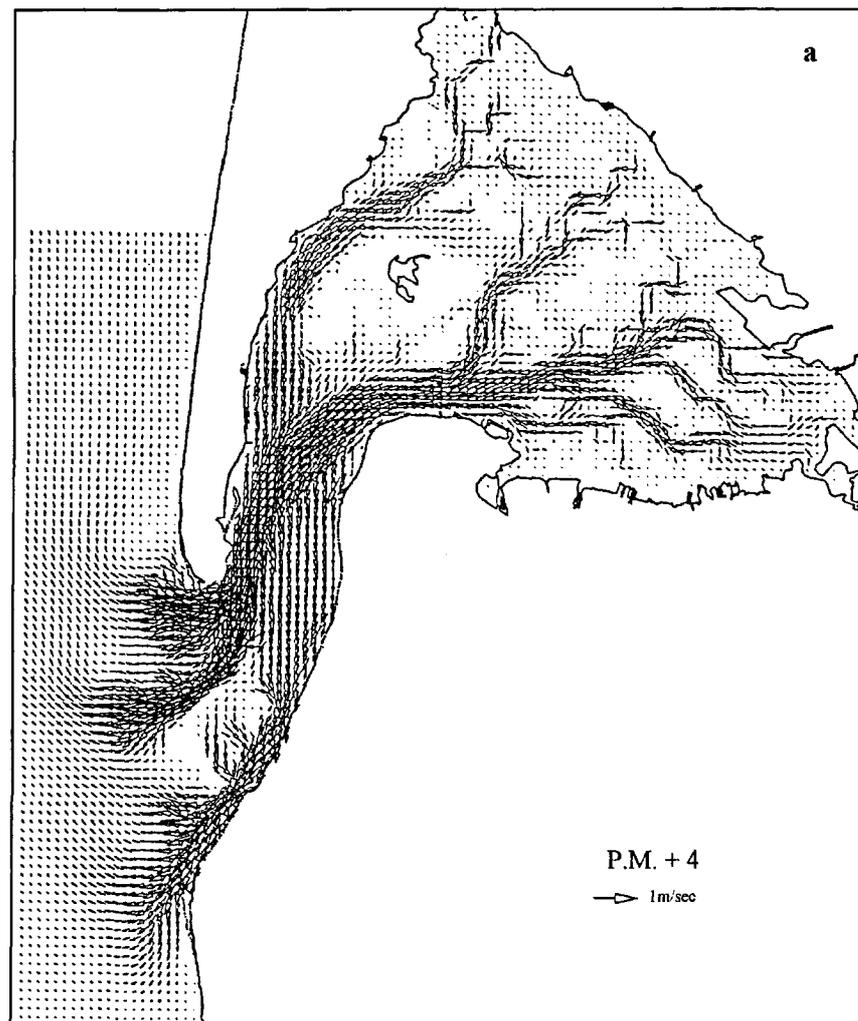


Figure 2 : Courants de jusant (a) et flux résiduels (b) dans le Bassin d'Arcachon (Salomon et Breton, 1993)

(< 1 m.s⁻¹) et la trajectoire des particules beaucoup plus limitée (1 à 2 km). Pour cette raison, le temps de renouvellement des eaux du Bassin est relativement long : compris entre 10 jours (période de crue des cours d'eau) et 24 jours (période d'étiage) (Manaud *et al.*, 1997).

La vitesse des courants est particulièrement faible dans les chenaux transversaux, chenal du Courbey notamment (valeurs maximales pour un coefficient moyen : 0,2 - 0,4 m.s⁻¹) (Salomon et Breton, 1993). Ceci explique que le fond de ces chenaux soit composé principalement de sables fins envasés.

La distribution des courants au cours du jusant (Figure 2a) montre clairement que l'essentiel des eaux provenant du secteur sud-ouest de la baie longe la pointe du Cap Ferret. L'étude des flux résiduels¹ (Figure 2b) montre que le mouvement résiduel de jusant se situe dans la partie nord de la passe, le long du Cap Ferret, et qu'il est compensé par une entrée d'eau diffuse au centre et au sud (Salomon et Breton, 1993).

1.4. Les eaux continentales : cours d'eau et bassins versants

Le **bassin versant** total affluent au Bassin d'Arcachon couvre une superficie de 4138 km², dont 1136 km² de bassin de type indirect via les lacs (2 bassins, l'un au nord, l'autre au sud) et 3000 km² de bassins de type direct via les cours d'eau (18 bassins). Le bassin de l'Eyre constitue à lui seul 70 % de la surface des bassins de type direct, soit 2141 km².

En 1990, les bassins versants de type direct étaient occupés à 95 % par l'activité agro-sylvicole, dont 2516 km² de forêts et 339 km² de cultures, intensives en grande majorité (97 % de la surface agricole utile) (Laplana *et al.*, 1993).

L'embouchure de l'Eyre, au sud-est, et le canal du Porge, au nord assurent au Bassin la majorité (65 %) des apports d'eau douce. Ces apports se trouvent renforcés par le débouché du canal des Landes, au sud et de 26 petits ruisseaux et "crastes" sur les côtes orientales et méridionales (Figure 1 ; Tableau 1). Le débit moyen de l'ensemble de ces cours d'eau s'élève à 33 m³ s⁻¹.

Environ 4/5 des apports des cours d'eau arrivent dans l'angle sud-est de la Baie.

¹ Somme des produits de la vitesse du courant par la hauteur d'eau.

	Débit moyen annuel (m ³ .s ⁻¹)
Eyre	15,20
Canal du Porge	6,25
Canal des Landes	0,52
Cirès	0,63
Lanton	0,28
Pontails	0,23

Tableau 1 : Débit moyen annuel (m³.s⁻¹) entre 1989 et 1993 dans les cours d'eau principaux débouchant dans le Bassin (Auby *et al.*, 1994).

Selon les années, les débits des cours d'eau varient en fonction de l'importance des précipitations sur le bassin versant.

Dans le cas de l'Eyre, on dispose de mesures de débit entre 1989 et 1996. Sur cette période, le débit moyen annuel (module) s'établit à 17,1 m³.s⁻¹. On peut distinguer 3 situations en ce qui concerne la moyenne annuelle :

- faible débit (compris entre 12 et 15 m³.s⁻¹) : années 1989, 1990, 1991, 1996 ;
- débit moyen (proche de la normale annuelle) : années 1993, 1995 ;
- débit fort (supérieur à la normale annuelle) : années 1992, 1994.

Au total et en moyenne, l'apport annuel d'eau douce par les cours d'eau s'élèverait à 1,04.10⁹ m³ (Manaud *et al.*, 1997).

Le Bassin d'Arcachon comporte un **réseau des chenaux intérieurs** qui peut être subdivisé en trois groupes reliés chacun à un groupe de cours d'eau.

- **le groupe Nord** prolonge le canal de Lège, les ruisseaux d'Arès (Machinotte, Garguehos, Cirès) par les chenaux de Lège, Graveyron, Ville, réunis dans le Chenal d'Arès qui se prolonge, après son confluent avec le chenal de l'Ile, sous le nom de **chenal de Piquey** (bassin versant terrestre : direct 27 217 ha + lacs : 82 900 ha)
- **le groupe Centre**, formé des chenaux de Maubinot-Platissey, Andernos et Mouchtalette, réunis dans le chenal de Girouasse, qui ne reçoit que de minuscules ruisseaux (Betey, Mauret) (bassin versant : 2 601 ha).

- **le groupe Sud**, enfin, prolonge essentiellement l'Eyre, mais aussi le ruisseau de Cassy, de Lanton et tous les ruisseaux d'Audenge à Biganos par les chenaux de Lanton, d'Audenge, de Touze et de Comprian réunis dans le Teychan.

Les chenaux de Gujan et du Passant, reçoivent les ruisseaux de la rive Sud, dont le Canal des Landes, et rejoignent le Teychan à l'entrée de la Rade d'Eyrac.

Le bassin versant terrestre desservi est de loin le plus considérable : 257 557 ha.

Par ailleurs, le Bassin reçoit des apports d'eau douce assurés par les pluies et les apports phréatiques.

Les **précipitations directes** sur le plan d'eau apportent, si l'on considère la moyenne annuelle des précipitations entre 1989 et 1997, soit 840 mm (chapitre 3.1.3.), 133 millions de m³.

Les apports d'eau douce par la **nappe phréatique** ont été estimés par différents auteurs. Selon les études, les valeurs sont très variables : de 72.10⁶ m³ (pour l'année 1965 : Saint-Pé, 1966 ; Borneuf, 1968) à 32.10⁶ m³ (pour une année "moyenne" : Carruesco et Alvinerie, 1990).

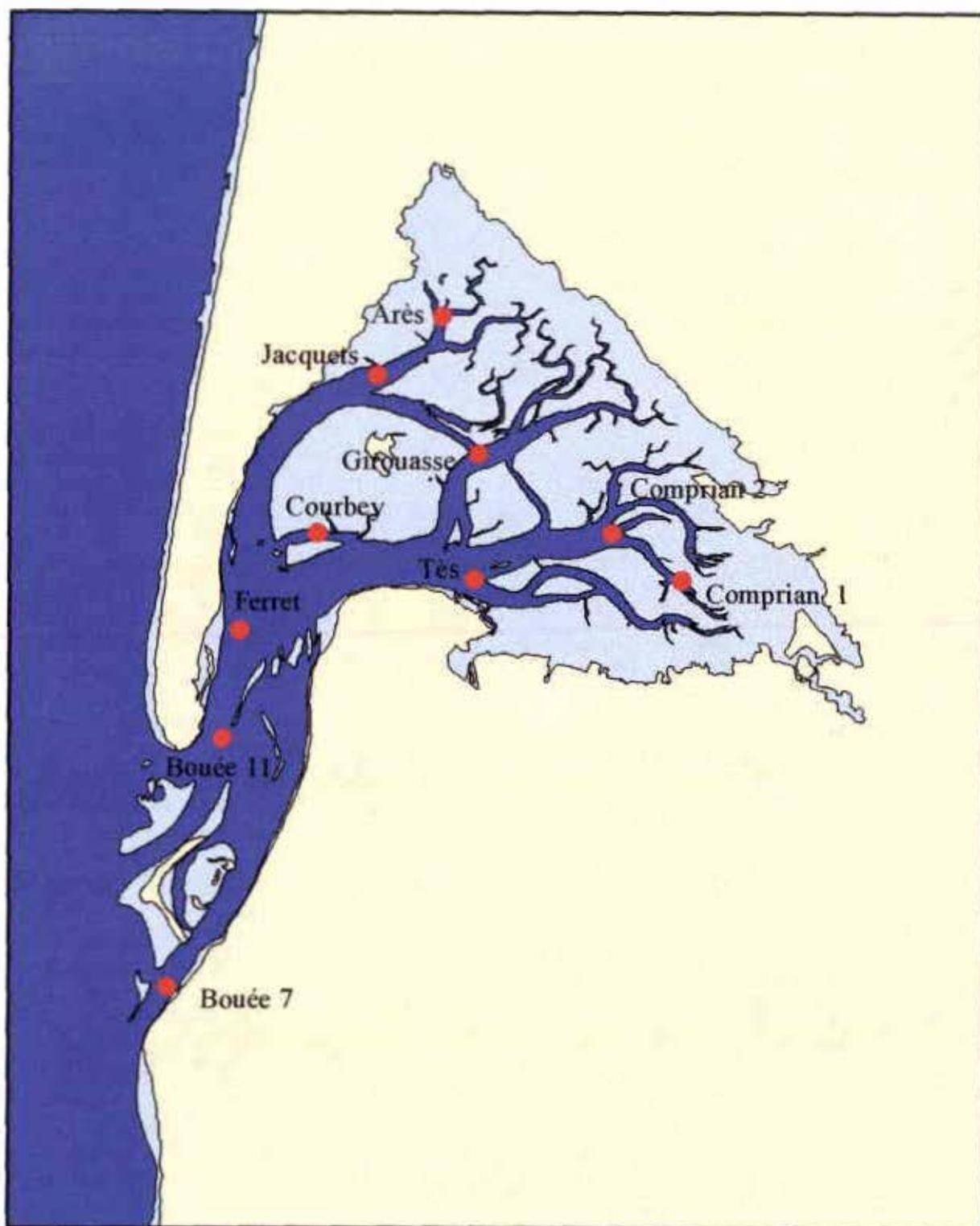


Figure 3 : Localisation des stations échantillonnées.

2. Matériel et méthodes

2.1. Sites d'échantillonnage

Les points de prélèvement du réseau hydrologique local sont présentés sur la figure 3.

Le nombre et la position des sites d'échantillonnage ont été déterminés de façon à apprécier la variabilité spatiale des différents paramètres en fonction du gradient apports océaniques - apports continentaux.

Sept stations sont échantillonnées depuis 1988 : *Arès, Comprian, Girouasse, Jacquets, Tès, Ferret, Bouée 11*.

Il faut signaler que la station *Comprian* a été déplacée en février 1992 de la localisation "Comprian 1" à "Comprian 2". En effet, cette seconde position permet de mieux caractériser la qualité de l'eau du sud-est de la Baie, influencée non seulement par l'Eyre, mais également par le Lanton et le Pontails (Figure 1).

La station *Courbey* est échantillonnée depuis mars 1989. Cette station est caractéristique des chenaux transversaux exclus des grands axes hydrauliques, caractérisés par des sédiments riches en éléments fins (Manaud *et al.*, 1997).

La station *Bouée 7* a été ajoutée au réseau depuis janvier 1994 dans le but de caractériser la qualité des eaux de la passe sud du Bassin.

Actuellement (1998), le réseau hydrologique local comporte neuf stations réparties sur l'ensemble du Bassin. Ces points sont échantillonnés à une fréquence hebdomadaire, à la mi-journée, alternativement autour de la basse mer de vive eau et de la haute mer de morte eau.

Les prélèvements sont réalisés à la surface de l'eau à l'aide d'un seau. Les échantillons sont conservés dans des flacons en polyéthylène à l'obscurité pendant 3 heures au maximum avant leur traitement au laboratoire, sauf les échantillons destinés au dosage de l'azote ammoniacal, qui sont fixés immédiatement après le prélèvement.

Pour chaque point, les décalages horaires par rapport à la marée à Eyrac ont été calculés à partir du schéma de propagation de la phase M2 de l'onde de marée (Tableau 2).

Stations	Onde de marée		Tournée hydrologique	
	Phase de M2 (degrés)	Décalage/marée (minutes)	Décalage/marée (minutes)	Décalage du prélèvement (minutes)
<i>Bouée 7</i>	89	- 52	- 60	- 8
<i>Ferret</i>	107	- 15	- 30	- 15
<i>Arès</i>	121	+ 15	0	- 15
<i>Tès</i>	115	+ 2	+ 25	+ 23
<i>Comprian</i>	123	+ 18	+ 33	+ 15

Tableau 2 : Décalage des stations de prélèvement par rapport au point référence d'Eyrac.

Comme l'indique ce tableau, compte tenu du temps de déplacement de cette onde, tous les prélèvements sont effectués avec moins de trente minutes d'écart par rapport à la basse mer ou à la pleine mer.

2.2. Méthodes de mesure et d'analyse

Température - Salinité

La température et la salinité sont mesurées à l'aide d'un conductimètre à microprocesseur WTW modèle LF 196 (précision : 0,1 unité). La mesure de ces deux paramètres est réalisée en surface et au fond.

Matières en suspension : Matière organique et matière minérale

N.B. : L'eau destinée au dosage des matières en suspension est préfiltrée sur une maille de 200 µm, afin d'éliminer les fragments d'algues et/ou de zostères, abondants dans l'eau du Bassin, qui pourraient se trouver dans l'échantillon.

Les échantillons (1000 ml) sont filtrés sur des filtres WHATMAN GF/C séchés au four à moufle 1 h à 450 °C puis pré-pesés (P₀). Après une nuit passée à l'étuve (60 °C), les filtres sont pesés à nouveau (P₁). La concentration en matières en suspension est calculée en soustrayant P₀ de P₁ et en rapportant cette valeur au volume filtré.

Les filtres sont ensuite placés dans le four à moufle (1 h, 500 °C) puis pesés (P₂). La teneur (%) en matière organique dans les suspensions est calculée de la façon suivante : $P_2 - P_1 / P_0 - P_1 \times 100$.

Nutriments

N.B : L'eau destinée au dosage du phosphate et du nitrate est filtrée sur membrane GF/C. Le dosage de l'azote ammoniacal est réalisé sur de l'eau non pré filtrée.

Avant analyse, les échantillons d'eau (silicate, nitrate, phosphate) et les filtres (chlorophylle a) sont conservés au congélateur (-22 °C).

Azote ammoniacal

Ce nutriment est suivi depuis juillet 1989.

L'azote ammoniacal est dosé le lendemain du prélèvement en utilisant la méthode de Koroleff (1969) d'après Aminot et Chaussepied (1983). Les échantillons sont fixés dans les minutes qui suivent leur prélèvement (solution de phénol nitroprussiate et solution alcaline d'hypochlorite).

Phosphate

Jusqu'en octobre 1993, le phosphate a été dosé sur une chaîne d'analyse en flux continu de type Skalar équipée de cuves de 50 mm de trajet optique.

Depuis novembre 1993, le phosphate est dosé manuellement selon une méthode dérivée de celle de Murphy et Riley (1962) d'après Aminot et Chaussepied (1983).

Nitrate

Jusqu'en mai 1994, le nitrate est dosé sur une chaîne d'analyse en flux continu de type Skalar équipée de cuves de 50 mm de trajet optique.

A partir de juin 1994, la concentration en nitrate est mesurée sur une chaîne Alliance à flux continu. Dans les deux cas, la méthode utilisée est fondée sur le dosage des ions nitrite obtenus par réduction quantitative (sur colonne de cadmium traité au cuivre) des ions nitrate.

Silicate

Le silicate n'a fait l'objet de mesures que jusqu'à novembre 1993. Les dosages ont été réalisés sur une chaîne d'analyse en flux continu de type Skalar équipée de cuves de 30 mm de trajet optique, selon la méthode de Mullin et Riley (1955) d'après Aminot et Chaussepied (1983).

Chlorophylle a et phéopigments a phytoplanctoniques

La chlorophylle a et les phéopigments a sont dosés par fluorimétrie (fluorimètre Turner, modèle 112) en utilisant la méthode et les formules de calcul de Lorenzen (1967) d'après Aminot et Chaussepied (1983).

Traitement des données

Les données recueillies ont fait l'objet de différents types de traitements statistiques réalisés par B. Beliaeff (DEL-AO). Le logiciel SAS a été utilisé pour l'ensemble de ces analyses.

2.3. Représentation des résultats

Afin de connaître et de représenter la variabilité des valeurs mesurées de part et d'autre de la médiane, la représentation "Multiple Box and Whisker Plot", dite "Boîte à moustaches" a été choisie. Sur ce type de graphiques, la ligne inférieure des boîtes indique la valeur correspondant à 25% de la distribution, la ligne supérieure à 75%. La ligne contenue dans la boîte indique la valeur de la médiane. Les barres d'erreur indiquent les valeurs correspondant à 10 et à 90% de la distribution.

Modèles linéaires

Les modèles utilisés sont des modèles linéaires mixant facteurs fixes à modalités qualitatives, et covariables quantitatives continues. Mis à part la température et la salinité, les autres variables ont toutes subi une transformation logarithmique, permettant de normaliser les résidus, de stabiliser la variance et ainsi d'obtenir des estimations non linéaires des paramètres du modèle.

Les effets testés sont :

- **la "saison"** : permet la prise en compte des variations saisonnières. Selon les variables, différents groupes de mois ont été retenus, la saison élémentaire étant le mois. Les regroupements de mois ont été effectués au vu des "boîtes à moustaches" par mois, sans différencier les stations et éventuellement, lorsque le signal n'était pas clair, en visualisant les résultats par station. La définition des saisons telles qu'utilisées dans les modèles est donnée dans le tableau 3. Le numéro de la période est corrélé avec le niveau. Par exemple, la saison 1 pour l'ammonium est la saison où les concentrations en ammonium sont les plus basses. Quand les variations saisonnières sont continues (température, salinité), ou bien que le signal saisonnier est très bruité (silicate) la saison retenue est le mois.
- **la station** : permet de comparer les niveaux moyens aux différentes stations.

- La tendance :
 - ⇒ Dans le modèle (1), la tendance est estimée par une fonction linéaire et une fonction quadratique du temps, le temps étant représenté par l'indice de la saison retenue de la variable considérée. La variation temporelle est donc modélisée par une parabole, équation du second degré fonction de l'indice temporel.
 - ⇒ Dans le modèle (2), aucune tendance proprement dite n'est estimée dans la mesure où aucun indice temporel n'est utilisé. Par contre l'année est utilisée en facteur fixe. L'utilisation des deux modèles permet d'évaluer le gain de pourcentage de variabilité totale obtenu par l'utilisation du modèle (2) par rapport au modèle (1). Un gain significatif indique une évolution temporelle mieux restituée par des variations inter-annuelles de type "aléatoire" que par une tendance quadratique.
 - ⇒ La donnée retenue est la moyenne des observations pour la saison retenue, qu'il s'agisse du semestre, du mois ou de tout autre regroupement de données.
- La marée : permet de prendre en compte et de comparer les niveaux moyens entre basse mer et haute mer.

Paramètres	Saison
Ammonium	1 : mai-août 2 : mars-avril et septembre-octobre 3 : novembre-février
Nitrate	1 : mai-octobre 2 : novembre-avril
Phosphate	1 : mai-juillet 2 : novembre-avril 3 : août-octobre
Silicate	Mois
Matières en suspension	1 : mai-octobre 2 : novembre-avril
Chlorophylle	1 : novembre-février 2 : juillet-octobre 3 : mars-juin
Température	Mois
Salinité	Mois

Tableau 3 : Définition des saisons utilisées dans le modèle linéaire.

ANOVA et Test T de Bonferroni

Des ANOVA à un facteur (station ou année) et des tests T de Bonferroni ont été réalisés sur chaque paramètre afin de distinguer les groupes (de stations ou d'années) présentant ou ne présentant pas de différences significatives ($p < 0,05$) pour le paramètre en question.

Sommes cumulées

La méthode des sommes cumulées (Ibanez *et al.*, 1993) a été appliquée à l'analyse de la coévolution de la salinité et de la concentration en nitrate dans l'une des stations du réseau. Cette méthode consiste à choisir une valeur de référence (k), qui peut être une valeur seuil connue, la moyenne sur une année de référence ou la moyenne de la série, à centrer les valeurs sur k , puis à les cumuler progressivement.

On obtient un graphique dans lequel :

- les ruptures de pentes indiquent les discontinuités dans l'évolution temporelle du paramètre considéré ;
- les pentes positives indiquent que les valeurs successives sont supérieures au seuil k ;
- les pentes négatives indiquent que les valeurs successives sont inférieures au seuil k .

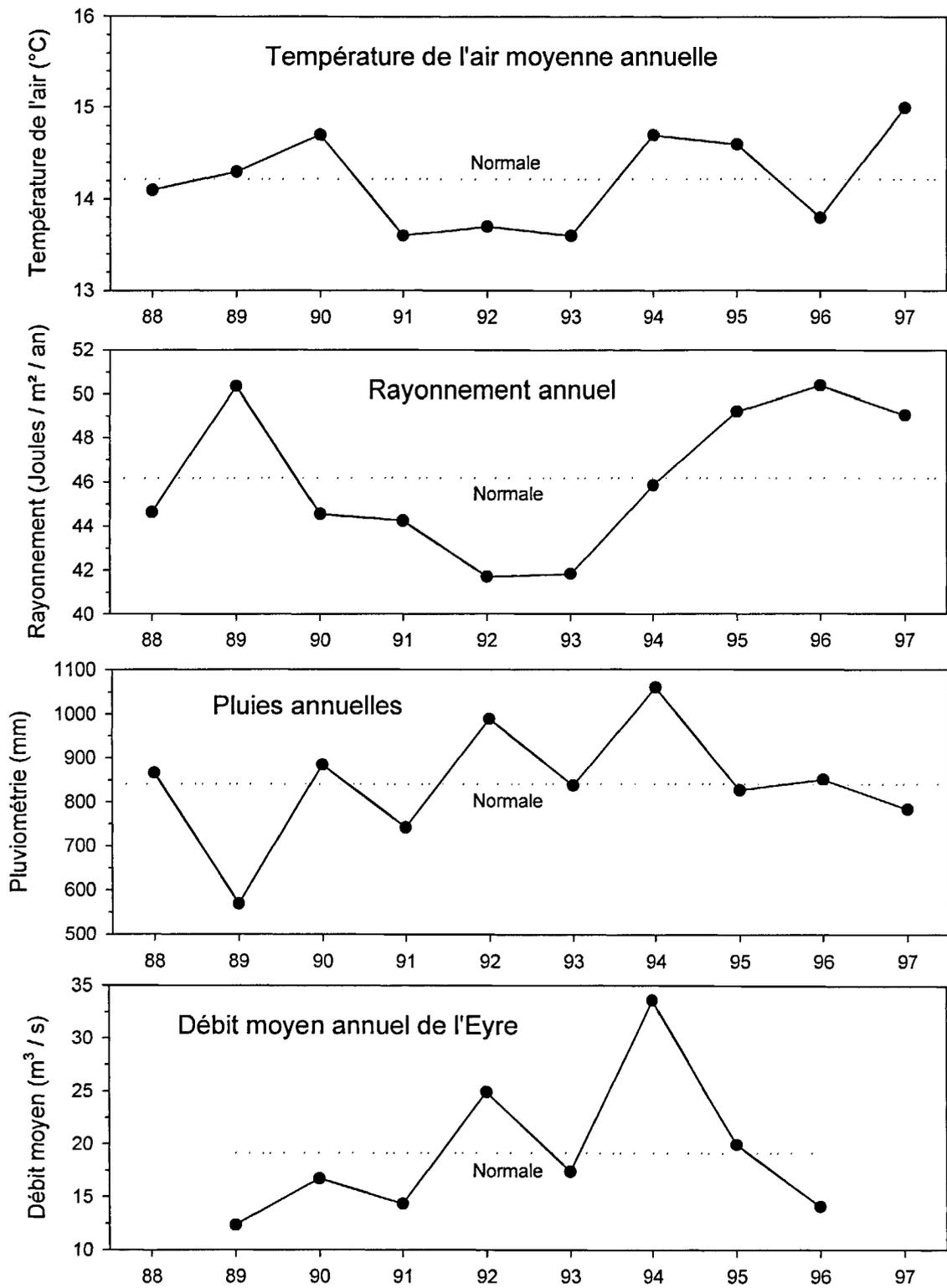


Figure 4 : Normales et sommes (rayonnement, pluies) ou moyennes (température, débit de l'Eyre) sur la période 1988-1997.

3. Résultats et discussion

3.1. Climatologie

Les données météorologiques présentées ici sont fournies par Météo-France. Le poste météorologique est installé à l'entrée du port d'Arcachon.

Nous présentons ici la synthèse des observations réalisées entre 1988 et 1997. Les observations décennales et mensuelles de température de l'air, rayonnement, précipitations et vitesse du vent sont réunies en annexe 1. Les paragraphes suivants résument les variations saisonnières et inter-annuelles des trois premiers paramètres.

3.1.1. *Température de l'air* (Figure 4 - Annexe 1; Figures A et C)

En moyenne, la température de l'air évolue entre un minimum hivernal de 7 à 9°C (décembre-janvier) et un maximum estival de 21 à 22°C (juillet-août) (Annexe 1, Figure C).

La normale annuelle pour les années 1988 à 1997 atteint 14,2°C (Figure 4).

Globalement, la température de l'air est supérieure à la normale en 1990, 1994, 1995 et 1997. Ces années sont caractérisées par des hivers doux et de fortes températures estivales. Les années les plus froides sont 1991, 1992 (toutes deux marquées par des hivers rigoureux) et 1993.

3.1.2. *Rayonnement* (Figure 4 - Annexe 1; Figures B et C)

Le rayonnement cumulé fluctue entre des valeurs minimales hivernales (0,8 à 1,4 J.m⁻² par mois) entre novembre et janvier et des maximums situés entre mai et juillet (environ 6 J.m⁻² par mois) (Annexe 1, Figure C).

La normale annuelle du rayonnement total pour la période 1989-1997 s'élève à environ 46 J.m⁻².a⁻¹ (Figure 4). Quatre années présentent un rayonnement supérieur à cette normale : 1989, 1995, 1996 et 1997. Par contre, pendant la période comprise entre 1990 et 1993, le rayonnement est inférieur à la normale.

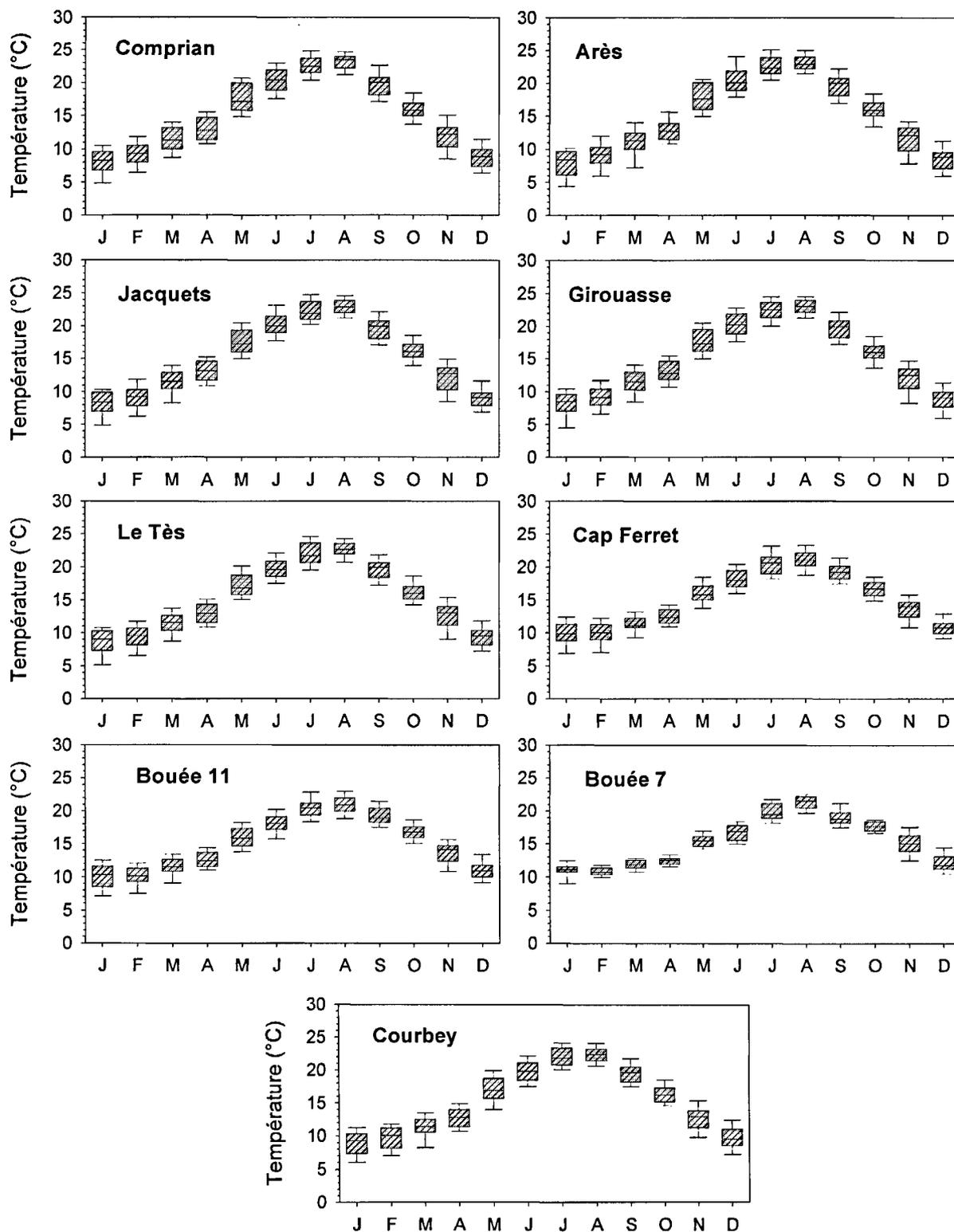


Figure 5 : Valeurs mensuelles de la température de l'eau dans les 9 stations échantillonnées entre 1988 et 1997 (sauf pour Courbey, 1989-97 et Bouée 7, 1994-97).

3.1.3. Précipitations (Figure 4 - Annexe 1; Figures B et C)

Le cycle annuel des précipitations est marqué par une forte variabilité, autant du point de vue de leur saisonnalité (Annexe 1, Figure C) que des bilans annuels (Annexe 1, Figure B). En moyenne, les mois de mars, juillet et août sont les plus secs (40 à 50 mm), les autres mois présentant, en moyenne, des précipitations comprises entre 70 et 100 mm.

La normale des précipitations annuelles s'établit à 840 mm pour la période 1989-1997 (Figure 4). Les années 1992 et 1994 sont marquées par de fortes précipitations (respectivement 989 et 1060 mm), 1989 et 1991 se distinguant au contraire par un déficit de pluie (respectivement 569 et 742 mm).

3.2. Température de l'eau (Figure 5- Annexe 2, Figures D et E)

	Moyenne	Min.	Max.
Arès	15,5	2,7	26,6
Bouée 11	15,3	5,8	25,2
Bouée 7	15,7	7,8	23,1
Comprian	15,6	3,0	26,5
Courbey	15,5	3,0	25,2
Ferret	15,3	5,0	24,6
Girouasse	15,5	3,0	25,5
Jacquets	15,5	3,0	26,5
Tès	15,5	3,0	26,6

Tableau 4 : Valeurs moyennes, minimales et maximales de la température de l'eau (°C) mesurées dans les 9 stations entre 1988 et 1997.

N.B : Dans le cas de la température, il est difficile de traiter séparément les variations spatiales, tidales et saisonnières, comme nous l'avons fait pour les autres paramètres. Pour cette raison, l'analyse de ces trois facteurs est réunie dans le même paragraphe.

Variations spatiales, tidales et saisonnières.

Selon Amanieu (1966), le régime thermique des eaux de la Baie d'Arcachon est conditionné essentiellement par les influences atmosphériques. La température moyenne de l'eau suit une courbe sensiblement parallèle à celle de l'air. Elle lui

est en général supérieure dans le rapport 1,07 (Le Dantec, 1960). Pour cette raison, comme nous l'avons observé pour la température de l'air, les températures minimales de l'eau sont mesurées en décembre-janvier et les valeurs maximales au mois d'août.

En hiver, le maximum de température coïncide avec la haute mer (eau du Golfe plus chaude que celle du Bassin), en été avec la basse mer (eau du Golfe plus froide que celle de la Baie). Au printemps et en automne, les températures de l'eau du Golfe et de l'eau du Bassin passent par un point d'équilibre marqué par l'absence de fluctuation thermique au cours d'une marée. Cette période d'homothermie printanière coïncide avec la pénétration de la faune pélagique dans le Bassin d'Arcachon (Amanieu, 1966).

Une différence significative de la température entre les différentes stations n'a pas pu être mise en évidence ($p > 0,05$). En effet, ce test utilise les valeurs moyennes des observations, qui sont très proches (de 15,3 à 15,7° C) dans les différentes stations. Pour les mêmes raisons, ce test n'indique pas de différences significatives ($p > 0,05$) entre les températures mesurées à haute-mer et à basse mer.

En fait, les stations diffèrent par l'amplitude des températures qu'on y mesure aux différentes saisons. Dans les stations les plus internes (Arès, Comprian), cette amplitude saisonnière est élevée : les minimums varient entre 2,7 et 8,6 C, cependant que les maximums fluctuent entre 22,9 et 26,6 °C. Dans la station la plus externe échantillonnée tout au long de la période (Bouée 11), cette amplitude est sensiblement plus faible : les minimums sont compris entre 5,8 et 10,1 °C et les maximums entre 21,5 et 24 °C.

Variations inter-annuelles

Des différences significatives de la température entre les différentes années sont mises en évidence.

Le test T de Bonferroni permet de classer ces années en 6 groupes par ordre décroissant de température :

- 1997 ;
- 1994, 1988, 1990 ;
- 1988, 1990, 1996 ;
- 1996, 1995, 1993 ;
- 1995, 1993, 1992, 1989.
- 1991.

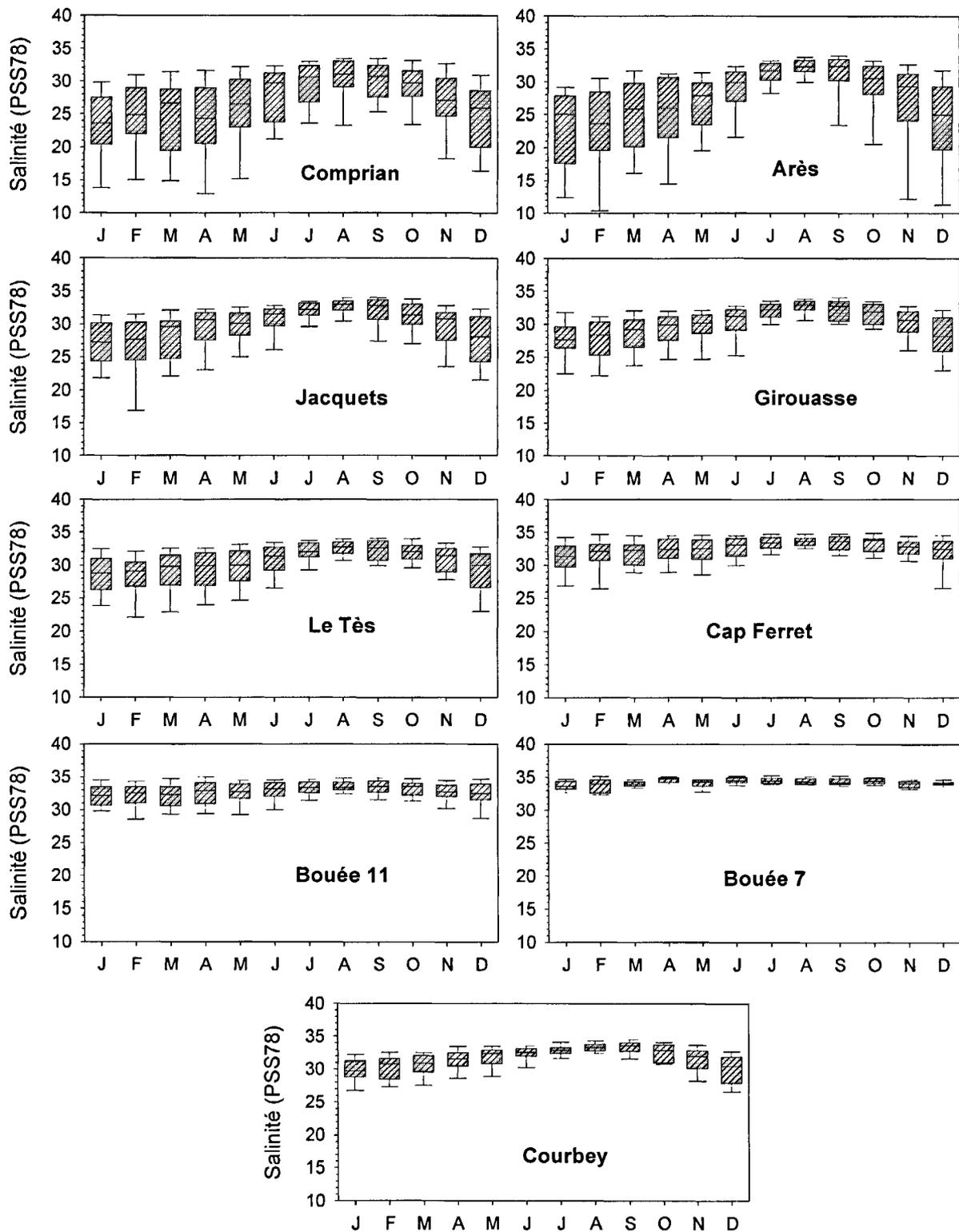


Figure 6 : Valeurs mensuelles de la salinité dans les 9 stations échantillonnées entre 1988 et 1997 (sauf pour Courbey, 1989-97 et Bouée 7, 1994-97).

Globalement, ce classement rejoint celui de la température de l'air (Figure 4), et les mêmes remarques que celles énoncées dans le chapitre 3.1.2. peuvent être appliquées.

3.3. Salinité (Figure 6 - Annexe 2, Figures F et G)

	Moyenne	Min.	Max.
Arès	27,3	4,4	35,7
Bouée 11	32,7	26,4	35,4
Bouée 7	34,2	31,2	35,4
Comprian	26,7	4,8	34,4
Courbey	31,7	22,6	35,5
Ferret	32,4	23,2	35,4
Girouasse	30,0	18,5	34,5
Jacquets	29,6	12,1	34,8
Tès	30,2	15,1	34,8

Tableau 5 : Valeurs moyennes, minimales et maximales de la salinité (PSS78) mesurées dans les 9 stations entre 1988 et 1997.

Variations spatiales

La salinité présente des différences très hautement significatives ($p < 0,001$) entre les différentes stations.

Le test T de Bonferroni permet de classer ces stations en 4 groupes en ce qui concerne leur salinité moyenne.

Par ordre croissant de salinité, ces groupes sont les suivants :

- Arès, Comprian ;
- Jacquets, Tès, Girouasse ;
- Courbey, Ferret ;
- Ferret, Bouée 11.

La station Bouée 7, qui n'a pas été incluse dans cette analyse, présente une salinité nettement supérieure qui permet de la classer dans un cinquième groupe.

Ce gradient est-ouest rend compte de l'impact décroissant des eaux de provenance continentale du fond vers l'embouchure de la Baie, zone caractérisée par des eaux de caractère plus marin. Outre leur impact sur la salinité des différentes masses d'eau présentes dans la Baie, les rivières

influencent également le niveau de teneur en nutriments de ces différentes masses d'eau, comme nous le verrons par la suite.

Variations tidales

Si l'on considère l'ensemble des stations échantillonnées, les salinités sont significativement ($p < 0,001$) plus élevées lors des hautes mers qu'au cours des basses mers.

D'une façon générale, cette différence est d'autant plus marquée que les stations sont situées vers le fond de la Baie, à proximité des apports d'eau douce par les cours d'eau.

Toutefois, le point "Girouasse" se distingue des 2 autres stations de son groupe par le fait qu'on y observe peu de variations de salinité entre la basse et la haute mer. Cette particularité s'explique par le fait que, dans sa zone centrale, le Bassin ne reçoit aucun cours d'eau de débit important.

Variations saisonnières

Dans l'ensemble des stations, le cycle annuel de la salinité est marqué par un minimum hivernal, observé selon les années entre décembre et mars, et par un maximum estival (août). Ce cycle général est inversement lié au rythme d'apport d'eau douce par les exutoires (Auby *et al.*, 1994). Au cours de certaines années, les dessalures printanières peuvent également être importantes.

Les valeurs maximales de salinité varient peu entre les différentes stations. Sur l'ensemble de la période considérée, elles sont comprises entre 34,4 (à Comprian) et 35,4 (à la bouée 7). Par contre, les valeurs minimales sont très différentes entre les différents groupes de stations : 4,4 à 4,8 dans les stations les plus internes (Arès - Comprian), 12,1 à 15,1 dans les stations moyennes (Jacquets et Tès) et 23,2 à 26,4 vers l'entrée du Bassin (Ferret, Bouée 11).

Variations inter-annuelles

On observe des différences significatives de la salinité entre années.

Le test T de Bonferroni permet de classer les années en 5 groupes :

- 1997, 1996, 1990, 1993 ;
- 1996, 1990, 1993, 1989, 1995 ;
- 1995, 1991, 1992 ;
- 1991, 1992, 1994 ;
- 1988.

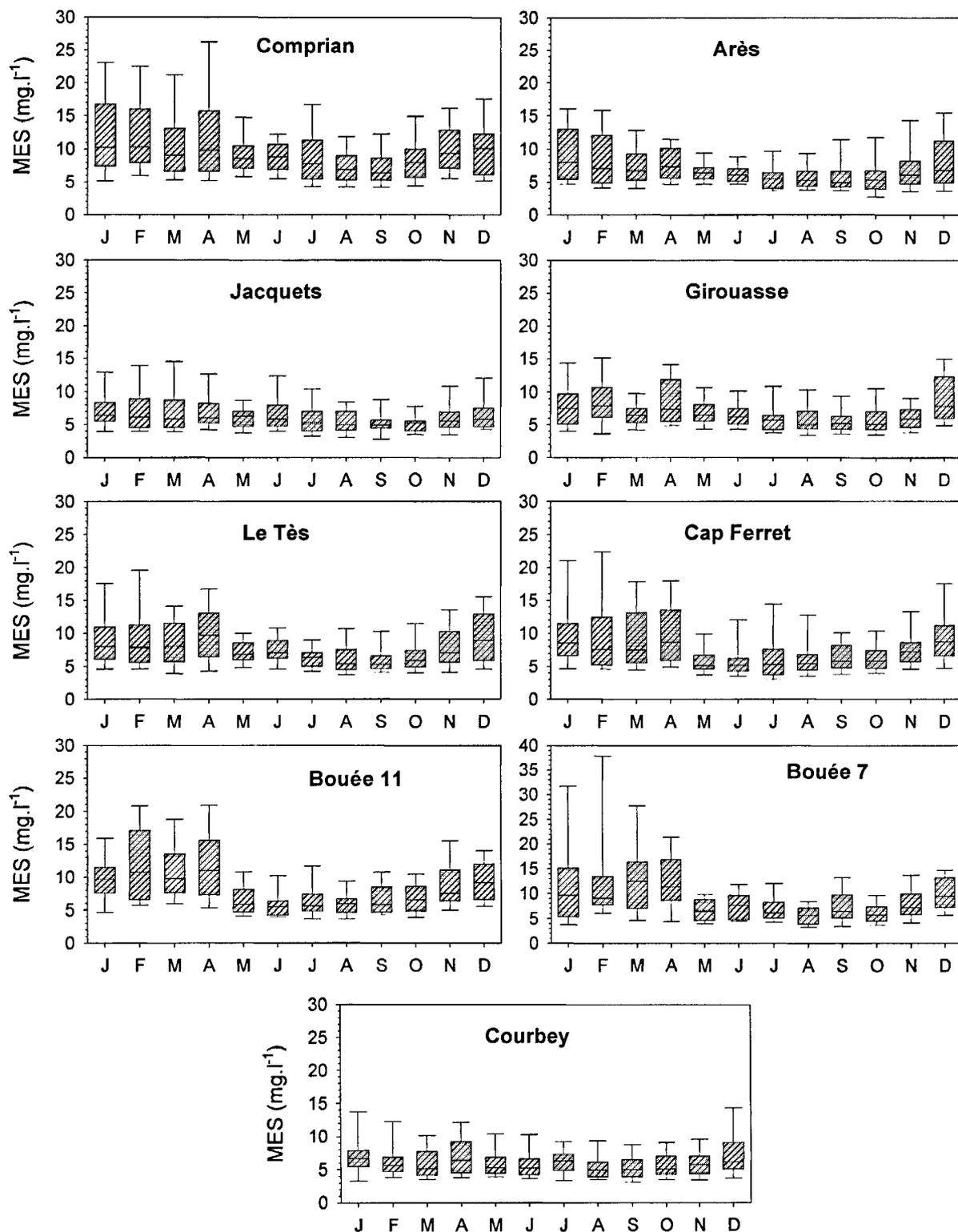


Figure 7 : Valeurs mensuelles de la concentration en matières en suspension dans les 9 stations échantillonnées entre 1988 et 1997 (sauf pour Courbey, 1989-97 et Bouée 7, 1994-97).

Ces différences entre années reposent principalement sur l'intensité et la durée des dessalures hivernales, les salinités maximales en été étant relativement similaires d'une année sur l'autre (Annexe 2, Figures F et G).

Toutefois, il faut souligner que les années 1988, 1991 et 1992 ont été marquées par de fréquents épisodes de dessalures en dehors de la période hivernale.

Globalement, les différences entre années sont expliquées par les variations du débit de l'Eyre (Figure 4).

3.4. Matières en suspension (Figure 7 - Annexe 2, Figures H et I)

	Moyenne	Min.	Max.
Arès	7,2	1,7	26
Bouée 11	8,9	2,2	65
Bouée 7	9,7	2,7	98
Comprian	10,3	2,1	108
Courbey	6,4	1,7	27
Ferret	8,1	2,3	56
Girouasse	7,3	2,3	30
Jacquets	6,6	1,7	28
Tès	8,1	2,6	27

Tableau 6 : Valeurs moyennes, minimales et maximales de la concentration en MES (mg. l⁻¹) mesurées dans les 9 stations entre 1993 et 1997.

Variations spatiales

Il existe une différence très hautement significative ($p < 0,001$) de la teneur en matières en suspension entre les différentes stations.

Le test T de Bonferroni permet de classer ces stations en quatre groupes par ordre décroissant de teneur en matières en suspension :

- Comprian, Bouée 11 ;
- Bouée 11, Tès, Ferret ;
- Tès, Ferret, Girouasse, Arès ;
- Girouasse, Arès, Jacquets, Courbey.

On peut remarquer que, pour ce paramètre, il n'apparaît pas de gradient entre le fond et l'entrée de la Baie.

Les teneurs maximales sont mesurées dans l'angle sud-est de la Baie (Comprian, Tès) et dans l'embouchure nord du Bassin (Bouée 11, Ferret). Les teneurs les plus faibles sont mesurées dans l'angle nord-est de la Baie (Girouasse, Arès, Jacquets) et dans le chenal du Courbey.

Les fortes concentrations mesurées à Comprian et au Tès peuvent s'expliquer de deux façons. D'abord, cette zone est sous l'influence de l'Eyre, cours d'eau qui présente, d'après Faugère *et al.*, (1981) des concentrations en MES parfois assez élevées, comprises entre 6 et 37 mg/l (16 en moyenne) avec un maximum en crue et un minimum en étiage. Toutefois, une étude antérieure (Auby *et al.*, 1994) n'a pas permis de mettre en évidence une influence directe du débit de l'Eyre sur les teneurs en MES dans cette partie de la Baie. Par contre, cette même étude a montré une relation entre le nombre d'heures de vent supérieur à 20 nœuds et la teneur en MES dans cette zone. En fait, il apparaît que ces zones sont soumises à de fréquents épisodes de clapot dû à leur situation exposée aux vents dominants (sud-ouest et nord-ouest). Notamment, lors d'épisodes de brise de sud-ouest opposée au courant descendant, le chenal du Teychan (station Tès) peut présenter des clapots atteignant 1 m d'amplitude (Manaud *et al.*, 1997). Comme Oh (1978) l'avait déjà mis en évidence, les MES présentes dans l'eau du Bassin ne proviennent pas directement du charriage par les cours d'eau mais de l'érosion des sédiments en place par les mouvements hydrodynamiques.

Les stations Ferret et Bouée 11 sont exposées à la houle ainsi qu'à des courants violents propres à remettre les sédiments fins en suspension. Par ailleurs, comme nous le verrons par la suite dans le cas du nitrate, ces zones bénéficient au cours du jusant de l'apport des masses d'eau provenant des chenaux du sud-Bassin.

Par rapport au sud-est de la Baie, l'angle nord-est du Bassin est soumis à de moindres apports par les cours d'eau, aussi bien du point de vue des volumes d'eau apportés que de leur concentration en suspensions. En effet, Faugères *et al.*, (1981) mesurent, dans le canal du Porge, des concentrations en MES comprises entre 3 et 22 mg/l (12 en moyenne). Par ailleurs, ces zones sont abritées des vents dominants (par la côte pour les vents de nord-ouest, par l'Île aux Oiseaux pour ceux de sud-ouest) et de ce fait, peu soumises au clapot qui en résulte.

Comme nous l'avons déjà souligné, le chenal du Courbey est exclu des grands axes hydrologiques. D'après Salomon et Breton (1993), les vitesses de courant dans ce chenal sont très faibles et les capacités de transport potentiel du sédiment très limitées.

Variations tidales

Les teneurs en matières en suspension sont significativement ($p < 0,001$) plus élevées à basse mer qu'à haute mer. Cette différence est plus nette dans les stations internes (notamment Arès, Comprian et Tès) que dans les stations externes. Plusieurs processus concourent à expliquer ce phénomène. D'une part, l'apport de suspensions par les cours d'eau est plus marqué en situation de basse mer. En outre, la vitesse des courants, et donc leur capacité érosive, est plus élevée lorsque la circulation est canalisée dans les chenaux (Manaud et al., 1997). Enfin, il est probable que les phénomènes de clapot influencent plus la concentration en MES de la couche d'eau de surface (échantillonnée dans le cadre de ce suivi) lorsque la hauteur d'eau est moindre, même si, d'une façon générale, le clapot est moins important à basse mer qu'à haute mer, en raison du fait que l'émergence des bancs réduit le fetch (Manaud et al., 1997).

Variations saisonnières

D'une façon générale, on peut distinguer deux périodes dans les niveaux de concentration en MES : une période de faible teneur, entre mai et octobre, et une saison où les concentrations sont fortes, de novembre à avril. Ce cycle correspond bien à celui du débit des cours d'eau, et, en raison du fait que les plus fortes concentrations en MES dans les rivières sont mesurées en période de fort débit (Faugères et al., 1981), on peut penser que les crues amènent plus de matières en suspension que les étiages.

Par ailleurs, l'examen de la fréquence des vents (Ascencio *et al.*, 1987) permet de distinguer deux périodes. La période printano-estivale (avril à septembre) est caractérisée par des vents de nord-ouest, moins forts que les vents de secteur ouest-nord-ouest à sud-ouest qui caractérisent la période hivernale (octobre à mars), produisant parfois des tempêtes. Comme nous l'avons déjà souligné, ces vents de sud-ouest, qui pénètrent dans l'axe des chenaux d'entrée du Bassin y génèrent des clapots de grande amplitude, surtout lorsqu'ils s'exercent à marée descendante.

Variations inter-annuelles

Il existe une différence significative ($p < 0,001$) de la teneur en matières en suspension entre les différentes années. Par ailleurs, le terme quadratique de la tendance temporelle (dont le coefficient est significativement positif) indique que l'évolution de la concentration en MES présente, une allure générale de type convexe, avec des valeurs maximales en début et en fin de série.

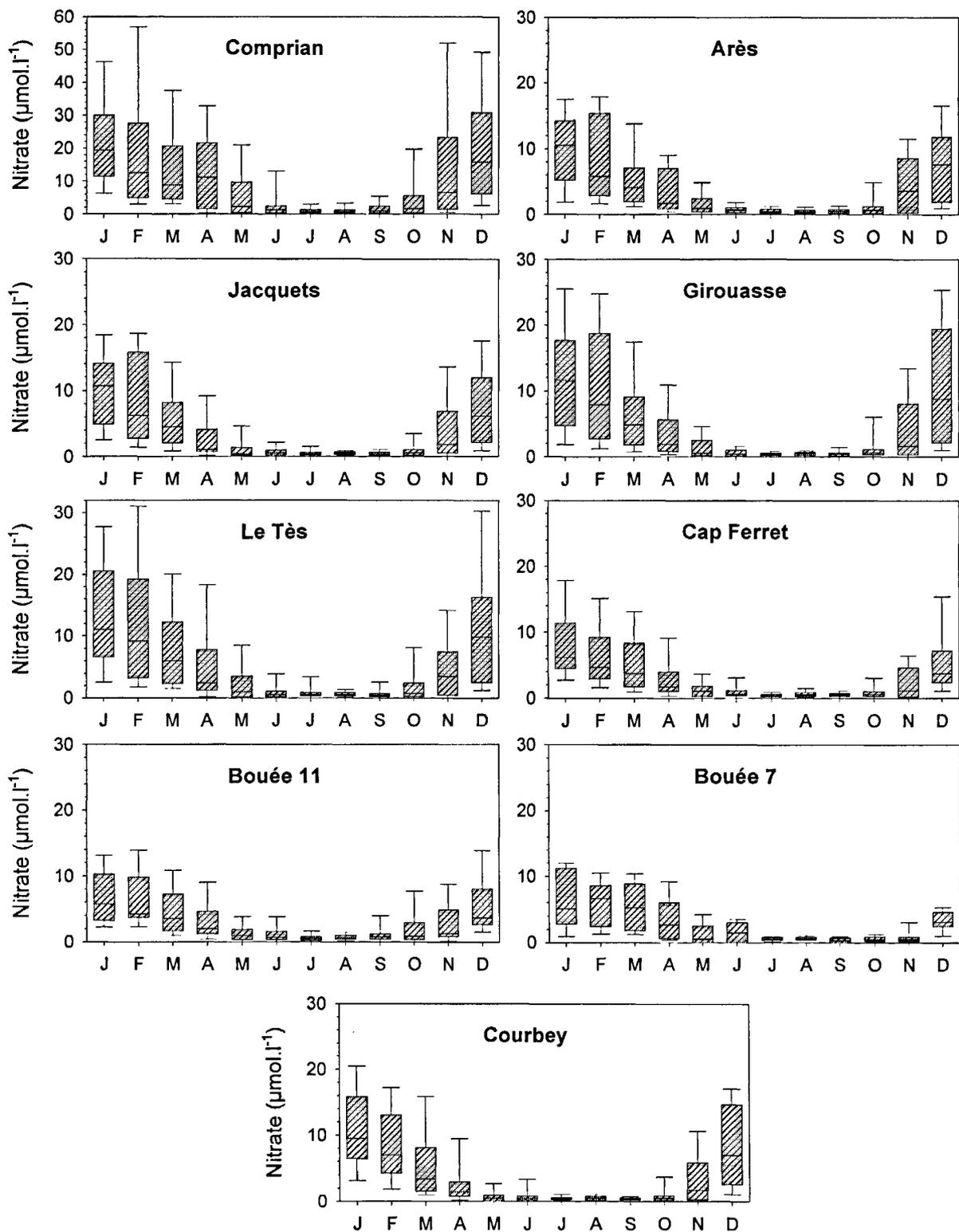


Figure 8 : Valeurs mensuelles de la concentration en nitrate dans les 9 stations échantillonnées entre 1988 et 1997 (sauf pour Courbey, 1989-97 et Bouée 7, 1994-97).

Le test T de Bonferroni permet de différencier quatre groupes d'années, par ordre décroissant de teneur en matières en suspension :

- 1996, 1989, 1990, 1995 ;
- 1989, 1990, 1995, 1991, 1992 ;
- 1990, 1995, 1991, 1992, 1993, 1994 ;
- 1993, 1994, 1997.

Nous ne disposons pas des données de vent avant 1992 si bien qu'il est impossible d'interpréter son effet sur les teneurs en MES pendant l'ensemble de la période. Par contre, au regard des données de vent présentées sur la figure A de l'annexe 2, il apparaît nettement que 1996, année où les teneurs en matières en suspension sont les plus élevées, est également l'année où les vitesses maximales du vent ont été les plus élevées.

3.5. Nitrate (Figure 8 - Annexe 2, Figures J et K)

	Moyenne	Min.	Max.
Arès	3,7	0,0	57,1
Bouée 11	3,6	0,0	66,9
Bouée 7	2,4	0,0	14,1
Comprian	10,5	0,0	95,5
Courbey	3,6	0,0	34,8
Ferret	3,2	0,0	45,1
Girouasse	4,3	0,0	31,6
Jacquets	3,5	0,0	33,9
Tès	5,3	0,0	60,5

Tableau 7 : Valeurs moyennes, minimales et maximales de la concentration en nitrate ($\mu\text{mol. l}^{-1}$) mesurées dans les 9 stations entre 1988 et 1997.

Variations spatiales

Il existe une différence significative ($p < 0,001$) de la teneur en nitrate entre les différentes stations.

Le test T de Bonferroni ne permet de distinguer que deux groupes homogènes au niveau des teneurs en nitrate. L'un de ces ensembles est composé par la station Comprian, qui présente des concentrations particulièrement élevées et le second regroupe toutes les autres stations.

La zone de Comprian est située à proximité du débouché de l'Eyre. Comme l'a montré une étude précédente (Auby et al., 1994), la majorité du flux de nitrate arrive dans la Baie par ce cours d'eau qui présente à la fois les débits les plus importants (Tableau 1) et des concentrations élevées en nitrate (Tableau 8).

	C. Porge	Cirès	Lanton	Ponteils	Eyre	C. Landes
Nitrate ($\mu\text{mol.l}^{-1}$)	10,7	116	59,3	16,4	75,0	17,1

Tableau 8 : Concentration moyenne en nitrate dans les différents cours d'eau entre 1989 et 1993 (Auby et al., 1994).

Cette différence entre les apports au sud et au nord de la baie peut être illustrée par la différence des pentes et des ordonnées à l'origine des droites de régression nitrate vs salinité (valeurs de basse mer) sur l'ensemble de la période considérée :

- Zone sud :
 - Comprian : $[\text{nitrate}] = 71,98 - (2,41 \times \text{salinité}) - R^2 = 0,54$ ($p < 0,001$)
 - Tès : $[\text{nitrate}] = 71,35 - (2,24 \times \text{salinité}) - R^2 = 0,68$ ($p < 0,001$)
- Zone nord :
 - Arès : $[\text{nitrate}] = 17,39 - (0,55 \times \text{salinité}) - R^2 = 0,44$ ($p < 0,001$)
 - Jacquets : $[\text{nitrate}] = 29,24 - (0,90 \times \text{salinité}) - R^2 = 0,54$ ($p < 0,001$)

N.B. : La différence des régressions entre Arès et Jacquets s'explique par le fait que la station Jacquets reçoit les eaux du Cirès, fortement chargées en nitrate, tandis qu'Arès, à basse mer, n'est influencé que par le Canal du Porge.

Cet enrichissement particulier de la zone sud-est de la Baie a permis d'expliquer pourquoi l'essentiel de la biomasse de l'algue proliférante *Monostroma obscurum* se trouve, à la fin du printemps, concentrée dans cette région (Auby et al., 1994). En effet, au cours de la période étudiée (avril 1992 - juin 1993), aucune limitation par l'azote des *Monostroma* de ce secteur n'a été mise en évidence, au contraire de ce qui a été observé dans la zone nord-est de la Baie (limitation par l'azote entre avril et septembre).

Variations tidales

Comme c'est le cas pour la salinité, et parce que les cours d'eau sont les vecteurs principaux d'azote inorganique oxydé, les concentrations en nitrate mesurées à basse mer sont, d'une façon générale, significativement supérieures ($p < 0,001$) aux concentrations mesurées à haute-mer.

La différence entre les teneurs moyennes à basse et à haute mer (Tableau 9) est importante dans les zones directement influencées par l'Eyre (Comprian et Tès) et relativement faible dans la région du nord-Bassin (Arès, Jacquets) pour les raisons précédemment énoncées. On peut remarquer que les différences observées à Ferret et à la Bouée 11 sont assez prononcées. Cette observation confirme le fait que ces secteurs reçoivent, au cours de la basse mer, les eaux provenant des chenaux du sud-Bassin.

Comme on l'a déjà mis en évidence dans le cas de la salinité, à la station Girouasse, la concentration moyenne en nitrate dans les deux situations de marée présente peu de différence.

Station	Marée	Moyenne	Station	Marée	Moyenne
Comprian	BM	15	Courbey	BM	3,8
	PM	6,2		PM	3,5
Tès	BM	6,6	Ferret	BM	3,7
	PM	4,0		PM	2,7
Arès	BM	3,9	Bouée 11	BM	4,3
	PM	3,5		PM	2,9
Jacquets	BM	3,6	Bouée 7	BM	2,6
	PM	3,4		PM	2,2
Girouasse	BM	4,2			
	PM	4,3			

Tableau 9 : Valeurs moyennes de la concentration en nitrate ($\mu\text{mol.l}^{-1}$) sur l'ensemble de la période étudiée à haute mer (HM) et à basse mer (BM).

Variations saisonnières

En moyenne, la concentration en nitrate dans l'eau présente une saisonnalité très marquée, avec de faibles valeurs entre mai et octobre et des valeurs élevées de novembre à avril.

Ce rythme saisonnier s'explique par plusieurs causes. Tout d'abord, cette saisonnalité est globalement similaire au rythme des apports en nitrate par les cours d'eau qui débouchent dans la Baie (Campagne, 1998). De plus, comme l'a récemment démontré Riou (1999), les processus de nitrification (réalisé par les bactéries nitrifiantes qui oxydent l'ammonium en nitrite puis en nitrate) dans les sédiments du Bassin est maximale pendant l'hiver. Enfin, la saisonnalité de ce cycle s'explique par les variations saisonnières de la consommation des nutriments par les producteurs primaires, faible en hiver et en automne et élevée au printemps et en été, lorsque les conditions de température et d'éclairement sont favorables au développement des végétaux.

D'après Campagne (1998), les teneurs en nitrate s'élèvent dans les rivières lors de chaque épisode pluvieux significatif, en raison de la grande solubilité de cette molécule dans l'eau. Cependant, cet auteur distingue différents cas d'effets des pluies sur les concentrations en nitrate dans les cours d'eau, selon que les pluies se produisent en période d'étiage ou de crue (hivernale ou printanière).

En période d'étiage (mi-mai à mi-septembre), quand la nappe phréatique est basse, les pluies violentes provoquent un phénomène de ruissellement superficiel qui a pour effet de faire augmenter rapidement la concentration en nitrate dans le cours d'eau. Si l'épisode pluvieux persiste, l'eau s'infiltré et l'effet conjoint de l'irrigation des terres agricoles favorise le ruissellement sub-superficiel qui est recueilli par les fossés de drainage. L'augmentation de la concentration en nitrate est alors légèrement différée par rapport à la pluie. Dans ces périodes, le nitrate apporté n'est pas dilué, parce que l'eau ne transite pas par la nappe phréatique.

Les crues hivernales font suite à une période de recharge de la nappe phréatique et d'infiltration du nitrate dans cette nappe. A cette époque de l'année, l'eau apportée par les pluies provoquent la vidange de la nappe. Dans un premier temps, tant que les débits ne sont pas trop importants, la teneur en nitrate des cours d'eau augmente en fonction du débit. Puis, lorsque le débit atteint sa valeur de crue, le nitrate se dilue petit à petit dans la masse d'eau. Dans ce cas, la concentration en nitrate dans les cours d'eau n'est plus directement liée au débit qu'on y mesure.

Lors des crues de printemps, le transfert de nitrate contenu dans les engrais répandus sur les terres ne fait pas intervenir la nappe phréatique, parce que le sol est, à cette époque, saturé en eau. L'eau chargée de nitrate ruisselle directement sur le bassin versant ou transite par les fossés de drainage. Ce transfert d'azote par les fossés peut d'ailleurs persister pendant la décrue.

La saisonnalité des concentrations en nitrate peut toutefois différer sensiblement selon les années.

D'une part, le pic centré sur l'hiver peut être plus ou moins long, de 4 mois (1995-1996) à 8 mois (1993-1994). Dans ce second cas, les teneurs peuvent demeurer élevées jusqu'aux mois de mai-juin, favorisant le développement de la production primaire micro- et macroalgale.

D'autre part, les teneurs en nitrate peuvent parfois présenter un niveau élevé pendant l'été. En 1992, ces fortes concentrations estivales, perceptibles dans les stations les plus internes (Annexe 2, Figures J et K), peuvent être mises en relation avec des épisodes de pluie importante survenues sur le bassin versant en période d'étiage des cours d'eau. A Compiran, ces épisodes ponctuels d'augmentation estivale des teneurs en nitrate sont fréquemment observées (1993, 1997).

Dans d'autres cas, l'augmentation printano-estivale des concentrations en nitrate dans l'eau semble provenir du large (1990, 1995) (Annexe 2, Figures J et K). Cet apport estival de nitrate par l'océan est d'ailleurs un phénomène relativement régulier si l'on observe les séries de données recueillies. Par exemple, en juin et août 1998, le nitrate n'était détectable que dans les stations Bouée 7, Bouée 11 et Cap Ferret.

D'après P. Lazure (comm. pers.), ces apports pourraient provenir du panache de la Gironde et/ou de l'Adour qui, dans certaines conditions météorologiques, descendent ou remontent vers l'entrée du Bassin. Toutefois, cette hypothèse semble infirmée par l'absence de diminutions significatives de la salinité lors de ces épisodes d'augmentation de la concentration en nitrate.

Une autre explication réside dans l'existence d'un up-welling côtier, mis en évidence par Castaing et Lagardère (1983) et récemment étudié par Froidefond *et al.* (1996). En 1989, d'après ces derniers auteurs, cet up-welling côtier a été observé entre les mois de mai et de novembre sur la côte Aquitaine. Il pourrait expliquer l'enrichissement en nitrate observé, à certains moments de la période estivale, dans les stations situées à l'entrée de la Baie.

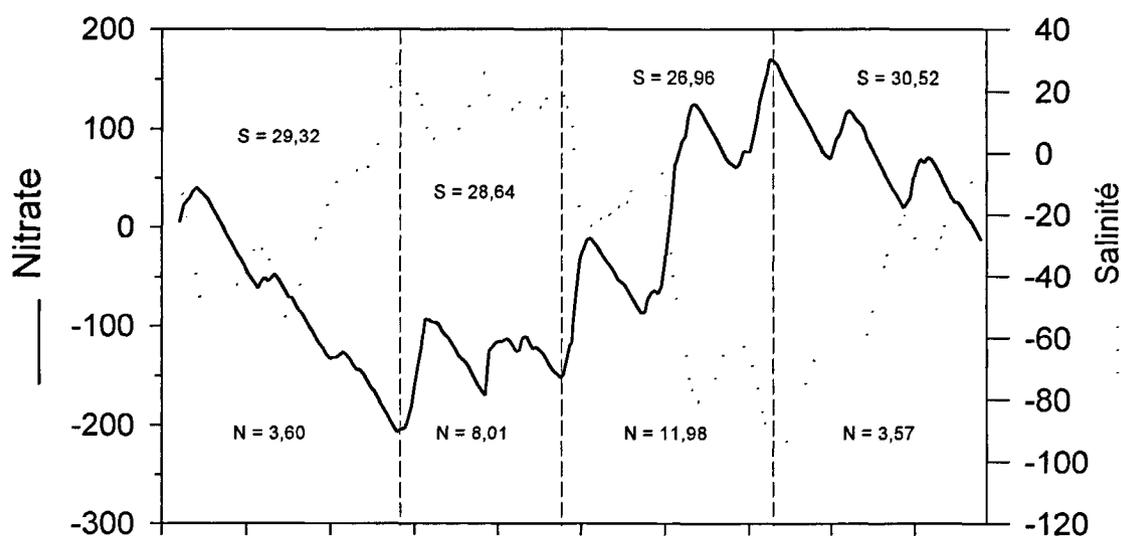


Figure 9 : Sommes cumulées des écarts à la moyenne du nitrate (trait plein) et de la salinité (pointillés) à la station du Tès. Les moyennes locales pour les segments séparés par des tirets verticaux sont rapportées sur le graphique.

		Salinité (PSS78)	Nitrate ($\mu\text{mol.l}^{-1}$)	Corrélation (r de Spearman)	
Moyenne générale		30,24	5,33		
Périodes et moyennes locales	mars 1988	29,32	3,60	Salinité	Nitrate
	nov 1990				<i>-0,518 (p < 0,001)</i>
	oct 1992	28,64	8,01	<i>italique</i>	corrélation entre les séries originales
	avril 1995	26,96	11,98	gras	corrélation entre les sommes cumulées
	oct 1997	30,52	3,57	n = 230	

Tableau 10 : Moyennes générale et locales entre les dates de changement de tendance de la salinité et de la concentration en nitrate à basse mer à la station du Tès.

Variations inter-annuelles

Il existe une différence significative ($p < 0,001$) de la teneur en nitrate entre les différentes années. Par ailleurs, le terme quadratique de la tendance temporelle (dont le coefficient est significativement négatif) indique que l'évolution de la concentration en nitrate présente une allure générale de type concave, avec des valeurs minimales en début et en fin de période.

Le test T de Bonferroni permet de différencier trois groupes d'années, par ordre décroissant de concentration moyenne en nitrate :

- 1990, 1992, 1994, 1991, 1988, 1993
- 1994, 1991, 1988, 1993, 1989
- 1995, 1996, 1997

Si l'on compare ce classement avec celui des débits de l'Eyre (Figure 4), il apparaît une certaine adéquation entre débit et niveau de concentration en nitrate. Certaines des années riches en nitrate sont effectivement les années de fort débit, 1992 et 1994 par exemple. De même, les années 1995 et 1996, pauvres en nitrate, ont été des années de débit faible ou moyen. Par contre, deux années de faible débit annuel se classent parmi les années riches en nitrate ; il s'agit de 1990 et 1991.

Le cas de 1990 est un peu particulier (cf. paragraphe précédent), dans la mesure où la provenance océanique des apports estivaux en nitrate exclut l'influence du débit des cours d'eau sur ces apports.

En ce qui concerne 1991, cette inadéquation s'explique par un fort décalage entre la crue et le pic de concentration en nitrate. En effet, au cours de cet hiver 1990-91, la crue de l'Eyre s'est produite relativement tôt (au mois de novembre 1990), et le cours d'eau a présenté ses concentrations maximales en nitrate au cours de la décrue, en janvier suivant (soit en 1991).

Ce phénomène met en évidence le problème lié à l'utilisation de l'année calendaire (de janvier à janvier) pour caractériser des processus liés à l'hydrologie continentale, marquée par des périodes de crues hivernales souvent réparties entre la fin d'une année et le début d'une autre.

La relation entre l'évolution à long terme du débit de l'Eyre et celle des concentrations en nitrate dans l'angle sud-est du Bassin est bien illustrée par la représentation des sommes cumulées (ou somme des écarts à la moyenne) de la salinité et des teneurs en nitrate dans les eaux de la station du Tès (Figure 9).

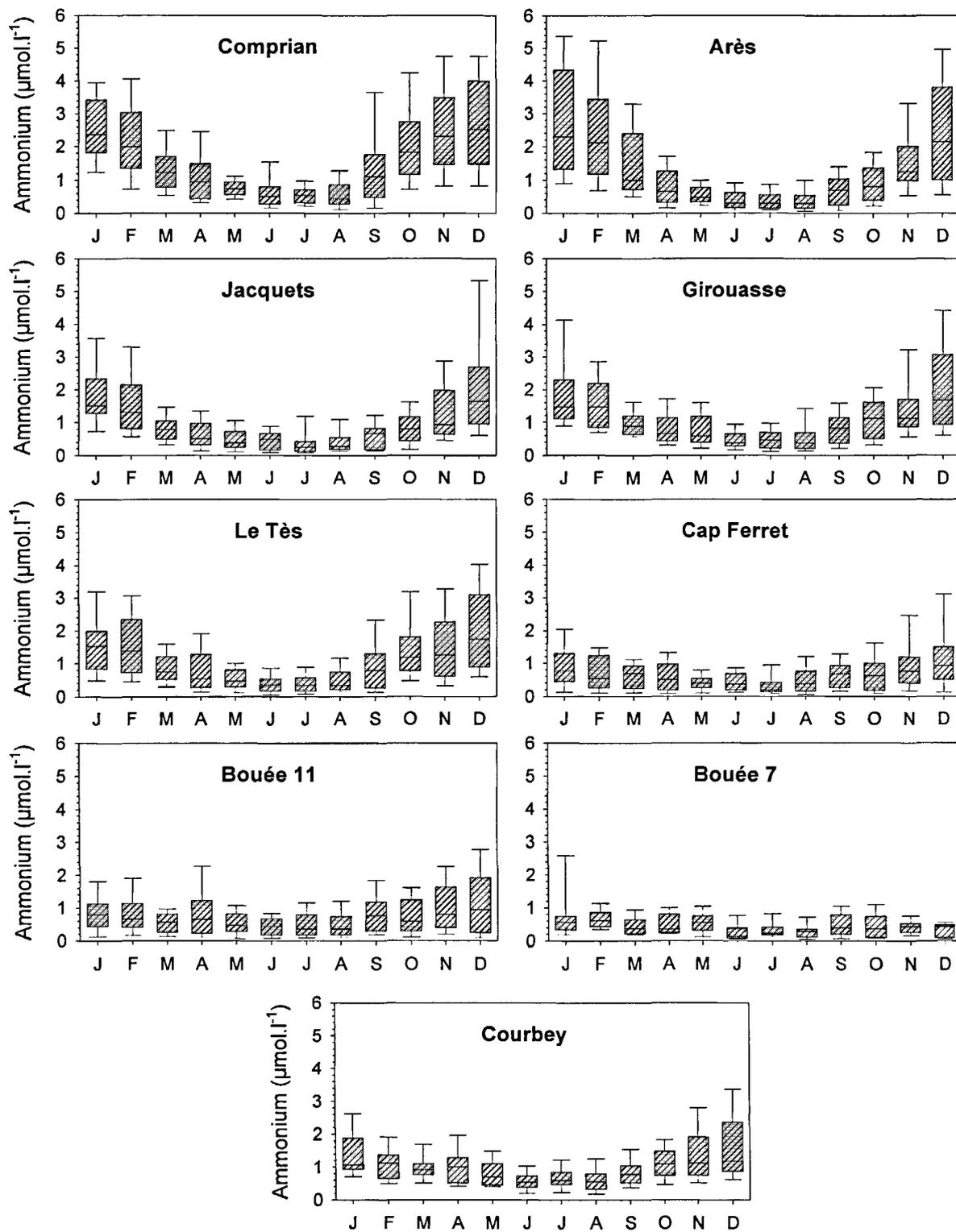


Figure 10 : Valeurs mensuelles de la concentration en ammonium dans les 9 stations échantillonnées entre 1989 et 1997 (sauf pour Bouée 7, 1994-97).

Pour cette représentation, nous avons choisi comme valeurs de référence les moyennes des descripteurs sur l'ensemble de la période considérée.

Cette figure et le tableau 10 qui y est associé font bien ressortir la simultanéité des changements de tendance de la salinité et des teneurs en nitrate.

En début et en fin de période, les salinités élevées sont associées à de faibles teneurs en nitrate.

Entre 1990 et 1995, le phénomène inverse est observé. Il est intéressant de remarquer que ce laps de temps correspond à la période pendant laquelle les proliférations de l'algue *Monostroma obscurum* dans le Bassin ont été les plus importantes.

3.6. Ammonium (Figure 10 - Annexe 2, Figures L et M)

	Moyenne	Min.	Max.
Arès	1,3	0,0	8,3
Bouée 11	0,8	0,0	4,6
Bouée 7	0,5	0,0	4,2
Comprian	1,6	0,0	8,5
Courbey	1,0	0,0	5,1
Ferret	0,7	0,0	5,2
Girouasse	1,1	0,0	6,7
Jacquets	1,0	0,0	6,5
Tès	1,1	0,0	6,6

Tableau 11 : Valeurs moyennes, minimales et maximales de la concentration en ammonium ($\mu\text{mol. l}^{-1}$) mesurées dans les 9 stations entre 1990 et 1997.

Variations spatiales

Il existe une différence significative ($p < 0,001$) de la teneur en ammonium entre les différentes stations.

Le test T de Bonferroni permet de classer ces stations en quatre groupes par ordre décroissant de concentration en ammonium :

- Comprian ;
- Courbey, Girouasse, Arès, Tès, Jacquets ;
- Jacquets, Bouée 11 ;
- Bouée 11, Ferret.

Globalement, les teneurs en ammonium sont plus élevées dans les parties internes du Bassin qu'à l'entrée de la Baie, traduisant l'origine continentale de cet élément. Comme pour le nitrate, la station Comprian se détache des autres points, mais pas de manière aussi nette que dans le cas de l'azote oxydé.

Deux éléments interviennent pour expliquer ce phénomène. Tout d'abord, au contraire du nitrate, les concentrations en ammonium mesurées dans l'Eyre ne sont pas particulièrement élevées en comparaison avec les autres cours d'eau (Tableau 12).

	C. Porge	Cirès	Lanton	Ponteils	Eyre	C. Landes
Ammonium ($\mu\text{mol.l}^{-1}$)	7,9	5,7	6,4	26	7,1	14

Tableau 12 : Concentration moyenne en ammonium dans les différents cours d'eau entre 1989 et 1993 (Auby *et al.*, 1994).

Par ailleurs, la présence de ce nutriment dans l'eau ne résulte pas que de l'apport par les eaux continentales mais également de processus microbiens liés à la minéralisation de la matière organique. En effet, comme l'ont montré de nombreux travaux, la dégradation de la matière organique végétale génère la libération de nutriments azotés dont l'ammonium est la forme prépondérante. Ces processus sont particulièrement importants dans le fond du Bassin colonisé à la fois par les herbiers de zostères et par les populations de macroalgues les plus développées. Ce phénomène participe à expliquer le fait que la concentration en ammonium décroît entre les zones internes et les zones plus externes.

Cependant, on peut remarquer que, malgré sa position relativement proche de l'entrée de la Baie, le chenal du Courbey présente des concentrations moyennes aussi élevées en cet élément que les stations internes. Ce chenal transversal, exclu des grands axes de circulation des masses d'eau, est une zone dans laquelle la sédimentation de particules, organiques notamment, est importante

et dans laquelle les processus de décomposition (aérobie puis anaérobie) sont favorisés. En effet, Bachelet *et al.* (1996) ont observé que les peuplements benthiques qui se développent dans ce chenal subissent pendant l'été des épisodes de mortalité consécutives à des phénomènes d'anoxie du sédiment lié à ces processus de dégradation. Des mesures réalisées à l'aide de cloches benthiques dans ce chenal ont montré que ce relargage d'ammonium était très important pendant l'été (Auby *et al.*, 1994).

Variations tidales

Les concentrations en ammonium mesurées à basse mer sont, d'une façon générale, significativement supérieures ($p < 0,001$) aux concentrations mesurées à haute-mer.

Cette différence s'explique à la fois par l'influence plus marquée des eaux continentales dans cette situation de marée et sans doute également par le relargage du stock d'ammonium intra-sédimentaire au cours de la marée descendante par drainage de ces sédiments.

En effet, les mesures réalisées dans des esteyes traversant des herbiers de zostères au cours du jusant montrent un enrichissement progressif des eaux de ces petits chenaux au fur et à mesure que la marée descend (Auby *et al.*, 1994). Cet ammonium provient du drainage des eaux interstitielles du sédiment des bassins versants des esteyes, pour la plupart colonisés par des herbiers de *Zostera noltii*. Dans ces vases, les concentrations en ammonium peuvent atteindre 300 à 400 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ (Auby *et al.*, 1987 ; Welsh *et al.*, 1996). Les concentrations mesurées dans l'eau des esteyes au moment de la basse mer présentent des valeurs fortes, qui peuvent s'élever à 10 - 20 $\mu\text{mol.l}^{-1}$.

Variations saisonnières

On peut diviser le cycle annuel de la concentration des eaux en ammonium en trois périodes :

- période de faible teneur : mai à août
- période de teneur moyenne : mars-avril et septembre-octobre
- période de forte teneur : novembre à février.

Globalement, cette saisonnalité est similaire à celle du débit des cours d'eau. Mais, contrairement à ce que l'on observe pour le nitrate, la concentration de l'ammonium dans les cours d'eau n'est pas directement liée à leur débit (Campagne, 1998). En effet, cet auteur observe des teneurs très élevées en cet

ion dans les rivières lors des épisodes pluvieux importants se produisant pendant les périodes d'étiage, et générant des phénomènes de ruissellement. Ainsi, de fortes concentrations en ammonium ont été mesurées dans les cours d'eau pendant les pluies d'orage d'août 1989 et de juin 1990 et 1991. Néanmoins, en raison de la saisonnalité marquée du débit des cours d'eau, les flux d'ammonium qu'ils apportent sont maximaux d'octobre à février et minimaux pendant le printemps et l'été (Campagne, 1998) et ce cycle influence directement celui qui est observé dans les eaux du Bassin.

Il est intéressant de remarquer que la saisonnalité du relargage d'ammonium par les sédiments, qui atteint, comme l'ont observé de nombreux auteurs en utilisant des cloches benthiques (cf. Auby *et al.*, 1994), des valeurs maximales pendant l'été, n'est pas perceptible dans les eaux du Bassin. De même, lors des mesures réalisées aux différentes saisons dans les esteyes bordant les herbiers pendant le jusant (Auby *et al.*, 1994), les concentrations et les flux d'ammonium ne sont pas plus élevés au cours de l'été que pendant le reste de l'année. On peut en déduire que ce phénomène résulte d'une plus forte consommation de ce nutriment par les phanérogames pendant la période estivale. D'une façon générale, l'ammonium régénéré dans les sédiments pendant l'été serait ainsi rapidement utilisé par la production primaire, maximale à cette période de l'année.

Toutefois, sans doute en raison de cette régénération de l'ammonium dans les sédiments, et de sa diffusion dans l'eau dans les zones dépourvues de végétation benthique, on peut observer que, contrairement au nitrate, l'ammonium est rarement indétectable dans les eaux de la Baie.

Variations inter-annuelles

Il existe une différence significative ($p < 0,001$) de la teneur en ammonium entre les différentes années. Par ailleurs, le terme quadratique de la tendance temporelle (dont le coefficient est significativement négatif) indique que l'évolution de la concentration en ammonium présente, comme le nitrate, une allure générale de type concave, avec des valeurs minimales en début et en fin de période.

Le test T de Bonferroni permet de différencier quatre groupes d'années, par ordre décroissant de concentration moyenne en ammonium :

- 1992,
- 1991, 1994, 1993, 1996, 1990, 1995,
- 1994, 1993, 1996, 1990, 1995, 1989,
- 1990, 1995, 1989, 1997

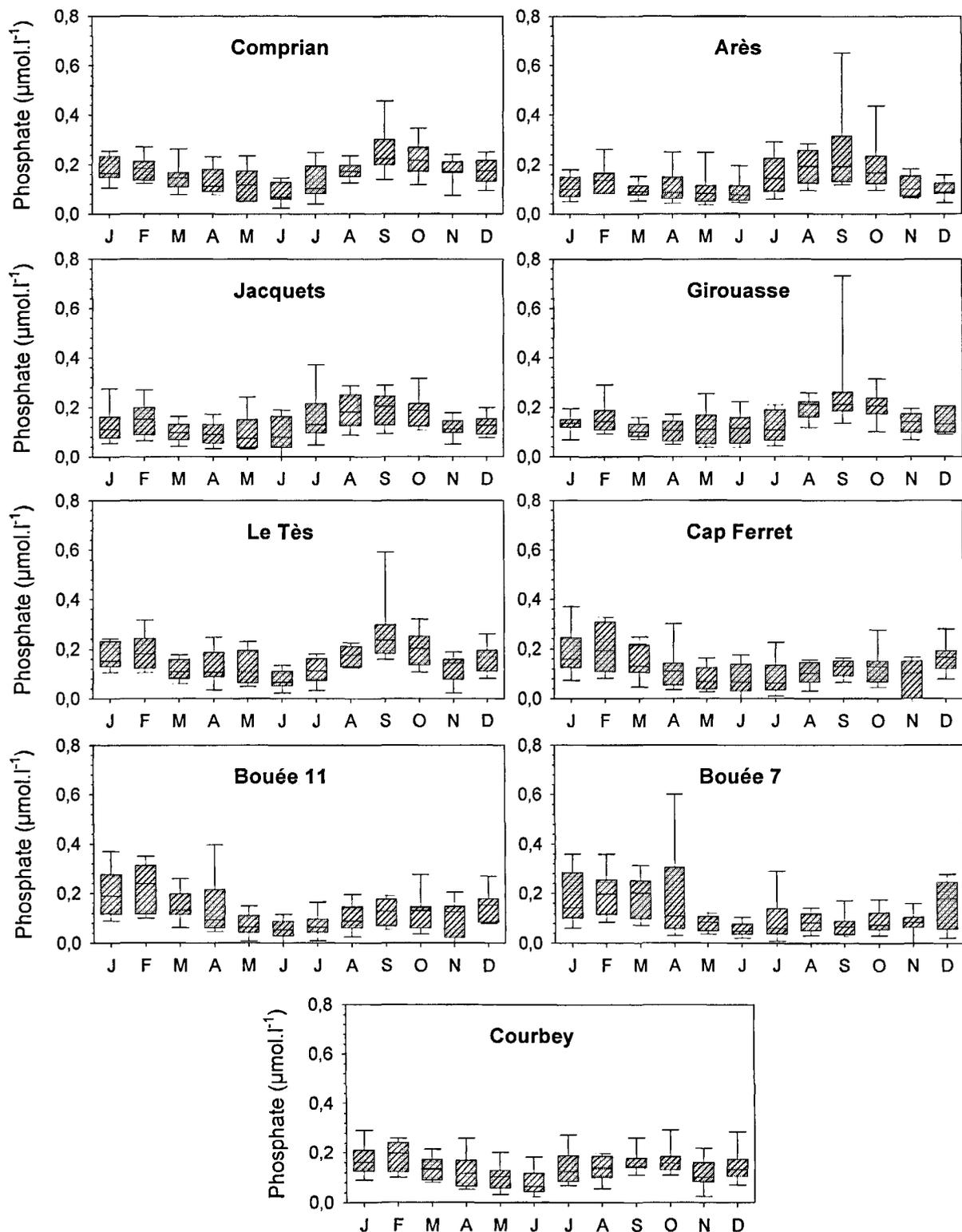


Figure 11 : Valeurs mensuelles de la concentration en phosphate dans les 9 stations échantillonnées entre 1993 et 1997.

Dans l'ensemble, il apparaît que les fortes concentrations en ammonium mesurées pendant les hivers 1992-93 et 1993-94 dans les stations internes sont liées aux débits importants des cours d'eau pendant ces périodes.

3.7. Phosphate (Figure 11 - Annexe 2, Figures N et O)

NB : Nous ne rapportons ici que les concentrations mesurées depuis novembre 1993.

	Moyenne	Min.	Max.
Arès	0,14	0,00	0,69
Bouée 11	0,14	0,00	0,94
Bouée 7	0,13	0,00	0,66
Comprian	0,17	0,00	0,70
Courbey	0,15	0,00	0,66
Ferret	0,13	0,00	0,81
Girouasse	0,16	0,00	0,94
Jacquets	0,15	0,00	1,16
Tès	0,15	0,00	0,60

Tableau 13 : Valeurs moyennes, minimales et maximales de la concentration en phosphate ($\mu\text{mol. l}^{-1}$) mesurées dans les 9 stations entre 1993 et 1997.

Variations spatiales

Des différences significatives ($p < 0,001$) de la concentration en phosphate dans les différentes stations sont mises en évidence.

Le test T de Bonferroni permet de classer ces stations en trois groupes par ordre décroissant de concentration en phosphate :

- Comprian, Girouasse, Tès, Arès, Courbey, Jacquets
- Tès, Arès, Courbey, Jacquets, Ferret, Bouée 11
- Jacquets, Ferret, Bouée 11, Bouée 7.

Ainsi, globalement, il existe un gradient décroissant des concentrations en phosphate entre les stations les plus continentales et les plus externes. Contrairement au nitrate, on n'observe pas pour cet ion de prépondérance marquée de la zone sud-est de la Baie, alors que les concentrations en phosphate dans l'Eyre sont égales ou supérieures à celles qui sont mesurées dans les autres cours d'eau (Tableau 14) et que les débits y sont beaucoup plus importants.

	C. Porge	Cirès	Lanton	Ponteils	Eyre	C. Landes
Phosphate ($\mu\text{mol.l}^{-1}$)	0,63	0,83	1,19	0,71	1,11	0,52

Tableau 14 : Concentration moyenne en phosphate dans les différents cours d'eau entre octobre 1993 et juin 1994 (Auby *et al.*, 1994).

En fait, en raison de la forte réactivité de ce composé, il est probable qu'une grande partie du phosphate apporté par les cours d'eau soit rapidement adsorbée par les matières en suspension et sédimente au fond, comme cela a été mis en évidence par Gomez-Hernandez (1996). Ce phosphate pourra être ensuite relargué par les sédiments selon des modalités différentes dépendant de la forme sous laquelle il y est stocké.

En effet, le phosphore se trouve sous différentes formes dans le sédiment (Gomez-Hernandez, 1996) :

- **phosphate faiblement lié**, simplement adsorbé sur les particules, que l'on qualifie d'échangeable. Cette fraction du phosphate est facilement solubilisée dans l'eau et son relargage est accéléré par la remise en suspension des particules.
- **phosphore organique**, qui peut être minéralisé par les bactéries responsables de la dégradation de la matière organique.
- **phosphate lié au fer**, associé aux hydroxydes de fer. La libération de cette fraction est favorisée par des conditions anoxiques qui induisent des phénomènes chimiques (réduction du fer ferrique en fer ferreux) et microbiologiques (action de certaines communautés bactériennes anaérobies) favorables à ce relargage.
- **phosphate lié au calcium**, formant différents produits plus ou moins solubles. La libération de cette fraction est favorisée par les protons et les acides organiques produits par les phénomènes de fermentation. L'anoxie, via la diminution du pH associée, favorise le relargage de cette fraction.

Dans les sédiments du Bassin d'Arcachon, des mesures récentes ont montré que la majorité du phosphate sédimentaire se trouve sous forme organique ou liée au calcium (Tableau 15).

	Herbier de <i>Zostera noltii</i>	Sédiment vaseux nu
Phosphate échangeable	0,037	0,041
Phosphate lié au fer	0,033	0,027
Phosphate lié au calcium	4,43	7,00
Phosphore organique	5,86	0,53
Phosphate total	10,30	7,67

Tableau 15 : Teneurs en phosphate ($\mu\text{mol.cm}^{-3}$) dans deux types de sédiments intertidaux de l'île aux Oiseaux (de Wit *et al.*, 1998)

Comme dans le cas de l'ammonium, la station Courbey se trouve dans le groupe des stations les plus riches, bien qu'elle soit située plutôt vers l'entrée de la baie, c'est-à-dire à l'écart des apports continentaux. Ce phénomène s'explique à la fois par les conditions anoxiques qui règnent dans ce chenal, favorisant le relargage du phosphate lié au fer, et sans doute également par l'abondance du matériel organique qui y sédimente et qui est reminéralisé par l'action bactérienne.

Variations tidales

Les concentrations en phosphate ne sont pas significativement différentes à basse mer et à haute-mer ($p > 0,05$).

Comme nous l'avons précédemment souligné, et contrairement à l'ammonium et au nitrate, le phosphate n'est pas apporté en fortes concentrations par les cours d'eau.

Cependant, des mesures réalisées dans des estes à marée descendante (Auby *et al.*, 1994) ont mis en évidence un drainage de l'eau interstitielle des zones intertidales lors du jusant, les concentrations en phosphate en fin de marée descendante s'y élevant progressivement et atteignant parfois $1 \mu\text{mol.l}^{-1}$. Ce phénomène devrait se traduire par une élévation des concentrations en phosphate au cours des basses mers.

En fait, ces processus sont sans doute masqués par les phénomènes d'adsorption/désorption qui régissent le cycle du phosphate. Par ailleurs, il est probable que le phosphate relargué dans l'eau *via* le drainage des zones intertidales soit rapidement consommé par les producteurs primaires. Par exemple, on peut remarquer que les estes constituent une zone de prédilection pour le développement des *Monostroma*. Par ailleurs, les herbiers de *Zostera marina* sont localisés en situation infratidale, juste en bordure des zones

émergentes, et ces plantes profitent certainement des nutriments qui proviennent de leur drainage.

Variations saisonnières

Le cycle général du phosphate dans les eaux du Bassin est marqué par deux périodes de maximum, en hiver (décembre à février) et entre l'été et le début de l'automne (juillet à octobre). Les valeurs minimales sont mesurées à la fin du printemps.

Comme dans le cas de l'ammonium, les concentrations en phosphore total ne sont pas directement liées au débit des cours d'eau (Campagne, 1998). Les apports sont relativement épisodiques et sont essentiellement le fait des processus de ruissellement et d'érosion, qui peuvent survenir à n'importe quel moment de l'année. Ainsi, en moyenne sur une période de 8 ans, les flux de phosphore total sont maximaux entre décembre et janvier, puis de mai à juillet. Cet auteur n'a pas traité le cas du phosphore minéral mais, sur la base du suivi des teneurs en phosphate des cours d'eau réalisé entre octobre 1993 et juin 1994 par IFREMER (Auby et al., 1994), il n'apparaît pas non plus de relation directe entre débit et concentration. Dans l'Eyre, par exemple, au cours de la période suivie, les concentrations étaient comprises entre 0,5 et 2 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ et fluctuaient de façon chaotique tandis que les débits montraient une augmentation hivernale très marquée.

Pour cette raison, on peut considérer que les pics hivernaux (décembre à février) de concentration en phosphate que l'on mesure dans les stations du Bassin ne sont dus qu'à l'augmentation des débits des cours d'eau à cette période de l'année.

L'apparition du second pic, situé entre les mois de juillet et d'octobre s'explique par plusieurs phénomènes. D'une part, l'augmentation de la température diminue la solubilité de l'oxygène dans l'eau et cette anoxie favorise la libération du phosphate, comme nous l'avons précédemment évoqué. D'autre part, cette hausse de la température favorise les phénomènes de reminéralisation bactérienne, et donc de libération du phosphate provenant du stock de phosphore organique. Cette décomposition conditionne également une anoxie des sédiments favorable à la désorption des autres fractions du phosphore. Cet accroissement estival des concentrations en phosphate a été observée dans d'autres systèmes lagunaires (Thau : Souchu *et al.*, 1998).

Ce pic estival est beaucoup plus marqué dans les stations internes (Comprian, Arès, Girouasse, Jacquets, Le Tès) que dans les points situés à l'entrée de la

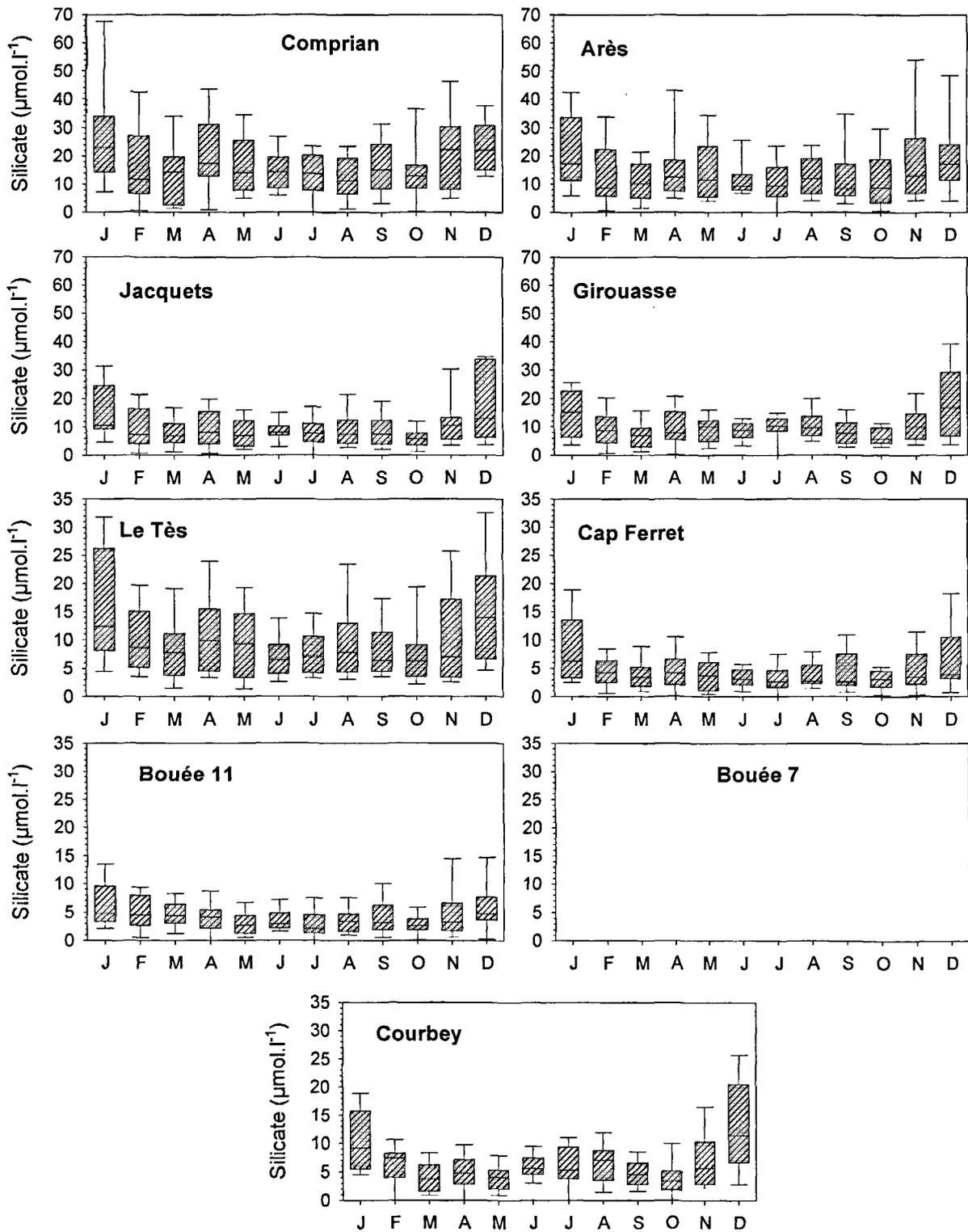


Figure 12 : Valeurs mensuelles de la concentration en silicate dans les 9 stations échantillonnées entre 1988 et 1993 (sauf pour Courbey, 1989-93).

Baie. Ce phénomène s'explique à la fois par l'abondance de matériel végétal (zostères, macroalgues) dans le fond de la Baie et par la prépondérance des sédiments fins dans cette zone, plus propices à l'anoxie que les sédiments sableux qui caractérisent l'entrée de la Baie.

Variations inter-annuelles

Le test T de Bonferroni permet de différencier 2 groupes d'années, par ordre décroissant de concentration moyenne en phosphate :

- 1997, 1994
- 1995, 1996.

On peut remarquer que 1994 est une année de fort débit par rapport aux autres, et d'autre part, que les températures moyennes sont plus élevées en 1997 (notamment en été) et 1994 qu'en 1995-96 (Annexe 2 - Figures D et E). Ces deux particularités peuvent expliquer les différences de concentration en phosphate entre ces deux groupes d'années.

3.8. Silicate (Figure 12 - Annexe 2, Figures P et Q)

	Moyenne	Min.	Max.
Arès	16	0,0	70
Bouée 11	4,6	0,0	21
Comprian	19	0,0	84
Courbey	6,8	0,0	28
Ferret	5,2	0,0	59
Girouasse	11	1,0	43
Jacquets	11	1,1	36
Tès	10	0,0	45

Tableau 16 : Valeurs moyennes, minimales et maximales de la concentration en silicate ($\mu\text{mol. l}^{-1}$) mesurées dans les 9 stations entre 1988 et 1993.

Variations spatiales

Il existe une différence significative ($p < 0,001$) de la teneur en silicate entre les différentes stations.

Le test T de Bonferroni permet de distinguer cinq groupes homogènes au niveau de leur teneur en silicate.

- Comprian;
- Arès, Tès, Girouasse ;
- Girouasse, Jacquets ;
- Courbey ;
- Ferret, Bouée 11.

Ce classement indique un net gradient entre l'est et l'ouest du Bassin, traduisant le fait que le silicate est principalement d'origine continentale. Comme dans le cas du nitrate, la station Comprian présente des concentrations en silicate supérieure aux points de l'angle nord-est du Bassin. Ce phénomène est dû à la fois aux fortes concentrations mesurées dans l'Eyre (Tableau 17) et à son débit important.

	C. Porge	Cirès	Lanton	Ponteils	Eyre	C. Landes
Silicate ($\mu\text{mol.l}^{-1}$)	25	20	16	20	58	12

Tableau 17 : Concentration moyenne en silicate dans les différents cours d'eau entre juin 1991 et juillet 1993 (Auby *et al.*, 1994).

Variations tidales

Les teneurs en silicate sont significativement ($p < 0,001$) supérieures à basse mer qu'à haute mer, reflétant la continentalité de l'origine des apports de ce nutriment. Les variabilités spatiales et temporelles d'amplitude de cette différence haute-mer / basse mer est directement liée à la variabilité d'amplitude de la salinité. Cette variabilité est minimale à Girouasse et à Courbey, pour les raisons déjà évoquées dans le cas du nitrate.

Variations saisonnières

Le cycle saisonnier de cet élément est marqué par des élévations et des diminutions qui se succèdent au cours de l'année. On distingue trois périodes de teneur élevée : décembre-janvier (valeurs maximales), avril et juillet-août-septembre.

Dans l'Eyre, le suivi des concentrations réalisé entre juin 1991 et juillet 1993 (IFREMER, non publié) montre que tous les épisodes d'augmentation du débit, même lorsqu'ils sont peu prononcés, sont suivis, après un laps de temps plus ou moins long (de la semaine au mois) par une augmentation de la concentration en silicate. Les teneurs maximales en silicate dans le cours d'eau sont

généralement observées après les pics de concentration en nitrate, suggérant que ces deux éléments ont une réaction différente par rapport au comportement des cours d'eau. On peut remarquer également que la concentration atteinte dans le cours d'eau n'est pas dépendante de l'importance de l'épisode de crue.

Les pics hivernaux et printaniers résulteraient ainsi des apports provenant des cours d'eau, correspondant au débit maximal pour le premier et à la concentration maximale en silicate pour le second.

Le pic estival de silicate, observé par de nombreux auteurs en milieu côtier (Del Amo *et al.*, 1997 ; Souchu *et al.*, 1998), est expliqué par l'augmentation des processus de dissolution du silicate biogénique contenu dans les tests des diatomées benthiques et pélagiques (Ragueneau *et al.*, 1994).

Variations inter-annuelles

Il existe une différence significative ($p < 0,001$) de la teneur en silicate entre les différentes années.

Le test T de Bonferroni permet de différencier quatre groupes d'années, par ordre décroissant de teneur en silicate :

- 1991, 1992 ;
- 1992, 1993, 1988 ;
- 1993, 1988, 1990 ;
- 1989.

Globalement, comme dans le cas du nitrate, ce classement correspond à celui du débit des cours d'eau.

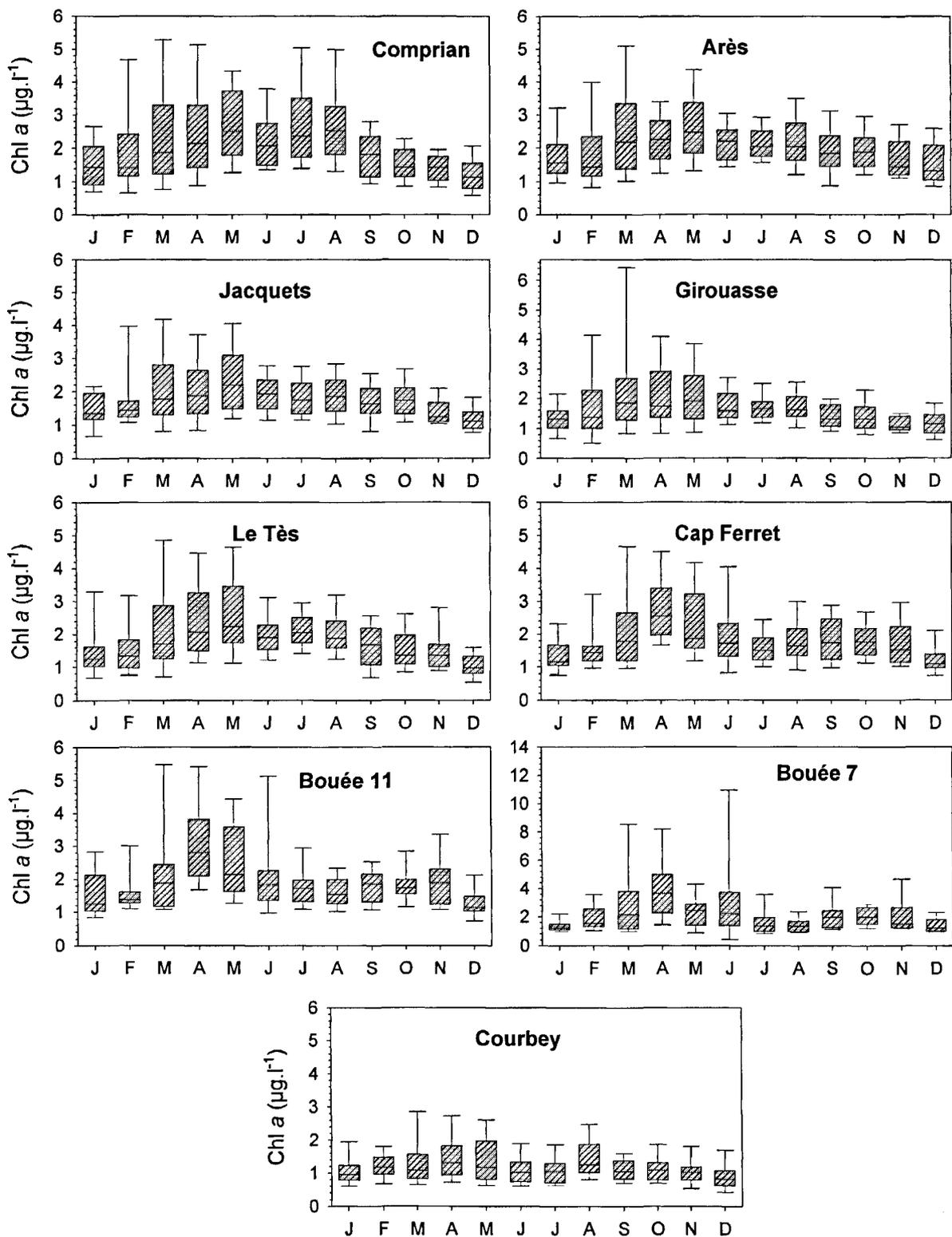


Figure 13 : Valeurs mensuelles de la concentration en chlorophylle a phytoplanctonique dans les 9 stations échantillonnées entre 1988 et 1997 (sauf pour Courbey, 1989-97 et Bouée 7, 1994-97).

3.9. Chlorophylle a phytoplanctonique² (Figure 13 - Annexe 2 - Figures R et S)

	Moyenne	min	max
Arès	2,1	0,20	7,8
Bouée 11	2,1	0,14	11
Bouée 7	2,4	0,22	13
Comprian	2,3	0,18	30
Courbey	1,3	0,13	19
Ferret	2,0	0,11	18
Girouasse	1,8	0,12	12
Jacquets	1,9	0,02	10
Tès	2,0	0,19	12

Tableau 18 : Valeurs moyennes, minimales et maximales de la concentration en chlorophylle a phytoplanctonique ($\mu\text{g.l}^{-1}$) mesurées dans les 9 stations entre 1988 et 1997.

Variations spatiales

Il existe une différence significative ($p < 0,001$) de la teneur en chlorophylle entre les différentes stations.

Le test T de Bonferroni indique que ces stations peuvent être regroupées en trois ensembles :

- Arès, Comprian, Bouée 11, Ferret, Tès, Jacquets
- Tès, Jacquets, Girouasse
- Courbey

On n'observe donc pas de gradient bien défini de richesse phytoplanctonique entre l'entrée et le fond de la Baie si l'on prend en compte les valeurs de chlorophylle a dans l'ensemble des prélèvements (HM et BM).

Le point "Courbey" présente la richesse phytoplanctonique la plus faible de l'ensemble des stations. Deux explications à ce phénomène peuvent être avancées. D'une part, ce chenal transversal et presque fermé, aux deux extrémités, par des seuils sableux est isolé des grands axes de circulation de

² Dans les périodes où l'agitation de l'eau provoque une remise en suspension des sédiments, les diatomées benthiques peuvent être prises en compte dans les mesures de chlorophylle. Toutefois, le fait que les prélèvements d'eau soient réalisés en surface doit limiter la présence de ces algues benthiques dans les échantillons.

l'eau dans la Baie. Par conséquent, il est possible que les populations phytoplanctoniques associées à ces masses d'eau n'y pénètrent qu'assez peu. D'autre part, les bordures de ce chenal sont occupées par une grande superficie de parcs à huîtres. De ce fait, la pauvreté en phytoplancton observée dans cette zone pourrait s'expliquer par la consommation élevée de cette biomasse importante d'organismes filtreurs.

Variations tidales

Les teneurs en chlorophylle sont significativement ($p = 0,009$) plus élevées à basse mer qu'à haute mer.

Toutefois, si l'on considère les valeurs moyennes calculées sur l'ensemble de la période, on distingue deux groupes de stations :

- celles où la teneur moyenne en chlorophylle est supérieure à basse mer, Comprian, Arès, Girouasse, soit les stations les plus internes ;
- celles où la teneur moyenne en chlorophylle est supérieure à haute mer, Bouée 11, Courbey, Tès, Ferret, soit les stations les plus externes.

Par ailleurs, il apparaît une tendance à un gradient inverse entre les concentrations en chlorophylle à basse mer et à haute mer. En moyenne, à basse mer, les stations internes sont plus riches que les stations externes ; le phénomène inverse est observé à haute mer (Tableau 19). Si l'on compare par exemple les observations du Ferret et de Comprian, les différences sont significatives, aussi bien à haute mer (Test de Mann-Whitney, $p = 0,029$) qu'à basse mer ($p < 0,001$). Toutefois, il faut souligner que la différence entre Ferret et Arès n'est significative qu'à basse mer ($p < 0,001$).

Concentration moyenne en chlorophylle ($\mu\text{g.l}^{-1}$) entre 1988 et 1997			
Haute mer		Basse mer	
Ferret	2,17	Comprian	2,74
Bouée 11	2,14	Arès	2,24
Tès	2,05	Bouée 11	2,05
Jacquets	1,96	Girouasse	1,91
Arès	1,95	Tès	1,90
Comprian	1,76	Ferret	1,86
Girouasse	1,62	Jacquets	1,81
Courbey	1,52	Courbey	1,13

Tableau 19 : Concentrations moyennes en chlorophylle à haute mer et à basse mer entre 1988 et 1997.

Cette gradation inverse dans les deux situations de marée est à mettre en relation avec les observations de Guillocheau (1988). En effet, cet auteur a caractérisé les peuplements phytoplanctoniques caractéristiques des différentes masses d'eau présentes dans la Baie en distinguant :

- un peuplement composé d'espèces provenant de la zone péritique côtière, caractéristique des stations les plus externes et de la marée haute.
- un peuplement composé de taxons benthiques, ultraplanc toniques et à tendance estuarienne, caractéristique des stations internes et de la basse mer.

Variations saisonnières

D'une façon générale, le rythme saisonnier de la chlorophylle a phytoplanctonique est marqué par un minimum en hiver suivi d'une forte augmentation entre les mois d'avril et de mai (poussée phytoplanctonique printanière). Au début de l'été, les teneurs diminuent, puis s'élèvent une seconde fois entre la fin de l'été et l'automne, mais en moindre proportion qu'au printemps.

Dans toutes les stations, la poussée printanière est à peu près simultanée. Par contre, le second pic ne se produit pas à la même époque dans les stations internes et externes.

Dans les stations les plus externes (Ferret, Bouée 11, Bouée 7), le second pic est bien centré sur la période automnale, entre septembre et novembre. Dans les

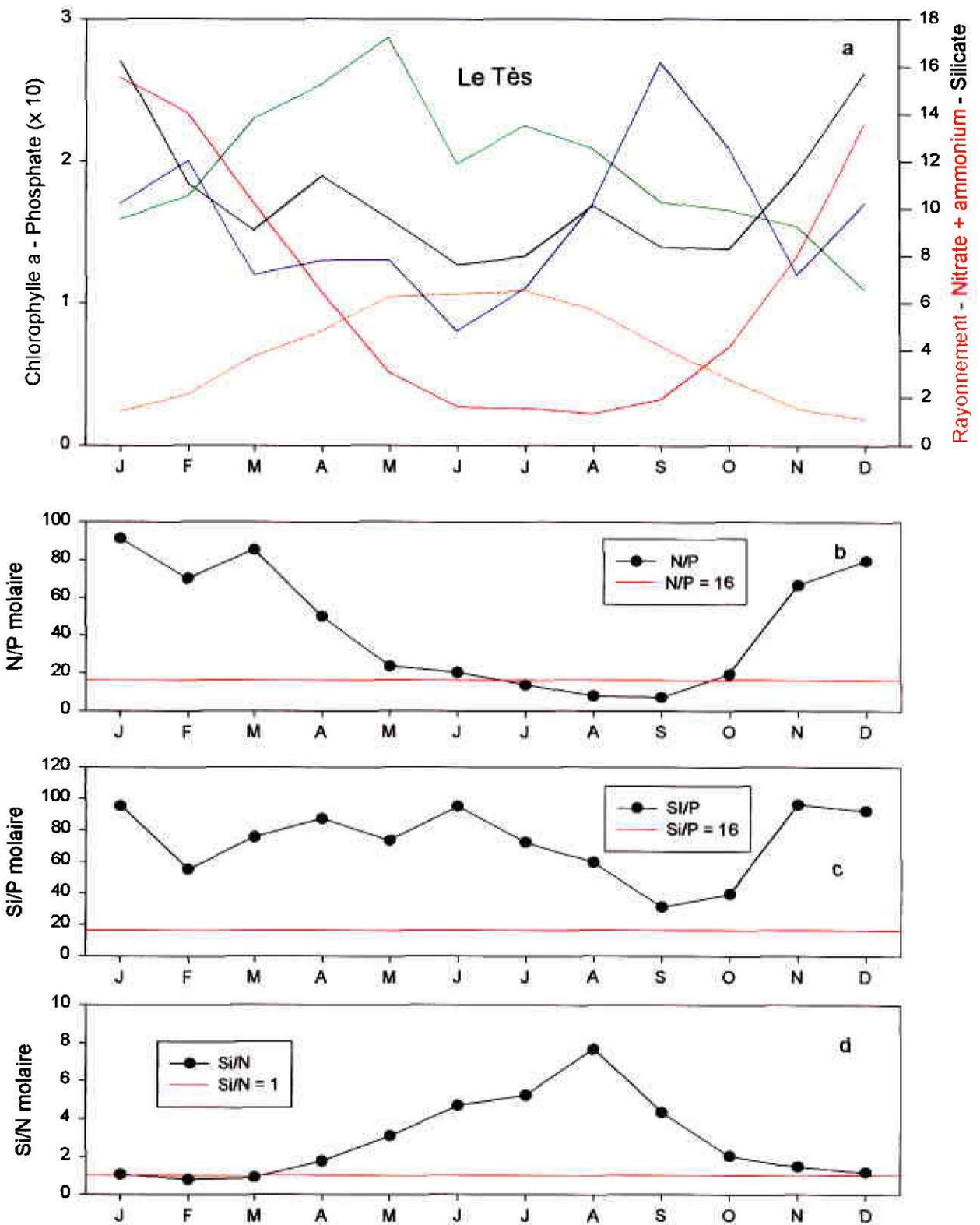


Figure 14 : Evolution du rayonnement, de la concentration en nutriments et de leur rapport molaire, et de la chlorophylle a à la station du Tès (moyennes mensuelles).

stations internes (Comprian, Arès, Jacquets), l'augmentation de concentration est plus précoce (août).

Comme dans le cas des variations tidales, ces observations peuvent être mises en relation avec les observations de Guillocheau (1988). Cet auteur a montré que les floraisons microplanctoniques printanières et automnales proviennent d'inoculum du large qui pénètrent dans le Bassin à la faveur du flot. Au printemps, la concentration en nitrate est élevée, et le maintien de la floraison pendant un temps suffisamment long lui permet de se propager vers les zones internes du Bassin. En automne, les faibles teneurs en nitrate restreignent l'ampleur de ce phénomène, si bien que le pic automnal est souvent limité à l'entrée du Bassin. Pour sa part, la floraison des espèces ultraplantoniques est estivale (forte température, faible teneur en nutriments) et concentrée dans les zones internes du Bassin.

Le cycle saisonnier moyen annuel de la chlorophylle a phytoplanctonique et des principaux nutriments à la station du Tès, ainsi que le cycle saisonnier du rayonnement sont représentés sur la figure 14.

Les moyennes mensuelles de ces différents paramètres sont calculées : sur l'ensemble de la période d'étude pour la chlorophylle a et le rayonnement, de 1990 à 1997 pour l'azote inorganique, de 1989 à 1993 pour le silicate, de 1994 à 1997 pour le phosphate.

Par ailleurs, pour cette même station moyenne, nous avons représenté l'évolution des rapports N/P, Si/P et Si/N molaires, sur la base des concentrations moyennes mensuelles établies sur les mêmes périodes, en représentant sur les graphes les limites établies par Redfield *et al.* (1963) pour définir les éléments limitant potentiellement le développement phytoplanctonique (Figure 14). Les fluctuations inter-annuelles des rapports N/P et Si/N sont rapportées en annexe 2 (Figures T à W).

L'analyse de ces figures permet de dégager les grandes lignes du développement phytoplanctonique dans le Bassin en rapport avec ses éléments limitants.

Le développement annuel du phytoplancton présente une saisonnalité liée à ses différents facteurs limitants du même type que celles qui sont classiquement rapportées dans la littérature, notamment dans une étude récente réalisée sur la rade de Brest (Le Pape *et al.*, 1996).

A la fin de l'automne et de l'hiver, la production phytoplanctonique est limitée par les basses températures et le faible rayonnement. C'est à cette période de

l'année que les concentrations en silicate et en azote inorganique sont maximales. Le phosphate étant présent en faible quantité dans l'eau de la baie, les rapports N/P et Si/P sont très élevés pendant cette saison (respectivement 60-90 et 50-100).

Entre les mois de février et de mai, la biomasse phytoplanctonique s'élève parallèlement à l'augmentation du rayonnement. Dans le même temps, les concentrations en nutriments diminuent, de façon peu marquée pour le silicate et le phosphate et de manière beaucoup plus drastique pour l'azote inorganique. Cette diminution s'explique à la fois par la diminution des apports par les cours d'eau et par la consommation accomplie par les populations végétales (microalgues, macroalgues et zostères).

Entre les mois de mai et de juin, le développement de ce bloom semblerait être limité par l'azote inorganique (Figure 14), lorsque les concentrations en cet élément diminuent au dessous de $2 \mu\text{mol.l}^{-1}$. Ce seuil est en concordance avec les valeurs de constantes de demi-saturation (K_m) établies par Fisher *et al.* (1988) et Dortch et Whitley (1992), soit respectivement $2,0$ et $1,0 \mu\text{mol.l}^{-1}$. De même, les populations phytoplanctoniques de la rade de Brest seraient limitées par l'azote lorsque la concentration en cet élément diminue au dessous de $1,6 \mu\text{mol.l}^{-1}$ (Dauchez *et al.*, 1991). Cette limitation par l'azote (rapport N/P < 16) se poursuit ensuite pendant tout l'été. Une telle périodicité de la limitation par l'azote avait déjà été observée pour les populations de *Monostroma obscurum* du Bassin (Auby *et al.*, 1994).

Comme nous l'avons déjà souligné, dans les stations internes et moyennes, ces faibles concentrations en azote n'empêchent pas le développement d'espèces ultraplanktoniques, mieux adaptées que les grandes espèces à cette pauvreté en nutriments. Comme le montrent les graphes des figures T et U (Annexe 2), cette limitation par l'azote intervient plus ou moins tôt et dure plus ou moins longtemps selon les années et les stations. Il semble que cette limitation soit moins sévère dans les stations directement influencées par l'Eyre (Comprian et Tès) et dans les stations externes (Bouée 11, Bouée 7) que dans les autres zones du Bassin.

Une caractéristique importante du développement phytoplanctonique dans le Bassin est la quasi absence de limitation printanière par le silicate dans les stations les plus internes de la Baie (Figure 14), au contraire de ce qui a été observé dans différentes rivières ou estuaires (Pô : Justic *et al.*, 1995 ; Rivière de Morlaix : Wafar *et al.*, 1983) et baies (Baie de Chesapeake : Conley et Malone, 1992 ; Rade de Brest : Del Amo *et al.*, 1997). En moyenne (Figure 12), les concentrations mesurées sont toujours égales ou plus élevées que les limites supérieures des K_m établis par Fisher *et al.* (1988), Peeters et Peperzak

(1990) et Dortch et Whitledge (1992), soit respectivement 5, 5 et 3,37 $\mu\text{mol.l}^{-1}$. Toutefois, on peut remarquer qu'une limitation printanière et estivale par le silicate peut parfois intervenir dans la station la plus externe (Bouée 11) (Annexe 2 - Fig Q et W).

Au regard de l'évolution des rapports N/P (Figure 14), le phytoplancton serait limité par le phosphore pendant tout le début de son bloom printanier. A cette époque de l'année, les concentrations en phosphate sont effectivement peu élevées (0,1 à 0,2 $\mu\text{mol.l}^{-1}$). Ces valeurs sont inférieures au K_m moyen de 0,2 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ établi par Fisher *et al.* (1988) et Dortch et Whitledge (1992). Toutefois, les valeurs du K_m mesurés par ces auteurs varient en de forte proportion : de 0,1 à 0,5 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ pour le premier et de 0,0001 à 2 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ pour le second. Cette forte variabilité s'explique par l'effet régulateur de la concentration en phosphate sur l'induction de l'enzyme responsable du transport de cet élément dans les cellules phytoplanctoniques (phosphatase alcaline) comme l'ont montré les travaux de Riegman *et al.* (1990).

A cet égard, il faut souligner qu'en dépit des faibles teneurs en phosphate mesurées dans les eaux du Bassin, aucune limitation par le phosphore n'a pu être mise en évidence chez les populations de *Monostroma* de la baie (Auby *et al.*, 1994).

Pendant la période où les paramètres physiques permettent la croissance du phytoplancton, l'azote serait donc le principal facteur limitant de cette production dans le Bassin d'Arcachon.

Variations inter-annuelles

Les teneurs en chlorophylle a sont significativement ($p < 0,001$) différentes entre les années.

Le test T de Bonferroni indique que ces années peuvent être regroupées en trois ensembles, par ordre décroissant de concentration moyenne en chlorophylle a :

- 1988, 1989, 1990, 1995
- 1991, 1992, 1993, 1994, 1997
- 1996

Cette variabilité inter-annuelle présente une tendance inverse au cycle que l'on observe pour le nitrate et le silicate. En effet, les années où les concentrations en nitrate et en silicate (1991- 1993) sont les plus élevées ne connaissent pas de développement phytoplanctonique particulièrement important. Au contraire, la chlorophylle planctonique est abondante en début de période (1988 à 1990), lorsque nitrate et silicate sont présents en concentration relativement faible, et en 1995, lorsque les teneurs en nitrate (et sans doute en silicate) recommencent à décroître après une série d'années riches en ce(s) nutriment(s).

Il faut rappeler que l'algue proliférante *Monostroma obscurum*, dont la période de production maximale se situe au même moment que le pic phytoplanctonique printanier (avril-mai : Auby *et al.*, 1994), a été particulièrement abondante dans le Bassin pendant la période de richesse en nitrate. On peut alors penser que l'abondance de ce nutriment a favorisé le développement de cette macroalgue aux dépens du phytoplancton. Lorsque les teneurs en nitrate sont insuffisantes pour permettre le développement de *Monostroma*, dont les besoins en azote sont importants, le phytoplancton aurait la possibilité de se développer.

En ce qui concerne la période récente (1996, 1997), marquée à la fois par un faible développement des macroalgues et du phytoplancton, on peut se demander si les apports en nitrate (et probablement en silicate) n'ont pas été vraiment trop faibles et trop limités dans le temps pour pouvoir soutenir cette production primaire printanière.

On peut remarquer que les 4 années de fortes teneurs en chlorophylle (1988 à 1990, 1995) sont également les 4 années de meilleure croissance des huîtres dans deux des trois secteurs où ce paramètre a été suivi entre 1986 et 1996 (Auby *et al.*, en prep.). Par ailleurs, l'année de plus faible teneur en chlorophylle (1996) est l'année où la croissance des huîtres a été la plus faible dans deux de ces secteurs.

Localité	Période	Température (°C)	Salinité (g.l ⁻¹)	MES (mg.l ⁻¹)	Ammonium (µmol.l ⁻¹)	Nitrate (µmol.l ⁻¹)	Phosphate (µmol.l ⁻¹)	Silicate (µmol.l ⁻¹)	Chlo a (µg.l ⁻¹)
Dunkerque ¹ (site côtier)	1992-94	12,2 (4,0 - 20,0)	34,0 (31,5 - 34,9)	10,7 (2,3 - 29,0)	4,11 (0,72 - 24,60)	11,42 (0,15 - 54,00)	0,95 (0,05 - 9,75)	5,56 (0,18 - 24,46)	8,5 (0,8 - 51,7)
Boulogne/mer ¹ (site côtier)	1992-94	11,5 (5,5 - 18,5)	33,8 (29,2 - 37,8)	5,4 (< 0,3 - 24,8)	1,05 (0,05 - 3,69)	8,18 (0,02 - 43,31)	0,61 (0,02 - 3,07)	5,01 (0,25 - 18,55)	2,8 (< 0,02 - 29,6)
Baie de Somme ¹ (site côtier)	1992-94	12,0 (5 - 20,5)	30,7 (26,0 - 33,4)	40,5 (5,7 - 199,8)	4,12 (< 0,015 - 30,70)	12,38 (< 0,15 - 51,14)	0,65 (0,01 - 3,03)	6,48 (< 0,1 - 34,04)	6,5 (0,3 - 30,8)
Rade de Brest ² (station R3 surface)	1993	12,9 (8,2 - 16,9)	34,1 (31,8 - 34,5)		0,55 (0 - 1,45)	13,41 (0 - 49,4)	0,22 (0 - 0,57)	4,35 (0 - 18,42)	1,61 (0 - 5,45)
Baie de Bourgneuf ³ nord	1990-91	13,83 (3 - 21,8)	33,93 (31,0 - 36,0)	153,95 (14 - 415)	7,47 (2,0 - 20,0)	17,22 (0 - 49,1)	0,56 (0,01 - 1,6)	14,02 (2 - 25)	12,06 (3,0 - 28,8)
sud		13,78 (3 - 22,8)	33,95 (32,0 - 35,5)	33,80 (12 - 104)	5,53 (1,6 - 24,0)	14,11 (0 - 53,8)	0,39 (0,01 - 1,1)	10,95 (2 - 25)	4,44 (1,2 - 12,0)
Bassin de Thau ⁴ Mer	1993-94	14,6 (7,4 - 23,2)	36,3 (28,9 - 38,0)		0,71 (0 - 5,20)	3,86 (0 - 26,9)	0,14 (0 - 0,67)	4,00 (0 - 25)	2 (0,04 - 9)
Lagune (5 stations surface)		14,3 - 14,4 (5,6 - 25,6)	34,9 - 35,8 (29,3 - 38,8)	3,51 ⁵	0,74 - 1,20 (0 - 5,70)	0,64 - 1,45 (0 - 10,80)	0,45 - 0,68 (0 - 1,87)	9 - 13 (0,7 - 31)	2 - 4 (0,27 - 37)
Marennes-Oléron (Le Chapus) ⁶	1977 - 98	14,1 (1,0 - 22,4)	31,8 (21,5 - 31,8)	53,6 (0,8 - 564,0)	2,56 (0,10 - 10,60)	21,08 (0,10 - 273,6)	0,73 (0,01 - 6,43)	13,1 (0,8 - 115,2)	3,06 (0,01 - 55,45)
Bassin d'Arcachon ⁷ Arès	1988-97	15,52 (2,70 - 26,60)	27,3 (4,4 - 35,7)	7,2 (1,7 - 26,0)	1,26 (0,01 - 8,33)	3,75 (0,00 - 14,14)	0,14 (0,00 - 0,69)	16,0 (0,0 - 70,3)	2,09 (0,20 - 7,75)
Bouée 11		15,28 (5,80 - 25,20)	32,7 (26,4 - 35,4)	8,9 (2,2 - 65,2)	0,77 (0,00 - 4,61)	2,41 (0,00 - 57,14)	0,14 (0,00 - 0,94)	4,6 (0,0 - 21,5)	2,36 (0,14 - 10,53)
Bouée 7		15,70 (7,80 - 23,10)	34,2 (31,2 - 35,4)	9,7 (2,7 - 98,4)	0,49 (0,03 - 4,21)	3,62 (0,00 - 66,90)	0,17 (0,00 - 0,66)		2,09 (0,22 - 13,30)
Comprian		15,57 (3,00 - 26,50)	26,7 (4,8 - 34,4)	10,3 (2,1 - 108,3)	1,56 (0,00 - 8,49)	10,51 (0,00 - 95,50)	0,15 (0,00 - 0,70)	19,1 (0,0 - 84,0)	2,26 (0,18 - 30,25)
Courbey		15,50 (3,00 - 25,20)	31,7 (22,6 - 35,5)	6,4 (1,7 - 27,5)	1,03 (0,02 - 5,11)	3,65 (0,00 - 34,78)	0,13 (0,00 - 0,66)	6,8 (0,0 - 28,3)	1,32 (0,13 - 18,64)
Ferret		15,26 (5,00 - 24,60)	32,4 (23,2 - 35,4)	8,1 (2,3 - 56,0)	0,70 (0,00 - 5,23)	3,21 (0,00 - 45,10)	0,16 (0,00 - 0,81)	5,2 (0,0 - 58,7)	2,02 (0,11 - 18,28)
Girouasse		15,52 (3,00 - 25,50)	30,0 (18,5 - 34,5)	7,3 (2,3 - 29,6)	1,09 (0,03 - 6,75)	4,27 (0,00 - 31,60)	0,15 (0,00 - 0,94)	10,9 (1,0 - 43,1)	1,77 (0,12 - 11,54)
Jacquets		15,53 (3,00 - 26,50)	29,6 (12,1 - 34,8)	6,6 (1,7 - 28,1)	0,96 (0,00 - 6,47)	3,53 (0,00 - 33,95)	0,15 (0,00 - 1,16)	10,7 (1,1 - 36,3)	1,88 (0,02 - 10,11)
Tès		15,49 (3,00 - 26,60)	30,2 (15,1 - 34,8)	8,1 (2,6 - 26,6)	1,08 (0,01 - 6,56)	5,33 (0,00 - 60,46)	0,13 (0,00 - 0,60)	10,3 (0,0 - 45,5)	1,98 (0,19 - 11,68)

Tableau 20 : Paramètres physico-chimiques mesurés dans quelques zones côtières françaises : Moyenne (mimimum - maximum) (1. Hitier *et al.*, 1996 ; 2. Del Amo *et al.*, 1997 ; 3. Haure et Baud, 1995 ; 4. Gasc, 1997 ; 5. Pichot *et al.*, 1996 ; 6. Base RAZLEC (voir également Soletchnik *et al.*, 1998 ; Faury *et al.*, 1999 ; 7. Présente étude).

4. Comparaison du Bassin d'Arcachon avec d'autres sites côtiers français

Le tableau 20 permet de comparer la qualité des eaux du Bassin d'Arcachon avec celle de quelques autres sites côtiers français.

Par rapport à ces autres sites, les eaux d'Arcachon sont caractérisées par la variabilité de leur température (plus élevée, en moyenne, que dans tous les autres secteurs) et de leur salinité (plus faible, en moyenne que dans tous les autres sites).

Les matières en suspension y sont peu concentrées, à l'instar des eaux côtières de Dunkerque et de Boulogne/mer, de la rade de Brest (Olivier Le Pape, comm. pers.) et du Bassin de Thau.

Les eaux d'Arcachon présentent des concentrations en ammonium et en phosphate plus faibles que tous les autres sites côtiers réunis dans ce tableau. Les concentrations en nitrate sont également peu élevées, du même ordre que celles mesurées dans le Bassin de Thau. Par contre, les silicates y sont abondants, comme à Bourgneuf, à Marennes-Oléron et dans la lagune de Thau.

Les biomasses phytoplanctoniques ne sont pas élevées, du même ordre que celles qui sont mesurées à Boulogne/mer, dans la rade de Brest et à Thau. Elles sont plus faibles que les biomasses observées dans d'autres sites conchylicoles atlantiques : Baie de Bourgneuf, bassin de Marennes-Oléron (Tableau 20), Pertuis Breton, Baie de l'Aiguillon et Chatelaillon-Ile d'Aix (données REPHY in Manaud *et al.*, 1997).

Cette relative faiblesse des concentrations en nutriments (autres que le silicate) dans le Bassin s'explique de deux façons.

D'abord, on peut considérer que les apports parvenant au Bassin d'Arcachon ne sont pas extrêmement élevés, même s'ils ont augmenté depuis les 20 dernières années, notamment en ce qui concerne le nitrate. Contrairement à ce que l'on observe dans d'autres zones côtières, aucune industrie ne rejette directement ses effluents dans le Bassin, et les rejets domestiques sont, en presque totalité, collectés et expulsés à l'extérieur de la baie (Auby *et al.*, 1994).

Les processus internes interviennent également pour expliquer ce phénomène. En effet, le Bassin d'Arcachon est le siège d'une intense production primaire, benthique en grande majorité et constituée notamment par les herbiers de zostères (Auby *et al.*, in prep.). Ces herbiers, qui colonisent la moitié de la

surface de la Baie, jouent probablement un rôle important de "tampon" dans le cycle des nutriments, en stockant une grande partie de ces éléments dans leur biomasse relativement pérenne. Ainsi, ces herbiers limitent sans doute le développement des autres producteurs primaires dans le système, notamment celui des macroalgues et du phytoplancton.

Néanmoins, en raison du temps de résidence élevé des masses d'eau et de ses caractéristiques physiques favorables au développement des végétaux (faible profondeur, faible turbidité, température et ensoleillement élevés), le Bassin est un système sensible à des niveaux d'eutrophisation relativement peu importants. Les développements de macroalgues proliférantes, à la faveur de l'augmentation des concentrations en nitrate au cours des années 1990, en sont une illustration exemplaire.

5. CONCLUSION

L'analyse des résultats acquis depuis 1988 permet d'établir un bilan critique des différents maillons de la stratégie adoptée dans ce réseau hydrologique. Les paragraphes suivants contiennent les réflexions et éventuels projets d'amélioration relatifs à ces différents niveaux.

Par ailleurs, cette synthèse est l'occasion de rappeler et de préciser dans quelle mesure l'existence de ce réseau se justifie par rapport aux objectifs du Laboratoire DEL de la station d'Arcachon.

Cohérence de la stratégie d'échantillonnage

- Paramètres mesurés

Les paramètres mesurés dans le cadre de ce réseau sont fondamentaux. Les informations recueillies suffisent pour décrire, dans leurs grandes lignes, les caractéristiques des masses d'eau échantillonnées.

On peut toutefois regretter l'abandon, en 1993, du suivi des concentrations en silicate. En effet, si cet élément est abondant à l'intérieur du Bassin, l'analyse des séries de données a permis de mettre en évidence que les populations phytoplanctoniques des zones situées à l'entrée de la baie pouvaient, dans certains cas, être limitées par ce nutriment. Or, une grande partie de la production ostréicole provient aujourd'hui de cette partie du Bassin. Pour cette raison, il serait souhaitable de reprendre les mesures de silicate dans le cadre du réseau hydrologique.

- Localisation des stations

L'analyse des résultats de cette synthèse permet de mettre en évidence la représentativité des stations par rapport aux différentes zones hydrologiques du Bassin et l'éventuelle redondance entre certaines d'entre elles (Figure 3).

- Les stations **Comprian** et **Tès** sont caractéristiques du groupe sud des chenaux intérieurs, fortement influencé par les apports de l'Eyre, et soumis à l'agitation générée par les vents d'ouest dominants. Le maintien de ces stations se justifie notamment par la nécessité d'appréhender la variabilité des apports d'eau douce et de nutriments par ce cours d'eau principal, ce que le Réseau National de Bassin (RNB) ne peut pas montrer du fait d'une fréquence

insuffisante de mesures. La variabilité saisonnière et inter annuelle de l'impact de cette rivière permettent d'expliquer par exemple les fluctuations de la composition spécifique du zooplancton (B. Sautour, com. pers.) ou de la biomasse des macroalgues proliférantes (Auby *et al.*, 1994).

De plus, ces deux stations sont situées dans des zones traditionnellement utilisées pour le captage de naissain d'huîtres et doivent, à ce titre, être surveillées d'un point de vue hydrologique.

- La station **Girouasse** est caractéristique du groupe centre des chenaux intérieurs, peu influencé par les apports hydrologiques continentaux. L'intérêt de cette station réside dans le caractère relativement marin des eaux de cette zone, en dépit de sa situation interne. A ce titre, les niveaux des paramètres qu'on y mesure peuvent servir d'indices de référence pour apprécier l'éventuelle "lagunarisation" du système, en s'affranchissant de la variabilité des apports hydrologiques continentaux.

- La station **Jacquets** est caractéristique du groupe nord des chenaux intérieurs, principalement influencés par le canal du Porge et le Cirès, et protégés des vents d'ouest dominants.

Les caractéristiques hydrologiques de la station **Arès** sont sous la dépendance principale des apports du Canal du Porge. Depuis le déplacement (en 1992) de la station Comprian vers l'aval, cette station n'a plus de "pendant" dans l'angle sud-est de la Baie. Elle a toutefois été maintenue dans le réseau hydrologique pour pallier l'absence de suivi, notamment dans le cadre du Réseau National de Bassin, dans ce canal en dépit de son débit relativement important (valeur du module en seconde position, après l'Eyre). L'abandon de cette station peut-être envisagé, dans le mesure où le point **Jacquets** intègre également les apports de ce canal. Néanmoins, il serait souhaitable que ce cours d'eau soit, comme l'Eyre, suivi dans le cadre du RNB.

- La station **Courbey** est caractéristique des chenaux transversaux que leur orientation place à l'écart des grands axes hydrauliques, à l'instar du Courant, de Cousse et du chenal de l'Ile. Les faibles courants qui les parcourent y favorisent la sédimentation de matière particulaire, organique notamment. Leur fond est le siège d'intenses phénomènes de reminéralisation qui confère à leurs eaux des concentrations relativement élevées en ammonium et en phosphate. Le fonctionnement particulier de ces chenaux, dans lesquels les caractéristiques hydrauliques (faibles courants) et chimiques (forte concentration en nutriments) favorisent la production primaire, mérite un intérêt particulier qui justifie que la station **Courbey** soit conservée dans le réseau.

- Les stations **Ferret**, **Bouée 11** et **Bouée 7** caractérisent les masses d'eau qui rentrent et qui sortent de la Baie. L'intérêt de connaître la qualité de ces eaux est évident.

L'analyse des résultats du réseau ont cependant permis de mettre en évidence que les stations **Ferret** et **Bouée 11** sont redondantes. En effet, elles présentent des valeurs comparables pour tous les paramètres, sauf en ce qui concerne les matières en suspension. On peut donc envisager de supprimer l'une d'elle, en l'occurrence celle qui est la plus éloignée de la passe, soit la station **Ferret**.

En résumé, l'analyse des résultats obtenus amène à la conclusion que deux stations peuvent être supprimées du réseau : **Arès** et **Ferret**.

- Fréquence d'échantillonnage

Le pas de temps choisi (hebdomadaire) rend bien compte de la variabilité temporelle des processus, même ceux dont l'apparition est sporadique (apports de nitrate par les cours d'eau, reminéralisation du silicate et du phosphate, blooms phytoplanctoniques). Pour cette raison, il nous semble souhaitable de conserver cette fréquence dans l'avenir.

Par ailleurs, l'alternance basse mer/haute mer permet de caractériser les conditions hydrologiques moyennes et extrêmes affectant les peuplements infratidaux et les conditions moyennes auxquelles sont soumis les peuplements intertidaux.

- Profondeur de prélèvement

Une étude préalable (Robert et Guillocheau, 1987) a permis de mettre en évidence que, pour la température, la salinité et les matières en suspension, les valeurs mesurées au fond et en surface ne sont pas significativement différentes dans les eaux du Bassin. En effet, en raison de la faible hauteur d'eau moyenne dans l'ensemble de la Baie et des courants de marée permanents qui animent cette masse d'eau, on n'observe pas de stratification dans le Bassin. Cette situation justifie le fait que l'échantillonnage ait été limité, dans le cadre de ce réseau, aux eaux de surface.

Toutefois, il semblerait plus judicieux d'effectuer dans l'avenir ces prélèvements en subsurface (1 à 2 m de profondeur) afin de s'affranchir du possible parasitage (notamment par les substances et les corps flottants) des paramètres à l'interface air-eau.

Le réseau local hydrologique d'Arcachon : Objectifs et validité

Le réseau "hydrologie Bassin d'Arcachon", piloté et financé jusqu'à présent exclusivement par l'IFREMER, répond à plusieurs objectifs maintenant clairement établis :

- **Les objectifs patrimoniaux** (gestion du patrimoine) qui recouvrent l'évaluation de la qualité hydrologique du milieu, la détermination des caractéristiques spatio-temporelles des différents secteurs et la mise en évidence de tendances, qu'elles qu'en soient les causes (climatologiques ou anthropiques).
- **Les objectifs d'usages** liés aux cultures marines, tels que la caractérisation et la surveillance du niveau trophique du bassin et la constitution d'une base de données élémentaire, support indispensable à toute expertise du milieu et des populations exploitées. Les données recueillies dans le cadre de ce réseau sont une référence de base pour les études à caractère socio-économique (captage, mortalités, croissance...), viennent en aide à l'interprétation des autres réseaux de la DEL et de la DRV (REMORA, REPAMO, REPHY, REMI...) et sont essentielles pour le diagnostic des épisodes dystrophiques défavorables à la pêche intra-bassin et aux activités de tourisme. Par exemple, leur intérêt a été largement démontré au cours de l'étude des causes de la prolifération de macroalgues *Monostroma obscurum* dans le Bassin.

Outre leur utilisation par la station IFREMER d'Arcachon, il faut souligner que les demandes concernant leur divulgation sont nombreuses, émanant d'acteurs très variés et concernant des sujets divers, touchant aussi bien à des thèmes physiques (sédimentologie, nature et circulation des masses d'eau) que biologiques (production primaire et secondaire, parasitologie, physiologie de la respiration,...).

A ce stade, il est important de rappeler que depuis 1998, l'IFREMER a élaboré un programme de mise sous assurance qualité des activités de surveillance de la Direction de l'Environnement et Aménagement du Littoral, destiné à garantir la traçabilité et l'irréprochabilité des techniques d'acquisition et de traitement des données. Dans ce contexte il est bien évident que très prochainement, le réseau "hydrologie bassin d'Arcachon", sera mis sous assurance qualité. Comme toutes celles issues des autres "réseaux", les données seront validées et saisies dans la

base de données QUADRIGE administrée par IFREMER. A ce titre elles bénéficieront des mêmes outils d'interprétation et seront soumises aux mêmes règles de diffusion.

L'utilité des données obtenues grâce au réseau a été amplement démontré dans les années passées. Il s'agit d'un outil pérenne essentiel à la compréhension et au contrôle de l'évolution écologique de la baie.

La réflexion contenue dans ce rapport a pour conséquence de rénover et de concentrer le réseau sur ce qui, à l'usage, est apparu comme essentiel.

Bibliographie

Amanieu M. (1966). Recherches écologiques sur les faunes des plages abritées et les étangs saumâtres du Bassin d'Arcachon. *Thèse Doctorat d'Etat*, Université de Bordeaux, 270 pp.

Aminot A., Chaussepied M., 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO, BNDO/Documentation Brest, 395 pp.

Ascensio N., Darchen J., Deconinck D., Dziera S., Kerleau C. (1987). Eléments climatologiques concernant les côtes de la France métropolitaine. Fasc 5 : de Chassiron à Cap Ferret. Rapport Direction de la Météorologie nationale, 101 pp.

Auby I., Castel J., Escaravage V., Etcheber H., Garcia M., Labourg P.-J., Relexans J.C., Salinères J.B. (1987). Composition et évolution de la matière organique à l'interface eau-sédiment de zone ostréicoles et d'herbiers à *Zostera noltii* dans le Bassin d'Arcachon. G.I.S. Ressources vivantes Région Atlantique sud-Vilaine, compte-rendu du contrat n°855080580; 23 pp.

Auby I., Manaud F., Maurer D., Trut G. (1994). Etude de la prolifération des algues vertes dans le Bassin d'Arcachon. IFREMER-CEMAGREF-SSA-SABARC. Rapport d'Etude pour le S.I.B.A., 163 pp + annexes.

Bachelet G., Montaudouin (de) X., Dauvin J.-C. (1996). The quantitative distribution of subtidal macrozoobenthic assemblages in Arcachon Bay in relation to environmental factors : a multivariate analysis. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **42**, 371-391.

Borneuf D. (1968). Etude hydrogéologique et géochimique de la nappe phréatique à l'Est du Bassin d'Arcachon. *Thèse 3ème Cycle*, Université de Bordeaux I, 96 pp.

Bouchet J.M. (1968). Etude océanographique des chenaux du Bassin d'Arcachon. *Thèse de Doctorat d'Etat*, Faculté des Sciences Bordeaux, 163 pp + annexes (tome 1).

Campagne M. (1998). Contribution à l'étude de la dynamique des nutriments arrivant au Bassin d'Arcachon en relation avec les caractéristiques naturelles et anthropiques des milieux. D.E.S.S. Eaux Continentales, Université Franche-Comté UFR Sciences, 47 pp.

Carruesco C., Alvinerie J. (1990). Le Bassin d'Arcachon. Environnement lagunaire de la côte landaise en constante évolution. Actes colloque "Le littoral gascon et son arrière-pays". Soc. Hist. et Archéo. Arcachon et pays de Buch, 47-68.

Castaing P., Lagardère F. (1983). Variations saisonnières de la température et de la salinité des eaux du plateau continental aux abords de la Gironde. *Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine*, **33**, 61-69.

Conley D.J., Malone T.C. (1992). Annual cycle of dissolved silicate in Chesapeake Bay : implications for the production and fate of phytoplankton biomass. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **81**, 121-128.

Dauchez S., Queguiner B., Tréguer P., Zeyons C. (1991). A comparative study of nitrogen and carbon uptake by phytoplankton in a coastal eutrophic ecosystem of western Europe (Bay of Brest, France). *Oceanologica Acta*, **14**(1), 87-95.

De Wit R., Stal L.J., Lomstein B.A., Herbert R.A., Trousselier M., Van Gemerden H., Viaroli P.L., Ceccherelli U., Rodriguez-Valera F. (1998). The role of buffering capacities in stabilising coastal lagoon ecosystems ("ROBUST"). Third European Marine Science and Technology Conference, Lisbon, May 1998, 688-698.

Del Amo Y., Le Pape O., Tréguer P., Quéguiner B., Ménesguen A., Aminot A. (1997). Impact of high-nitrate inputs on macrotidal ecosystems. I. Seasonal evolution of nutrient limitation for the diatom-dominated phytoplankton of the Bay of Brest (France). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **161**, 213-224.

Dortch Q., Whittedge T.E. (1992). Does nitrogen or silicon limit phytoplankton production in the Mississippi river plume and nearby regions? *Cont. Shelf Res.*, **12**, 1293-1309.

Faugère J.G., Salinères J.B., Vigneaux M., Carruesco C., Barbier J.M., Feral A., Villerot M. (1981). Baie d'Arcachon. Etude du cycle du zinc. Rapport S.M.N.G., L.M.B., I.G.B.A., 80 pp + annexes.

Faury N., Razet D., Soletchnik P., Gouletquer P., Ratiskol J., Garnier J. (1999). Hydrologie du bassin de Marennes-Oléron. Analyse de la base de données RAZLEC 1977-1995. Rapport interne IFREMER / DRV / RA / LCPC /RST/99-12, 51 p.

Fischer T.R., Harding L.W., Stanley D.W., Ward L.G. (1988). Phytoplankton, nutrients and turbidity in the Chesapeake, Delaware and Hudson estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **27**, 61-93.

Froidefond J.M., Castaing P., Jouanneau J.M. (1996). Distribution of suspended matter in a coastal upwelling area. Satellite data and in situ measurements. *J. Mar. Sys.*, **8**, 91-105.

Gasc A. (1997). Etude de la production primaire régénérée dans un écosystème conchylicole : Le Bassin de Thau. *Thèse Université Montpellier 2*, 216 pp.

Gassiat L. (1989). Hydrodynamique et évolution sédimentaire d'un système lagune-flèche littorale. Le Bassin d'Arcachon et la flèche du Cap Ferret. *Thèse* Université de Bordeaux I, 228 pp.

Gomez-Hernandez M.E. (1996). Rôle des sédiments dans l'eutrophisation d'une lagune littorale méditerranéennes : Echange du phosphate entre le sédiment et l'eau en fonction des conditions environnementales. *Thèse* Université Montpellier I, 198p.

Guillocheau N., 1988. Répartition spatio-temporelle du phytoplancton du Bassin d'Arcachon. *Thèse* Université Aix-Marseille II, 156 pp.

Haure J., Baud J.P. (1995). Approche de la capacité trophique dans un Bassin ostréicole (Baie de Bourgneuf). *Rapport interne* IFREMER DRV/95.16/Bouin, 103 pp.

Hitier B., Olivesi R., Rybarczyk H., Delesmont R., Morel M., Loquet N. (1996). Suivi régional des nutriments sur le littoral Nord Pas-de-Calais / Picardie. *Rapport interne* IFREMER DEL/96.15/Boulogne, 58 pp.

Ibanez F., Fromentin J.M., Castel J. (1993). Application de la méthode des sommes cumulées à l'analyse des séries chronologiques. *C. R. Acad. Sci.*, **316**, 745-748.

Justic D., Rabalais N.N., Turner R.E. (1995). Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication. *Mar. Pollut. Bull.*, **30**, 41-46.

Laplana R., Billy F., Beuffe H. (1993). Localisation, Quantification et Dynamique des apports de nutriments au Bassin d'Arcachon. CEMAGREF-Bordeaux, Etude n°66, Rapport provisoire 07-93, 64pp.

Le Dantec J. (1960). Observations complémentaires sur les conditions de milieu du Bassin d'Arcachon. *Rapport P.V. réunion Cons. perm. int. Explor. Mer*, **28**.

Le Pape O., Del Amo Y., Ménesguen A., Aminot A., Quéguiner B., Tréguer P. (1996). Resistance of a coastal ecosystem to increasing eutrophic conditions : the Bay of Brest (France), a semi-enclosed zone of western Europe. *Continental Shelf Research*, **16**(15), 1885-1907.

L'Yavanc J. (1995). Evolutions bathymétrique et morphologique du Bassin d'Arcachon. *Rapport interne* IFREMER pour l'Etude Intégrée du Bassin d'Arcachon, 82 pp. + cartes et annexes.

Manaud F., Bouchet J.M., Deltreil J.P., Maurer D., Trut G., Auby I., Dreno J.P., L'Yavanc J., Masson N., Pellier C. (1997). Etude intégrée du Bassin d'Arcachon. Tome 1 : Physique ; Tome 2 : Qualité de l'eau et des

sédiments ; Tome 3 : Biologie ; Tome 4 : Activités ; Tome 5 : Activités ressources vivantes. Rapport interne DEL/Arcachon, 5 classeurs.

Maurer D. (1989). Approche des relations entre la croissance de l'huître creuse *Crassostrea gigas* et le milieu dans le Bassin d'Arcachon. *Rapport interne IFREMER DRV/89.034/Arcachon*, 33 pp.

Oh J.K. (1978). Contribution à l'étude sédimentologique du delta de la Leyre (Bassin d'Arcachon), France. *Thèse Université Bordeaux I*, 193 pp.

Pichot P., Deslous-Paoli J.M., Juge C. (1996). Matière en suspension et sédimentation dans la lagune de Thau. *Rapport interne IFREMER DEL/96.01/Sète*, 36 pp.

Ragueneau O., De Blas Varela E., Tréguer P., Quéguiner P., Del Amo Y. (1994). Phytoplankton dynamics in relation to the biogeochemical cycle of silicon in a coastal ecosystem of western Europe. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **106**, 157-172.

Redfield A.C., Ketchum B.H., Richards F.A. (1963). The influence of organisms on composition of seawater. In : Hill MN (ed) *The sea*, Vol II J Wiley, New York, 26-77.

Riegman R., Colijn F., Malschaert J.F.P., Kloosterhuis H.T., Cadée, G.C. (1990). Assesment of growth rate limiting nutrients in the north sea by the use of nutrient uptake kinetics. *Neth. J. Sea Res.*, **26** (1), 53-60.

Robert R., Guillocheau N., Collos Y. (1987). Hydrobiological parameters during an annual cycle in the Arcachon Basin. *Mar. Biol.*, **95** (4), 631-640.

Saint-Pé M.A. (1966). Etude hydrogéologique et géochimique : la nappe phréatique du Nord-Est du Bassin d'Arcachon et son influence sur l'alimentation des aquifères sous-jacents. *Thèse 3ème Cycle Université de Bordeaux I*, 73 pp. + cartes.

Salomon J.C., Breton M. (1995). Arcachon - L'Hydrodynamique par la modélisation mathématique. *Rapport interne IFREMER/DEL/HS.12.96*, 23 p + 54 fig.

Soletchnik P., Faury N., Razet D., Gouletquer P. (1998). Hydrobiology of the Marennes-Oléron bay. Seasonal indices and analysis of trends from 1978 to 1995. *Hydrobiologia*, **386**, 131-146.

Souchu P., Gasc A., Collos Y., Vaquer A., Tournier H., Bibent B., Deslous-Paoli J.M. (1998). Biogeochemical aspects of bottom anoxia in a Mediterranean lagoon (Thau, France). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **164**, 135-146.

Wafar M.V.M., Le Corre P., Birrien J.L. (1983). Nutrients and primary production in permanently well-mixed temperate coastal waters. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **17**, 431-446.

Welsh D.T., Bourguès S., de Wit R., Herbert R.A., 1996. Seasonal variation in rates of heterotrophic nitrogen fixation (acetylen reduction) in *Zostera noltii* meadows and uncolonised sediments of the Bassin d'Arcachon, south-west France. *Hydrobiologia*, **329**, 175-183.

Annexes

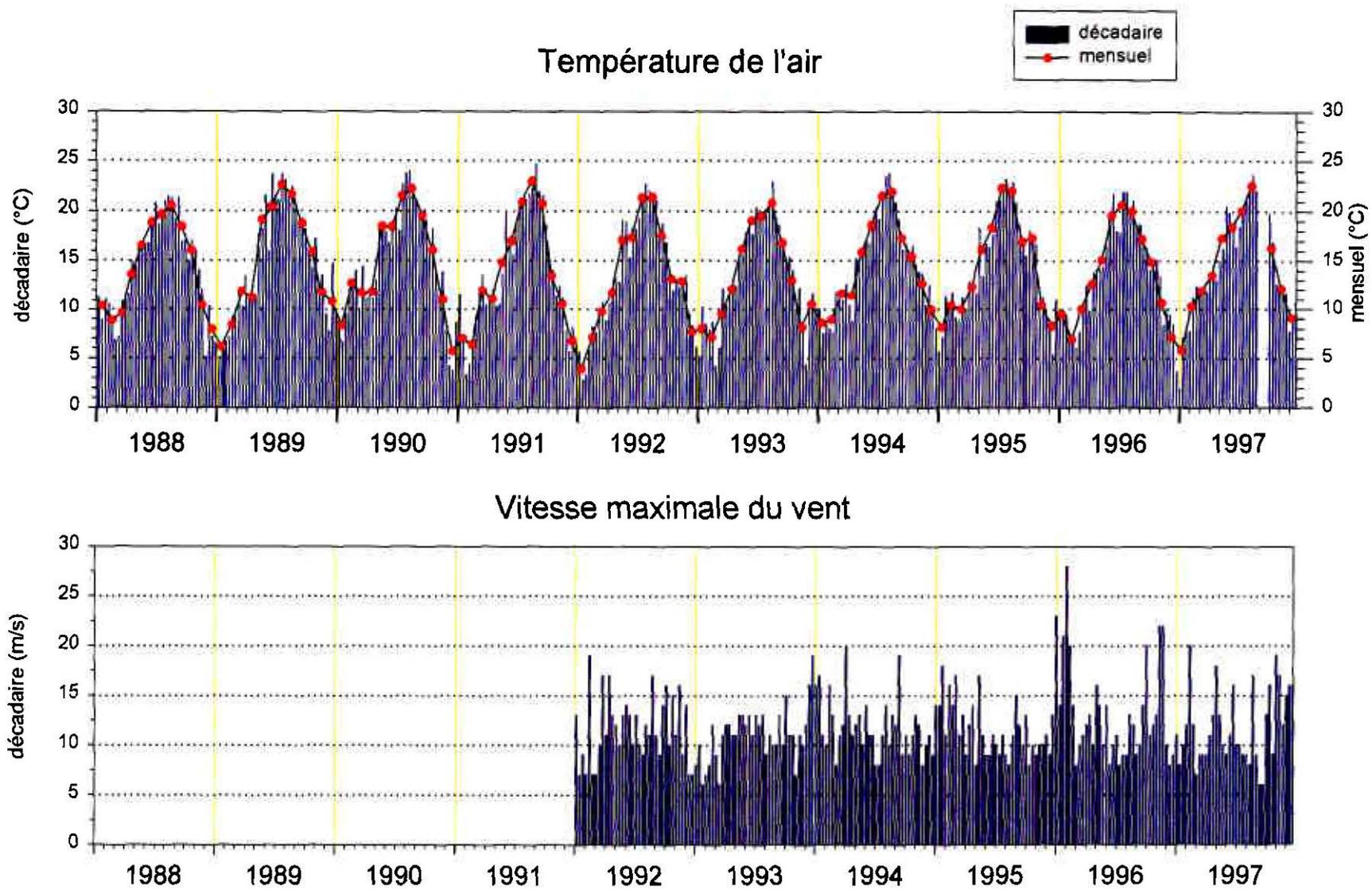


Figure A : Evolution temporelle de la température de l'air et de la vitesse maximale du vent à Arcachon entre 1988 et 1997.

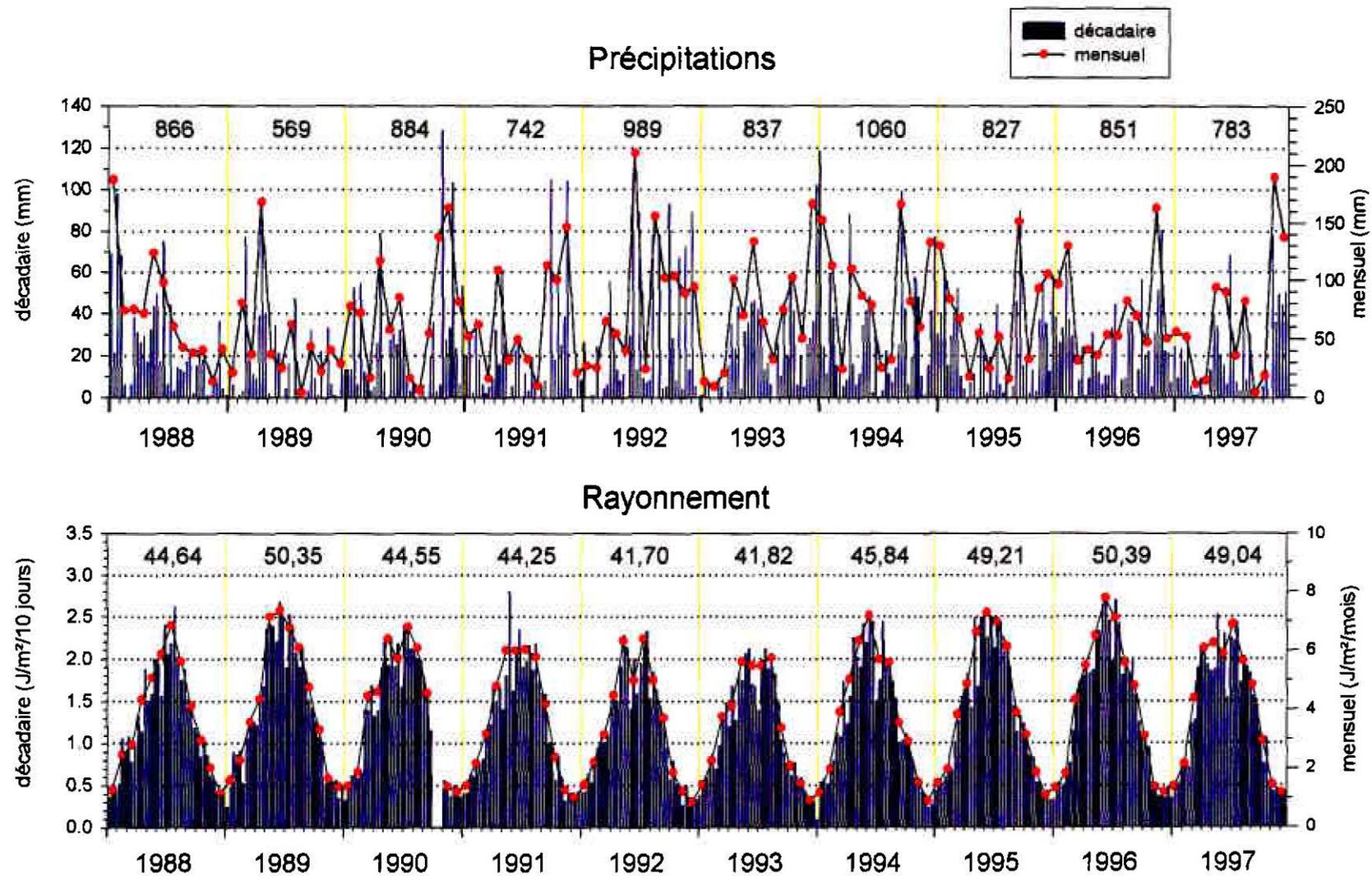


Figure B : Evolution temporelle des précipitations et du rayonnement à Arcachon entre 1988 et 1997.

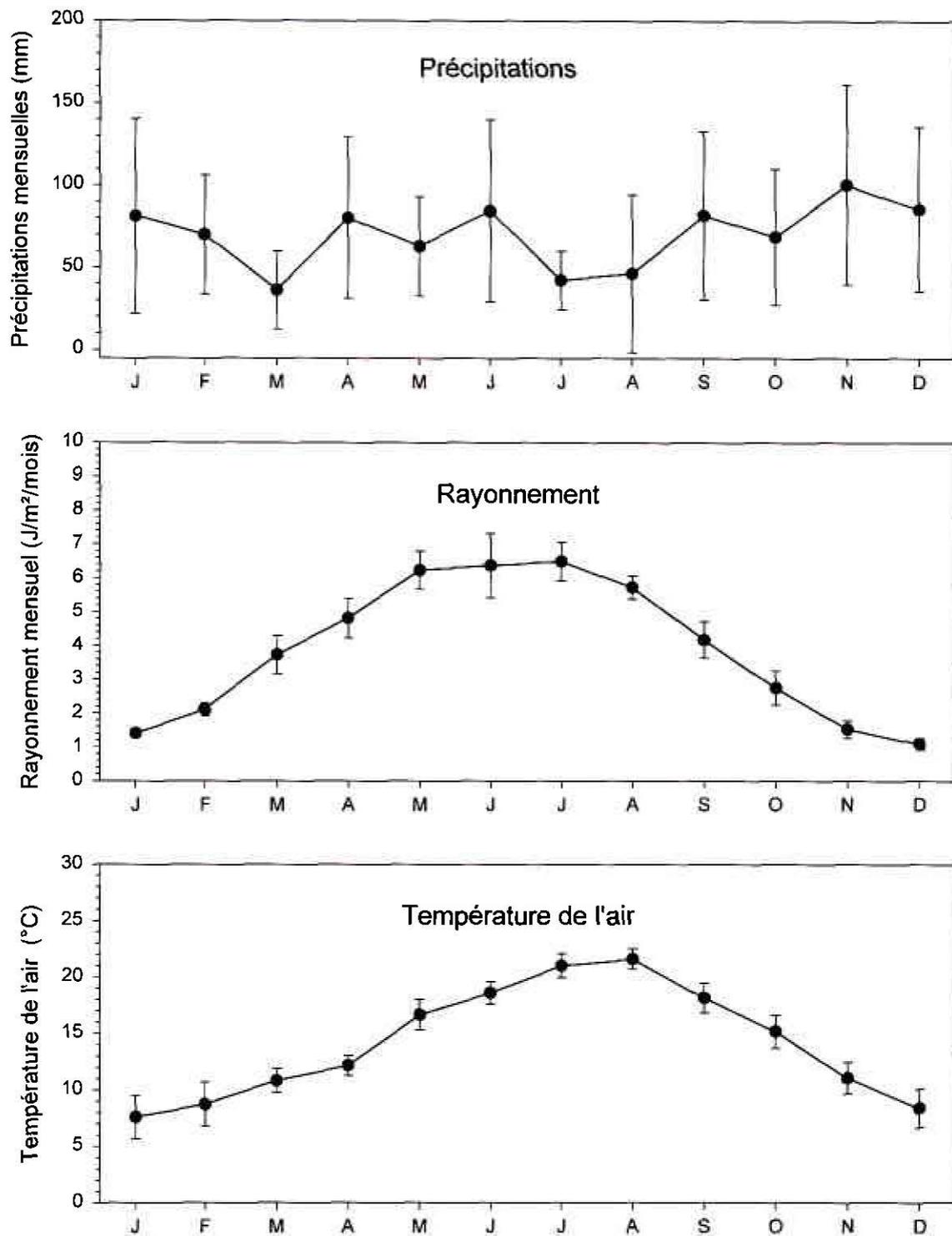


Figure C : Valeurs moyennes mensuelles (\pm écart-type) des précipitations, du rayonnement et de la température de l'air sur la période 1988-1997.

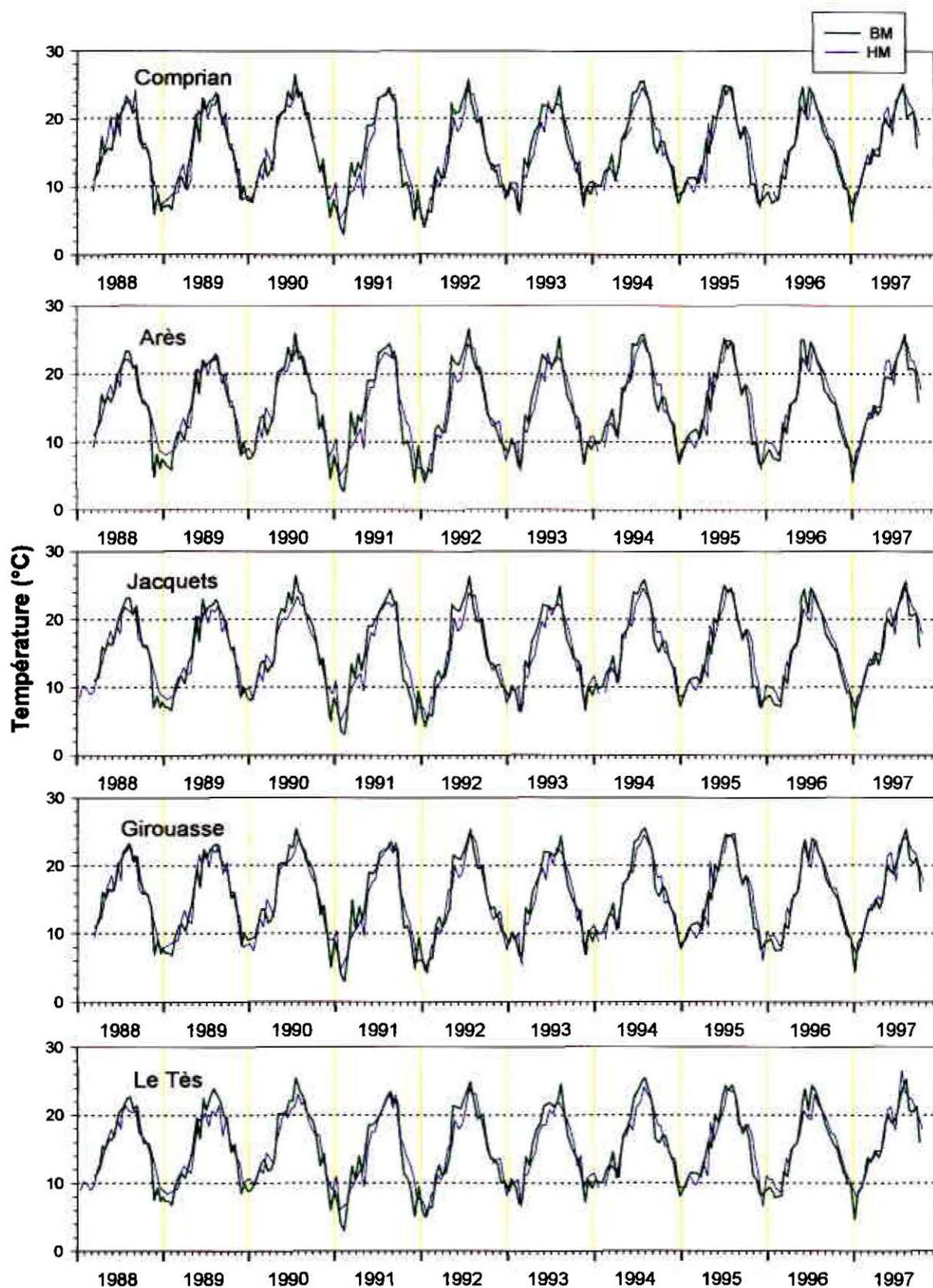


Figure D : Evolution de la température de l'eau entre 1988 et 1997.

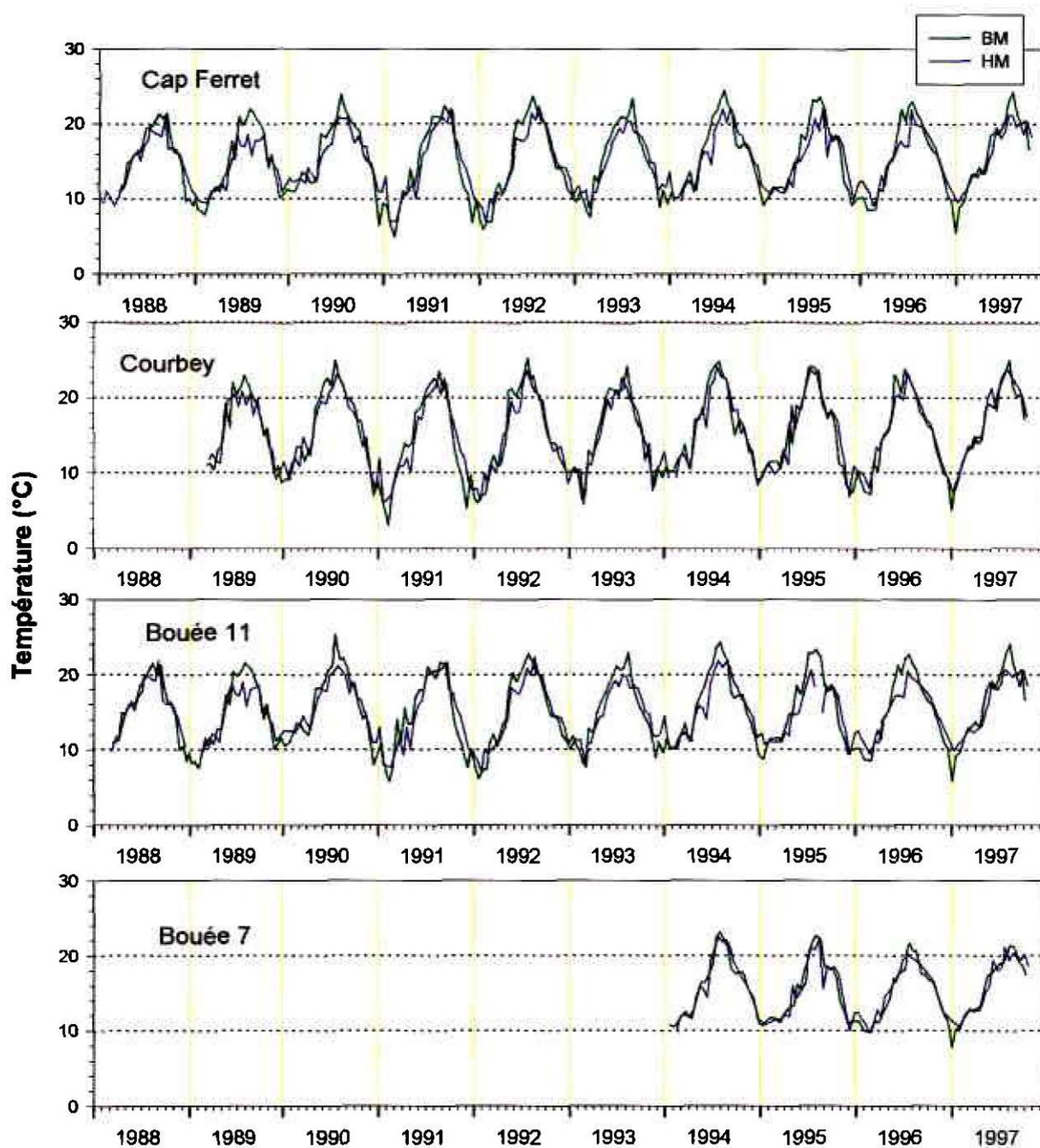


Figure E : Evolution de la température de l'eau entre 1988 et 1997.

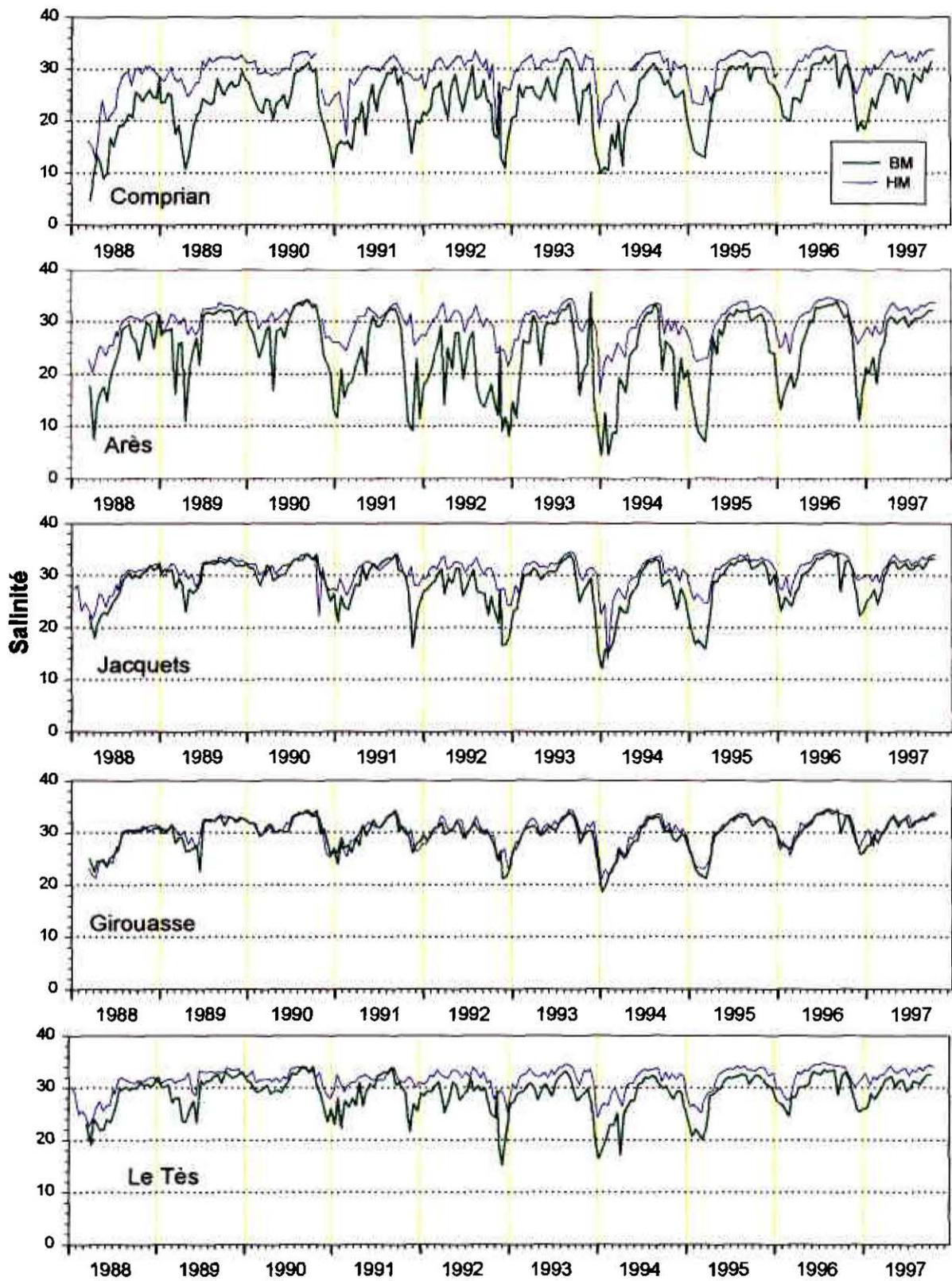


Figure F : Evolution de la salinité entre 1988 et 1997.

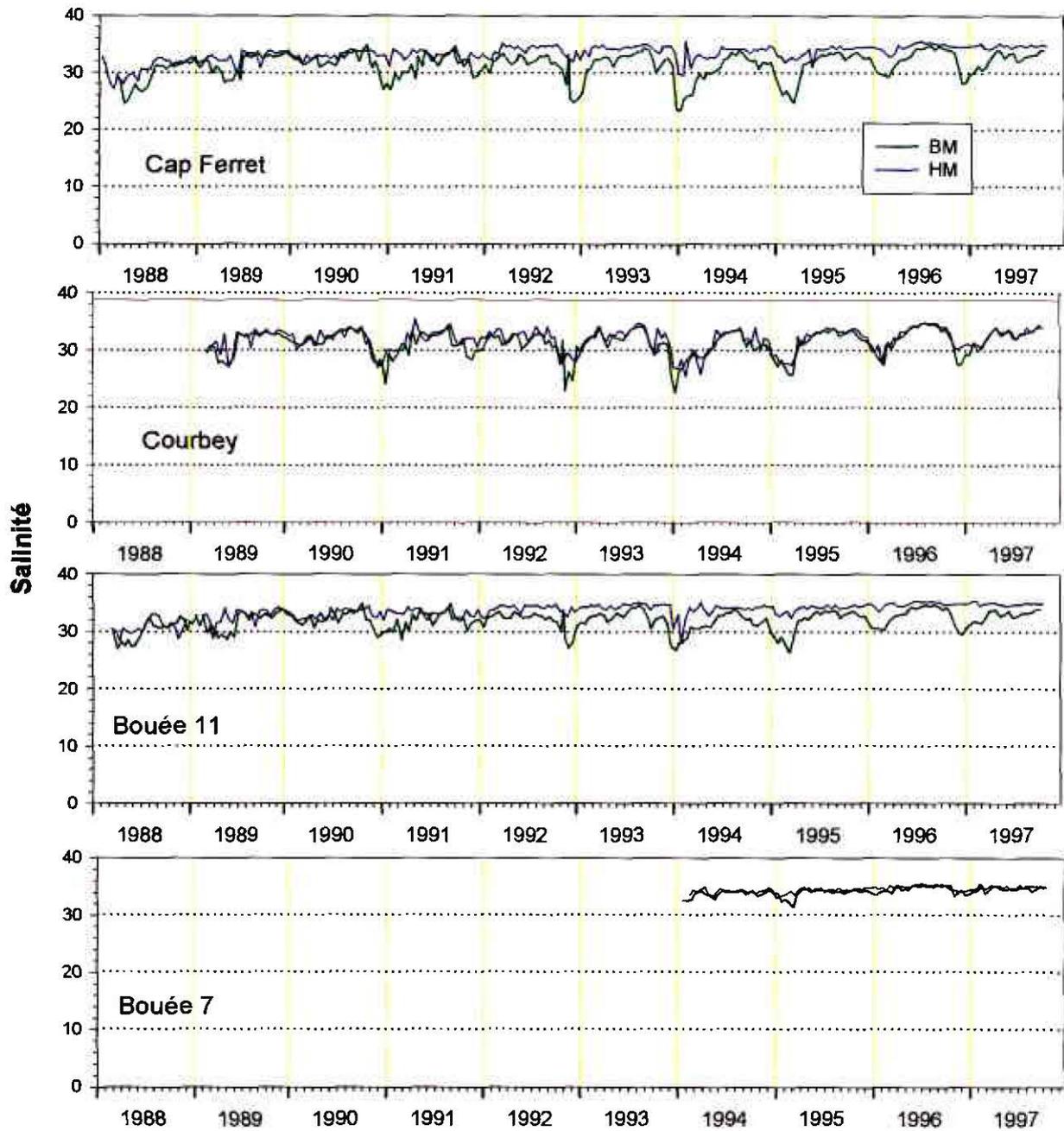


Figure G : Evolution de la salinité de l'eau entre 1988 et 1997.

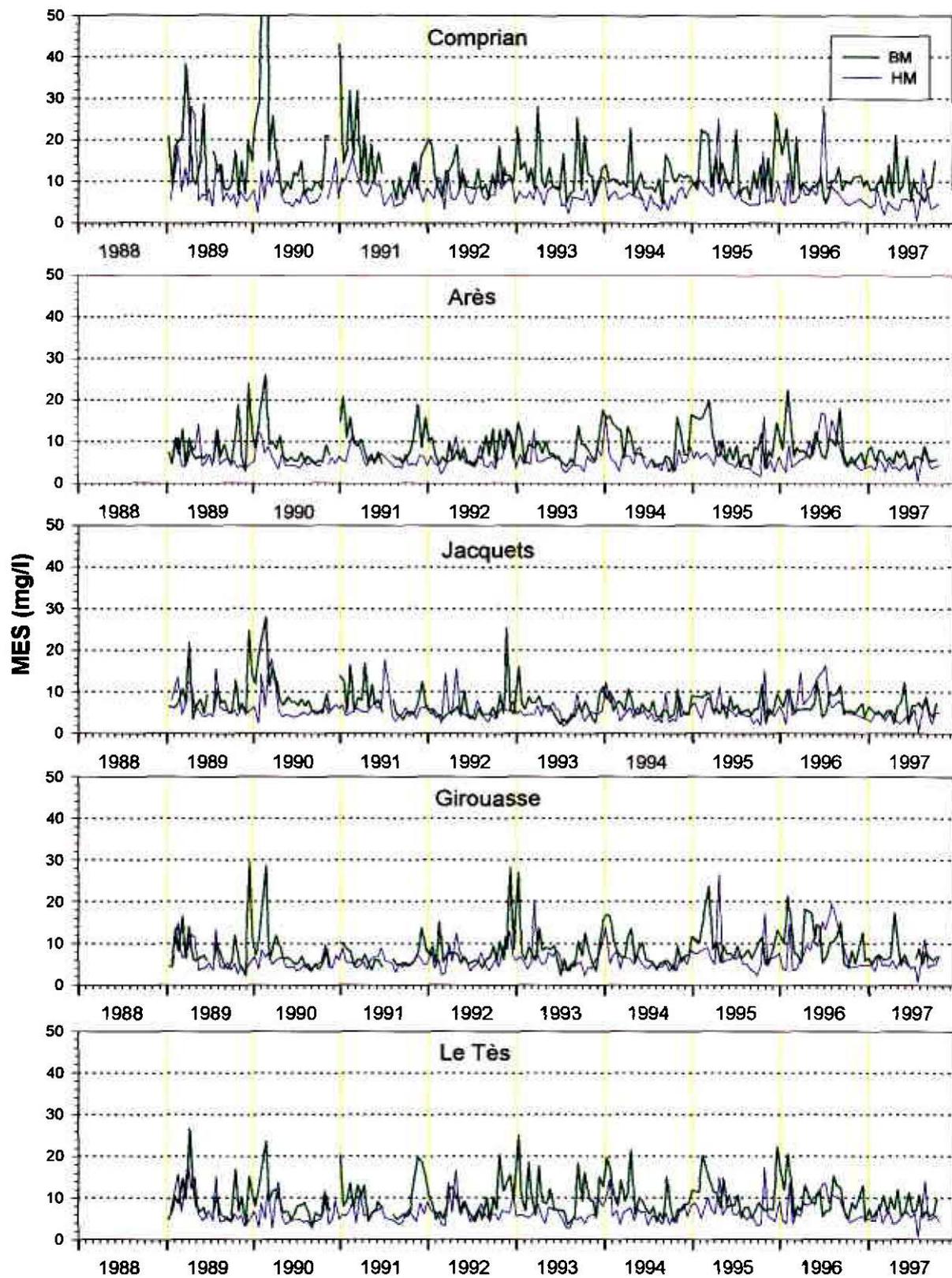


Figure H : Evolution de la concentration en matières en suspensions entre 1989 et 1997.

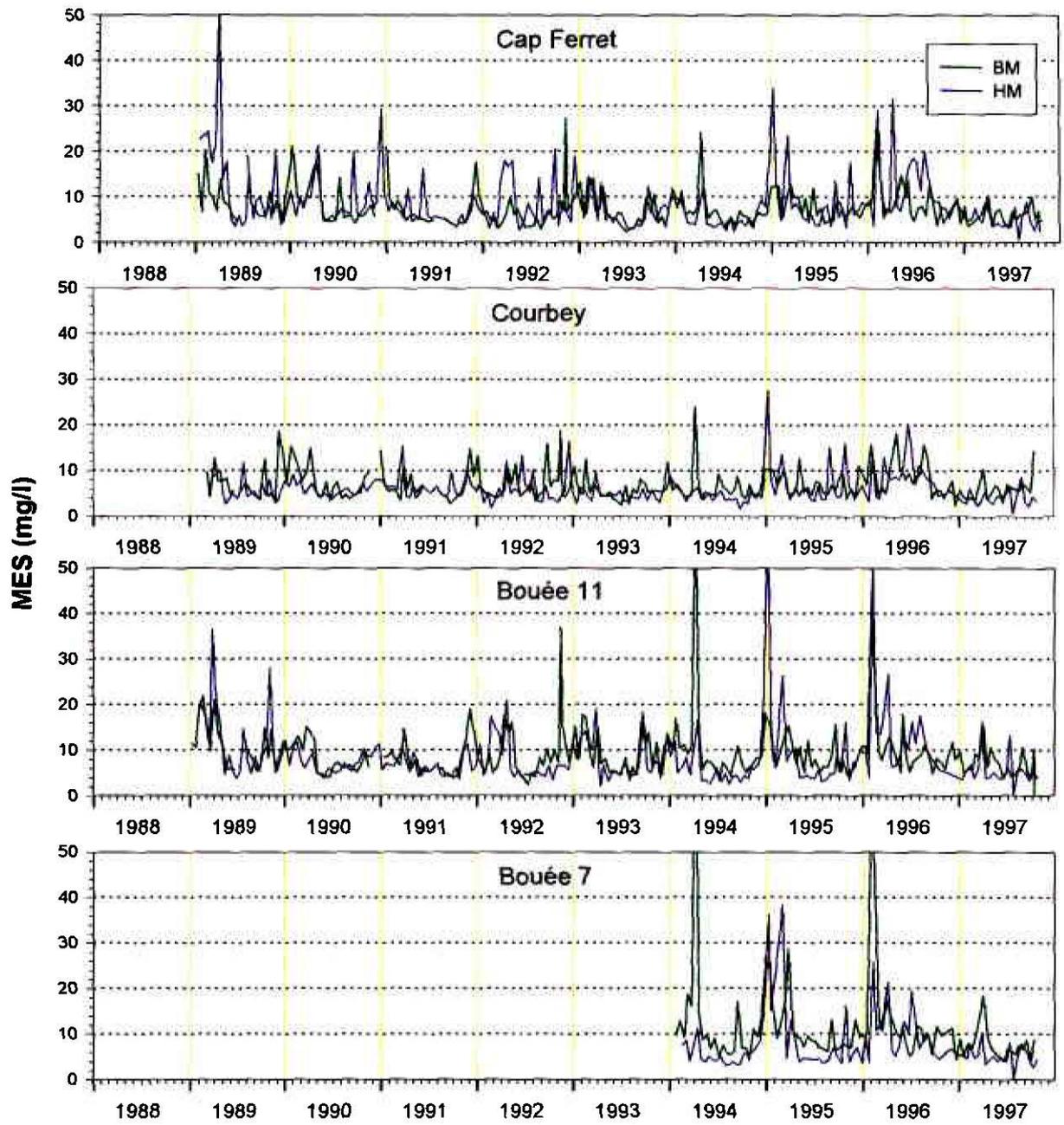


Figure I : Evolution de la concentration en matières en suspensions entre 1989 et 1997.

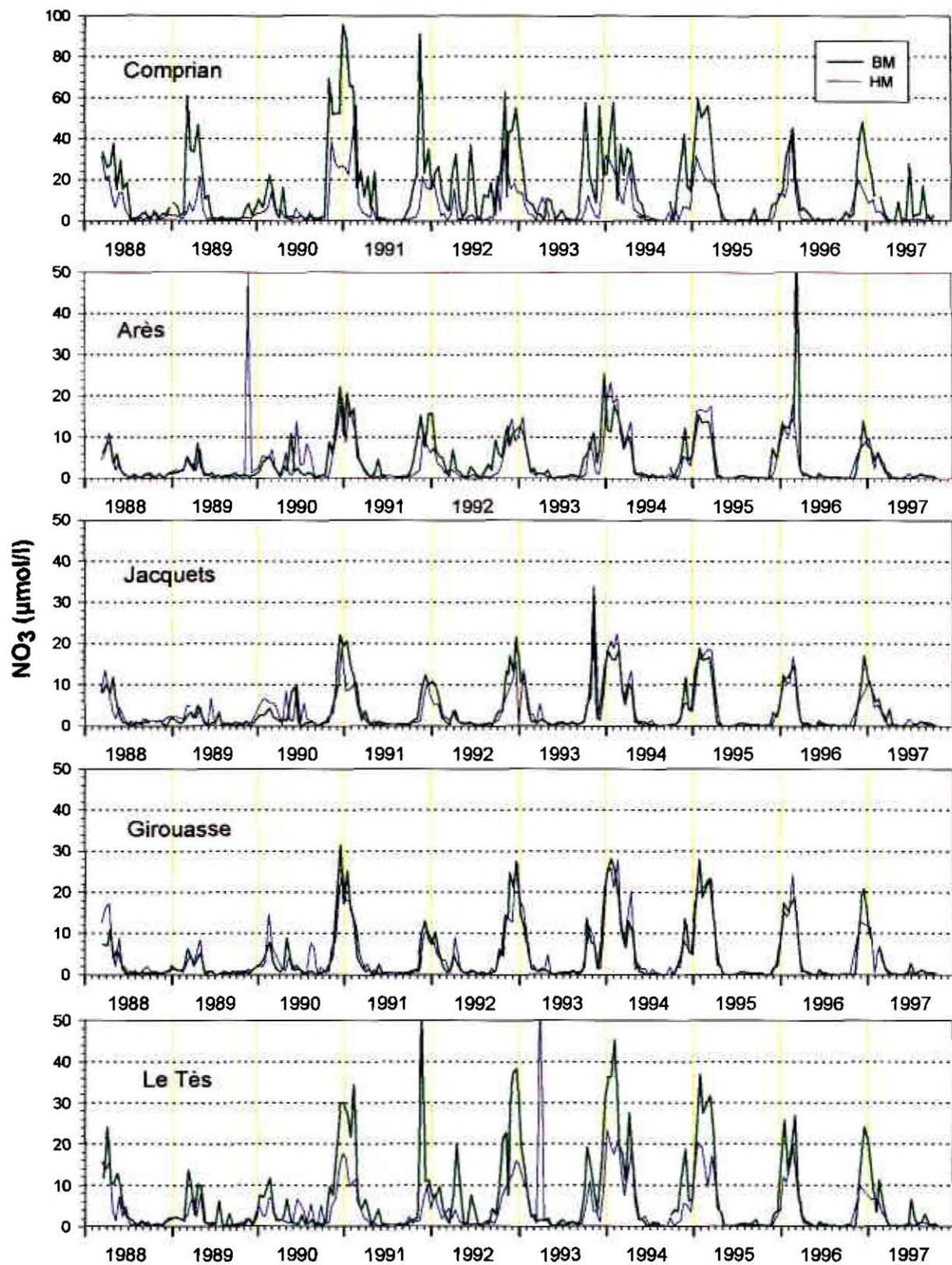


Figure J : Evolution de la concentration en nitrate entre 1988 et 1997.

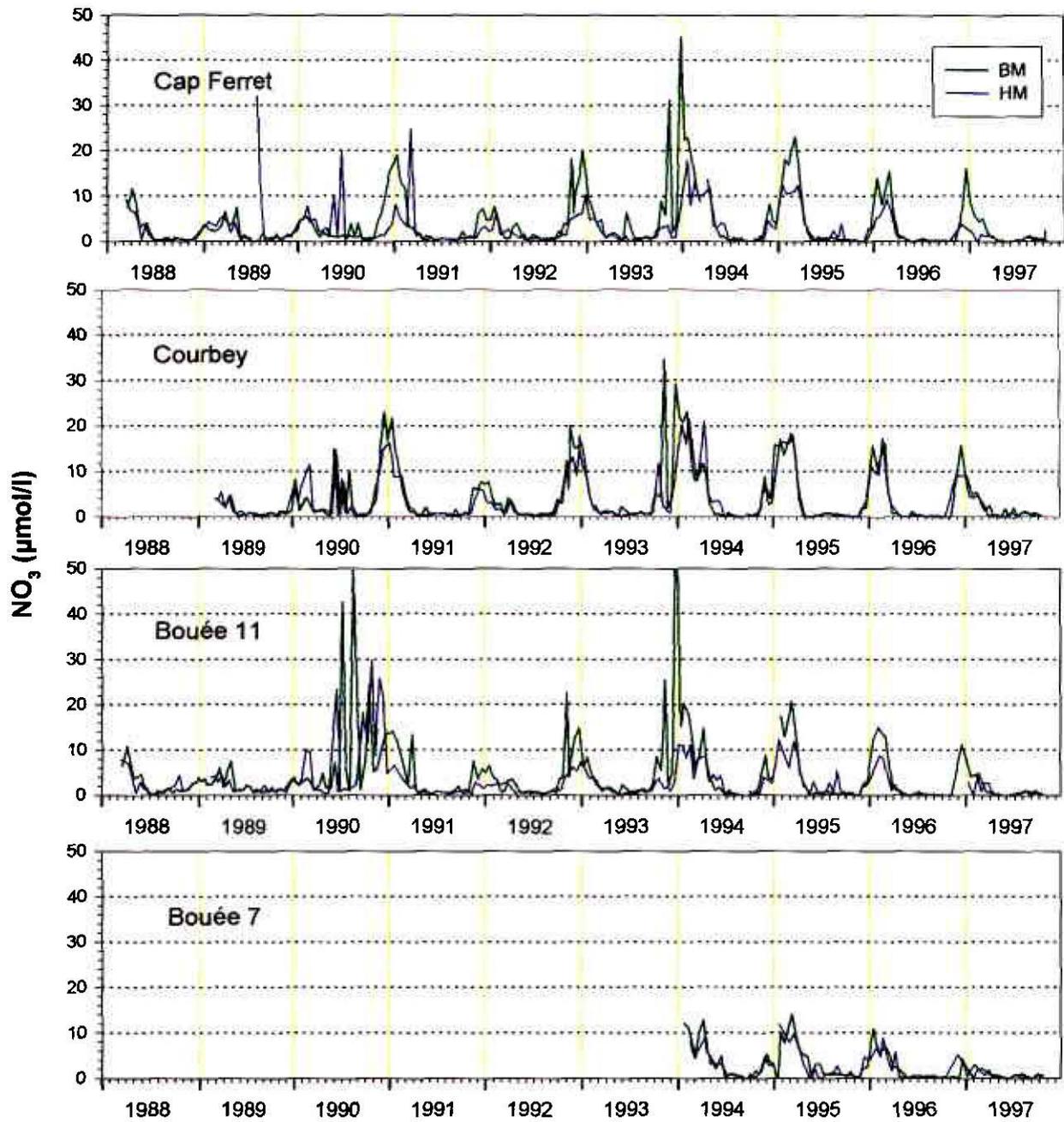


Figure K : Evolution de la concentration en nitrate entre 1988 et 1997.

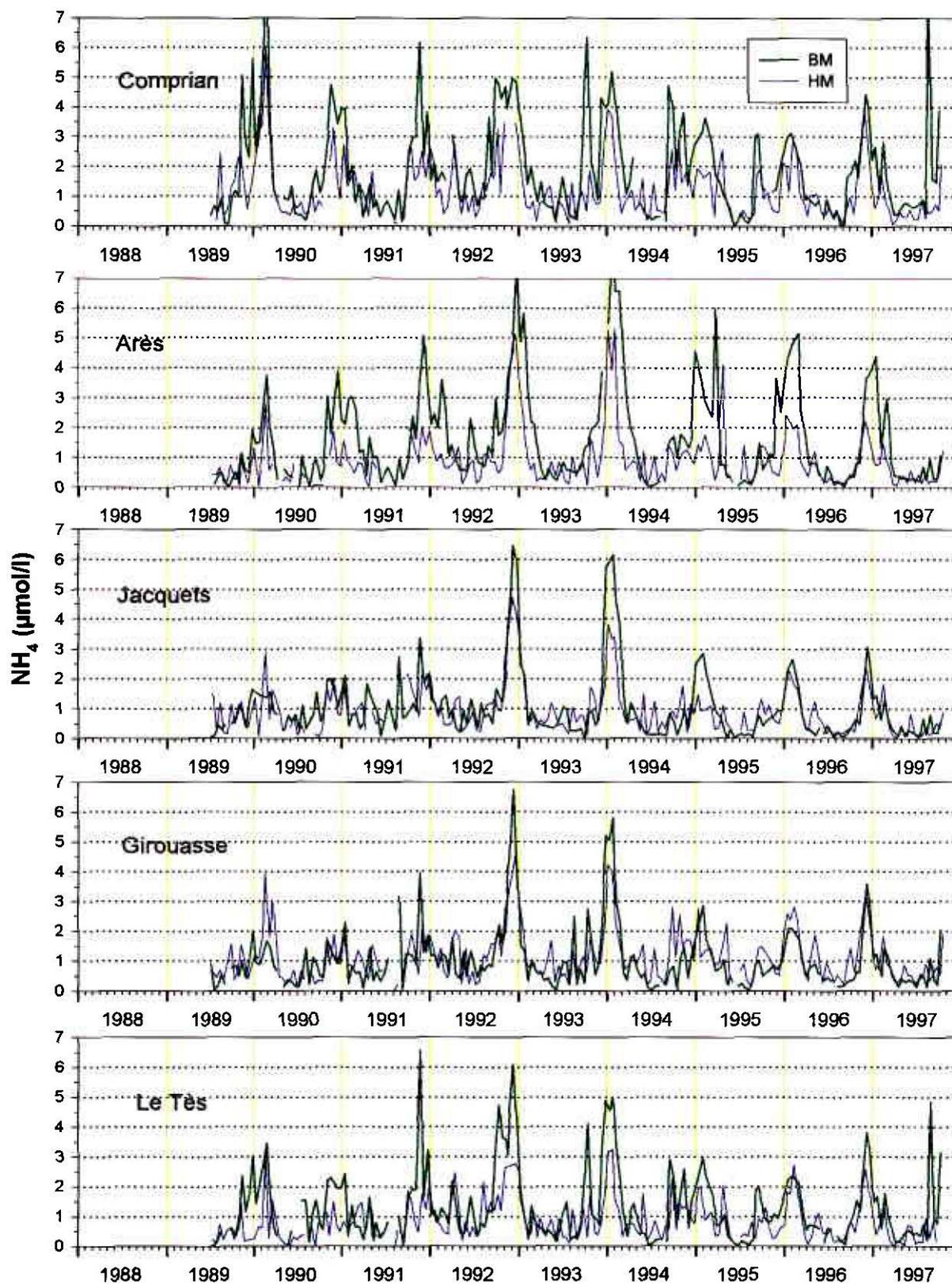


Figure L : Evolution de la concentration en ammonium entre 1989 et 1997.

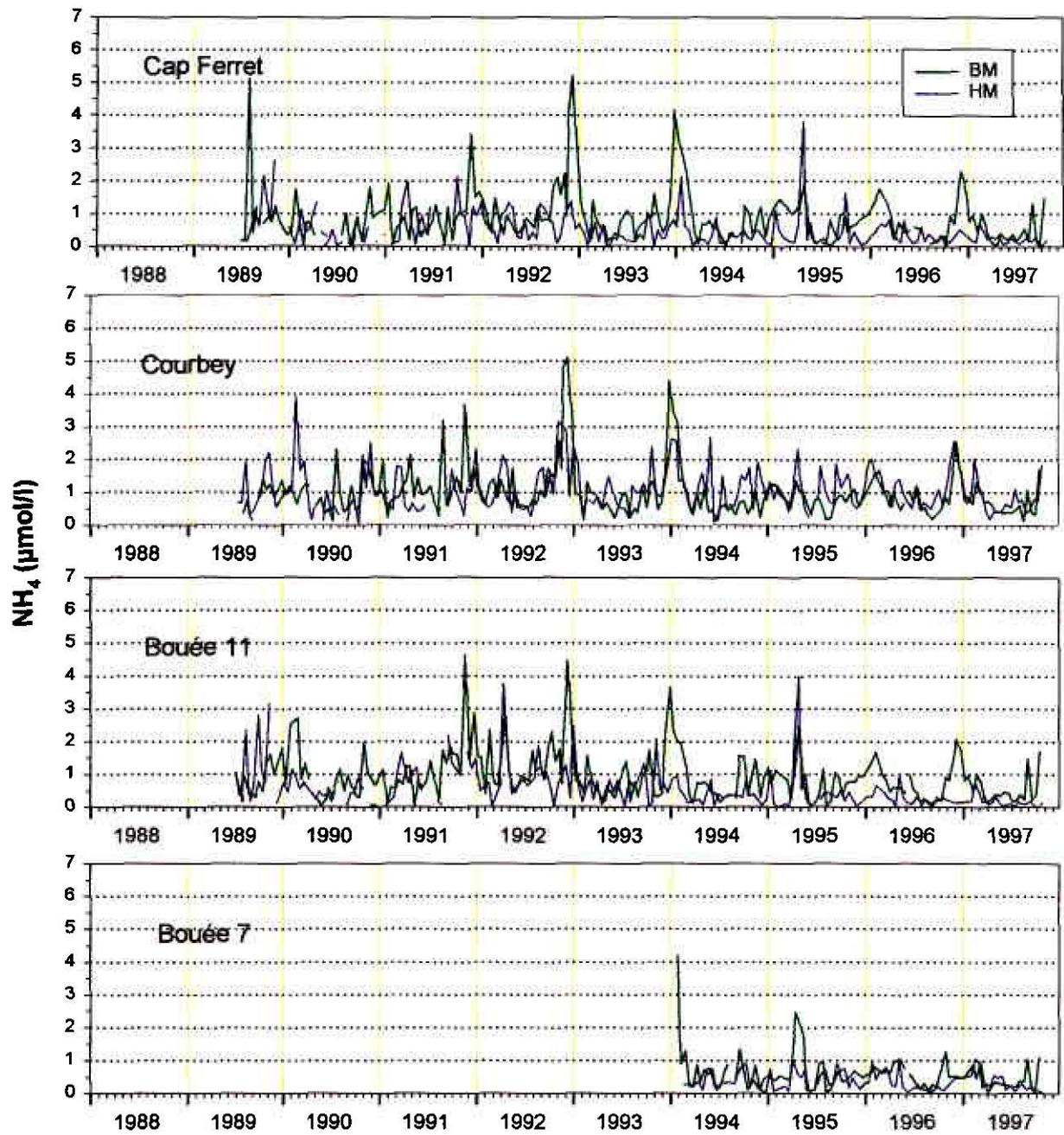


Figure M : Evolution de la concentration en ammonium entre 1989 et 1997.

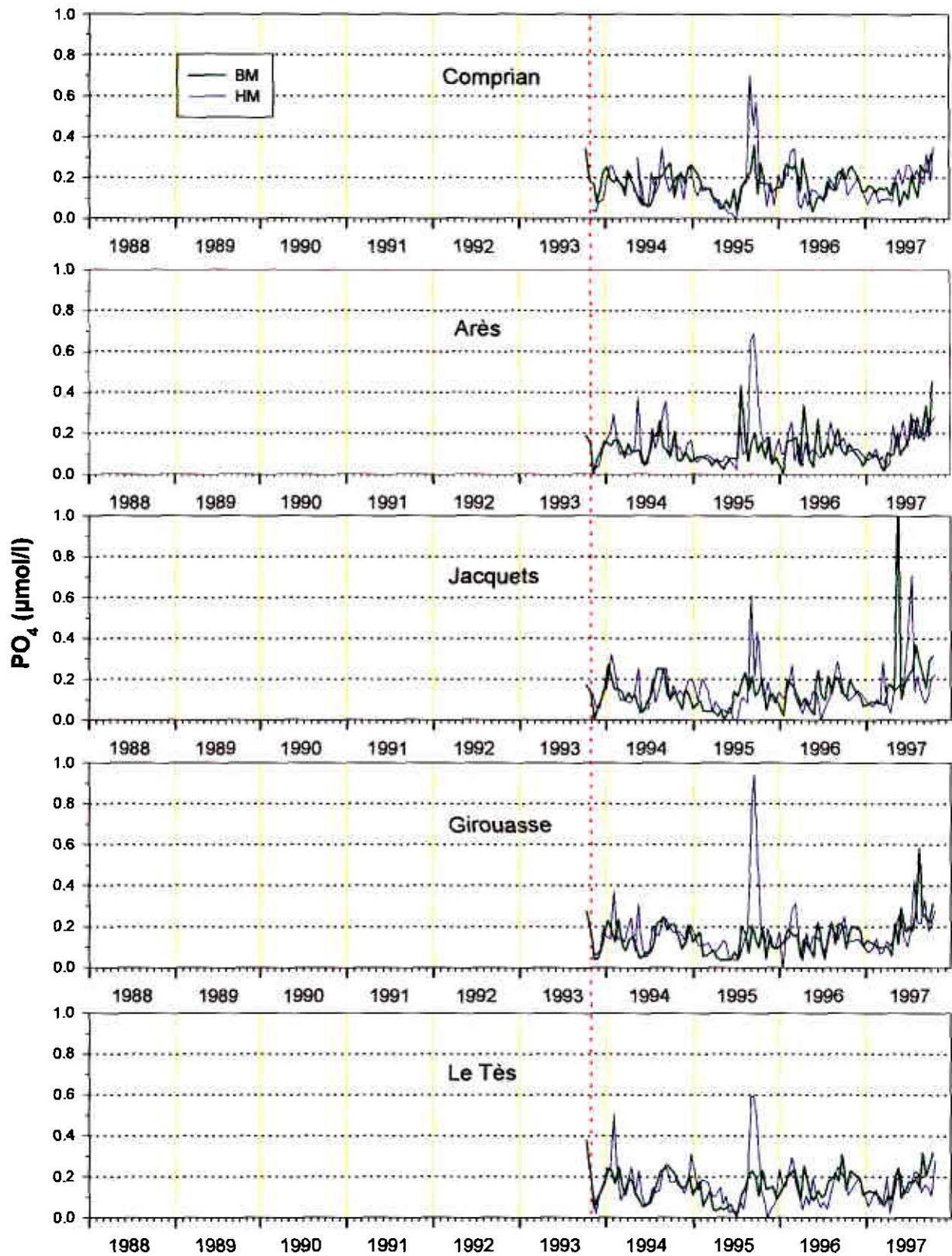


Figure N : Evolution de la concentration en phosphate entre 1993 et 1997.

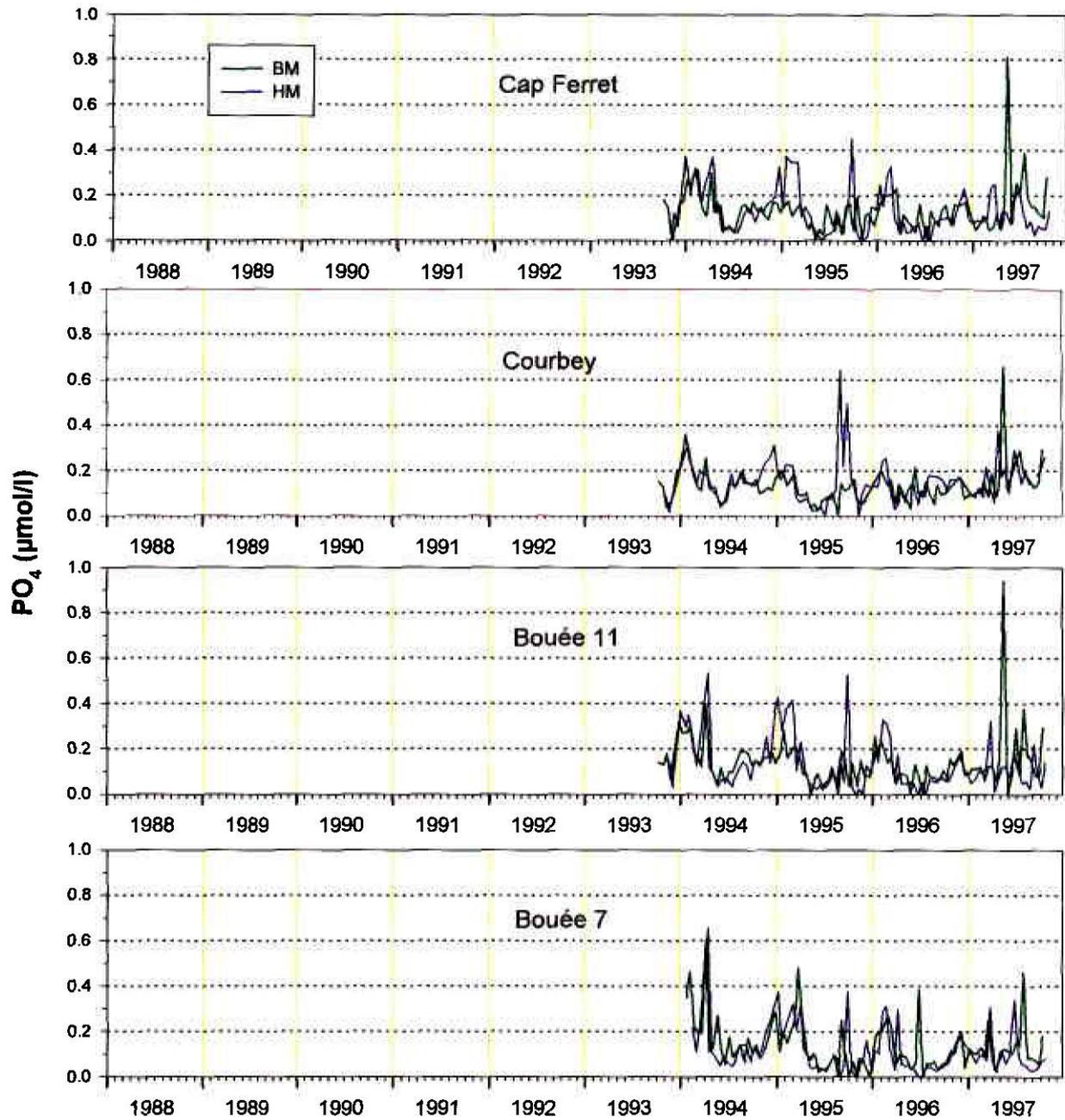


Figure O : Evolution de la concentration en phosphate entre 1993 et 1997.

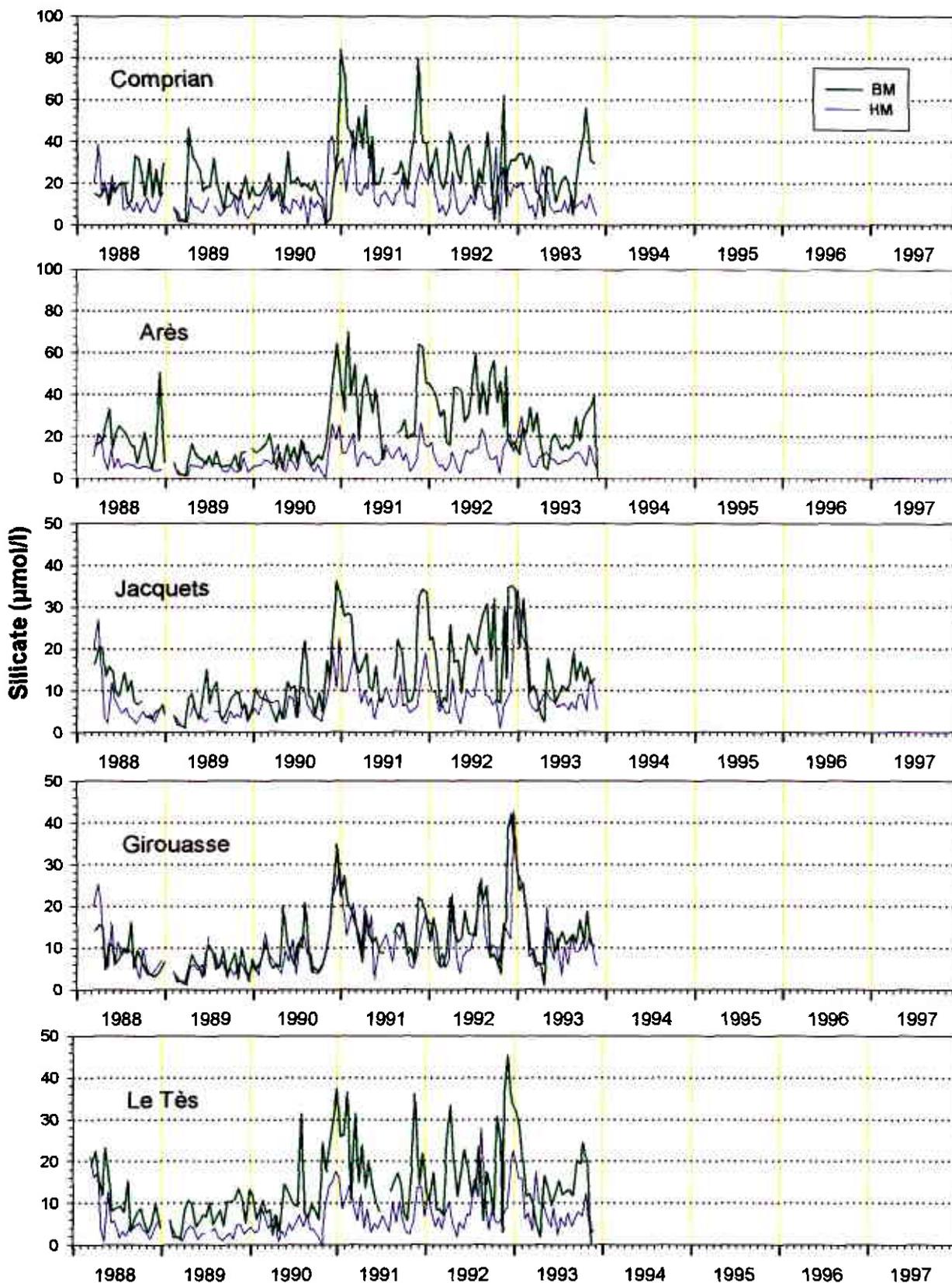


Figure P : Evolution de la concentration en silicate entre 1988 et 1993.

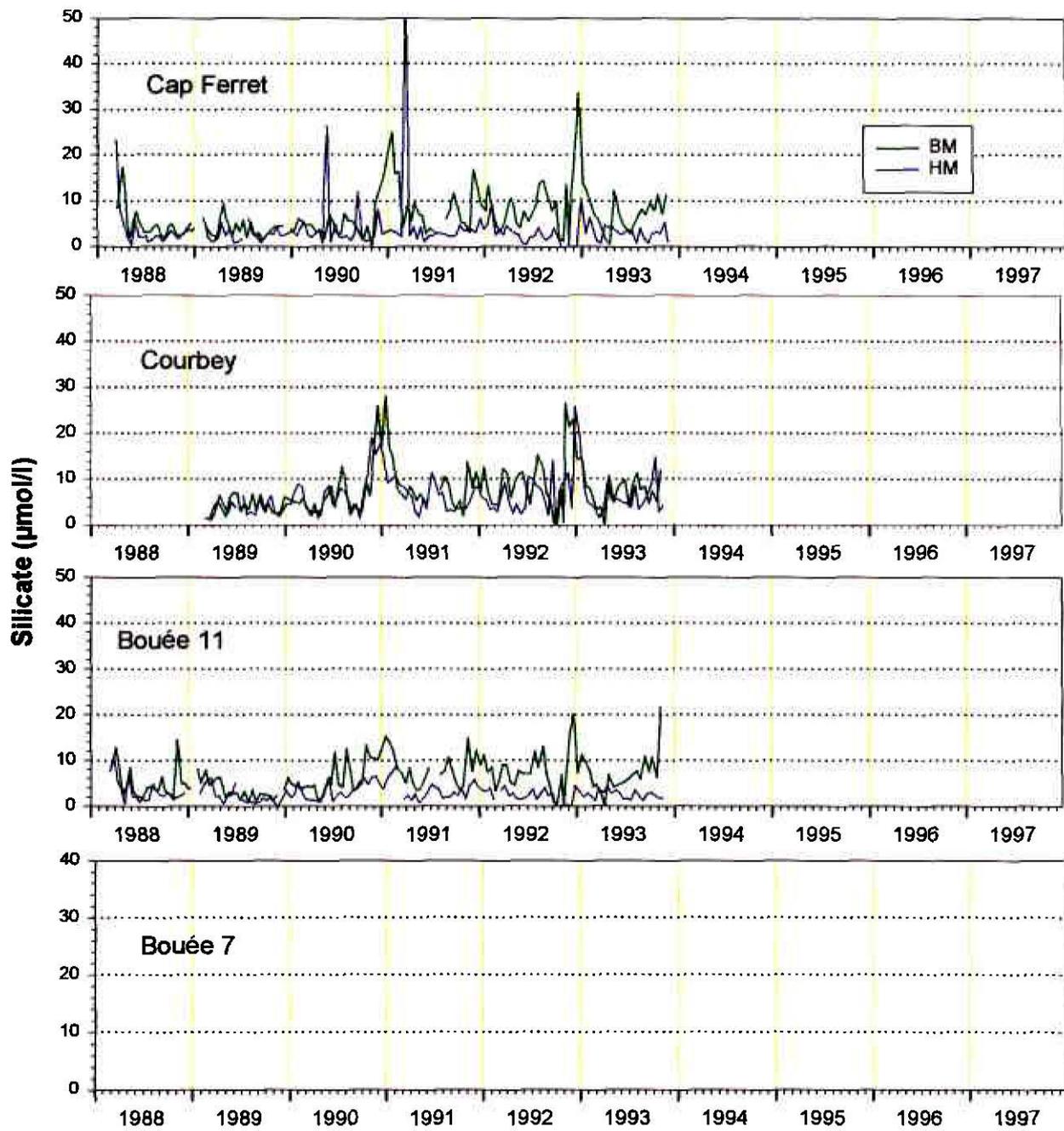


Figure Q : Evolution de la concentration en silicate entre 1988 et 1993.

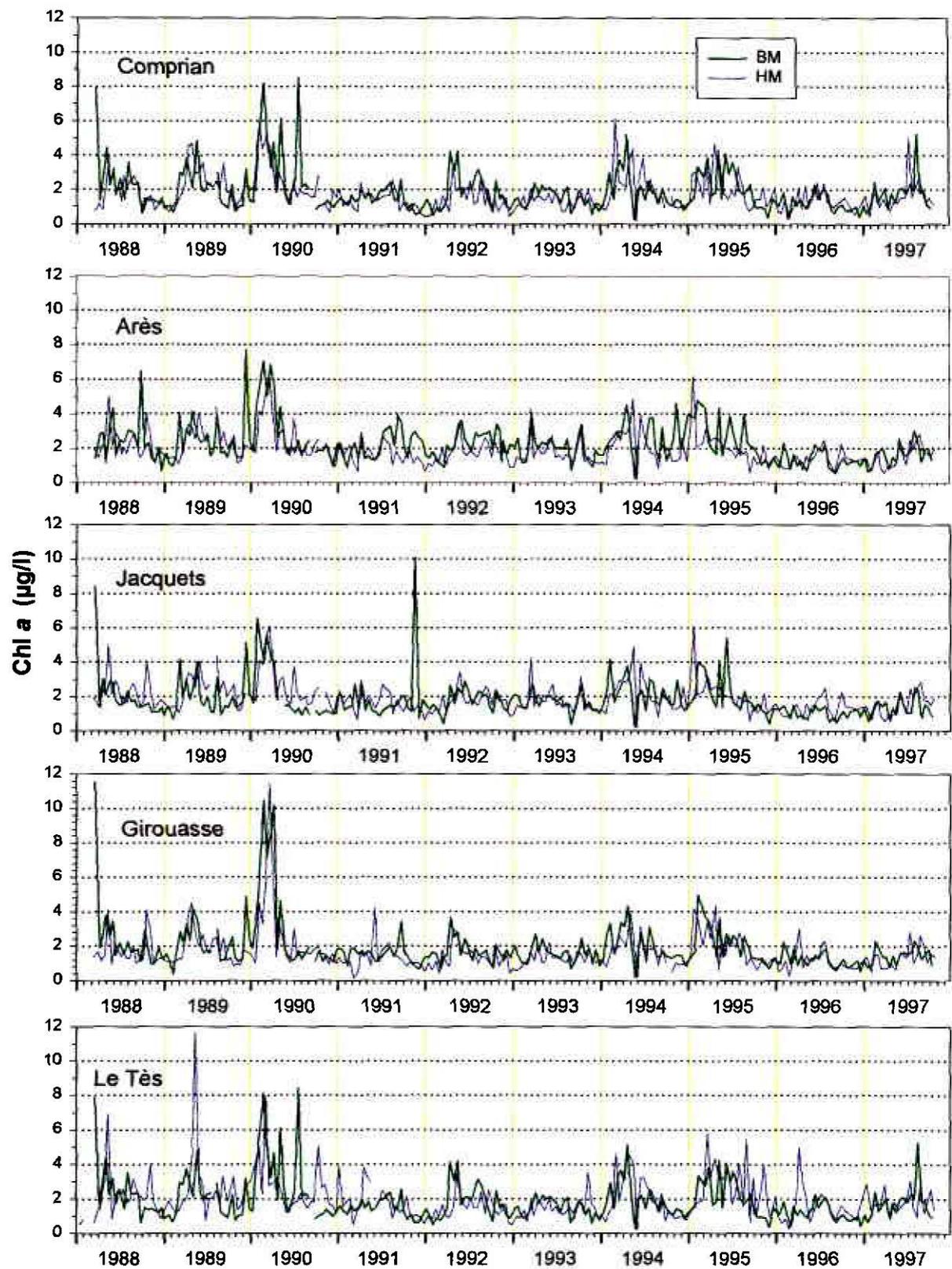


Figure R : Evolution de la concentration en chlorophylle a phytoplanctonique entre 1988 et 1997.

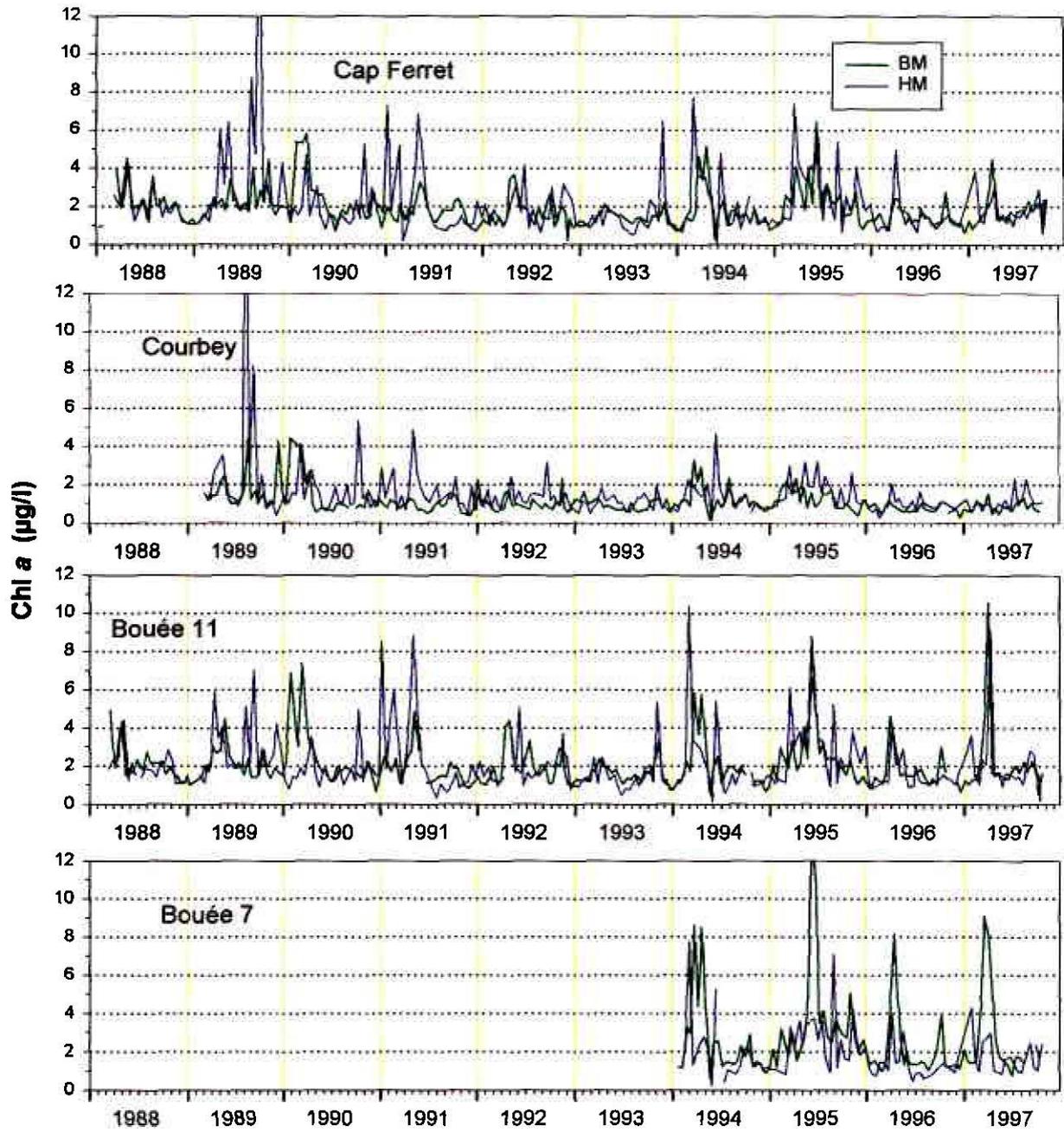


Figure S : Evolution de la concentration en chlorophylle a phytoplanctonique entre 1988 et 1997.

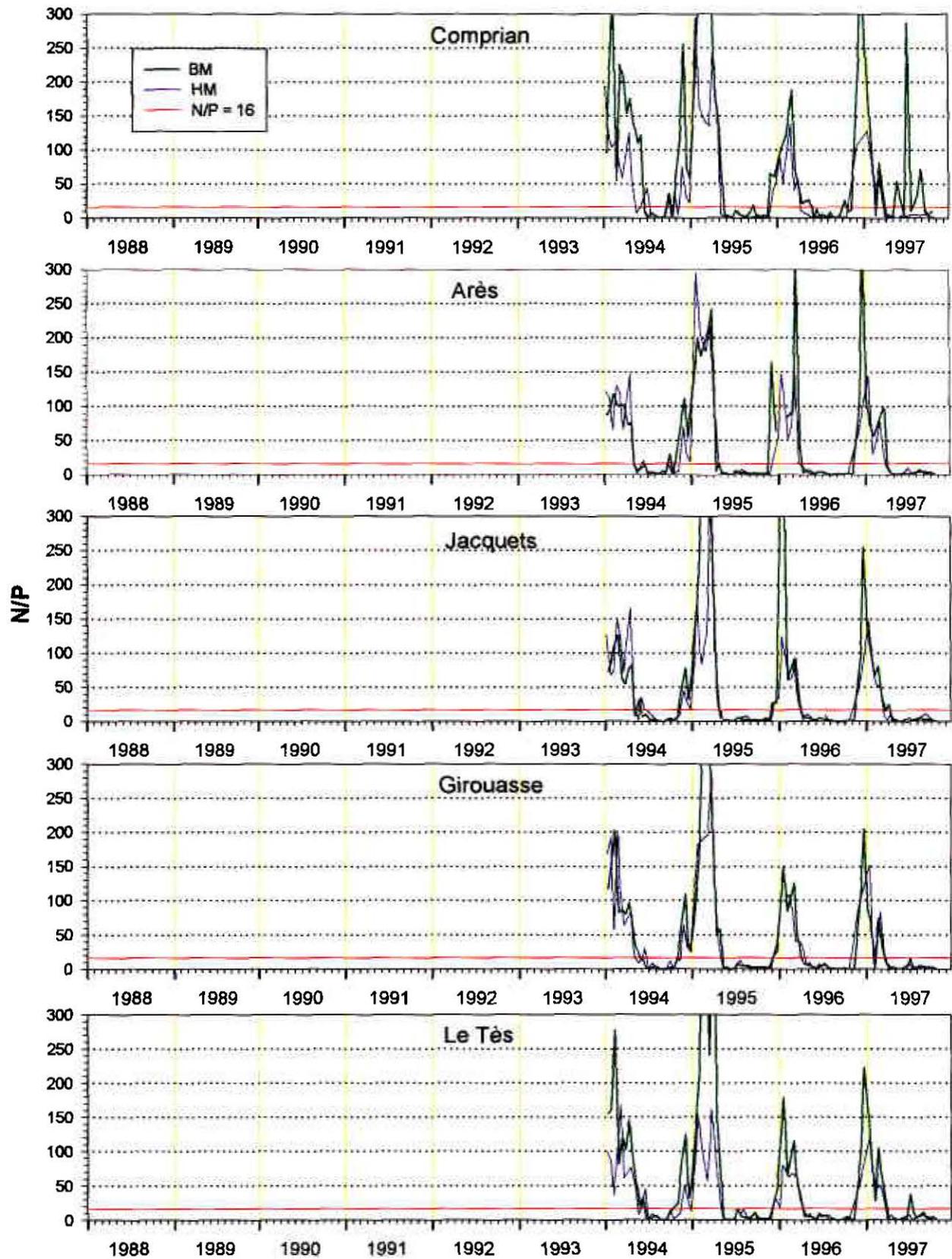


Figure T : Evolution du rapport N/P entre 1994 et 1997

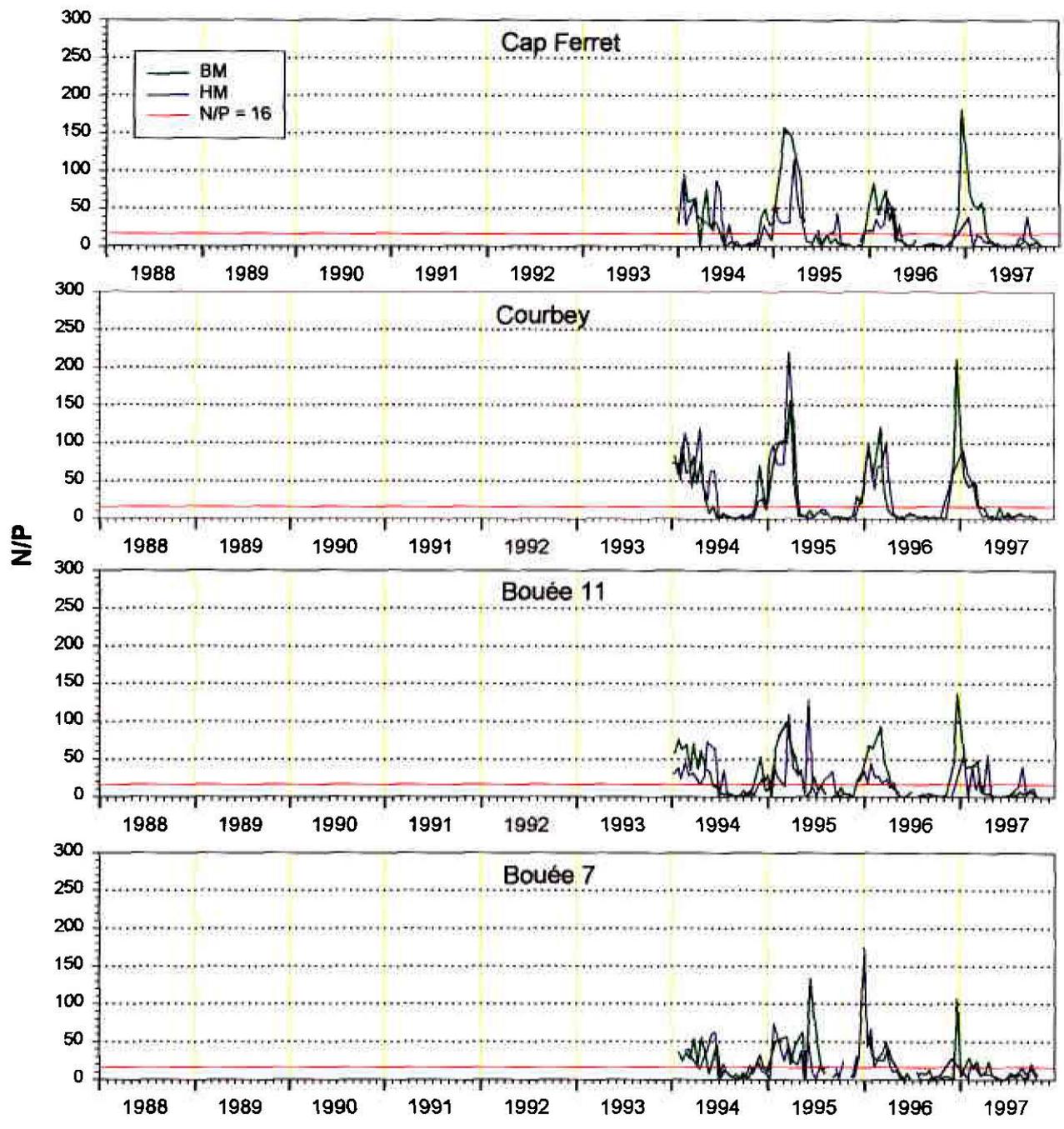


Figure U : Evolution du rapport N/P entre 1994 et 1997

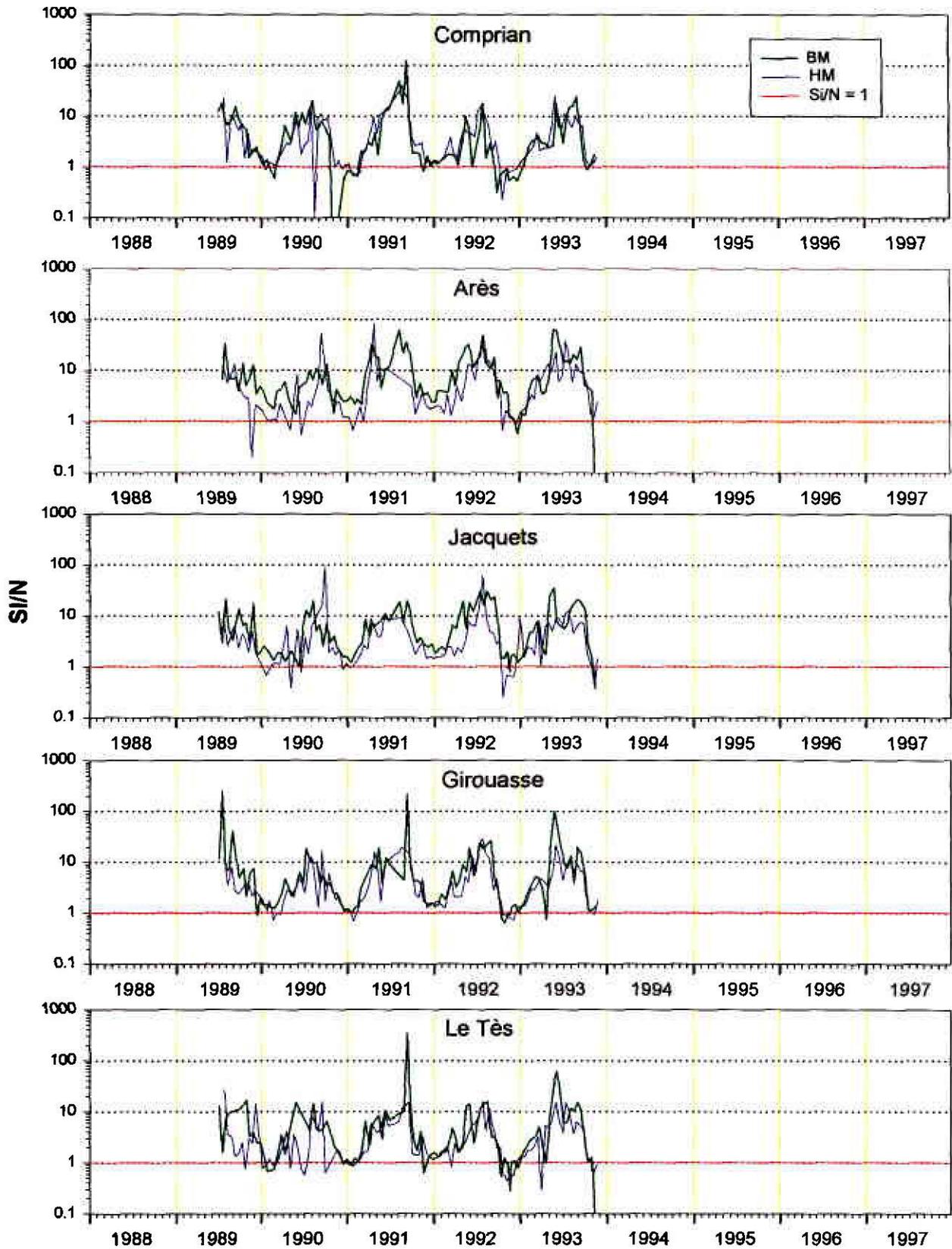


Figure V : Evolution du rapport Si/N entre 1989 et 1993.

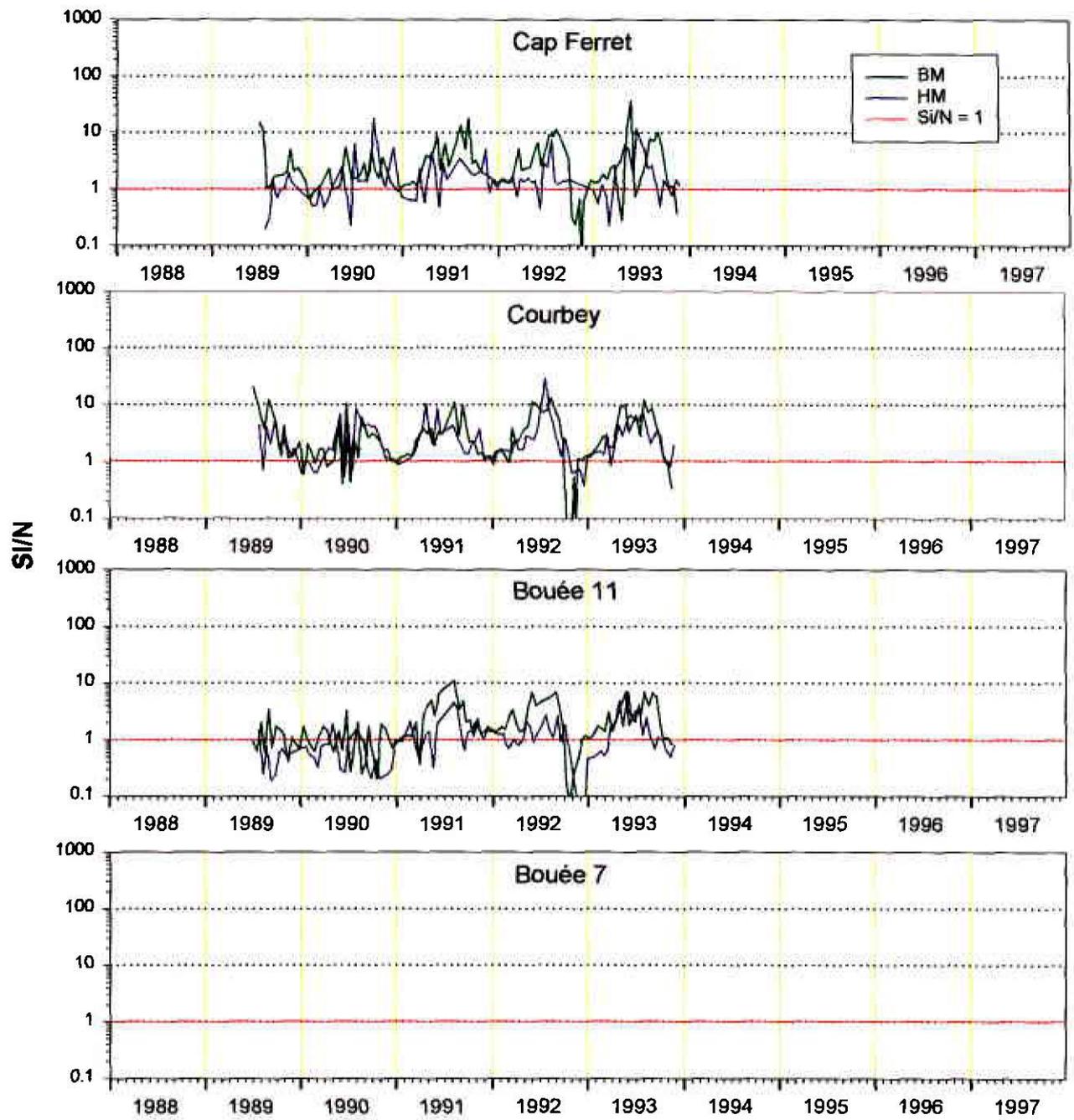


Figure W : Evolution du rapport Si/N entre 1989 et 1993.