

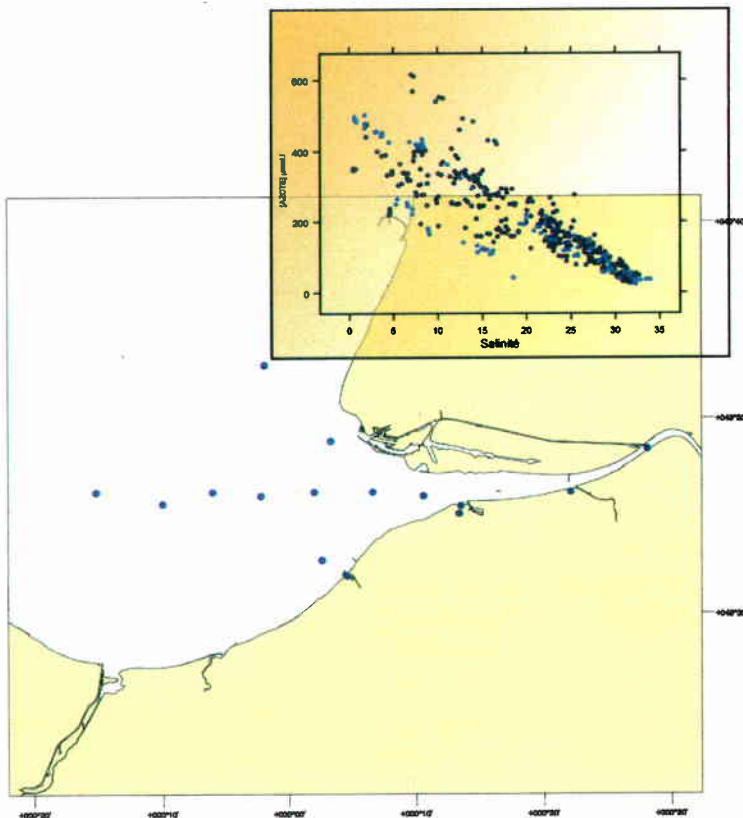
Direction de l'Environnement
et de l'Aménagement Littoral

Isabelle GAILHARD

RST.DEL/99.08/Nantes

ifremer

Analyse des tendances des séries temporelles de la concentration en azote minéral dissous dans les trois principaux estuaires de la façade Manche-Atlantique



Numéro d'identification du rapport : RST.DEL/99.08/Nantes Diffusion : libre Validé par : Le secrétaire du comité de lecture		date de publication décembre 2000 nombre de pages 43 p. + 34 p. (Annexes) bibliographie Oui illustration(s) Oui langue du rapport français
Titre et sous-titre du rapport : Analyse des tendances des séries temporelles de la concentration en azote minéral dissous dans les trois principaux estuaires de la façade Manche-Atlantique. Titre traduit : Trend analysis of total dissolved nitrogen in the three most important estuaries on the Chanel-Atlantque front.		
Auteur(s) principal(aux) : GAILHARD Isabelle		Organisme / Direction / Service, laboratoire IFREMER / Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral / Service Applications Opérationnelles
Collaborateur(s) : BELIAEFF Benoit		IFREMER / Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral / Service Applications Opérationnelles
Travaux universitaires : diplôme : Diplôme d'Etudes Supérieures Spécialisées. établissement de soutenance : Université Montpellier II.		
		discipline : Méthodes Statistiques Appliquées aux Industries Agonomiques Agroalimentaires et Pharmaceutiques. année de soutenance : 1999
Titre du contrat de recherche :		n° de contrat IFREMER
Organisme commanditaire : nom développé, sigle, adresse Organisme(s) réalisateur(s) : nom(s) développé(s), sigle(s), adresse(s) Responsable scientifique :		
Cadre de la recherche : Programme :		
Convention :		
Projet :		
Autres (préciser) :		
Campagne océanographique : (nom de campagne, année, nom du navire)		

Résumé :

Les estuaires sont des zones qui, de par leur structure, leur fonctionnement, et leur position sont soumis à des apports nutritionnels importants en provenance du bassin versant. Le RNO, réseau chargé de la surveillance de la qualité des eaux côtières, peut permettre également d'évaluer l'évolution temporelle des concentrations en nutriments au sein de ces écosystèmes. Afin de décrire et d'expliquer la variabilité de la concentration en azote minéral dissous dans les trois principaux estuaires français de la façade Manche-Atlantique (Seine, Loire et Gironde), un modèle linéaire a été utilisé. Dans un premier temps, la sélection d'un jeu de données de qualité s'est avérée indispensable. Une analyse exploratoire a mis en évidence les principaux schémas d'évolution de la concentration en azote minéral dissous en milieu estuarien, et a permis de formuler des hypothèses sur les paramètres susceptibles de l'influer. Le rôle majeur de la salinité, et donc l'intérêt des droites de dilution de l'azote en milieu estuarien, sont apparus clairement tout au long de l'étude. Le modèle proposé a permis de détecter une tendance à l'augmentation de la concentration en azote minéral dissous, pour les trois sites étudiés, tendance particulièrement marquée en Seine, intermédiaire en Loire, et plus faible en Gironde. La non linéarité des tendances estimées en Loire et en Seine est imputable aux fortes variations inter-annuelles observées sur les données. Dans l'objectif de la valorisation des données de la base QUADRIGE, une réflexion sur le modèle utilisé, ainsi que sur la stratégie d'échantillonnage des données hydrologiques dans le contexte du RNO, a permis de formuler des suggestions pour une meilleure collecte et exploitation des données de nutriments.

Abstract :

Estuaries are areas which, from their structure, their functioning, and their localisation, are subject to significant contribution of nutrients. One of the objectives of the RNO, the French network for coastal water quality monitoring, is to assess the levels and trends of nutrient concentrations in estuaries. A linear model was used in order to describe and to explain the total dissolved nitrogen concentration evolution in the three most important estuaries on the Channel-Atlantic front (Seine, Loire and Gironde). As a first step, the selection of a reliable data set was performed. Then total dissolved nitrogen evolution schemes in estuary environment were graphically studied, and allowed a reasonable choice of covariables. The salinity played a major role in explaining nitrogen concentration variability in estuary, and dilution lines were proved to be a useful tool to detect outlying observations and to model the nitrogen/salinity relation. Increasing trends were detected by the model, with a high magnitude in Seine, intermediate in Loire, and lower in Gironde. The non linear trend estimated in Loire and Seine estuaries could be due to important interannual variations as suggest in graphics. In the objective of the QUADRIGE database valorisation, a discussion on the statistical model, and on the RNO hydrological data sampling strategy, allowed to formulate suggestions towards a better exploitation of nutrient data.

Mots-clés :

Nutriments, Estuaire, Loire, Seine, Gironde, Schéma de dilution, Modèle linéaire, Tendance.

Keywords :

Nutrients, Estuary, Seine, Loire, Gironde, Dilution schema, Linear model, Trend.

Commentaire :

Je tiens à remercier toutes les personnes qui de près ou de loin, m'ont aidée et guidée tout au long de mon stage :

Monsieur Jean-Paul DRENO, Directeur du centre de Nantes, Monsieur Bruno BARNOUIN, Directeur de l'Environnement et de l'aménagement du Littoral, pour m'avoir permis de réaliser mon stage.

Monsieur Lionel LOUBERSAC, Chef du service Applications Opérationnelles, pour m'avoir accueillie au sein de son service.

Monsieur Alain AMINOT, Monsieur Jean François GUILLAUD, pour leurs précieuses indications quant au comportement des nutriments en milieu estuarien, ainsi que pour leurs nombreux conseils.

Monsieur Philippe GROS pour son aide et ses réflexions constructives quant à la rédaction du présent rapport.

Monsieur Didier CLAISSE, Madame Anne GROUHEL, pour m'avoir fait partager leurs connaissances sur le RNO, et pour leur disponibilité.

Monsieur Bernard RAFFIN, pour le temps consacré aux cartes des trois estuaires, mais aussi pour son chaleureux accueil.

Madame Françoise BOCQUENE, pour sa gentillesse et pour son aide à la mise en forme du rapport.

Monsieur André FICHT, de la Cellule Antipollution de la Seine, pour m'avoir fourni les données relatives au débit en Seine, et les concentrations en azote minéral dissous fluvial.

Monsieur Claude MIGNIOT, pour le temps de sa retraite qu'il m'a accordé, et pour ses précieuses indications sur les débits en Loire et en Gironde.

Madame Martine STAEBLER, de la Cellule de Mesures et de Bilan sur l'estuaire de la Loire, pour avoir mis à ma disposition de nombreux documents.

Je remercie tout particulièrement Monsieur Benoit BELIAEFF, mon maître de stage, pour son investissement, sa disponibilité, ainsi que pour son encadrement et ses conseils qui furent très enrichissants.

Je remercie également toutes les personnes qui se sont intéressées au sujet de mon stage, et m'ont fait part de leurs connaissances, de leur réflexion, ainsi que de leurs suggestions.

SOMMAIRE

Introduction	1
I. - Matériel et Méthodes	2
I.1 - La base de données QUADRIGE	2
I.1.1 - Extraction des données	2
I.1.2 - Description de la stratégie d'échantillonnage	6
I.2 - Analyse des tendances	6
I.2.1 - Sélection des données	6
a - Méthodes de nature non statistique : méthodes graphiques	6
b - Méthodes statistiques fondées sur la relation concentration en azote/salinité	8
I.2.2 - Choix des covariables	11
a - Débit fluvial	11
b - Marée	12
I.2.3 - Expression du modèle	13
II. - Résultats	15
II.1 - Sélection des données	15
II.2 - Analyse des tendances	16
II.2.1 - Analyse exploratoire	16
a - Evolution de la concentration en azote minéral dissous	16
b - Comparaison inter-estuariers des concentrations en azote minéral dissous	17
c - Débit	18
II.2.2 - Résultats du modèle	20
a - Estuaire de la Seine	20
b - Estuaire de la Loire	26
c - Estuaire de la Gironde	29
d - La Seine à Poses	31
III. - Discussion	37
III.1 - Utilisation du modèle linéaire pour l'analyse des tendances et importance du choix d'un jeu de données de qualité	37
III.2 - Eléments de réflexion sur la variabilité de la concentration en azote minéral dissous	36
III.3 - Evolution de la concentration en azote minéral dissous dans les estuaires de la façade manche atlantique	39
III.4 - Réflexion sur la stratégie d'échantillonnage	40
Conclusion	41
Bibliographie	42
Annexes	

Introduction

Le Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO), créé en 1972, est géré et coordonné par l'IFREMER. Il a pour objectif l'évaluation des niveaux et tendances des contaminants chimiques et des paramètres de qualité générale du milieu marin, dits hydrologiques (cf. Annexe 1). La surveillance s'étend sur l'ensemble du littoral français (11 sites). L'observation des paramètres hydrologiques s'effectue, entre autres, dans les grands estuaires.

Les estuaires, zones comprises entre la limite amont de propagation de la marée et l'embouchure, sont des systèmes complexes, au fonctionnement propre, se différenciant de celui des cours d'eau ou du littoral marin. Système côtier, semi-clos, caractérisé par un gradient de salinité (NEILSON & CRONIN, 1981), chaque estuaire présente des spécificités propres (taille, apports du bassin versant, aménagements...).

Sur la façade Manche-Atlantique, la description des masses d'eau en milieu estuarien porte sur toute la gamme de salinité, permettant ainsi de décrire les apports par les eaux douces et leur dilution à leur arrivée en milieu marin. La France y possède trois grands estuaires : la Gironde (625 km² de surface), la Loire (65 km² de surface), et la Seine (50 km² de surface). Ces estuaires sont soumis aux apports en nutriments de leur bassin versant, apports particulièrement importants en Seine, intermédiaires en Loire, plus réduits en Gironde, ainsi qu'à des rejets au sein même de l'estuaire. Ainsi, l'état de dégradation d'un estuaire est souvent représentatif de " l'état de santé " du bassin versant (ROMAÑA, 1994).

Dans ce contexte, l'objectif de l'étude présentée ici est l'évaluation des tendances de la concentration en azote minéral dissous en milieu estuarien, paramètre important pour la production primaire dans la zone littorale adjacente. Les apports en azote minéral dissous au sein d'un estuaire sont élevés, provenant de rejets urbains d'une part, et du lessivage des sols du bassin versant d'autre part, et constituent ainsi une source d'enrichissement importante. A titre d'exemple, les apports annuels en azote minéral dissous ont été estimés à 80 000-130 000 t.a⁻¹ en Seine, à 90 000 t.a⁻¹ en Loire, et à 60 000 t.a⁻¹ en Gironde (AMINOT *et al.*, 1998 ; APEEL, 1996 ; Agence de l'Eau Adour-Garonne, 1994).

Dans notre travail, une analyse exploratoire s'attache tout d'abord à décrire les principales caractéristiques des variables étudiées, et à sélectionner un jeu de données de qualité, permettant l'analyse ultérieure. Dans une seconde partie, la tendance temporelle de la concentration en azote minéral dissous est évaluée au moyen d'un modèle linéaire, où les covariables sont introduites de manière explicite.

I. - Matériel et méthodes

Le logiciel utilisé pour les différents programmes présentés est SAS (*Software Analysis System*, CARY, NC, USA). Le logiciel S-Plus (*MathSoft, Inc.*, SEATTLE, WA, USA) a été utilisé pour l'élaboration des graphiques.

I.1 - La base de données QUADRIGE

I.1.1 - Extraction des données

La base de données QUADRIGE rassemble l'ensemble des informations collectées par les différents réseaux de surveillance de l'IFREMER.

L'azote minéral dissous étant constitué de la somme des éléments azotés minéraux dissous (NO_3 , NO_2 , NH_4), les données de nitrate (NO_3), de nitrite (NO_2), et d'ammonium (NH_4), de 1974 à 1998, sont extraites de la base. Les mesures de salinité, paramètre représentatif du mélange des eaux douces et des eaux marines, sont également extraites. Pour l'estuaire de la Gironde les données disponibles dans la base se limitent aux années 1974 à 1995.

Pour chacun des trois estuaires, plusieurs points sont échantillonnés, de l'amont (salinité proche de 0) à l'embouchure (salinité supérieure à 30). Les cartes pages 3, 4, et 5 présentent la répartition des points de prélèvement dans les estuaires de la Seine, de la Loire, et de la Gironde, respectivement. En Seine, certains points situés en dehors de l'estuaire ont été retirés. En effet, les points 208 et 210 situés dans le port de Honfleur, le point 211 situé à l'embouchure de la rivière de la Risle, et les points 220 et 221 situés dans la rivière de la Touques, sont représentatifs des apports de ces rivières et non de ceux de la Seine. De même, le point 206 est en dehors de l'axe de l'estuaire (cf. carte page 3).

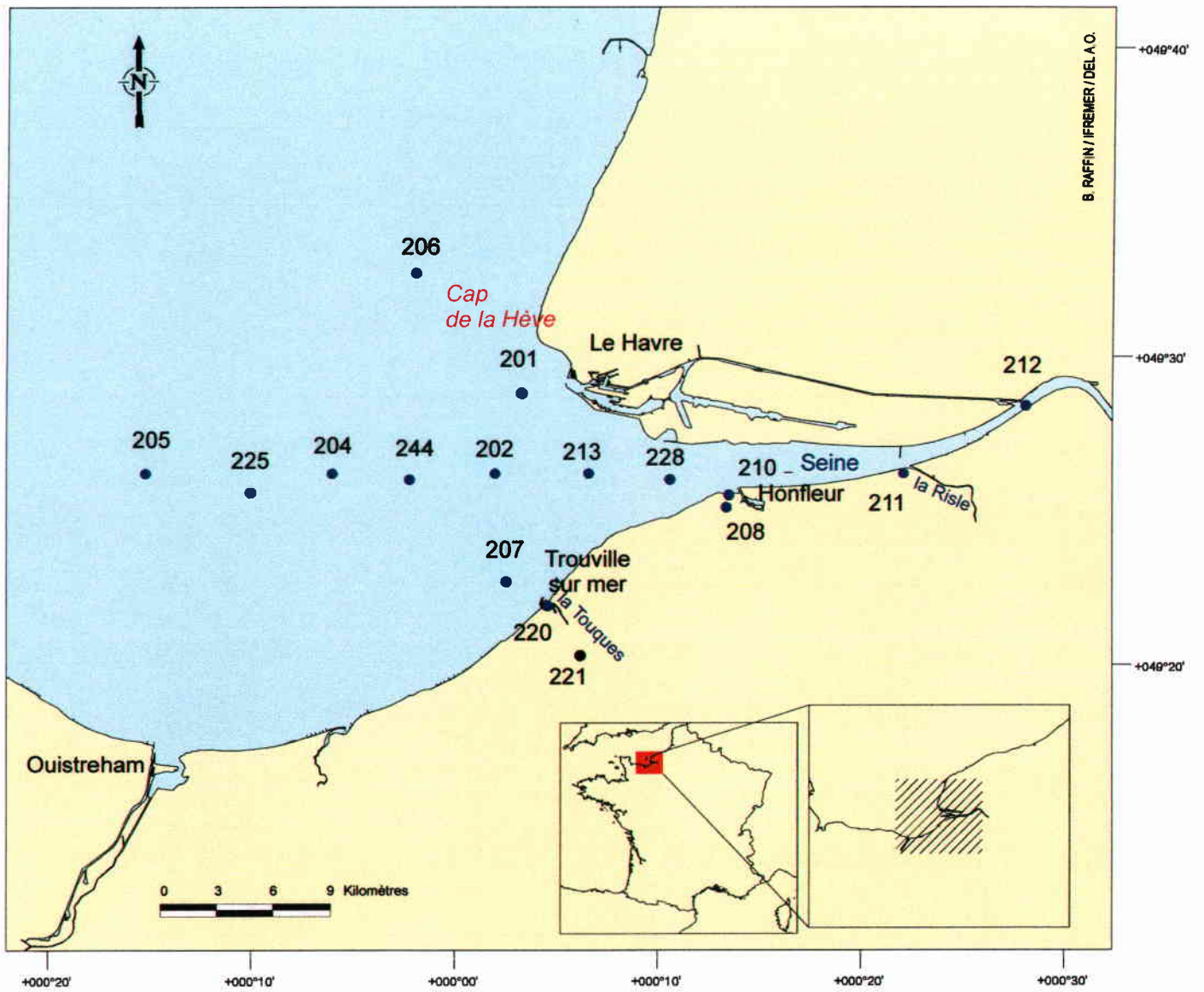
Un " module d'extraction " permet la sélection des informations contenues dans la base telles que les paramètres mesurés, la méthode de dosage utilisée pour la mesure, ou le laboratoire ayant effectué l'analyse. Du fait de la structure de la base, les données extraites nécessitent une mise en forme permettant leur traitement. Par exemple, pour une extraction des mesures des nutriments nitrite et nitrate, de la méthode utilisée ainsi que du seuil de détection associé à cette méthode (signalé par le champ " PRECIS " ¹) et enfin, du laboratoire ayant effectué l'analyse, le fichier résultant de l'extraction se présente sous la forme illustrée par le tableau 1.

POINT	DATE	HEURE	LABO	METHODE	NO2	NO3	PRECIS
213	09/07/1985	14:10	Labo Muni	Color B/R	3,15		
213	09/07/1985	14:10	Labo Muni	Reduc M/R		16	
213	09/07/1985	14:15	Labo Muni	Color B/R	3,15		
213	09/07/1985	14:15	Labo Muni	Reduc M/R		12,5	
213	09/07/1985	14:20	Labo Muni	Color B/R	3,1		
213	09/07/1985	14:20	Labo Muni	Reduc M/R		10	
225	09/07/1985	16:45	Labo Muni	Color B/R	2,15		
225	09/07/1985	16:45	Labo Muni	Reduc M/R		1	<
225	09/07/1985	16:50	Labo Muni	Color B/R	2,4		
225	09/07/1985	16:50	Labo Muni	Reduc M/R		1	<
225	09/07/1985	16:55	Labo Muni	Color B/R	2,4		
225	09/07/1985	16:55	Labo Muni	Reduc M/R		1	<

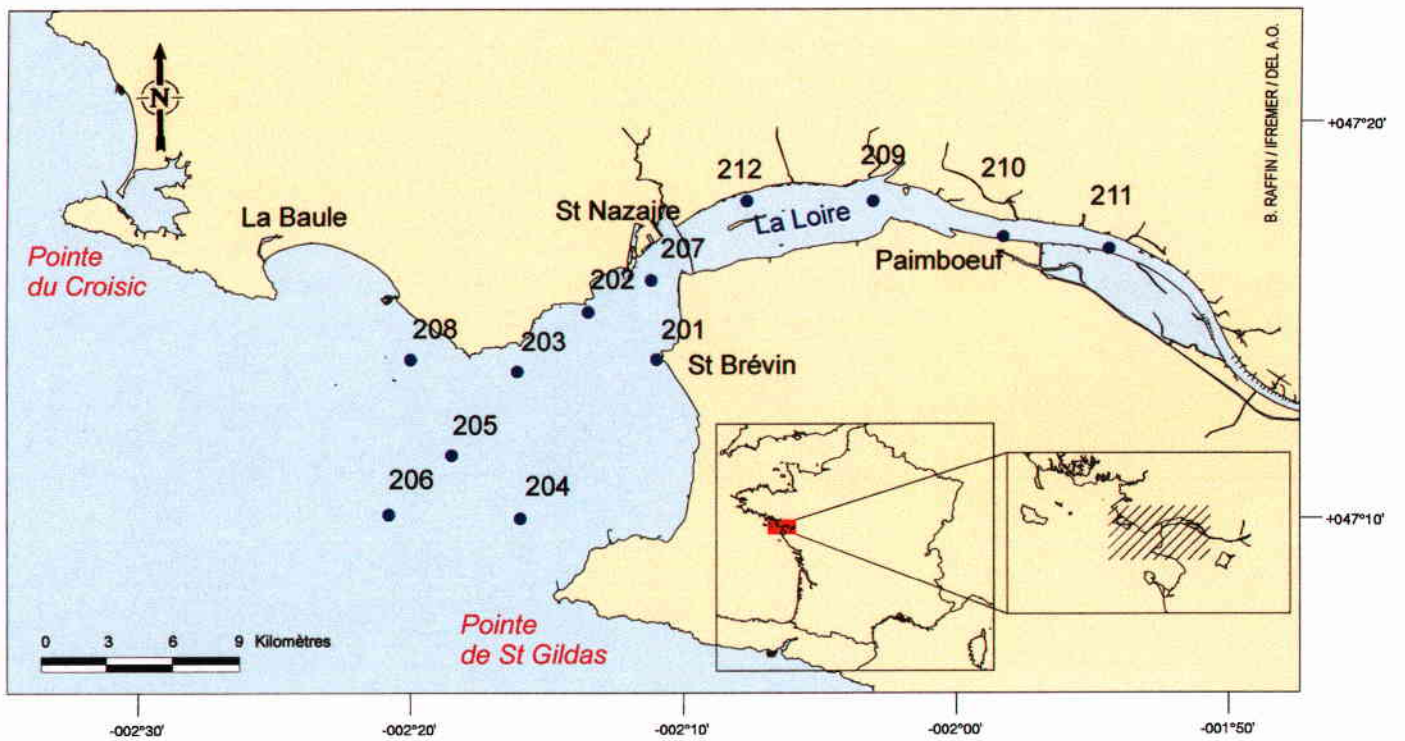
Tableau 1 : Résultat d'une extraction de la base QUADRIGE

1 - Par exemple, la teneur en nitrate de l'échantillon prélevé le 09 juillet 1985 à 16h45 est inférieure à la limite de détection de la méthode donnée dans le champ " NO3 ", $1 \mu\text{mol.l}^{-1}$ (champ " PRECIS " = "<")

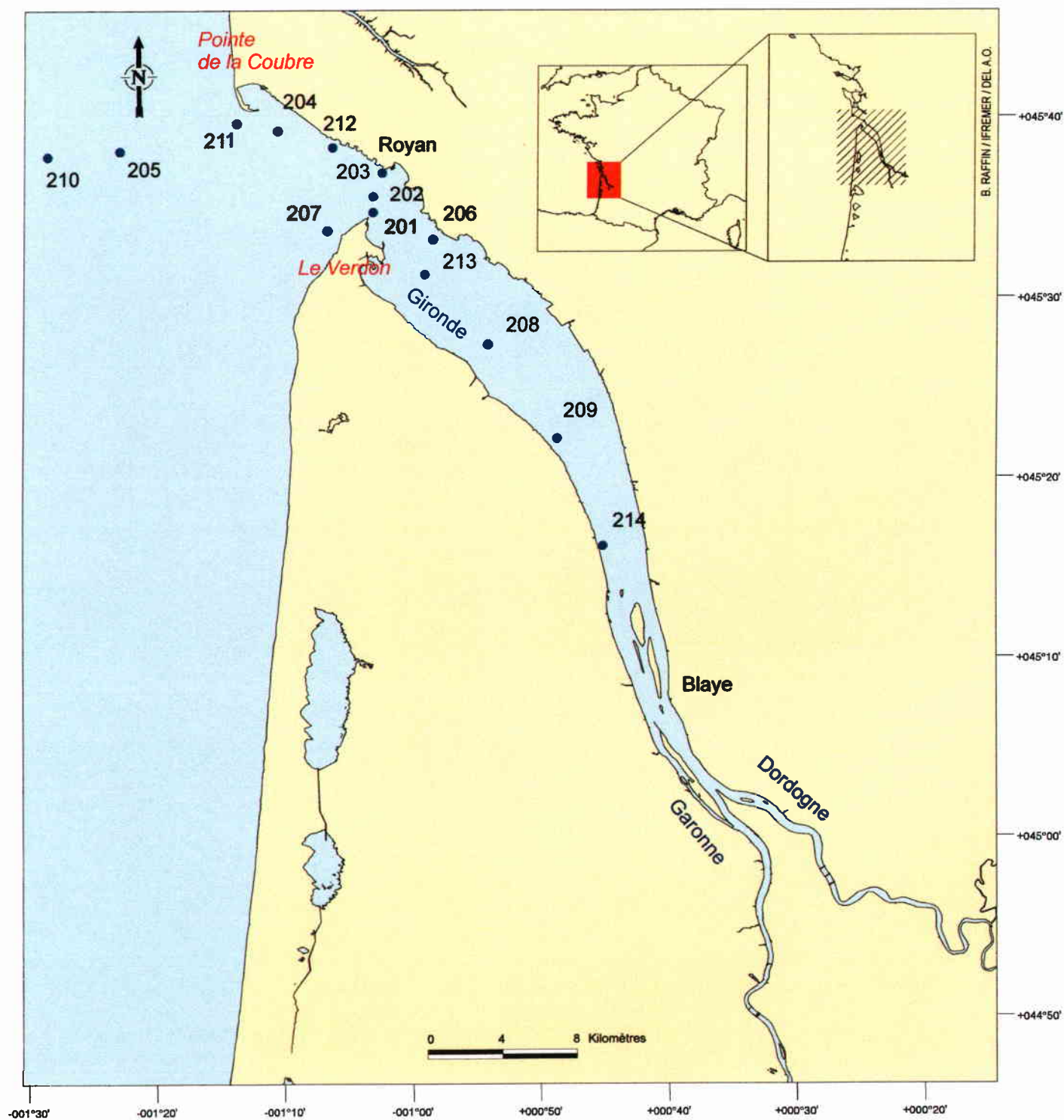
Estuaire et Baie de Seine



Estuaire de la Loire



Estuaire de la Gironde



On remarque que pour une même date, une même heure et un même point, le nombre de lignes est égal au nombre de paramètres. Pour une requête plus importante, le nombre de lignes du fichier issu de l'extraction devient très élevé, et le fichier difficilement exploitable. Le programme numéro 1 (cf. annexe II) permet la remise en forme du fichier facilitant son traitement ultérieur. Pour chaque paramètre, les renseignements sont désormais regroupés en trois colonnes : mesure, précision, et méthode utilisée (cf. tableau 2). Ainsi, chaque ligne correspond à un échantillon, et y figure l'ensemble des mesures réalisées.

POINT	DATE	HEURE	LABO	NO2	PRECIS	METHODE	NO3	PRECIS	METHODE
213	09/07/1985	14:10	Labo Muni	3,15	<	Color B/R	16		Reduc M/R
213	09/07/1985	14:15	Labo Muni	3,15		Color B/R	12,5		Reduc M/R
213	09/07/1985	14:20	Labo Muni	3,1		Color B/R	10		Reduc M/R
225	09/07/1985	16:45	Labo Muni	2,15		Color B/R	1	<	Reduc M/R
225	09/07/1985	16:50	Labo Muni	2,4		Color B/R	1	<	Reduc M/R
225	09/07/1985	16:55	Labo Muni	2,42		Color B/R	1	<	Reduc M/R

Tableau 2 : Tableau 1 remanié

I.1.2 - Description de la stratégie d'échantillonnage

Le processus de collecte des échantillons a évolué au cours du temps : les histogrammes de fréquence des prélèvements (élaborés grâce au programme numéro 2 de l'annexe II) pour les trois estuaires étudiés, permettent d'observer les modifications apportées à la stratégie en terme de fréquence d'échantillonnage et de points de mesure (cf. figure 1, annexe III).

Une synthèse sur l'ensemble des mesures du RNO de 1974 à 1984 a conduit à reconsidérer la stratégie et à établir de nouvelles directives à partir de 1985 (RNO, 1988). Cette refonte de la stratégie est visible sur les histogrammes de fréquence : certains points ont été abandonnés (points 211, 206, 203, 201 pour l'estuaire de la Seine par exemple), la fréquence d'échantillonnage diminue, et se stabilise (2 à 3 campagnes par an, en hiver et en été uniquement) (figure 1, annexe III).

I.2 - Analyse des tendances

I.2.1 - Sélection des données

Pour chacun des trois estuaires, afin de sélectionner un jeu de données de qualité pour le modèle, différentes méthodes ont permis de détecter les valeurs "suspectes".

a - Méthodes de nature non statistique : méthodes graphiques

La nature de la variabilité des paramètres physico-chimiques et des nutriments en milieu estuarien est telle que les méthodes classiques de détection des valeurs aberrantes (*e.g.* diagramme de *Shewart*) ne peuvent être utilisées. Dans un premier temps, et grossièrement, une représentation graphique des paramètres en fonction du temps a permis de repérer les valeurs non compatibles avec la connaissance que l'on possède, à priori, des variables étudiées, et de confirmer des seuils d'acceptabilité (figure 1).

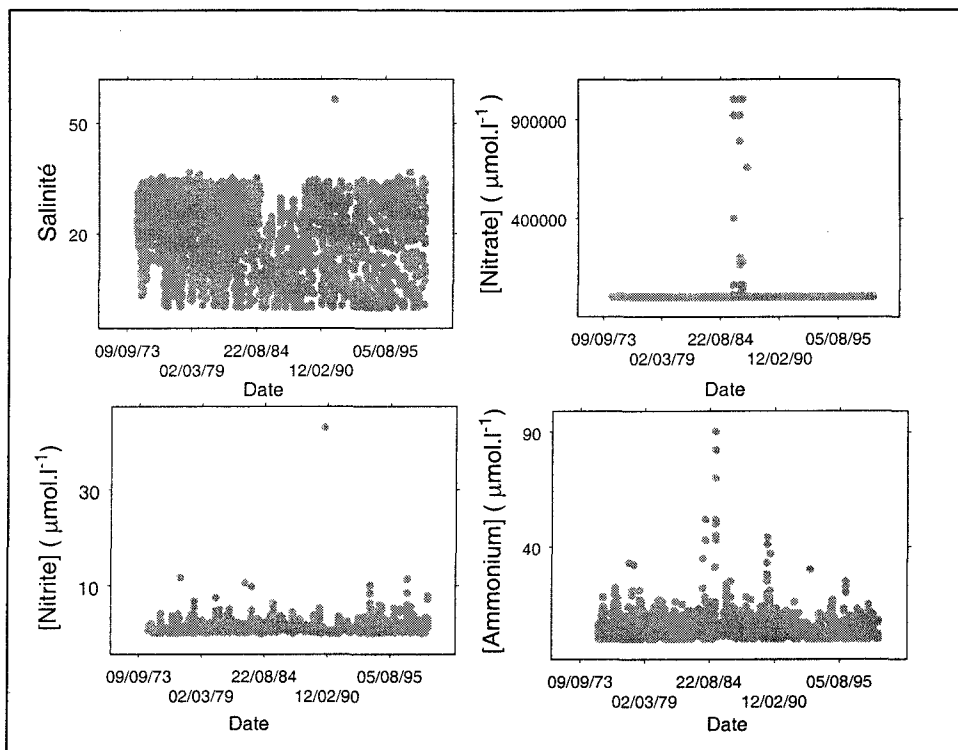


Figure 1 : Evolution temporelle des paramètres pour l'estuaire de la Loire

Ainsi, et compte tenu des teneurs habituellement rencontrées en milieu estuarien, les valeurs de concentration en nitrate supérieures à $900 \mu\text{mol.l}^{-1}$, les valeurs de concentration en nitrite supérieures à $20 \mu\text{mol.l}^{-1}$, et celles d'ammonium supérieures à $50 \mu\text{mol.l}^{-1}$, ont été retirées. De même les valeurs de salinité supérieures à 36 ont été considérées comme aberrantes. La figure 2 présente l'évolution des paramètres en fonction du temps après retrait des valeurs aberrantes.

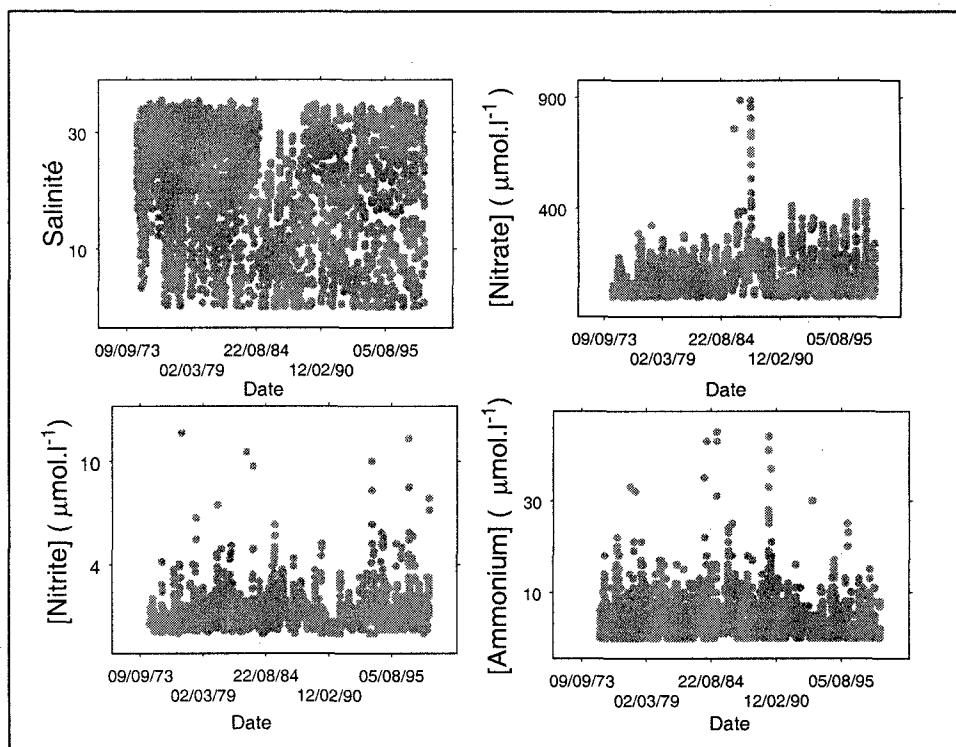


Figure 2 : Evolution temporelle des paramètres après retrait des valeurs aberrantes

Cette technique étant en partie visuelle, elle doit impérativement être validée en s'assurant une nouvelle fois de la cohérence environnementale des bornes fixées.

b - Méthodes statistiques fondées sur la relation concentration en azote/salinité

En période printanière et estivale, les processus associés à l'augmentation de la production primaire peuvent entraîner une non conservativité de la concentration en azote minéral dissous (consommation des nutriments par le phytoplancton, diminution de la teneur en oxygène dissous engendrant un accroissement des phénomènes de dénitrification). Afin de s'affranchir de la variabilité liée à ces phénomènes, et d'obtenir des conditions stables d'une année à l'autre, il conviendra de choisir une période pendant laquelle l'azote est quasi-conservatif : en l'occurrence, la saison hivernale sur la façade Manche-Atlantique.

L'étude du comportement des nutriments dans l'estuaire s'appuie sur la relation entre la concentration du nutriment et la salinité, relation qui est linéaire lorsqu'il y a à la fois conservativité, absence d'erreurs de mesure, et état stationnaire des concentrations dans les deux sources qui se mélangent (figure 3).

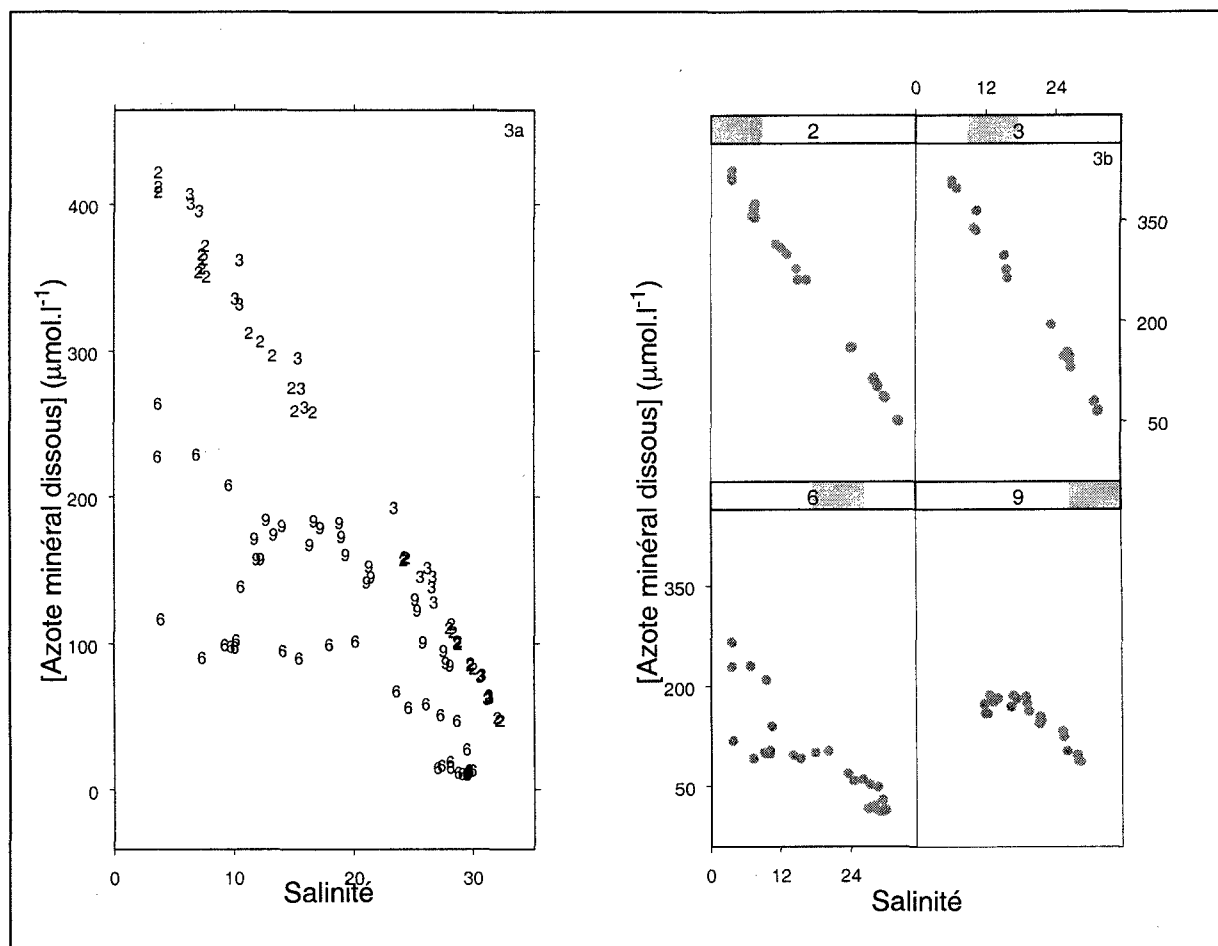


Figure 3 : Concentration en azote minéral dissous en fonction de la salinité pour l'année 1986 en Seine (3a), et par mois (3b). La relation est linéaire pour les mois d'hiver (février et mars), pour le mois de juin, on observe une non linéarité de la relation.

- *Observation des relations concentration en azote - salinité*

Afin d'utiliser la linéarité de la relation entre concentration en azote minéral dissous et salinité de manière explicite dans le modèle, les schémas de dilution par année et par campagne ont été examinés. Les campagnes pour lesquelles la conservativité de la concentration en azote n'est pas respectée ne sont pas prises en compte pour la suite de l'étude. Conformément à ce qui a été dit plus haut, seuls les mois de décembre, janvier, février, et mars sont retenus.

Pour l'estuaire de la Seine, de nombreux problèmes de qualité des données ont été observés avant 1985, conduisant à retirer ces années. Un exemple de schémas de dilution par campagne (Année/Mois/Campagne) est présenté en figure 2 de l'annexe III. Afin d'illustrer les variations saisonnières, deux campagnes d'été (mois de juin et juillet) et deux campagnes d'hiver (mois de janvier et février) ont été sélectionnées. Ainsi, on observe la linéarité de la relation pour les mois d'hiver, comme, par exemple, pour la campagne 40 du mois de février 1986 (1986/2/40), alors que pour certains mois d'été, on observe une relation non linéaire (comme par exemple pour la campagne 39 du mois de juillet 1985). De plus, cette représentation met en évidence les problèmes rencontrés avant 1985 : la gamme de salinité est généralement trop faible pour obtenir des schémas de dilution satisfaisants (cf. campagne 5 du mois de juin 1980).

Certaines mesures de salinité associées au point 205 (point situé en mer) inférieures à 15 ont mis en évidence des erreurs de saisie : par la suite, ces valeurs seront dites " aberrantes ".

- *Régression concentration en azote/salinité*

La relation entre la concentration en azote minéral dissous et la salinité étant linéaire durant les mois d'hiver, la concentration en azote minéral dissous peut s'exprimer de la manière suivante :

$Y_{ij} = \mu + \alpha_j S_{ij} + \varepsilon_{ij}$ où μ est le terme constant, α_j est la pente de la relation linéaire entre la salinité et la concentration en azote minéral dissous, la pente de la droite variant pour chaque campagne j , et ε_{ij} est l'erreur aléatoire.

Une régression linéaire concentration en azote minéral dissous en fonction de la salinité, pour les mois d'hiver, par campagne, a permis de vérifier le respect de la conservativité.

Méthode des DFITS

Pour les campagnes sélectionnées, les valeurs influentes, au sens précisé plus loin, ont été détectées par la méthode des DFITS (*Standardized Difference of Fitted values*) (COOK & WEISBERG, 1982 ; WEISBERG, 1985). Cette méthode est basée sur l'évaluation de la contribution à l'ajustement d'un élément (x_i, y_i) :

$$\hat{y}_j - \tilde{y}_j = \frac{h_{ii}}{1 - h_{ii}} e_i$$

Où $\tilde{y} = \hat{y}$ sans l'observation (x_i, y_i) et h_{ii} est l'élément de la matrice H associé à l'observation. La matrice **H**, *hat matrice*, est la matrice qui permet le passage de y à \hat{y} : $\mathbf{H} = \mathbf{X}(\mathbf{X}'\mathbf{X})^{-1}\mathbf{X}'$ avec $\hat{y} = y\mathbf{H}$, et **X** est la matrice des données initiales de dimension (n, p) .

Le *DFITS* s'exprime de la manière suivante :

$$DFITS_i = e_{(-i)}^* \sqrt{\frac{h_{ii}}{1 - h_{ii}}}$$

où $e_{(-i)}^*$ est l'écart studentisé sans l'observation (x_i, y_i) .

L'écart studentisé, ou standardisé, permet de comparer les écarts à l'ajustement e_i :

$$e_i^* = \frac{y_i - \hat{y}_i}{\hat{\sigma} \sqrt{1 - h_{ii}}} \quad \text{où} \quad \hat{\sigma}^2 = \frac{\mathbf{e}'\mathbf{e}}{n - p - 1}$$

La moyenne des h_{ii} est égale à $\frac{p+1}{n}$ et les valeurs absolues des e_{-i}^* supérieures à 2 étant considérées comme significatives au seuil $\alpha = 5\%$, les observations pour lesquelles $|DFITS_i| > 2 \sqrt{\frac{(p+1)/n}{1 - (p+1)/n}} = 2 \sqrt{\frac{p+1}{n - (p+1)}}$ sont considérées comme ayant une influence anormale sur l'estimation des paramètres de la régression.

Test des runs

Si un fort coefficient de détermination témoigne d'une forte corrélation entre les deux paramètres, cette corrélation n'implique pas un ajustement correct à une relation linéaire. Afin de vérifier la linéarité de la relation, un test basé sur les changements de séquence des signes des résidus a été utilisé (test des *runs*, SIEGEL, 1956).

Les résidus doivent être répartis de manière aléatoire autour de la droite de régression. Un changement de séquence est observé lorsque le résidu $i+1$ a un signe différent du résidu i . La table donnée par SIEGEL permet de voir si le nombre de séquences (*runs*) observées est significativement plus faible ou plus fort que ce qu'autorise le hasard, au seuil $\alpha = 5\%$. Les campagnes pour lesquelles le test est significatif ont également été retirées, ceci étant confirmé par l'examen final du nuage de points.

Les méthodes précédemment exposées font partie de la famille des outils qui permettent un examen critique du nuage des observations, et en particulier d'identifier les points qui doivent retenir l'attention de l'analyste. L'objectif général est ici la détection des valeurs dites suspectes, qui incitent à un retour sur la donnée, à examiner sa qualité, et à vérifier sa conformité aux hypothèses sur lesquelles est fondé le modèle ; le schéma 1 résume la logique de cette démarche.

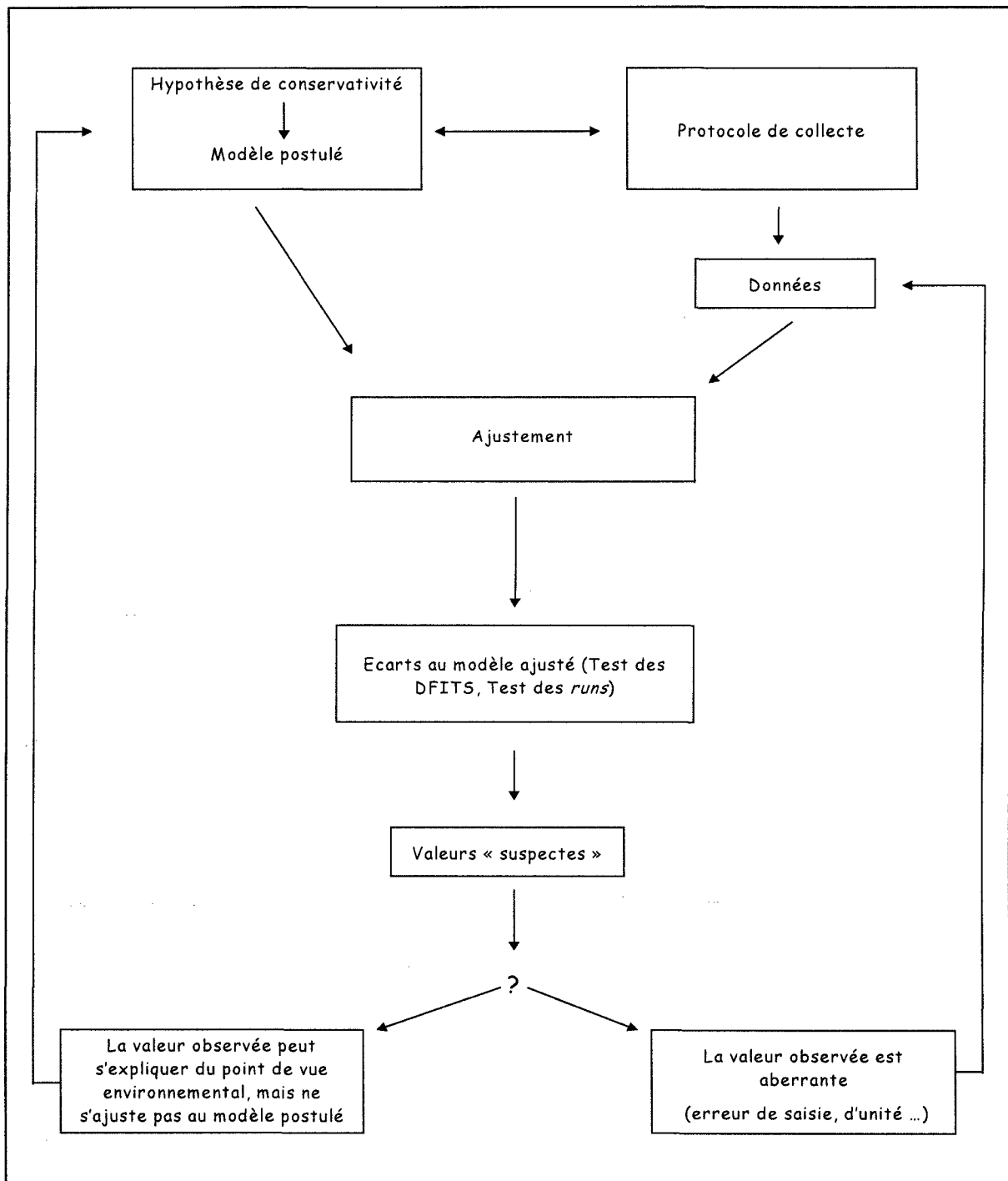


Schéma 1 : Sélection des données

I.2.2 - Choix des covariables

a - Débit fluvial

Le comportement de l'azote minéral dissous dans le milieu, est de manière générale, identique à celui du nitrate, son constituant majeur. La concentration en nitrate fluvial (et donc la concentration en nitrate dans l'estuaire) varie avec le débit, d'une manière complexe. En Loire, on observe généralement une augmentation de la concentration en nitrate pour des débits de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, puis une stabilisation pour des débits de crue. On observe également, pour certaines années sèches, une augmentation lorsque le débit décroît en dessous de

400 m³.s⁻¹ (SAURIAU & GUILLAUD, 1996). En Seine, durant les périodes d'étiage, la concentration en nitrite est généralement très faible à Caudebec (en amont de l'intrusion saline), alors que dans l'estuaire, au cours du mélange des eaux douces et des eaux marines, elle augmente. Ce phénomène s'explique par une production de ce sel dans l'estuaire, suivie d'une dilution rapide pour des salinités supérieures à 20 (GUILLAUD, 1983).

Le débit fluvial est mesuré en amont du bief fluvio-maritime de l'estuaire. Le temps d'écoulement entre le passage d'une crue à la station de mesure du débit, et son passage en un point de l'estuaire (point de mesure de la concentration en azote), est très important à évaluer. En effet, pour un estuaire de grande taille, une mesure réalisée à un moment donné dans l'estuaire ne peut être rattachée à la mesure de débit en amont le jour même, voire le mois même (MIGNIOT, 1981). Pour l'estuaire de la Seine un abaque permet de déduire le temps d'écoulement en fonction du débit mesuré en amont, à Poses. Pour les estuaires de la Loire et de la Gironde, le temps d'écoulement en heures est donné par les équations suivantes :

$$\frac{65.10^3}{Q} e^{-0,04x} \text{ pour la Loire} \quad \frac{1,45.10^6}{Q} e^{-0,0395x} \text{ pour la Gironde}$$

où Q est le débit fluvial en m³.s⁻¹, et x est la distance à l'embouchure en km (MIGNIOT, 1981, 1993).

L'expression proposée ne prenant en compte qu'une partie des paramètres impliqués dans l'explication du déphasage, le temps d'écoulement ainsi mesuré ne donne qu'un ordre de grandeur. Néanmoins, des mesures faites à l'aide de traceurs radioactifs ont permis de vérifier expérimentalement la cohérence de l'équation proposée.

Pour l'estuaire de la Gironde, les données de débit fluvial disponibles pour l'étude sont mesurées en Garonne (La Réole). L'estuaire de la Gironde étant soumis aux apports de la Garonne d'une part, mais aussi à ceux de la Dordogne d'autre part, dont le débit n'a pu être obtenu, le débit de la Gironde n'a pu être utilisé.

Le programme numéro 4 (cf. Annexe II) permet de calculer le débit extrapolé dans les estuaires de la Seine et de la Loire.

b - Marée

Le fonctionnement hydraulique d'un estuaire est influencé en amont par les débits fluviaux, et en aval par les marées. Ces deux phénomènes interfèrent, conduisant à des variations du plan d'eau très différentes suivant la prédominance d'un paramètre sur l'autre (MIGNIOT, 1993). La marée provoque des mouvements alternatifs d'eau entraînant des débits instantanés importants qui diminuent progressivement vers l'amont pour s'annuler à la limite de propagation de la marée. Ces phénomènes étant complexes, l'introduction du paramètre salinité dans le modèle permet de résumer les effets conjugués de la marée et des variations de débits instantanés dans l'estuaire. Après divers essais, la marée (introduite sous forme de coefficient de marée, ou d'une variable qualitative " Vives Eaux / Mortes Eaux ") n'a finalement pas été retenue comme covariable dans le modèle.

I.2.3 - Expression du modèle

En analyse confirmatoire, un modèle linéaire est utilisé pour estimer la tendance temporelle de la variable azote minéral dissous. Les covariables d'intérêt sont explicitement incorporées dans le modèle dans le but de prendre en compte les caractéristiques mises en évidence au cours de l'analyse exploratoire ; de plus des informations supplémentaires peuvent être obtenues au travers de l'examen des résidus (HIPEL *et al.*, 1988). Les caractéristiques estuariennes et le comportement de l'azote dans le milieu conduisent, en premier lieu, à envisager un modèle prenant en compte l'effet de la salinité sur la variabilité de la concentration en azote minéral dissous. Le débit extrapolé est introduit de manière à expliquer la variabilité de la concentration en azote minéral en amont de l'estuaire. La tendance temporelle se décompose en un terme linéaire t_j et un terme quadratique t_j^2 , ce dernier permettant de capturer une éventuelle non linéarité. t_j est la date correspondant à la campagne j .

La concentration en azote minéral dissous Y_{ij} mesurée lors de la campagne j au point i s'exprime comme :

$$Y_{ij} = \mu + \alpha_j S_{ij} + \beta_q \tilde{Q}_{qj} + \gamma t_j + \delta t_j^2 + \varepsilon_{ij}$$

où μ est le terme constant,

α_j est la pente de la relation linéaire entre la salinité et la concentration en azote minéral dissous, la pente de la droite variant pour chaque campagne j ,

et β_q est le coefficient associé à l'interaction entre la catégorie q de débit et le débit extrapolé dans l'estuaire \tilde{Q}_{qj} ; la relation débit concentration en azote minéral dissous étant complexe, une décomposition du débit en plusieurs classes a en effet été envisagée (maximum trois classes). Ainsi, différentes valeurs du débit sont supposées avoir des effets distincts sur la concentration en azote.

γ est le coefficient associé au terme linéaire de la tendance,

et δ le coefficient associé au terme quadratique de la tendance.

ε_{ij} est l'erreur aléatoire.

Pour chacun des trois estuaires étudiés, l'analyse des tendances s'appuiera sur ce modèle général.

Les descripteurs du milieu sont introduits simultanément dans le modèle en utilisant le critère des moindres carrés. Les graphes des résidus du modèle avec et sans un descripteur donné permettent de visualiser l'effet de ce descripteur (BELIAEFF & SMITH, 1996).

L'estimation des paramètres au sens des moindres carrés sera optimale si la distribution des résidus ε_{ij} suit une loi normale de moyenne nulle et de variance constante σ^2 , et si il n'y a pas d'autocorrélation entre les différentes réalisations de ε . Il convient donc de s'assurer de la validité de ces hypothèses. Dans le cas où elle ne seraient pas vérifiées, les estimateurs de la régression ne sont plus de variance minimale (ils restent toutefois sans biais) (SAPORTA, 1990).

Examen des résidus

- La droite de Henry permet de visualiser le respect ou le non respect de la normalité.
- Le graphe des résidus en fonction des valeurs prédites et des variables explicatives permet de vérifier l'homoscédasticité.
- La non corrélation des résidus à l'ordre 1 est contrôlée au moyen du test de Durbin Watson.
Les observations sont ordonnées dans le temps.

H_0 = non corrélation des résidus ε_i

H_1 = ε_i suit un processus autorégressif d'ordre 1

$$d = \frac{\sum_{i=2}^n (e_i - e_{i-1})^2}{\sum_{i=1}^n e_i^2}$$

d doit être voisin de 2 si H_0 est vraie (SAPORTA, 1990).

L'analyse des tendances a également porté sur des mesures de concentration en azote minéral dissous fluvial effectuées à Poses, en amont de la marée dynamique (données communiquées par Monsieur FICHT, Cellule Qualité des Eaux Littorales la Seine). Cette analyse permet une comparaison des résultats entre l'amont et l'aval de l'estuaire.

II. - Résultats

II.1 - Sélection des données

Le tableau 3 résume les résultats obtenus pour chaque estuaire : la première ligne "Extraction" indique le nombre d'observations issues de l'extraction, les lignes suivantes indiquent le nombre d'observations retenues après retrait des données en utilisant successivement les différents critères de sélection.

	Estuaire de la Seine	Estuaire de la Loire	Estuaire de la Gironde
Extraction	5917 ¹	5253	4211
Données manquantes en azote minéral dissous et en salinité	4181	4400	3546
Mois d'hiver (Hypothèse de conservativité)	1526	1393	956
Méthodes graphiques	1523	1391	953
Droites de dilution (examen, DFITS, linéarité)	506	934	468

1- Les 5917 observations correspondent au résultat de l'extraction après retrait des points 208, 210, 211, 220, 221, et 206.

Tableau 3 : Sélection des observations pour le modèle
(la dernière ligne donne le nombre de données retenues pour chaque estuaire)

Le nombre d'observations conservées pour les estuaires de la Seine (506 observations, soit 8,6%) et de la Gironde (468 observations, soit 11,6%) est faible par rapport au nombre de données extraites de la base (respectivement 5917 et 4211). Cette importante réduction du nombre de données s'explique par le retrait des campagnes des années avant 1985 pour la Seine, par un grand nombre de valeurs manquantes de salinité après 1991 pour l'estuaire de la Gironde (réduisant la fenêtre temporelle d'observation à 1975-1991), et par le rejet de nombreuses campagnes pour ces deux estuaires. Le nombre d'observations conservées est plus important pour l'estuaire de la Loire (936 observations, soit 18,7%), et la série temporelle utilisée pour le modèle est plus longue (de 1978 à 1998).

II.2 - Analyse des tendances

II.2.1 - Analyse exploratoire

a - Evolution de la concentration en azote minéral dissous

La figure 4 représente les séries temporelles des données initiales (pour tous les mois sur l'ensemble de la période d'étude) et les "boîtes à moustaches" par année des données conservées pour le modèle (campagnes d'hiver après retrait des valeurs aberrantes). Elle permet l'observation de l'évolution de la concentration en azote minéral dissous pour chaque estuaire. Les "boîtes à moustaches" représentent schématiquement les principales caractéristiques d'une variable numériques : la longueur de la boîte correspond à l'intervalle interquartile (50% des données), à l'intérieur duquel la position de la médiane est indiquée. La boîte est alors complétée par des moustaches correspondant aux valeurs adjacentes $Q_3 + 1,5(Q_3 - Q_1)$ et $Q_1 - 1,5(Q_3 - Q_1)$ (Q_1 et Q_3 correspondant respectivement au premier et au troisième quartiles) (SAPORTA, 1990).

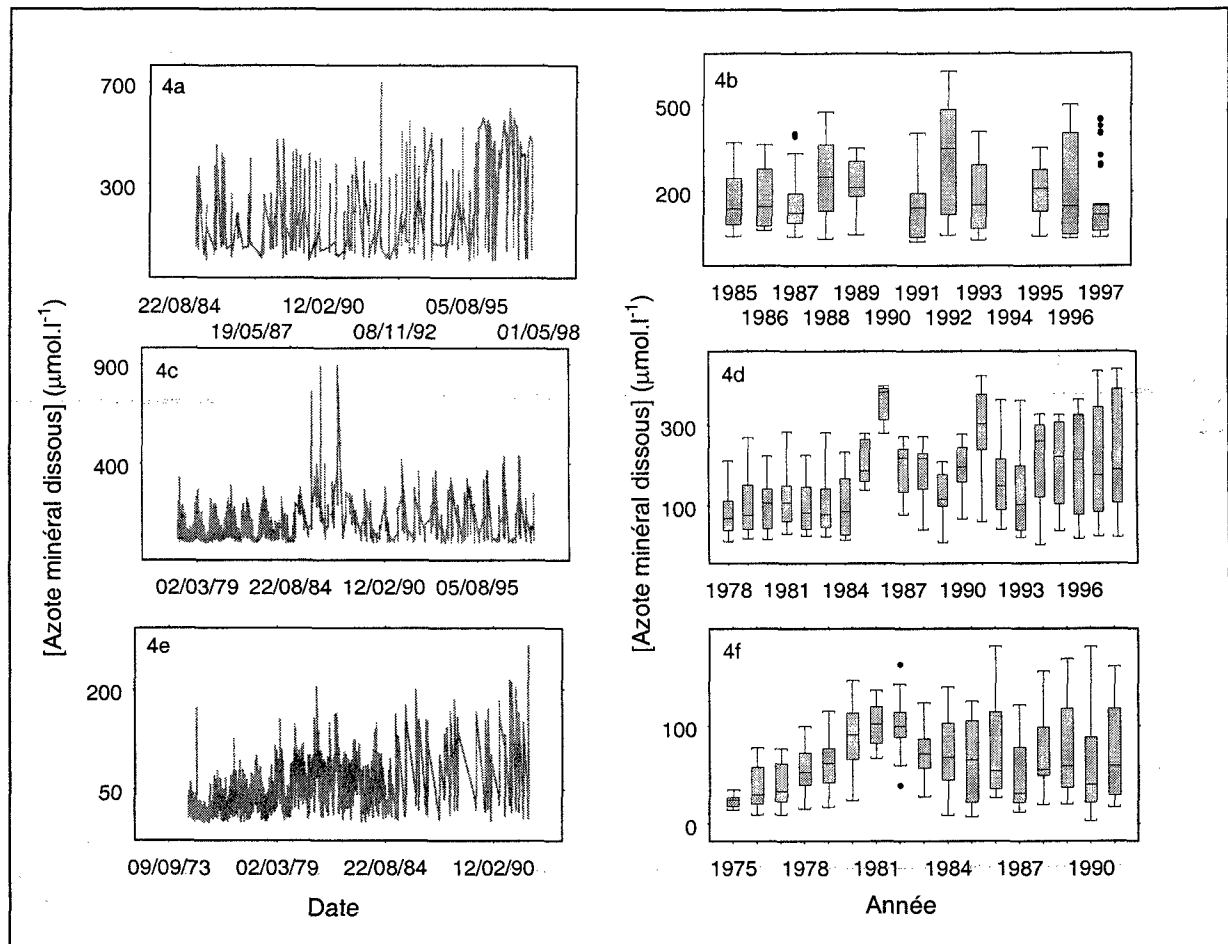


Figure 4 : Séries temporelles des données initiales pour les estuaires de la Seine (4a), de la Loire (4c), et de la Gironde (4e) Boîtes à moustaches par année des données conservées pour le modèle pour les estuaires de la Seine (4b), de la Loire (4d) et de la Gironde (4f)

En Seine, la sélection du jeu de données pour la modélisation a conduit à l'absence d'observations pour les années 1990 et 1994 (figure 4b). On observe une forte variabilité inter-annuelle, ainsi qu'une variabilité intra-annuelle, avec une dispersion des données très importante pour l'année 1992. Aucune tendance n'apparaît clairement pour l'estuaire de la

L'observation de la série temporelle de la concentration en azote minéral dissous entre 1978 et 1998 en Loire met en évidence une variabilité inter-annuelle particulièrement marquée entre 1985 et 1991 (figures 4c et 4d). Les fortes valeurs figurant en 4c ont été rejetées au cours de la sélection des données pour le modèle. On constate nettement une augmentation du niveau moyen sur l'ensemble de la période.

En Gironde, on observe une augmentation de la concentration en azote minéral dissous sur l'ensemble de la période, avec un pic relatif en 1980 et 1981.

b - Comparaison inter-estuariers des concentrations en azote minéral dissous

La concentration en azote minéral dissous en milieu estuarien étant directement liée à la salinité, afin de pouvoir comparer globalement les concentrations d'un estuaire à l'autre, les schémas de dilution sur l'ensemble de la période, par site, pour l'ensemble des campagnes d'hiver conservées pour le modèle, ont été utilisés (figure 5). Le site 5 correspond à l'estuaire de la Seine, le site 28 à l'estuaire de la Loire, et le site 33 à l'estuaire de la Gironde.

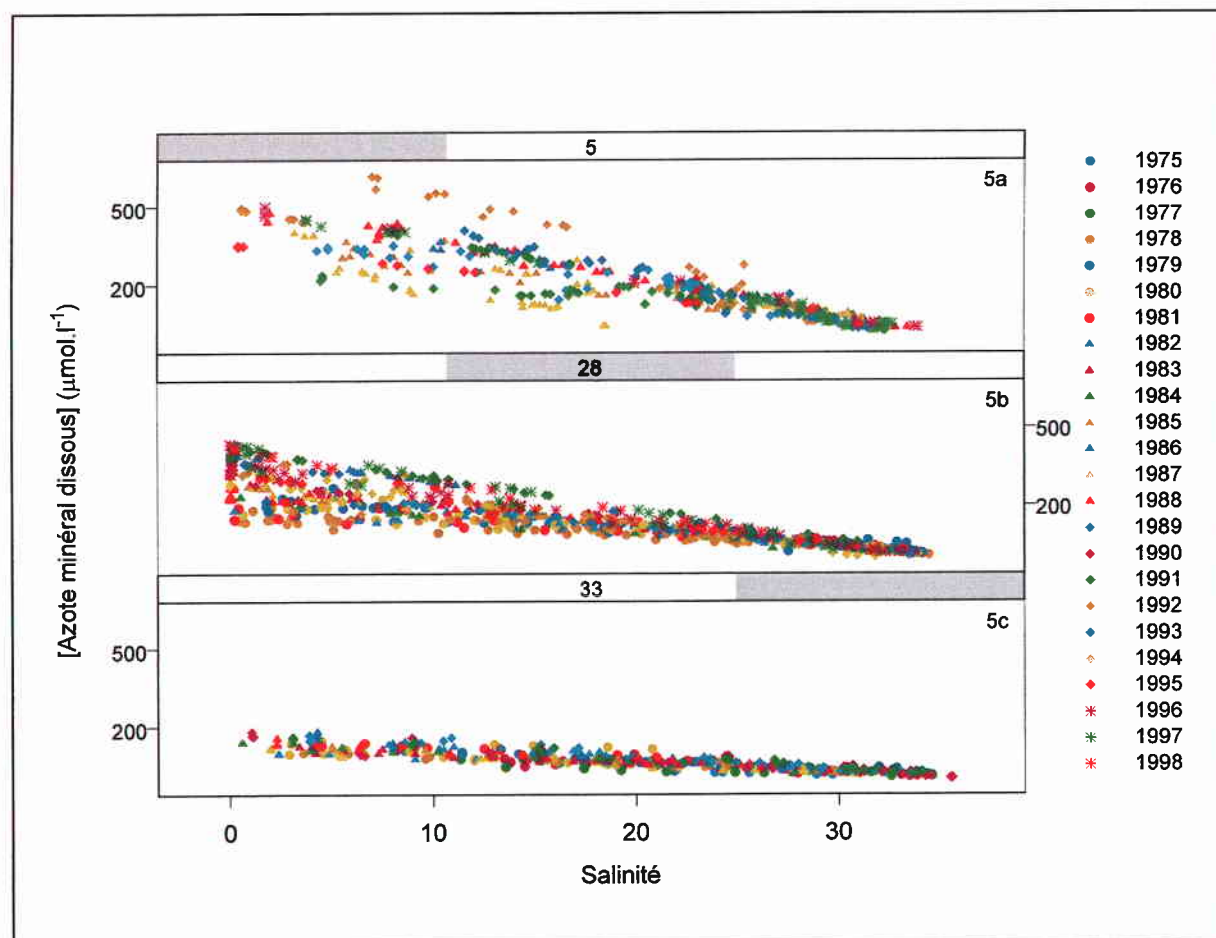


Figure 5 : Droites de dilution pour l'ensemble des campagnes d'hiver conservées pour le modèle ;
5a : site 5 (estuaire de la Seine) ; 5b: site 28 (estuaire de la Loire) ;
5c : site 33 (estuaire de la Gironde).

L'échelle verticale de la concentration en azote minéral dissous étant commune à chaque estuaire, la figure 5 permet de comparer les concentrations d'un site à l'autre. L'extrapolation de l'ordonnée à l'origine permet d'évaluer la concentration en azote minéral fluvial théorique.

Ainsi, on observe que la concentration en azote minéral dissous est plus importante en Seine, avec des concentrations supérieures à $500 \mu\text{mol.l}^{-1}$ pour les faibles salinités, puis en Loire avec des concentrations de l'ordre de $350 \mu\text{mol.l}^{-1}$ pour les faibles salinités, les concentrations ne dépassant pas des valeurs de $200 \mu\text{mol.l}^{-1}$ en Gironde.

La figure 5 illustre également les variations inter-annuelles de la concentration en azote. Le schéma de dilution pour l'estuaire de la Seine (figure 5a) montre une nouvelle fois l'atypisme de l'année 1992. Le caractère conservatif de la concentration en azote minéral dissous étant toutefois respecté, les campagnes correspondant à cette année n'ont pas été retirées au cours de la sélection des données. Cette année présente des concentrations en azote minéral exceptionnellement élevées. On remarque également, pour l'estuaire de la Loire, que les concentrations les plus élevées correspondent aux années les plus récentes, cette observation suggérant la présence d'une tendance.

c - Débit

La figure 6 présente les variations temporelles du débit fluvial en Seine (6a) et en Loire (6c) sur l'ensemble de la période, et celles du débit extrapolé dans l'estuaire pour les campagnes conservées pour le modèle, ainsi que la relation entre la concentration en azote minéral dissous et le débit extrapolé dans l'estuaire en Seine (6b), et en Loire (6d).

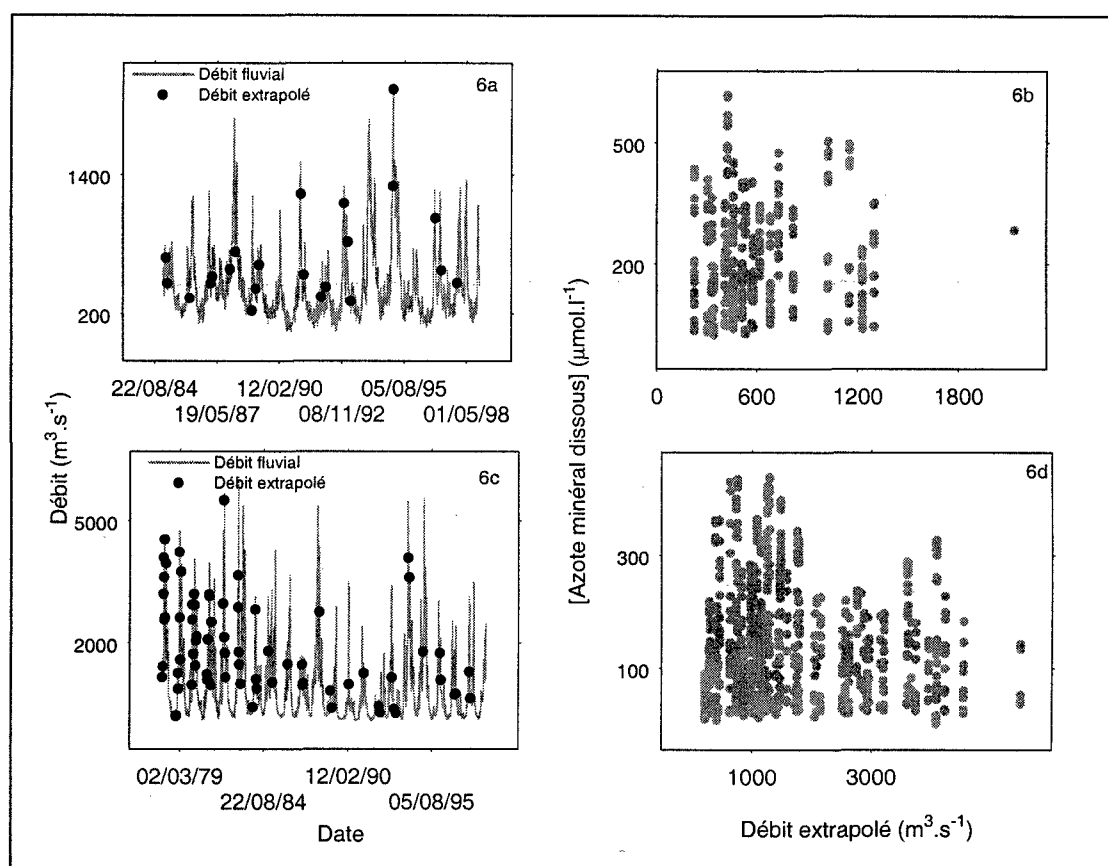


Figure 6 : Variation des débits fluviaux et des débits extrapolés dans les estuaires de la Seine (6a) et de la Loire (6c), relation concentration en azote minéral dissous et débit extrapolé en Seine (6b) et en Loire (6d)

Les variations intra et inter-annuelles du débit fluvial sont importantes, avec un débit beaucoup plus élevé en Loire qu'en Seine. En Seine, l'année 1992 est marquée par une période d'étiage en hiver. La relation entre la concentration en azote minéral dissous et le

débit extrapolé n'apparaît pas clairement (figures 6b et 6d), les faibles débits et les forts débits n'ayant apparemment pas le même effet sur la concentration en azote. Cette observation conduit à envisager une introduction du débit extrapolé dans le modèle sous la forme d'une pente différente pour les forts débits et les faibles débits.

L'examen des figures 6b et 6d, les histogrammes de fréquence des débits extrapolés (figure 7), ainsi que l'état de l'art sur le sujet (MIGNIOT, 1994), ont permis d'établir des classes de débit.

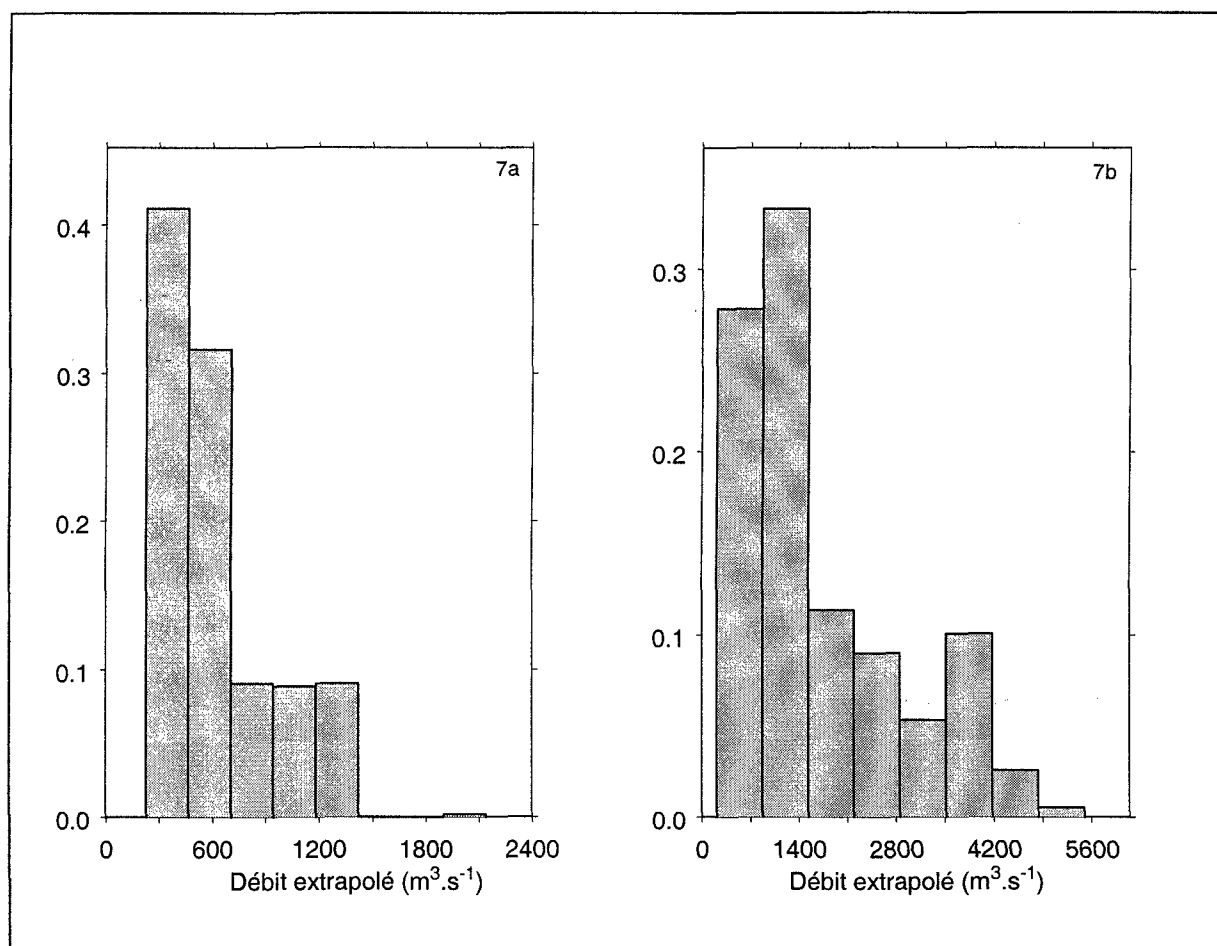


Figure 7 : Histogrammes des fréquences du débit extrapolé en Seine (7a) et en Loire (7b)

En Seine, le débit est divisé en trois classes : un débit d'étiage (inférieur à 450 m³.s⁻¹), un débit moyen (compris entre 450 et 750 m³.s⁻¹), et un débit de crue (supérieur à 750 m³.s⁻¹). En Loire, le débit est divisé en deux classes : un débit moyen et d'étiage (inférieur à 2000 m³.s⁻¹), un débit moyen et de crue (supérieur à 2000 m³.s⁻¹). La relation entre la concentration en azote minéral dissous et le débit étant très complexe, il faut insister sur la difficulté à établir des classes de débit qui soient effectivement représentatives de cette relation.

II.2.2 - Résultats du modèle

L'ensemble des résultats présentés ici ont été obtenus en utilisant la procédure PROC GLM.

a - Estuaire de la Seine

- Résultats du modèle initial

Le coefficient de détermination est égal à 0,93 (93% de la variabilité de la concentration en azote minéral dissous est “ expliquée ”, au sens statistique du terme, par le modèle). Les estimations des coefficients sont présentées dans le tableau 4. Pour mémoire, seule la pente correspondant à la campagne 1 est donnée.

Paramètre	Estimation	Ecart type	p
μ	375,68	25,44	$<10^{-4}$
Salinité (Campagne 1)	-8,42	0,53	$<10^{-4}$
Débit d'étiage	0,22	0,04	0,0014
Débit intermédiaire	-0,06	0,04	0,1121
Débit de crue	-0,11	0,02	$<10^{-4}$
Tendance linéaire	2,72	0,37	$<10^{-4}$
Tendance quadratique	-0,008	0,002	$<10^{-4}$

Tableau 4 : Estimation des coefficients du modèle initial

L'effet de la salinité se traduit par une relation linéaire de pente négative, la pente variant pour chaque campagne. L'influence du débit se décompose ainsi : le débit intermédiaire n'a pas d'effet significatif ($p = 0,11$), les effets des débits d'étiage et de crue se traduisant par une relation linéaire de pente positive pour le premier (apports accrus par le bassin versant), de pente négative pour le deuxième (effet de dilution). La tendance se décompose en un terme linéaire et un terme quadratique négatif indiquant une concavité de la tendance.

Remarque : Afin de comparer les amplitudes des coefficients, et de s'affranchir des différences d'unité, les variables présentées dans le tableau 4 auraient pu être centrées-réduites.

Examen des résidus

La figure 8 permet de vérifier le respect des hypothèses concernant les résidus.

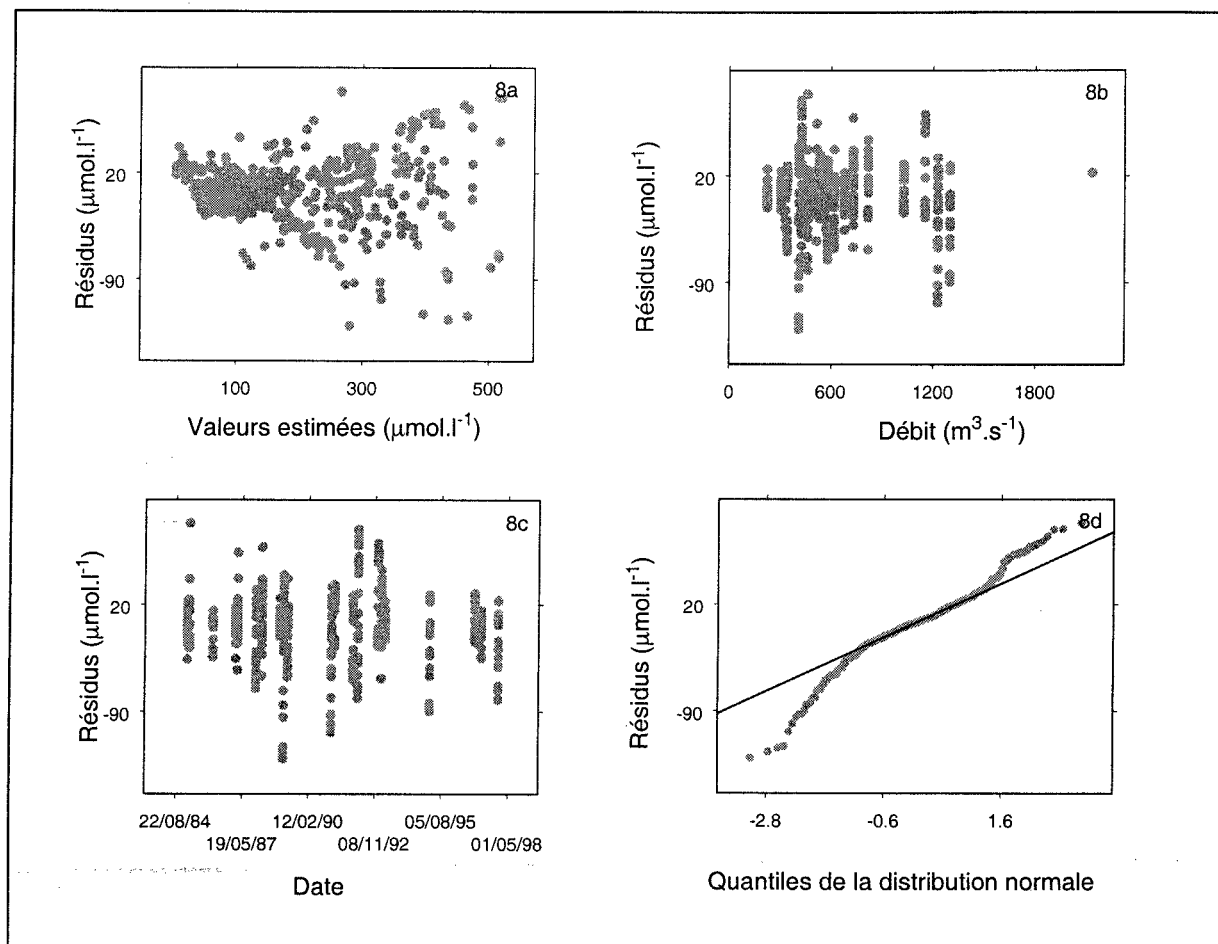


Figure 8 : Résidus du modèle initial ; 8a : résidus en fonction des valeurs prédites ; 8b : résidus en fonction du débit ; 8c : résidus en fonction du temps ; 8d : droite de Henry (*Normal QQ Plot*).

Le graphe des résidus en fonction des valeurs prédites (8a) met en évidence une augmentation de la variance des résidus pour les fortes valeurs estimées (hétéroscédasticité). Cette observation pourrait conduire à une transformation logarithmique de la concentration en azote minéral dissous, transformation qui ne peut être envisagée du fait de la relation linéaire entre concentration en azote et salinité. Cette relation expliquant en grande partie la variabilité de la concentration en azote minéral, il semble important de la préserver. Aucune structure marquée n'est visible sur les graphes des résidus en fonction des variables explicatives (8b et 8c). La répartition des résidus autour de la droite de Henry (8d) suggère la non normalité de la distribution des résidus. De plus, le test de Durbin Watson conduit au rejet de l'hypothèse d'absence d'autocorrélation des résidus ($d = 0,84$). L'atypisme de l'année 1992 permet en partie d'expliquer la structure des résidus en fonction des valeurs prédites. La figure 9 représente les résidus en fonction des valeurs prédites avec discrimination des années.

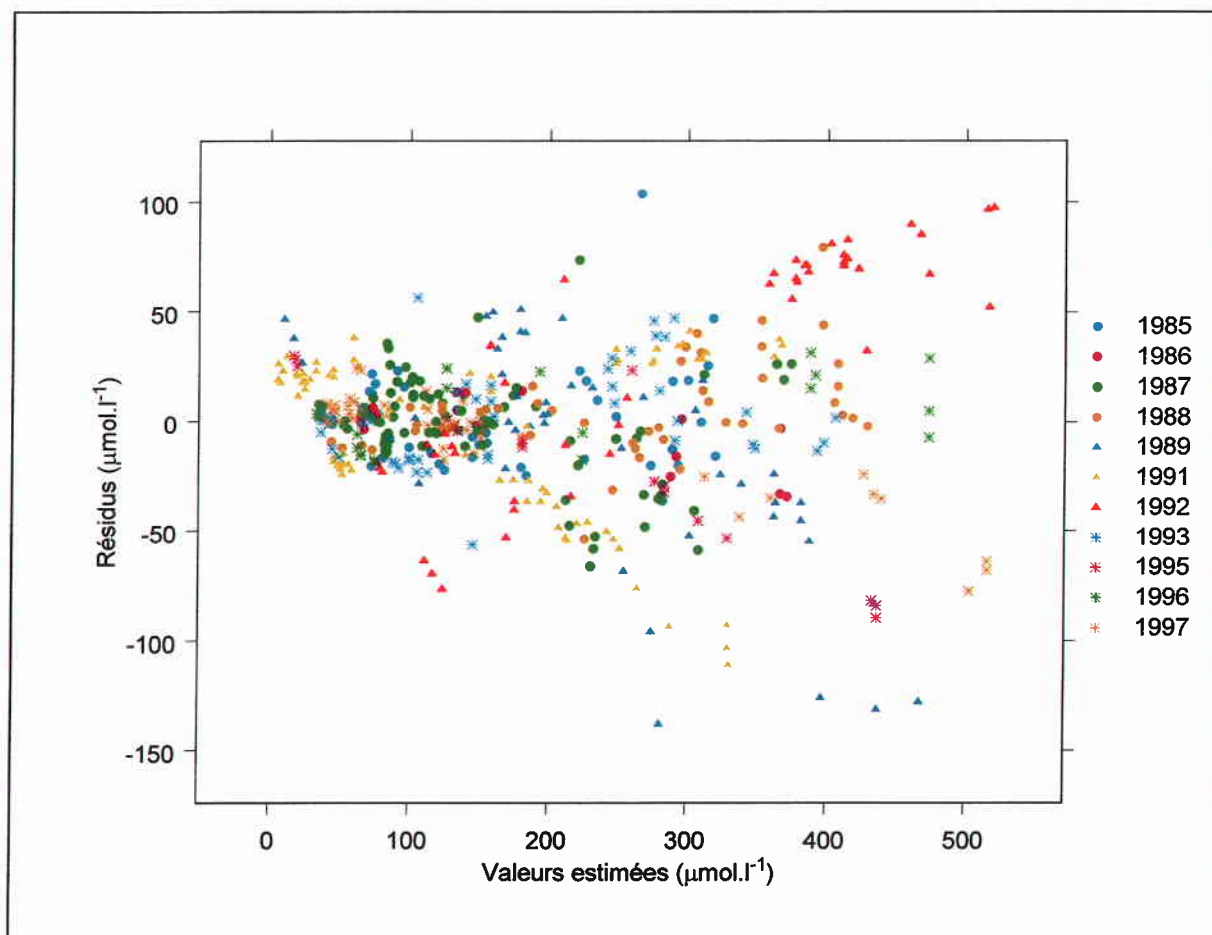


Figure 9 : Résidus du modèle initial en fonction des valeurs prédites avec discrimination des années

On remarque que les résidus associés à l'année 1992 se détachent effectivement du nuage de point, vers les fortes valeurs. L'hypothèse selon laquelle le modèle ne peut expliquer la variabilité de la concentration en azote minéral dissous pour cette année exceptionnelle conduit à envisager un modèle sans les campagnes associées à cette année.

- Modèle 2 : modèle sans l'année 1992

Le nombre d'observations est réduit de 506 pour le modèle initial, à 458 pour le modèle sans les campagnes de l'année 1992. Le coefficient de détermination augmente ($R^2 = 0,94$). Les estimations des coefficients sont présentées dans le tableau 5.

Paramètre	Estimation	Ecart type	p
μ	466,56	21,47	$<10^{-4}$
Salinité (Campagne1)	-9,48	0,36	$<10^{-4}$
Débit intermédiaire	-0,15	0,03	$<10^{-4}$
Débit de crue	-0,17	0,016	$<10^{-4}$
Tendance linéaire	1,18	0,09	$<10^{-4}$

Tableau 5 : Estimation des coefficients du modèle sans l'année 1992

Le coefficient associé à la tendance quadratique n'est plus significativement différent de 0. De même le débit d'étiage n'a plus d'effet significatif.

Examen des résidus

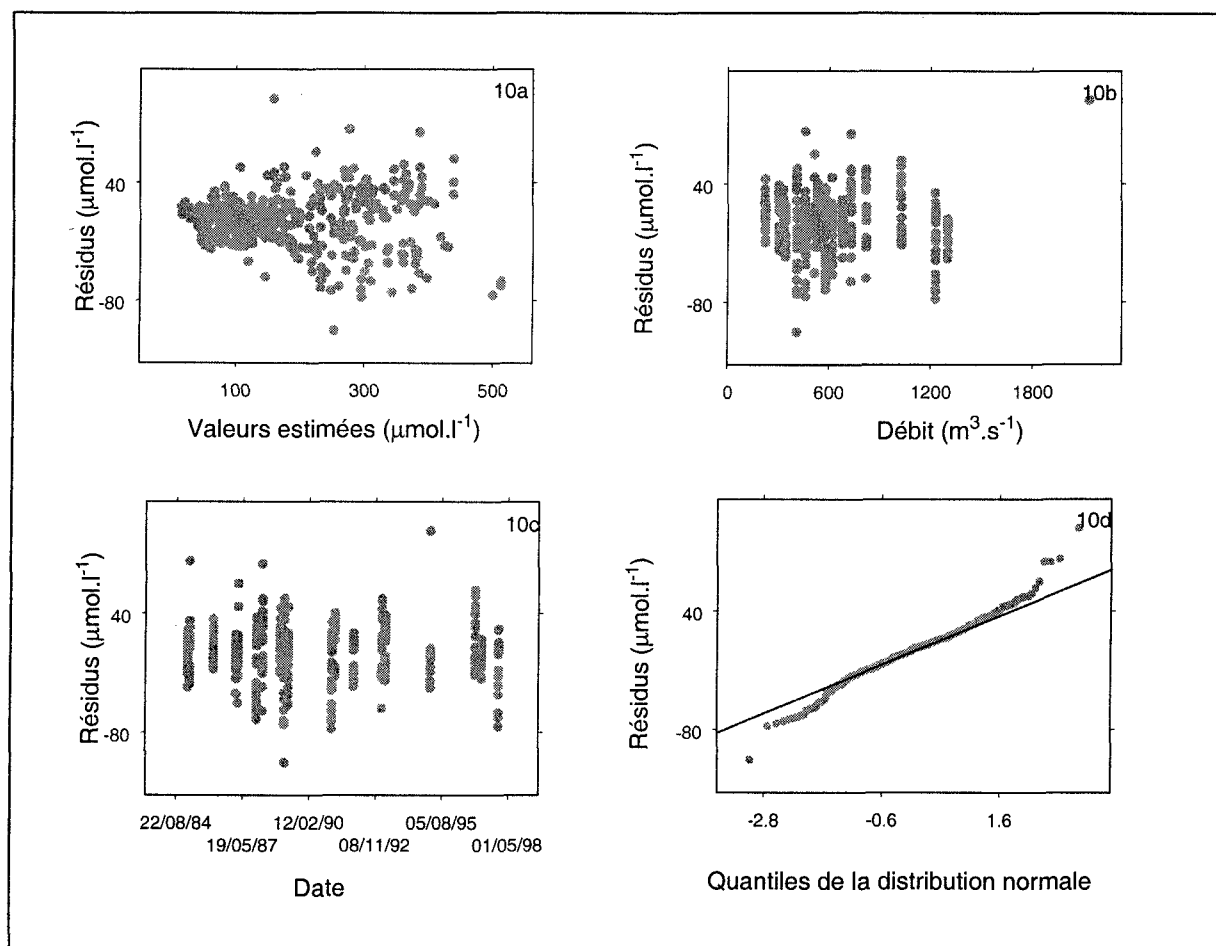


Figure 10 : Résidus du modèle 2 ; 10a : résidus en fonction des valeurs prédites ; 10b : résidus en fonction du débit ; 10c : résidus en fonction du temps ; 10d : droite de Henry (*Normal QQ Plot*).

La structure des résidus en fonction des valeurs prédites (10a) est moins marquée. La distribution des résidus autour de la droite de Henry suggère une distribution proche de la normalité. Le test de Durbin Watson conduit au rejet de l'hypothèse d'absence d'autocorrélation des résidus ($d = 1,04$).

La figure 11 illustre l'effet de chaque paramètre sur la variabilité de la concentration en azote minéral dissous, ainsi que la variabilité extraite par le modèle global.

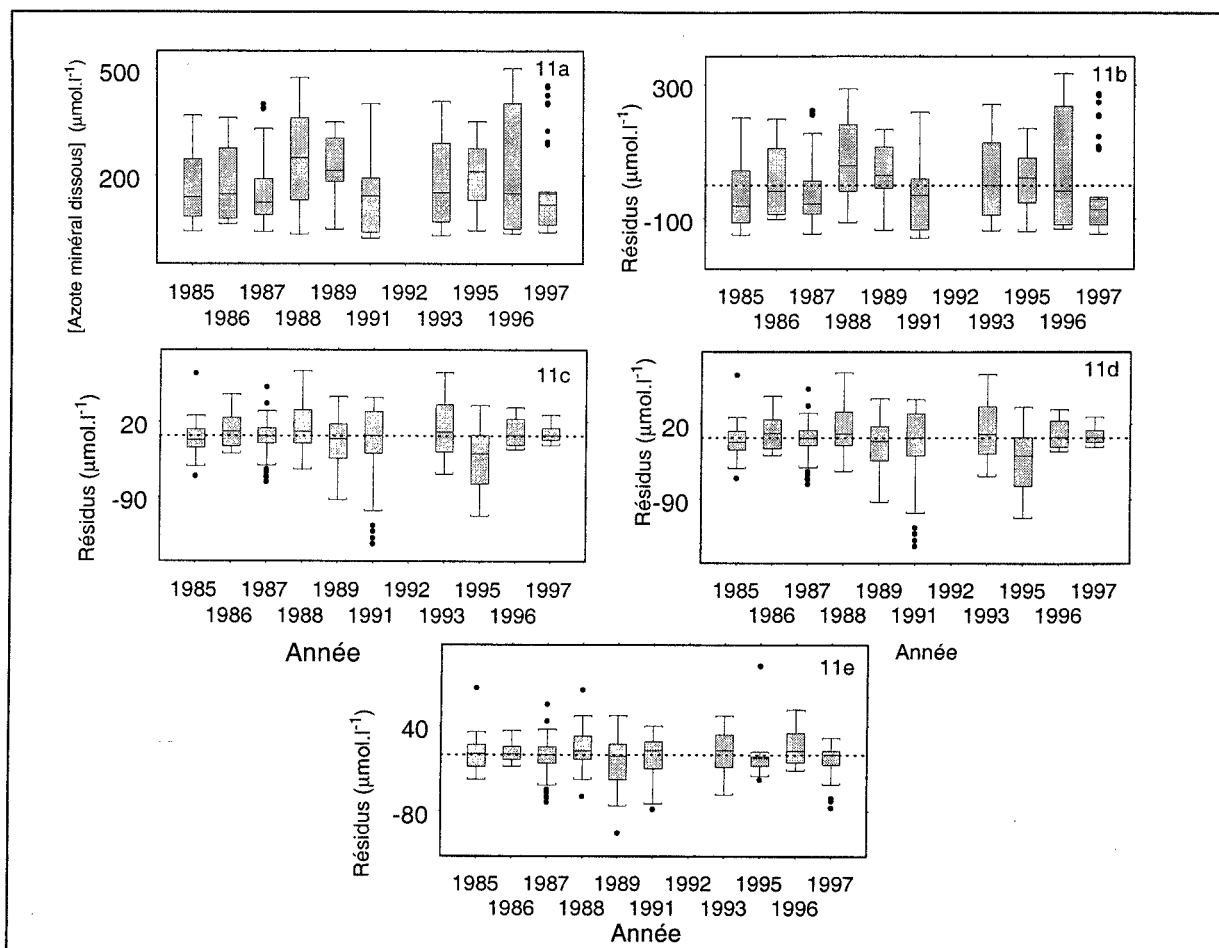


Figure 11 : Effet des différents paramètres introduits dans le modèle ; 11a : données initiales ; 11b : résidus du modèle sans effet salinité ; 11c : résidus du modèle sans effet débit ; 11d : résidus du modèle sans tendance ; 11e : résidus du modèle global.

On remarque que, comme attendu, le paramètre salinité extrait le plus de variabilité (11b). Même si les deux autres paramètres ont un effet significatif ($p < 10^{-4}$), la question d'un modèle simplifié par retrait de paramètres peut être soulevée. En effet, les paramètres introduits peuvent contenir une information redondante qui augmente le facteur d'inflation de la variance expliquée. Des tests d'hypothèse linéaire (DRAPER & SMITH, 1966) ont donc été effectués pour tester l'influence du débit et de la tendance.

Hypothèse linéaire

Modèle complet : modèle 2,

Modèle simplifié : modèle sans effet débit.

H_0 : l'ajustement obtenu avec le modèle simplifié n'est pas significativement moins bon que celui obtenu avec le modèle complet.

La comparaison des deux modèles se fait à partir des sommes des carrés résiduelles.

Paramètre débit

p = nombre de paramètres à estimer = 19 (pentes des droites de dilution) + 3 (pentes associées au débit) + 1 (tendance linéaire) + 1 (intercept) = 24

$p-h = 24-3 = 21$

$h = 3$

Modèle	Somme des carrés Résiduelle	Nombre de paramètres à estimer	Dimension de l'hypothèse
Modèle complet	$SR_1 = 335967$	$p = 23$	$h = 2$
Modèle simplifié	$SR_2 = 564313$	$p = 21$	

Tableau 6 : Hypothèse linéaire (paramètre débit)

Sous H_0 , $F = \frac{(SR_2 - SR_1) / h}{SR_1 / (n - p)}$ suit une loi de Fisher à h , $(n-p)$ degrés de liberté

$n = 458$ et $p = 24$

La valeur observée $F = 97$ est supérieure à la valeur de la statistique théorique $F_{3,434}$, H_0 est donc rejetée ($\alpha = 5\%$).

Tendance linéaire

$h = 1$

Modèle	Somme des carrés Résiduelle	Nombre de paramètres à estimer	Dimension de l'hypothèse
Modèle complet	$SR_1 = 335967$	$p = 23$	$h = 1$
Modèle simplifié	$SR_2 = 460032$	$p = 22$	

Tableau 7 : Hypothèse linéaire (paramètre tendance linéaire)

La valeur observée $F=160,2$ est supérieure à la valeur de la statistique théorique $F_{1,434}$, H_0 est donc rejetée ($\alpha = 5\%$).

Le modèle final retenu est le modèle 2 (sans l'année 1992), dont l'estimation \hat{Y}_{i1} pour la campagne 1 est :

$$\hat{Y}_{i1} = 466,5 - 9,5S_{i1} - 0,15\tilde{Q}_{21} + 1,18t_1$$

Le nombre de degrés de liberté du modèle est égal à 23 (19 coefficients estimés pour les pentes des droites de dilution par campagne, 3 coefficients pour les pentes des débits, 1 pour la tendance).

b - Estuaire de la Loire

Modèle initial

Le démarche suivie est la même que pour l'estuaire de la Seine. Seuls les résultats finaux sont présentés. Le coefficient de détermination est égal à 0,94. Le tableau 8 présente les estimations des coefficients du modèle.

Paramètre	Estimation	Ecart type	p
μ	211,24	7,59	$<10^{-4}$
Salinité (Campagne1)	-6,93	0,31	$<10^{-4}$
Débit d'étiage	0,027	0,0045	$<10^{-4}$
Débit de crue	-0,007	0,0018	$<10^{-4}$
Tendance linéaire	0,41	0,08	$<10^{-4}$
Tendance quadratique	$9,10^{-4}$	$3,10^{-4}$	$8,10^{-3}$

Tableau 8 : Estimation des coefficients du modèle initial

L'effet de la salinité se traduit par une relation linéaire de pente négative, la pente variant pour chaque campagne (seule l'estimation du coefficient associé à la campagne 1 est indiquée). Les effets des débits d'étiage et de crue se traduisent par une relation linéaire de pente positive pour le premier, de pente négative pour le deuxième. La tendance se décompose en un terme linéaire et un terme quadratique, tous deux significatifs ($\alpha = 5\%$). Cette fois-ci, la non linéarité (terme quadratique) s'exprime par une tendance convexe.

Examen des résidus

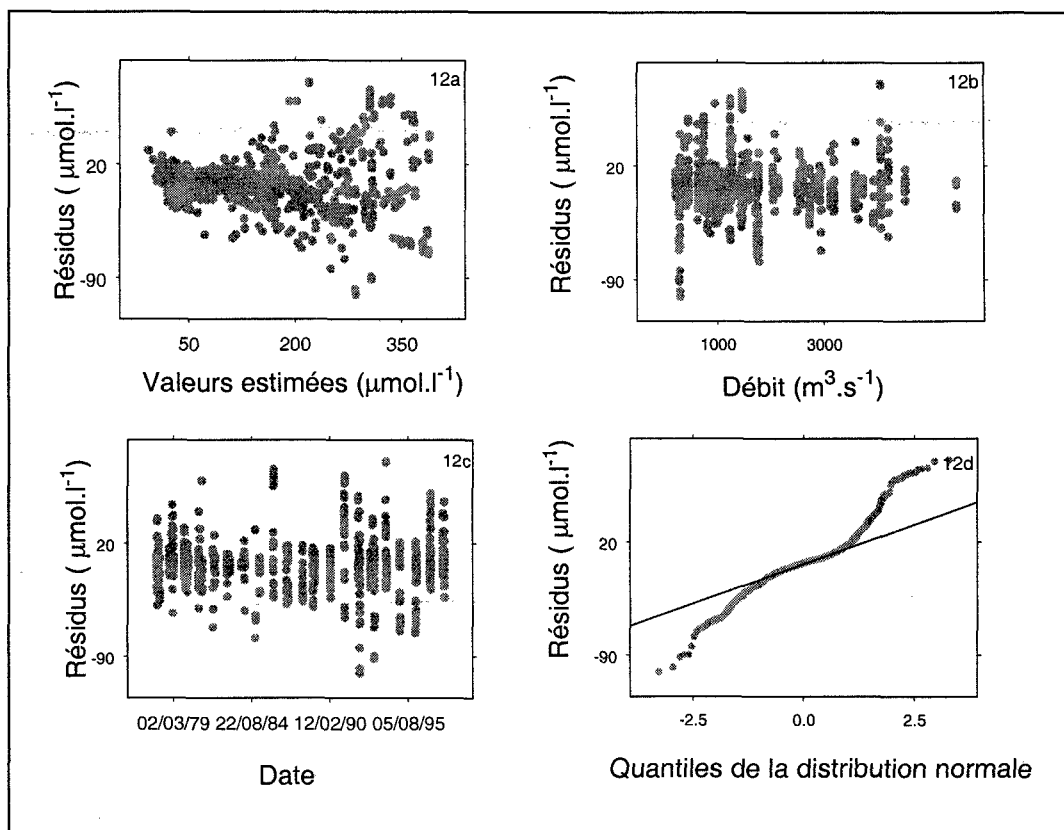


Figure 12 : Résidus du modèle initial ; 12a : résidus en fonction des valeurs prédites ; 12b : résidus en fonction du débit ; 12c : résidus en fonction du temps ; 12d : droite de Henry (Normal QQ Plot).

Le graphe des résidus en fonction des valeurs prédites met en évidence une forte hétéroscédasticité (figure 12a). La répartition des résidus autour de la droite de Henry suggère

une distribution non normale. Le graphe des résidus en fonction des valeurs prédites avec discrimination des années ne permet pas d'isoler une année particulière. Il apparaît en effet des "structures résiduelles" pour plusieurs années (1986, 1991, 1992, par exemple), structures que l'on ne sait pas interpréter (figure 13).

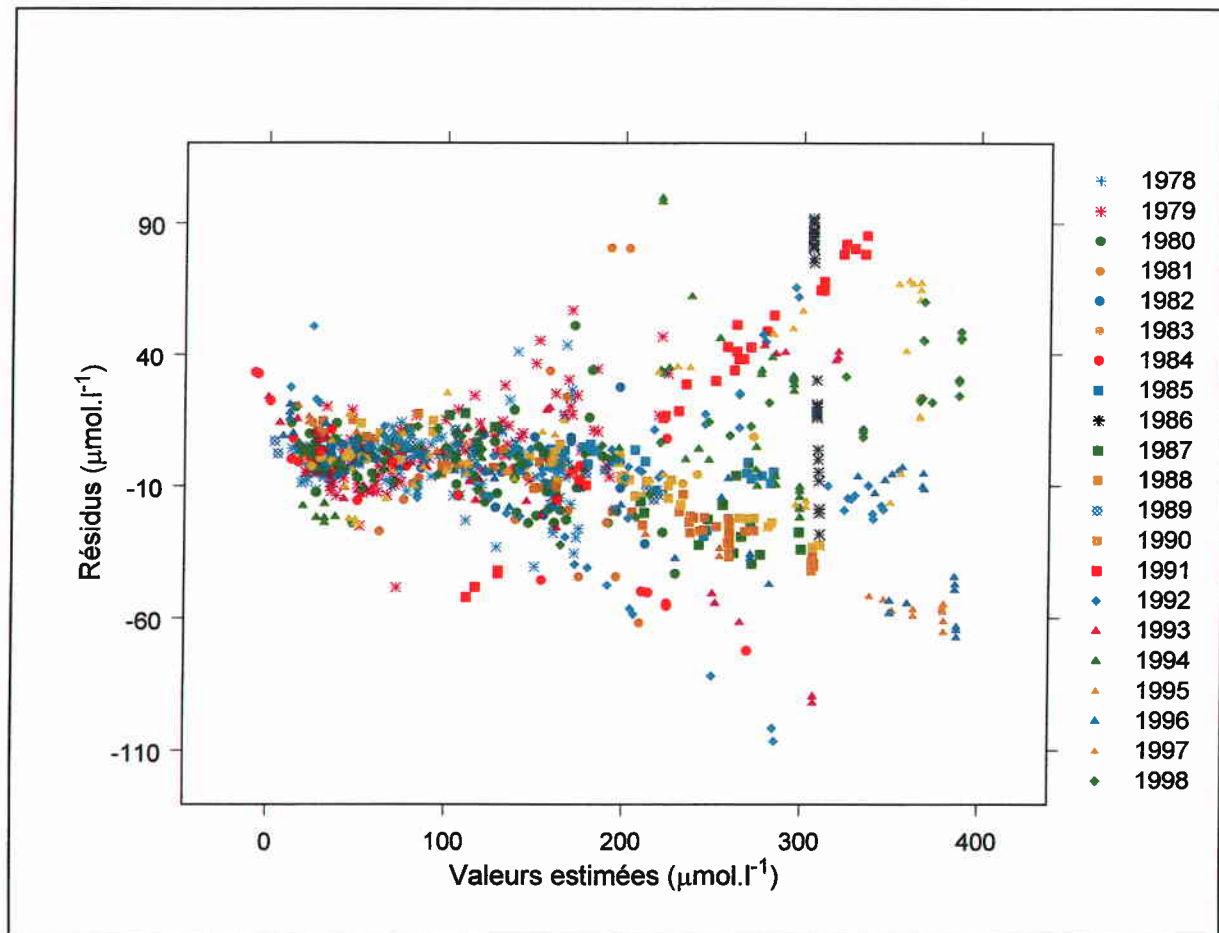


Figure 13 : Résidus en fonction des valeurs prédites avec discrimination des années

L'analyse exploratoire avait déjà mis en évidence, comme pour l'estuaire de la Seine, des années atypiques (figures 4c et 4d), telles que 1986 ou 1991, dont on retrouve le caractère particulier en observant les résidus (figure 13). Ici, aucune année particulière n'a été retirée. Le test de Durbin Watson conduit au rejet de l'hypothèse d'absence d'autocorrélation des résidus ($d = 0,67$).

La figure 14 illustre la variabilité extraite par chaque paramètre, ainsi que la variabilité extraite par le modèle global.

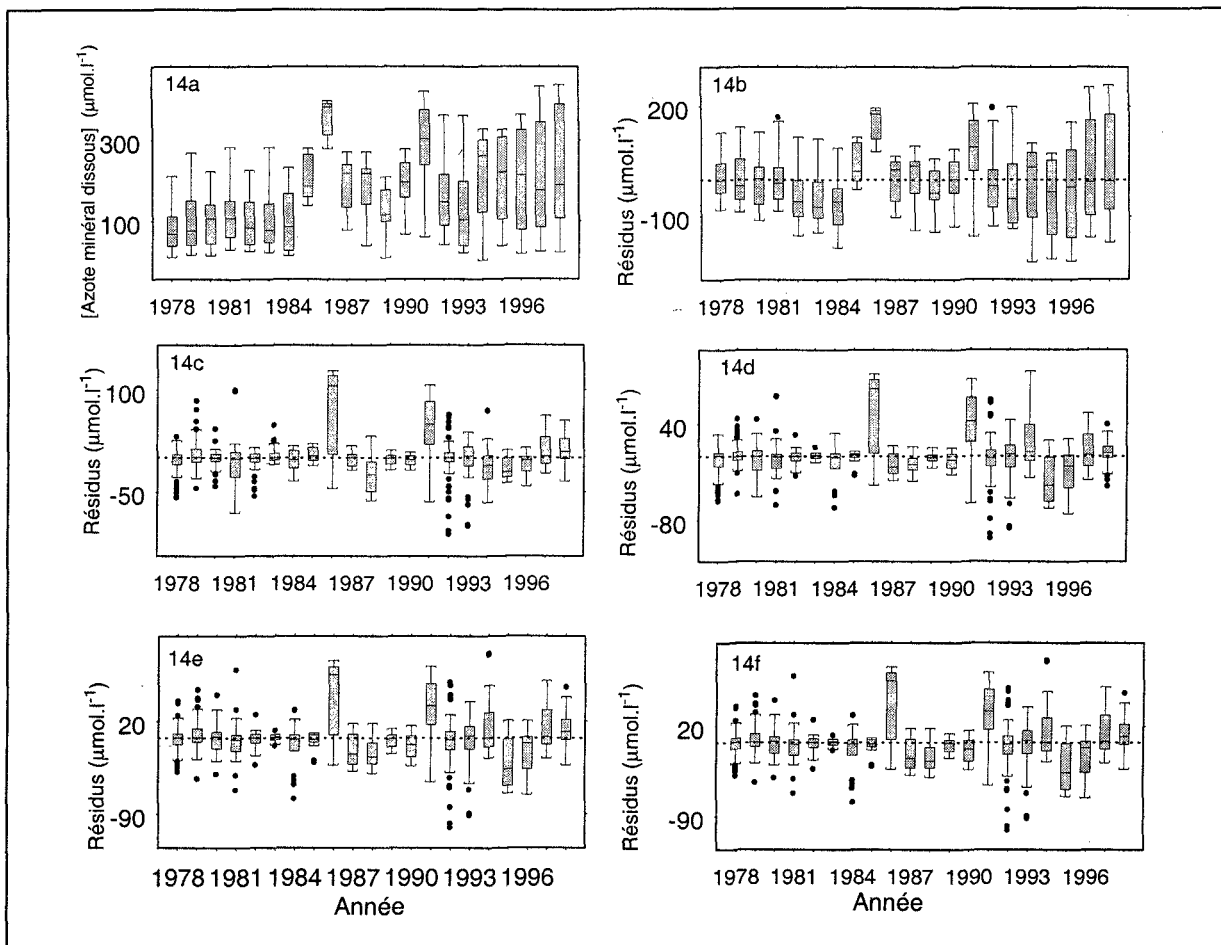


Figure 14 : Effet des différents paramètres introduits dans le modèle ;
 14a : données initiales ; 14b : résidus du modèle sans effet salinité ;
 14c : résidus du modèle sans effet débit ; 14d : résidus du modèle sans tendance ;
 14e : résidus du modèle sans tendance quadratique ; 14f : résidus du modèle global.

Ici aussi une grande part de la variabilité est extraite par la salinité (figure 14b). Le modèle ne parvient pas à expliquer les années atypiques 1986 et 1991 (figure 14f).

L'estimation \hat{Y}_{i1} correspondant au modèle retenu pour la campagne 1 est :

$$\hat{Y}_{i1} = 211,4 - 6,9S_{i1} + 0,027\tilde{Q}_{11} + 0,40t_1 + 9,10^{-3}t_1^2$$

Le nombre de degrés de liberté du modèle est égal à 76 (72 coefficients estimés pour les pentes des droites de dilution par campagne, 2 coefficients pour les pentes des débits, 1 pour la tendance linéaire, 1 pour la tendance quadratique).

c - Estuaire de la Gironde

Rappelons que le débit n'a pas été introduit dans le modèle faute de données. $R^2 = 0,92$. Le coefficient associé à la tendance quadratique n'est pas significatif ($\alpha = 5\%$). Le tableau 9 présente les estimations des coefficients du modèle.

Paramètre	Estimation	Ecart type	p
μ	102,5	3,51	$<10^{-4}$
Salinité (Campagne 1)	-3,21	0,19	$<10^{-4}$
Tendance linéaire	0,30	0,02	$<10^{-4}$

Tableau 9 : Estimation des coefficients du modèle initial

Seul le coefficient pour la campagne 1 est donné, à titre d'exemple.

Examen des résidus

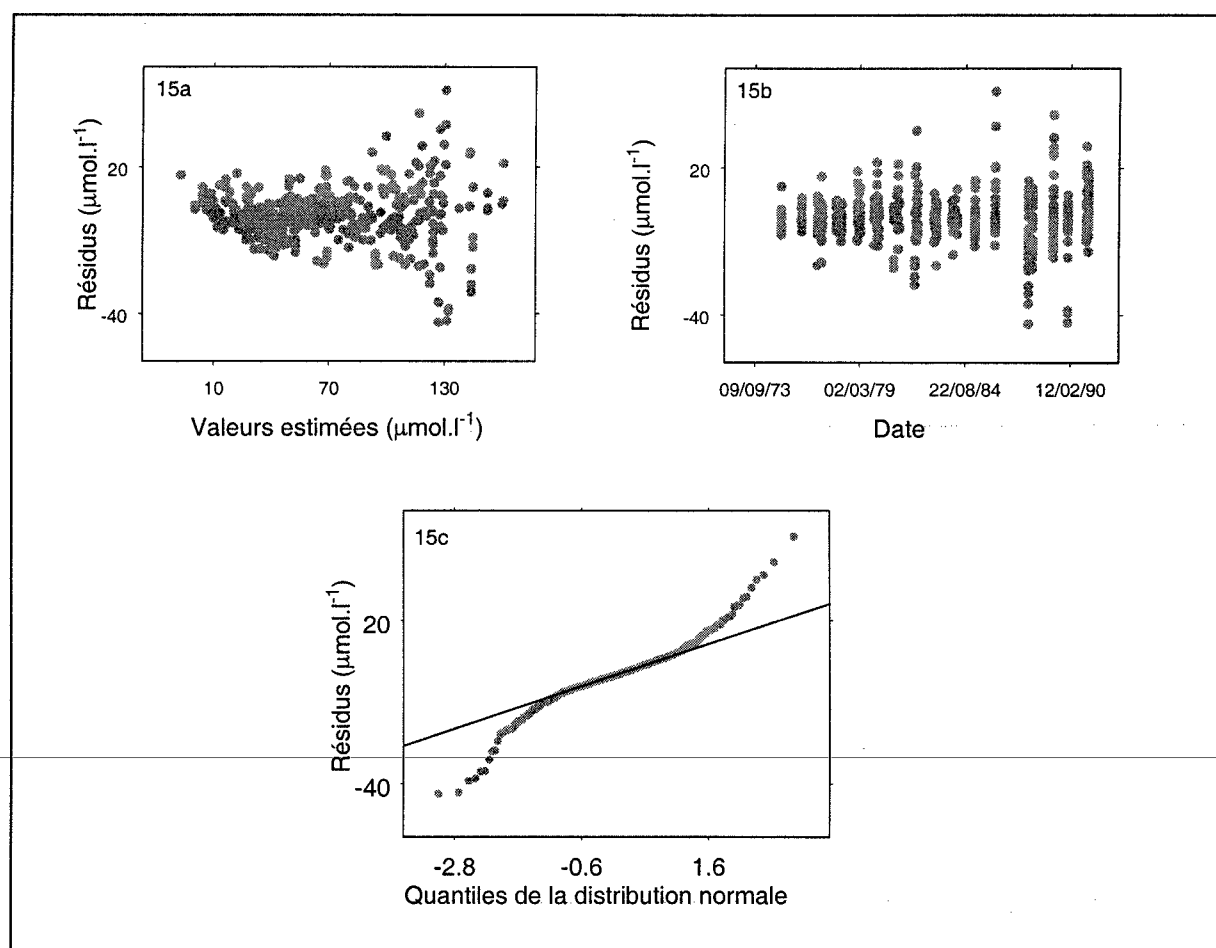


Figure 15 : Résidus du modèle initial ; 15a : résidus en fonction des valeurs prédites ; 15b : résidus en fonction du temps ; 15c : droite de Henry (*Normal QQ Plot*).

La figure 15a met en évidence une hétéroscédasticité des résidus en fonction des valeurs prédites. On n'observe pas de tendance des résidus en fonction du temps (figure 15b). La distribution des résidus autour de la droite de Henry suggère la non-normalité de la distribution. Le test de Durbin Watson conclut au rejet de l'hypothèse d'absence d'autocorrélation des résidus ($d = 0,91$).

La figure 16 illustre la variabilité extraite par chaque paramètre, ainsi que la variabilité extraite par le modèle global.

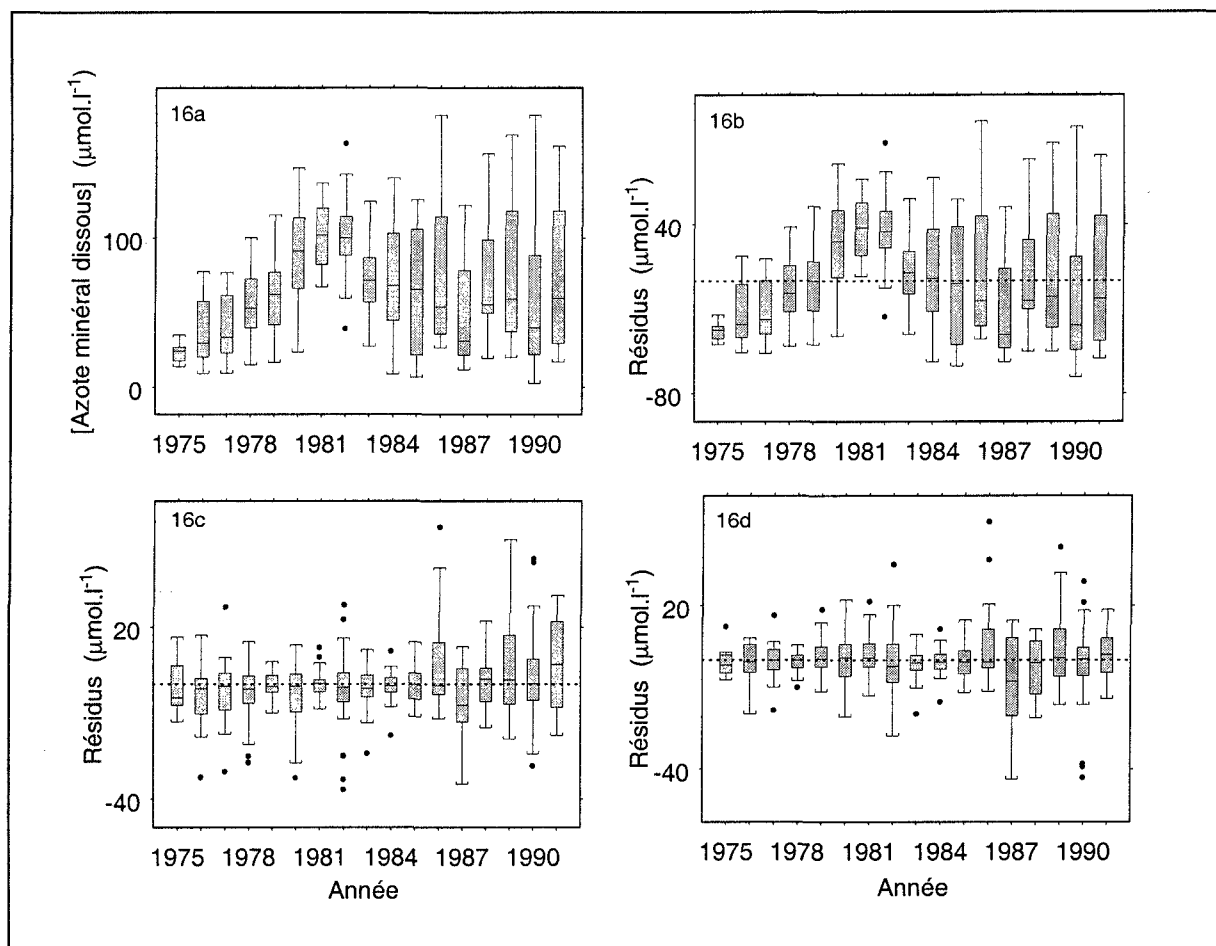


Figure 16 : Effet des différents paramètres introduits dans le modèle ; 16a : données initiales ; 16b : résidus du modèle sans effet salinité ; 16c : résidus du modèle sans tendance ; 16d : résidus du modèle global.

Une nouvelle fois, le paramètre salinité explique la part la plus importante de la variabilité quand on compare les résidus du modèle sans paramètre salinité (figure 16b) aux résidus du modèle global (figure 16d).

L'estimation \hat{Y}_{i1} correspondant au modèle retenu pour la campagne 1 est :

$$\hat{Y}_{i1} = 200,9 - 3,2S_{i1} + 0,30t_1$$

Le nombre de degrés de liberté du modèle est égal à 47 (46 coefficients estimés pour les pentes des droites de dilution par campagne, 1 pour la tendance).

d - La Seine à Poses

- Analyse exploratoire

L'estuaire est un milieu complexe où de nombreux paramètres sont susceptibles d'influer sur la concentration en azote (variation de salinité, influence des marées...). Ainsi, il est intéressant de juger de l'influence de certains paramètres dans le fleuve, en s'affranchissant de cette complexification. Nous nous sommes intéressés aux variations de concentrations en azote minéral dissous à Poses, en Seine, en amont de la marée dynamique où nous disposons de données bimensuelles sur la période étudiée. On peut, en particulier, se demander si les variabilités observées à Poses (tendance) peuvent être comparées à celles rencontrées dans l'estuaire.

La figure 17 illustre l'évolution de la concentration en azote minéral dissous de 1985 à 1997 à Poses.

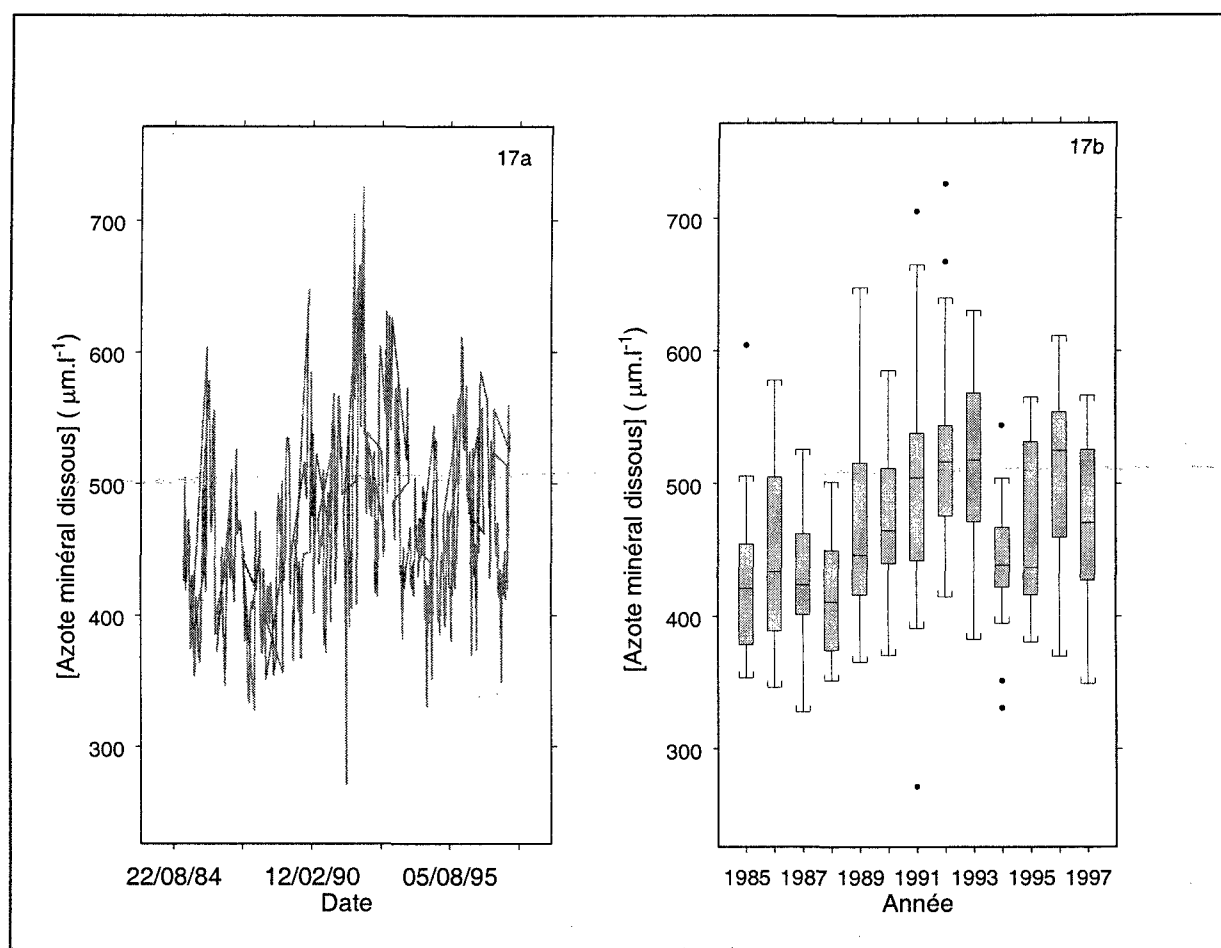


Figure 17 : Evolution de la concentration en azote minéral dissous à Poses de 1985 à 1997 ;
17a : série temporelle ; 17b : Boîtes à moustaches.

Les figures 17a et 17b suggèrent la présence d'une tendance, comparable à celle estimée en aval. On retrouve le caractère exceptionnel des années 1992 et 1994 (figure 17a) déjà observé en aval (figure 4a).

Le choix des paramètres

La saison

La concentration en azote minéral dissous subit des variations saisonnières importantes : durant les mois d'été, du fait de l'activité biologique, les nutriments sont consommés, ce phénomène ne s'observant pas pour les mois d'hiver, pour lesquels l'azote est dit conservatif (AMINOT *et al.*, 1998). La figure 18 illustre les variations saisonnières de la concentration en azote minéral dissous. La saison doit donc être prise en compte, et le pas temporel retenu est le mois.

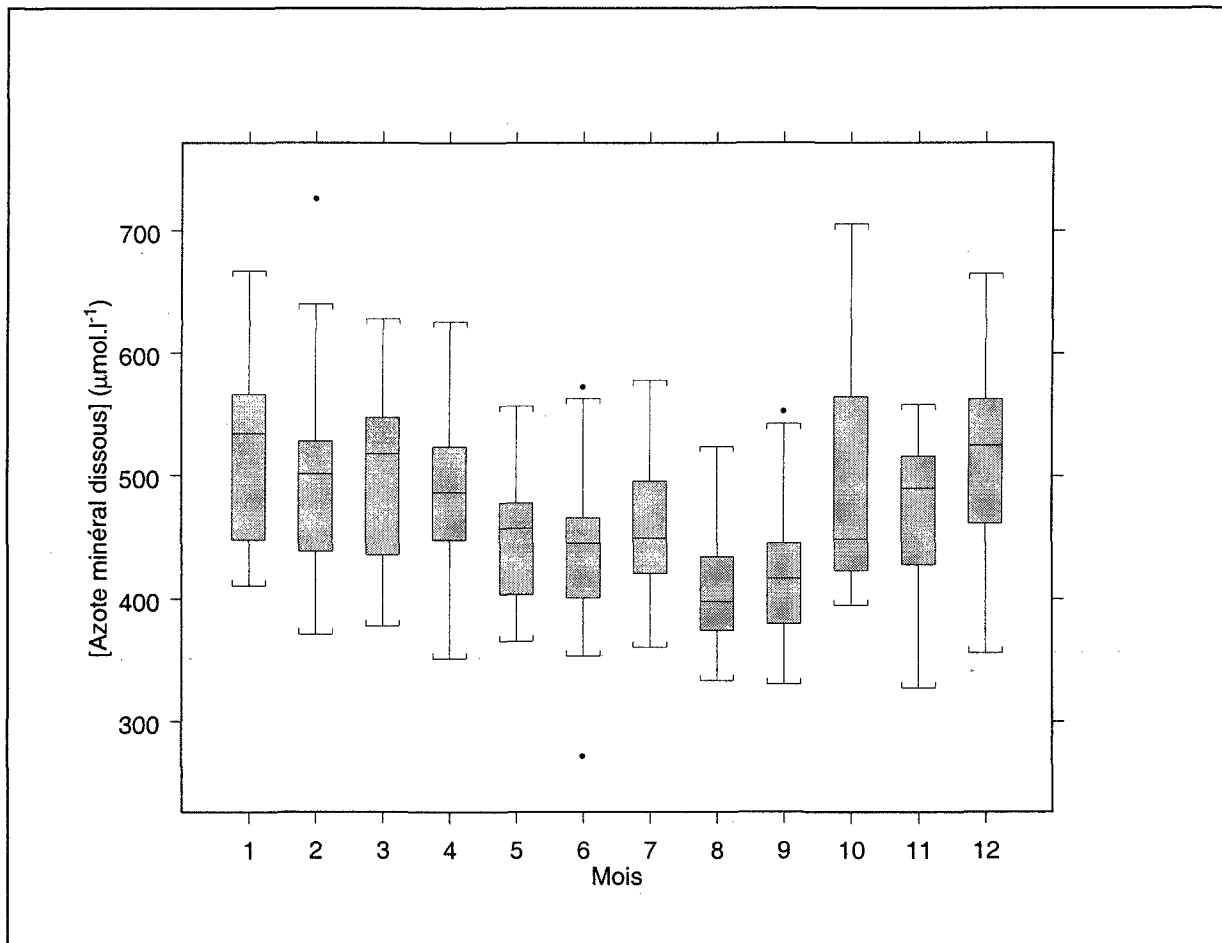


Figure 18 : Evolution saisonnière de la concentration en azote minéral dissous (Boîtes à moustaches par mois pour l'ensemble des années)

Le débit

Les variations saisonnières de débit sont également importantes, et ont une influence sur la concentration en azote minéral dissous (lessivage des sols, et effet de dilution). Pour la clarté de l'illustration, la figure 19 ne représente la relation concentration en azote/débit que pour les mois d'hiver "élargi" (de novembre à avril), afin de s'affranchir des variations intra-annuelles.

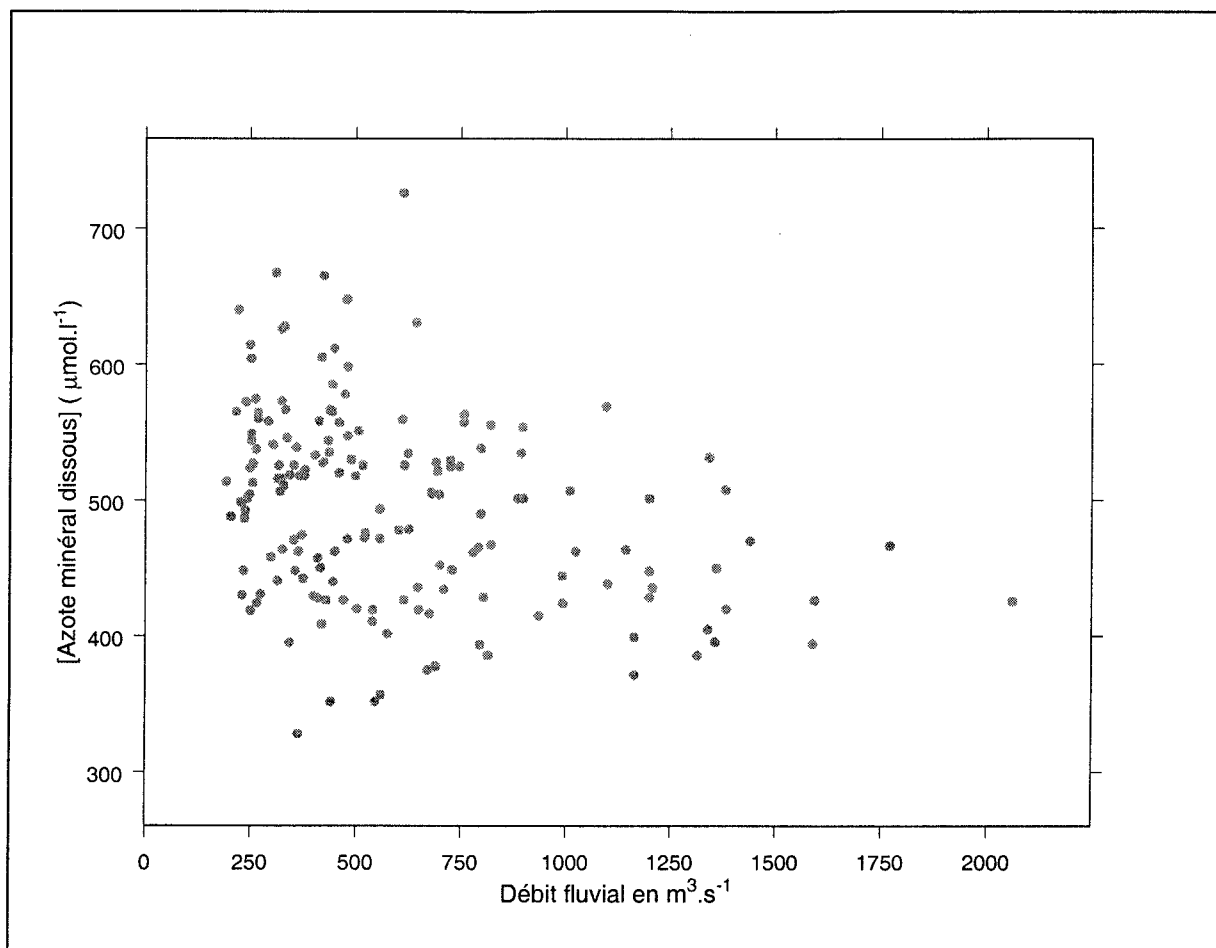


Figure 19 : Relation azote/débit pour les mois d'hiver "élargi" (novembre à avril)

La concentration en azote minéral dissous semble augmenter dans un premier temps avec le débit (pour des valeurs de débit de l'ordre de $600 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), cette augmentation pouvant s'expliquer par un apport supplémentaire dû au lessivage des sols, puis diminuer, l'azote se diluant dans le milieu.

- Analyse confirmatoire

Comme le suggère l'analyse exploratoire, quatre paramètres sont introduits dans le modèle : la concentration en azote Y_j à un instant j dépend de la saison m associée à la date j , du débit mesuré à cet instant, d'une tendance linéaire, et d'une tendance quadratique.

Le pas temporel choisi est le mois (saison = mois).

$$Y_j = \mu + \sum_{m=1}^{s-1} \xi_m I_{jm} + \alpha Q_j + \gamma_j + \delta t_j^2 + \varepsilon_j$$

où μ représente le terme constant (estimation de la moyenne générale),

ξ_m correspond à l'effet de la saison m sur la moyenne générale,

I est une variable indicatrice telle que :

$I = 1$ si $m =$ saison correspondant à j , $I = -1$ si $m = s$, et $I = 0$ sinon ($s =$ mois 12),

α correspond au coefficient associé au débit Q_j ,

γ au coefficient associé au terme linéaire de la tendance,

δ est le coefficient associé au terme quadratique de la tendance,

et ε_j est l'erreur aléatoire.

Modèle 1 : données non transformées

Le coefficient de détermination est égal à 0,44. Les paramètres introduits dans le modèle ont un effet significatif sur la variabilité en azote. Les estimations des coefficients sont présentées dans le tableau 10.

Paramètre	Valeur estimée	Ecart type	p
μ	507,65	14,9	$<10^{-4}$
Mois 5	-81	14,14	$<10^{-4}$
Débit	-0,09	0,01	$<10^{-4}$
Tendance	1,44	0,25	$<10^{-4}$
Effet quadratique	-0,006	0,0015	$<10^{-4}$

Tableau 10 : Estimation des coefficients du modèle 1

Les mois de janvier, février, et mars n'ont pas un effet significatif ($\alpha = 0,05$) sur la variabilité de la concentration en azote minéral dissous.

Examen des résidus

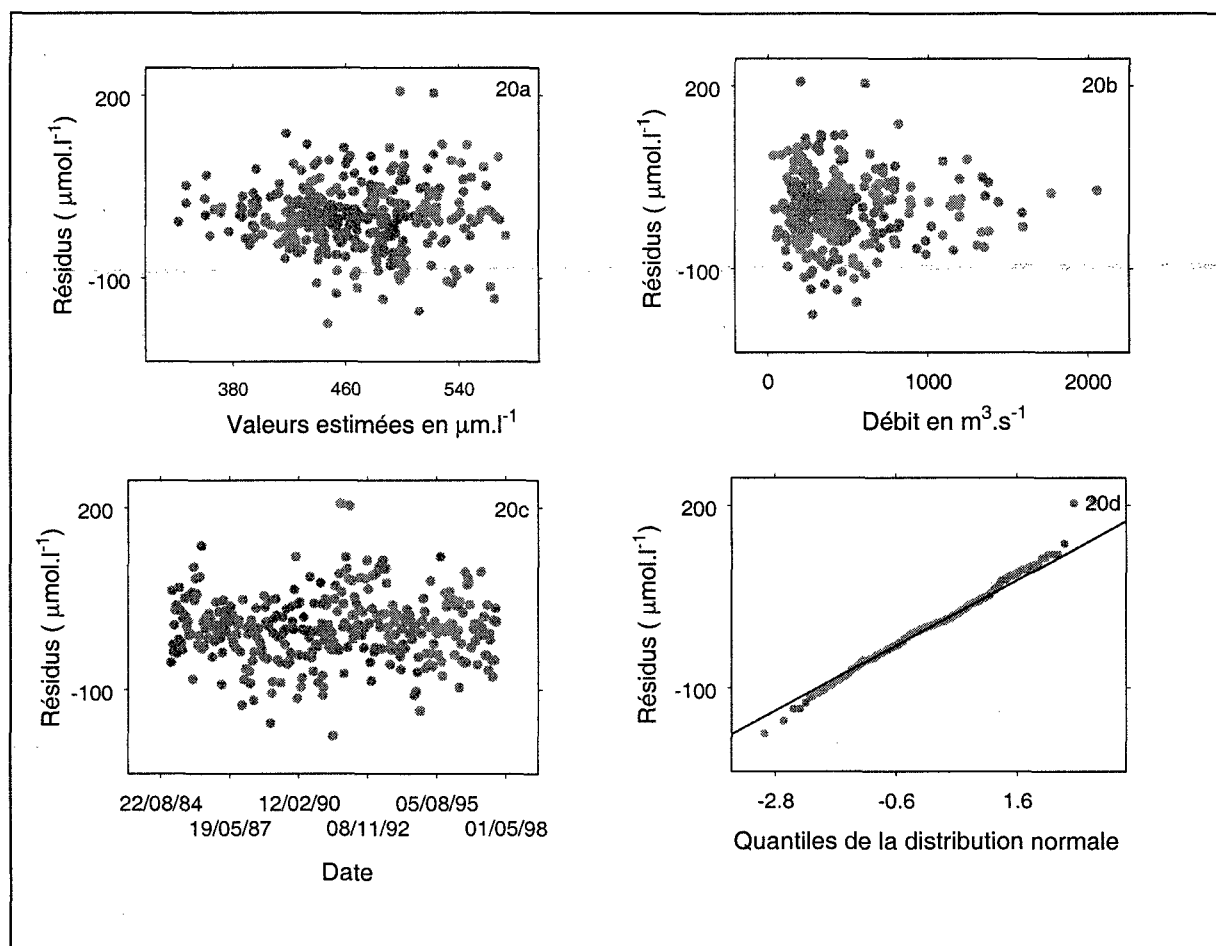


Figure 20 : Résidus du modèle 1 ; 20a : résidus en fonction des valeurs prédites ; 20b : résidus en fonction du débit ; 20c : résidus en fonction du temps ; 20d : droite de Henry.

La forme en entonnoir du nuage de points des résidus en fonction des valeurs prédites conduit à envisager ici une transformation logarithmique.

Modèle 2 : transformation logarithmique (base e)

Le modèle devient : $Log(Y_j) = \mu + \sum_{m=1}^{s-1} \xi_m I_{jm} + \alpha Q_j + \gamma_j + \delta r_j^2 + \varepsilon_j$

Le coefficient de détermination reste identique (0,44). Les estimations des coefficients sont données dans le Tableau 11.

Paramètre	Valeur estimée	Ecart type	p
μ	6,21	0,03	$<10^{-4}$
Mois 5	-0,16	0,029	$<10^{-4}$
Débit	$-1,85 \cdot 10^{-4}$	$2,3 \cdot 10^{-5}$	$<10^{-4}$
Tendance	0,0029	$5,4 \cdot 10^{-4}$	$<10^{-4}$
Effet quadratique	$-1,27 \cdot 10^{-5}$	$3,19 \cdot 10^{-6}$	$<10^{-4}$

Tableau 11 : Estimation des coefficients du modèle 2

Les mois de janvier février et mars n'ont pas un effet significatif ($\alpha = 0,05$) sur la variabilité de la concentration en azote minéral dissous. Les autres mois ont un effet significatif se traduisant par un coefficient négatif.

Examen des résidus

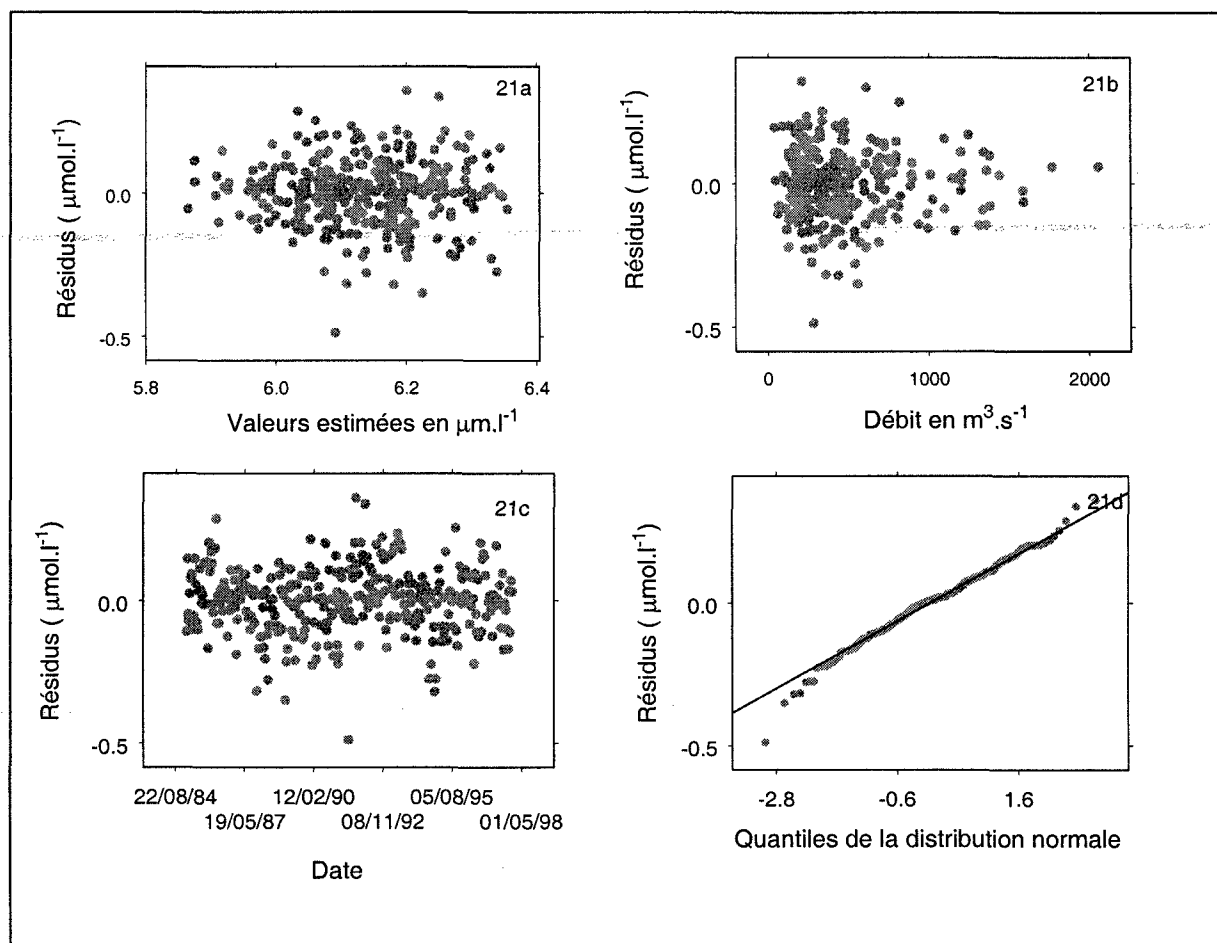


Figure 21 : Résidus du modèle 2 ; 21a : résidus en fonction des valeurs prédites ; 21b : résidus en fonction du débit ; 21c : résidus en fonction du temps ; 21d : droite de Henry.

La structure en entonnoir des résidus en fonction des valeurs prédites disparaît (figure 21a). La distribution des résidus autour de la droite de Henry suggère une distribution proche de la normale (figure 21d). La variance des résidus paraît augmenter en fonction du débit (figure 21b), cette observation pouvant n'être due qu'au fait qu'il y a peu de valeurs pour les forts débits. Les résidus sont toujours autocorrélés ($d = 1,51$). Le modèle retenu est le modèle avec transformation logarithmique de la concentration en azote.

Pour une mesure effectuée au mois de mai, l'estimation \hat{Y}_j s'écrit :

$$\text{Log}(\hat{Y}_j) = 6,21 - 0,16I_{j5} - 1,8510^{-4}Q_j + 0,0029t_j - 1,27t_j^2$$

Le nombre de degrés de liberté du modèle est égal à 14 (11 coefficients estimés pour les effets saisonniers, 1 pour le débit, 1 pour la tendance et 1 pour la tendance quadratique).

TABLEAU RECAPITULATIF

Le tableau 11 résume les résultats obtenus pour les trois estuaires :

Estuaire	Nombre d'observations	R ²	Estimation de la tendance
Seine (1)	506	0,93	$2,72t_j - 8,6 \cdot 10^{-3}t_j^2$
Seine (2)	458	0,94	$1,18t_j$
Loire	936	0,94	$0,41t_j + 9 \cdot 10^{-4}t_j^2$
Gironde	468	0,92	$0,30t_j$

Tableau 11 : Résumé des résultats de tendance obtenus pour les trois estuaires

III. - Discussion

III.1 - Utilisation du modèle linéaire pour l'analyse des tendances et importance du choix d'un jeu de données de qualité

Les séries temporelles de paramètres représentatifs de la qualité du milieu aquatique étant souvent difficiles à exploiter (valeurs manquantes, échantillonnage à intervalles de temps irréguliers, non normalité de la distribution des résidus), l'utilisation de méthodes paramétriques telles que la régression linéaire multiple, peut se révéler inadaptée. Une des étapes préalables les plus importantes de l'analyse consiste en la sélection d'un jeu de données de qualité (HIPEL, 1988). Cette étape a conduit ici au retrait de nombreuses observations, notamment pour les estuaires de la Seine et de la Gironde. Au cours de l'analyse exploratoire des problèmes ont été mis en évidence pour ces deux estuaires, entraînant un raccourcissement de la période d'observation (de 1985 à 1998 pour la Seine, de 1978 à 1991 pour la Gironde). En effet, la relation linéaire concentration en azote minéral dissous/salinité n'est pas toujours respectée pour ces deux estuaires. L'estuaire de la Loire présente la série temporelle la plus longue du fait de données de meilleure qualité.

Outre l'intérêt environnemental évident des schémas de dilution, leur examen s'est révélé particulièrement bénéfique pour le retrait des valeurs aberrantes, sous l'hypothèse de conservativité, et donc de linéarité, de la relation. La réduction de la taille du jeu de données a été indispensable pour la suite de l'étude.

La validité de l'hypothèse d'indépendance, et de l'homogénéité de la distribution des résidus, est primordiale pour le choix d'un modèle paramétrique ou non paramétrique (HARCUM, 1992).

Des méthodes paramétriques (régression, analyse de la variance) ou non paramétriques (test saisonnier de Mann-Kendall) peuvent être utilisées pour tester une tendance (HIPEL, 1988). Les tests non-paramétriques, contrairement aux tests paramétriques, n'impliquent aucune hypothèse sur la distribution de la population, ils permettent ainsi de contourner les difficultés liées aux tests paramétriques. Un modèle non paramétrique n'est pas adéquat pour décrire finement les variations observées, dans la mesure où il ne prend pas en compte explicitement les covariables. Dans le but de décrire et de comprendre la variabilité de la série temporelle, un modèle paramétrique est requis, chaque paramètre introduit permettant d'expliquer une part de la variabilité (HIPEL, 1988). De plus un modèle non paramétrique sera toujours moins puissant qu'un modèle paramétrique, si les hypothèses afférentes à l'utilisation de ce dernier sont respectées.

Même si les conditions requises pour une estimation optimale des paramètres n'ont pas toujours été satisfaites, et en particulier l'autocorrélation des résidus, le modèle linéaire s'est révélé être un outil efficace pour l'analyse des tendances de la variabilité de la concentration en azote minéral dissous dans les trois estuaires.

III.2 - Eléments de réflexion sur la variabilité de la concentration en azote minéral dissous

Une grande part de la variabilité de la concentration en azote minéral dissous est expliquée par le modèle (90% environ), avec, il est vrai, un nombre de paramètres conséquent, lié à la modélisation de la relation linéaire entre la concentration en azote et la salinité. La salinité expliquant la plus grande part de la variabilité, la question d'une redondance des informations apportées par les autres variables explicatives (débit et tendance) a été examinée pour l'estuaire de la Seine. Le test d'hypothèse linéaire a démontré que ces paramètres participent bien intrinsèquement à l'explication de la variabilité de la concentration en azote minéral dissous.

L'examen des résidus a mis en évidence, pour les trois estuaires, une hétéroscédasticité importante des résidus en fonction des valeurs prédites. De plus, les résidus sont autocorrélés. Une transformation logarithmique de la concentration en azote n'a pu être envisagée, la relation linéaire concentration/salinité devant être respectée. Ce non respect des hypothèses du modèle linéaire pour les trois estuaires montre surtout notre incapacité à modéliser correctement l'influence du débit du fait de la complexité des processus mis en jeu dans l'explication du phénomène.

L'examen du graphe des résidus avec discrimination des années en Seine (figure 9) et en Loire (figure 13) met encore en exergue cette incapacité du modèle à expliquer les événements exceptionnels. Pour certaines années (1991 en Loire, et 1992 en Seine), la répartition des résidus montre qu'il manque une variable explicative (terme linéaire). Ces années ont un caractère atypique, visible dès l'analyse exploratoire. Pour d'autres années (1985 en Loire et 1988 en Seine) le modèle semble expliquer de manière satisfaisante la variabilité de la concentration en azote minéral dissous. Ces fortes variations inter-annuelles ne sont pas bien prises en compte par le modèle, les années non expliquées correspondant à des périodes d'étiage (figures 6a et 6d), l'hypothèse d'une mauvaise introduction du paramètre débit est envisageable.

En particulier, la variation de la concentration en azote dans l'estuaire est déterminée par la concentration en Seine, elle même fonction, entre autres facteurs d'influence, du débit et des apports. La discrimination entre l'influence des apports et celle du débit dans l'explication de la variabilité de la concentration en azote minéral dissous ne peut venir que d'une connaissance plus fine des caractéristiques hydrologiques du bassin versant, et d'une quantification des apports. Le type d'apports (apports d'origine agricole par le bassin versant, ou apports d'origine urbaine), influe également sur la relation entre la concentration en azote et le débit. Par exemple, l'étude des variations des apports en sels nutritifs en fonction du débit de la Seine, a mis en évidence une augmentation croissante des flux d'azote avec le débit, alors que les flux de phosphates sont stables. Ainsi, le lessivage du bassin versant jouerait un rôle prédominant pour l'azote, alors que la principale source d'apports en phosphates serait d'origine urbaine et industrielle (apports plus constants) (GUILLAUD, 1983).

III.3 - Evolution de la concentration en azote minéral dissous dans les estuaires de la façade Manche atlantique

La forme parabolique des tendances observées en Seine et en Loire peut être liée à la variabilité due aux années exceptionnelles, cette hypothèse étant confirmée par l'examen des données initiales : l'année 1992 peut expliquer la forme concave de la tendance en Seine, les années 1987 à 1990, la forme convexe de la tendance en Loire (figures 4b et 4d). Effectivement en Seine, lorsqu'on retire l'année 1992, le terme quadratique de la tendance n'est plus significatif. En Loire, le terme quadratique est significativement différent de 0 mais avec un niveau de signification ($p = 0,0075$) inférieur à celui associé à la tendance linéaire ($p < 10^{-4}$).

Ainsi, afin de comparer les tendances observées dans les trois estuaires, l'examen du modèle en Loire, sans effet quadratique est envisageable. Le tableau 12 présente les estimations des pentes associées à la tendance linéaire pour chacun des trois estuaires, en n'introduisant pas de terme quadratique en Loire :

Estuaire	Estimation	Ecart type
Estuaire de la Seine (sans l'année 1992)	1,18	0,09
Estuaire de la Loire (sans tendance quadratique)	0,63	0,02
Estuaire de la Gironde	0,30	0,02

Tableau 12 : Estimation des tendances linéaires

La pente la plus importante est celle observée en Seine, la plus faible est observée en Gironde, l'estuaire de la Loire présentant une pente intermédiaire. Les résultats obtenus sont en continuité avec ceux d'une étude antérieure menée sur l'estuaire de la Loire (SAURIAU & GUILLAUD, 1994) :

- d'une part une tendance croissante des concentrations hivernales en nitrate (le principal composant de l'azote minéral dissous) entre 1974 et 1984 a également été mise en évidence lors de cette étude.
- d'autre part, les mêmes auteurs indiquent que de ce point de vue, l'estuaire de la Loire occupe une position moyenne parmi les grands estuaires français.

Les concentrations en azote minéral dissous (figure 5) et l'amplitude des tendances mises en évidence (tableau 12) sont représentatives des degrés d'industrialisation et de peuplement des bassins versants des trois estuaires.

Comparaison des tendances observées à Poses et dans l'estuaire de la Seine

La faible part de variabilité expliquée par le modèle à Poses peut venir de l'absence de variables explicatives, telles que la teneur en oxygène dissous du milieu ou la concentration en chlorophylle a, ces variables ayant un effet important sur la concentration en azote minéral dissous, notamment en été. La saison (mois) ne capture que grossièrement l'influence de ces deux facteurs. Du fait de la transformation logarithmique, les amplitudes des tendances entre l'estuaire et Poses ne peuvent être que difficilement comparées. Néanmoins, la forme de la tendance observée à Poses est la même que celle observée dans l'estuaire sans retrait de l'année 1992.

III.4 - Réflexion sur la stratégie d'échantillonnage

La base de données hydrologiques du RNO constitue une source d'information extrêmement riche qui ne peut être valorisée que si elle est exploitable. Un nombre plus limité de mesures fiables serait tout aussi approprié pour l'analyse statistique, avec une stratégie d'échantillonnage adaptée à cet objectif. De façon précise, la relation concentration en azote minéral dissous/salinité pendant les mois conservatifs étant linéaire, seules quelques mesures pour des points de l'estuaire situés de manière à obtenir un gradient de salinité convenable (5 à 25) permettraient d'établir la droite de dilution, l'ordonnée à l'origine indiquant la concentration à salinité nulle. Le principal objectif du RNO étant l'analyse des tendances à long terme, des campagnes hivernales, sur deux ou trois points convenablement choisis dans l'estuaire, peuvent donc s'avérer suffisantes. Néanmoins, l'importance de la variabilité inter-annuelle est imputable, pour une large part, à de fortes variations intra-annuelles qu'il est également important de prendre en compte pour une définition optimale de la stratégie. Aussi faut-il s'assurer que le nombre de campagnes d'hiver est suffisant pour représenter ce phénomène. Une réflexion de ce type est actuellement conduite à l'IFREMER, et les résultats obtenus dans cette étude permettent d'étayer de futures recommandations.

Conclusion

Utilisant une sélection d'un jeu de données de qualité extrait de la base QUADRIGE, le modèle proposé a mis en évidence une tendance à l'augmentation de la concentration en azote minéral dissous pour les trois sites étudiés. La tendance observée en Seine et en Loire est de forme parabolique, cette non linéarité pouvant être due à la variabilité inter-annuelle liée aux événements exceptionnels. La comparaison des pentes des tendances linéaires pour les trois estuaires met en évidence la position intermédiaire de l'estuaire de la Loire, la pente la plus importante étant observée en Seine, la plus faible en Gironde. Le modèle en amont, à Poses, et le modèle dans l'estuaire de la Seine ont conduit aux mêmes conclusions (présence d'une tendance de forme parabolique). Même si le modèle en amont n'explique que 44% de la variabilité de la concentration en azote fluvial, la transformation logarithmique permet d'obtenir des résidus satisfaisant mieux aux hypothèses, en particulier de normalité.

La salinité ayant une influence importante sur la variabilité de la concentration en azote, son action permet de résumer en partie les effets des autres paramètres, ainsi la part de variabilité expliquée par le modèle est très importante (plus de 90%). Mais l'examen des résidus (autocorrélation et hétéroscédasticité en fonction des valeurs prédites) met en évidence les carences du modèle utilisé qui ne peut expliquer les fortes concentrations en azote.

Dans l'objectif précis de l'analyse des tendances des nutriments, une réflexion sur la stratégie est indispensable. Les résultats obtenus au cours de cette étude sont des éléments à prendre en compte pour la définition d'une stratégie optimale.

Bibliographie

Aminot, A., Guillaud, J.F., Andrieux-Loyer, F., Kerouel, R., Camu, P. (1998). Apports de nutriments et développement phytoplanctonique en baie de Seine. *Oceanologica Acta*, 21, 923-935.

Agence de l'Eau Adour-Garonne, Ifremer Centre de Brest DEL/AA. (1994). Estuaire de la Gironde : Livre Blanc. 115p.

Beliaeff, B. & Smith, J.P. (1996). Estimation of coastal water contamination long-term trend using seasonal linear models. *Water Resources Bulletin*, 32, 595-603.

Neilson, B. J. & Cronin, L.E. (1981). *Estuaries and Nutrients*. Humana Press Clifton, New Jersey, 503 p.

Claisse, D., Joanny, M., & Quintin, J.Y. (1992). Le réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RNO). *Analysis Magazine*, 20, 19-22.

Cook, D. & Weisberg, S. (1982). *Residuals and Influence in Regression*. Chapman & Hall, 230 p.

Draper, N.R. & Smith, H. (1966). *Applied regression analysis*. John WILEY & Sons, New-York, 407p.

Guillaud, J.F. (1983). Les flux de sels nutritifs dans l'estuaire de la Seine (France) ; rôle et importance du bouchon vaseux au cours du mélange estuarien. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40, 180-187.

Harcum, J.B., Loftis, J.C., & Ward, R.C. (1992). Selecting trend tests with serial correlation and missing values. *Water resources bulletin*, 28, 469-544.

Hipel, K.W., McLeod, A.I., Weiler, R.R. (1988). Data analysis of water quality time series in lake Erie. *Water resources bulletin*, 24, 533-544.

Migniot, C. (1981). Dynamique estuarienne matériaux cohésifs et non cohésifs. *Oceanis*, 6, 359-382.

Migniot, C. (1993). *Bilan de l'hydrologie et de l'hydrosédimentaire de l'estuaire de la Loire au cours des deux dernières décennies*. Rapport de synthèse de L'Association pour la Protection de l'Environnement de l'Estuaire de la Loire (APEEL), 210 p.

Rincé, Y., Guillaud, J.F., Gallenne, B. (1985). Qualité des eaux en milieu estuarien : Suivi annuel de critères physiques et chimiques dans les eaux de l'estuaire de la Loire. *Hydrobiologia*, 124, 199-210.

RNO (1988). *Réseau National d'Observation de la Qualité du Milieu Marin. Dix années de surveillance 1974-1984. Document technique, volume I, présentation générale*. IFREMER et Secrétariat d'Etat auprès du Ministre chargé de l'Environnement, 63 p.

Romaña, L.A. (1994). Les grands estuaires français. *Equinoxe*, 47/48, 38-42.

Saporta, G. (1990). *Probabilités Analyse des données et Statistique*. TECHNIP, Paris, 493 p.

Sauriau, P.G. & Guillaud, J.F. (1996). *Bilan sur l'évolution de la qualité des eaux de l'estuaire de la Loire (1981-1992)*. Rapport de synthèse de L'Association pour la Protection de l'Environnement de l'Estuaire de la Loire (APEEL), 104 p.

Siegel, S. (1950). *Nonparametric statistics for behavioral sciences*. Mac Graw-Hill, 312 p.

Weisberg, S. (1985). *Applied Linear Regression*, 2nd edition. J. Wiley & Sons, New-York, 324 p.

ANNEXES

**ANNEXE I : Le Réseau National d'Observation de la qualité
du milieu marin (RNO)**

ANNEXE II : Programmes SAS

**ANNEXE III : 1 - Histogrammes de fréquence des
prélèvements pour l'estuaire de la Seine**

2 - Schémas de dilution par campagne

ANNEXE I

Le Réseau National d'Observation de la
qualité du milieu marin (RNO)

ANNEXE I

Le Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (RNO)

La connaissance de l'état de contamination chimique et de la qualité générale des eaux littorales est indispensable aux scientifiques et aux administrations.

Les données obtenues doivent avoir des sources, des qualités et des modes d'acquisition homogènes.

Le RNO a été créé par le ministère chargé de l'environnement en 1972 ; l'IFREMER en assure la coordination et la gestion scientifique. Il évalue les niveaux et les tendances des contaminants du milieu marin ainsi que des paramètres de qualité générale des eaux.

Le RNO fournit aussi des données de surveillance que la France s'est engagé à diffuser auprès des organisations internationales : Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM), Joint Monitoring Group (JMG), programme des Nations-Unies pour l'Environnement (PNUE) et North Sea Task Force (NSTF).

Les prélèvements ont débuté en 1974, et ont porté uniquement sur l'eau jusqu'en 1978. A partir de 1979, la surveillance s'est étendue à « la matière vivante » (coquillages et poissons) et aux sédiments. C'est aujourd'hui dans ces deux compartiments que sont recherchés les polluants rémanents (hydrocarbures, organochlorés, métaux lourds), et les prélèvements dans l'eau sont consacrés à la mesure des paramètres généraux de qualité.

Les résultats acquis par ce réseau sont archivés dans une base de données (QUADRIGE).

Les données traitées et synthétisées font l'objet d'une publication périodique éditée conjointement par l'IFREMER et le ministère de l'environnement (CLAISSE *et al.*, 1992).

ANNEXE II

Programmes SAS

ANNEXE II

Programmes SAS

Programme numéro 1 : présentation des données

```
libname seine 'c:\users\isabelle\seine\bibli';  
run;
```

```
%macro donnees(table);  
/* &table est la table issue de l'extraction de la base de données (présentation de la forme  
tableau 1)  
Ce programme conduit à la présentation de la forme tableau2 */
```

```
data temp;  
set &table;  
rename SALI=x1;  
rename NO3=x2;  
rename NO2=x3;  
rename NO3_NO2=x4;  
rename NH4=x5;  
run;
```

```
/* Afin que les variables soient bien reconnues comme qualitatives ou quantitatives même si  
les premières valeurs sont manquantes, le fichier est préalablement manipulé dans Excel :  
une première ligne fictive est rajoutée (site=0) ou chaque variable est renseignée.  
Les dates sont transformées en variable numérique ; l'origine des dates pour le logiciel SAS  
étant 1960, la valeur numérique est égale à la valeur initiale moins 21916. */
```

```
data table1 ;  
set temp;  
if site=0 then delete;  
run;
```

```
/*Gestion des colonnes « méthodes » et « précision » */
```

```
data sort1;  
set table1;  
if x1 ne . then mm1=methode;  
  
if x2 ne . then mm2=methode;  
  
if x3 ne . then mm3=methode;  
if x3 ne . and precisio ='< valeur' then p3=1;  
else p3=0;  
  
if x4 ne . then mm4=methode;
```

```
if x5 ne . then mm5=methode;
if x5 ne . and precisio='< valeur' then p5=1;
else p5=0;
```

```
/* Pour certaines dates, deux ou trois mesures sont effectuées à 5 minutes d'intervalle, mais
l'heure indiquée est la même. Il s'agit d'une erreur de suivi du protocole.
Pour la suite du traitement des données (proc UNIVARIATE), il est nécessaire de différencier
ces valeurs : une variable ech est créée (pour un triplicat, la valeur de cette variable sera égale
à 1 pour la première mesure, 2 pour la deuxième, et trois pour la dernière) */
```

```
/* Gestion des duplicats et triplicats */
```

```
proc sort data=sort1;
by point date heure sonde immersio methode ;
run;
data sort1;
set sort1;
lagpo1=lag1(point);
lagpo2=lag2(point);

lagdat1=lag1(date);
lagdat2=lag2(date);

lagheur1=lag1(heure);
lagheur2=lag2(heure);

lagsond1=lag1(sonde);
lagsond2=lag2(sonde);

lagim1=lag1(immersio);
lagim2=lag2(immersio);

lagm1=lag1(mm1);
lagm12=lag2(mm1);

lagm2=lag1(mm2);
lagm22=lag2(mm2);

lagm3=lag1(mm3);
lagm32=lag2(mm3);

lagm4=lag1(mm4);
lagm42=lag2(mm4);

lagm5=lag1(mm5);
lagm52=lag2(mm5);
```

```

data sort2;
set sort1;
if (point=lagpo1 and date=lagdat1 and heure=lagheur1 and sonde=lagsond1 and
immerso=lagim1)
and (mm1=lagm1 and mm2=lagm2 and mm3=lagm3 and mm4=lagm4 and mm5=lagm5)
then ech=2;

```

```

if (point=lagpo2 and date=lagdat2 and heure=lagheur2 and sonde=lagsond2 and
immerso=lagim2)
and (mm1=lagm12 and mm2=lagm22 and mm3=lagm32 and mm4=lagm42 and m5=lagm52)
then ech=3;
else ech=1;
run;

```

```

data table1 (drop=precisio lagpo1 lagdat1 lagheur1 lagsond1 lagim1 lagpo2 lagdat2 lagheur2
lagsond2 lagim2 lagm1-lagm52);
set sort2;
run;

```

/* Codage des méthodes */

```

data table1;
set table1;
if mm1='Conductimétrie in situ' then m1=1;
else if mm1='Conductimétrie sur échantillon' then m1=2;
else if mm1='Densimétrie' then m1=3;
else if mm1='Gravimétrie (5)' then m1=4;
else if mm1='Physicochimie' then m1=5;
else if mm1='Réfractométrie' then m1=6;
else if mm1='Titration des halogénures (1)' then m1=7;
else if mm1='' then m1=0;
else put 'probleme';

```

```

if mm2='Réduction et colorimétrie selon Bend./Rob. (2)' then m2=1;
else if mm2='Chromatographie ionique' then m2=2;
else if mm2='NFT 90 - 012 / 1975 (salicylate) - AFNOR' then m2=3;
else if mm2='Réduction et colorimétrie selon Bend./Rob. (1)' then m2=4;
else if mm2='' then m2=0;
else put 'probleme';

```

```

if mm3='Colorimétrie selon Bend./Rob. (1)' then m3=1;
else if mm3='Colorimétrie selon Bend./Rob. (2)' then m3=2;
else if mm3='Colorimétrie selon Bend. / Rob. (3). AFNOR' then m3=3;
else if mm3='' then m3=0;
else put 'probleme';

```

```

if mm4='Réduction et colorimétrie selon Bend./Rob. (2)' then m4=1;
else if mm4='Colorimétrie selon Bend./Rob. (2)' then m4=2;

```

```
else if mm4='Réduction et colorimétrie selon Bend./Rob. (1)' then m4=3;
else if mm4="" then m4=0;
else put 'probleme';
```

```
if mm5='Colorimétrie au bleu d"indophénol (1)' then m5=1;
else if mm5='Colorimétrie au bleu d"indophénol (2)' then m5=2;
else if mm5="" then m5=0;
else put 'probleme';
```

```
data table2 (drop=mm1 mm2 mm3 mm4 mm5 methode);
set table1;
run;
```

```
/* PROC UNIVARIATE : redressage des données */
```

```
proc sort data=table2;
by site bassin point date heure niveau immersio sonde ech labo;
run;
proc univariate data=table2 noprint;
by site bassin point date heure niveau immersio sonde ech labo;
var x1-x5 m1-m5 p1-p5 ;
output out=table3 sum=x1-x5 m1-m5 p3-p5;
run;
```

```
/* Décodage précision */
```

```
data table4 (drop=ech);
set table3;
```

```
if p2=1 then pp2='<';
else pp2="";
```

```
if p3=1 then pp3='<';
else pp3="";
```

```
if p4=1 then pp4='<';
else pp4="";
```

```
if p5=1 then pp5='<';
else pp5="";
```

```
data table4 (drop=p2- p5);
set table4;
run;
```



```
/* Décodage méthode */
```

```
data table5;  
set table4;  
if m1=2 then mm1='Conductimétrie sur échantillon';  
else if m1=1 then mm1='Conductimétrie in situ';  
else if m1=3 then mm1='Densimétrie' ;  
else if m1=4 then mm1='Gravimétrie (5)';  
else if m1=5 then mm1='Physicochimie' ;  
else if m1=6 then mm1='Réfractométrie';  
else if m1=7 then mm1='Titration des halogénures (1)';  
else if m1=0 then mm1="";  
else put 'probleme';
```

```
if m2=1 then mm2='Réduction et colorimétrie selon Bend./Rob. (2)';  
else if m2=2 then mm2='Chromatographie ionique';  
else if m2=3 then mm2='NFT 90 - 012 / 1975 (salicylate) - AFNOR' ;  
else if m2=4 then mm2='Réduction et colorimétrie selon Bend./Rob. (1)';  
else if m2=5 then mm2='Réduction et colorimétrie selon Bend./Rob. (2)';  
else if m2=0 then mm2="";  
else put 'probleme';
```

```
if m3=3 then mm3='Colorimétrie selon Bend. / Rob. (3). AFNOR';  
else if m3=2 then mm3='Colorimétrie selon Bend./Rob. (2)';  
else if m3=1 then mm3='Colorimétrie selon Bend./Rob. (1)';  
else if m3=0 then mm3="";  
else put 'probleme';
```

```
if m4=1 then mm4='Réduction et colorimétrie selon Bend./Rob. (2)';  
else if m4=2 then mm4='Colorimétrie selon Bend./Rob. (2)';  
else if m4=3 then mm4='Réduction et colorimétrie selon Bend./Rob. (1)';  
else if m4=0 then mm4="";  
else mm4='probleme';
```

```
if m5=1 then mm5="Colorimétrie au bleu d'indophénol (1)";  
else if m5=2 then mm5="Colorimétrie au bleu d'indophénol (2)";  
else if m5=0 then mm5="";  
else put 'probleme';  
run;
```

```
data table5 (drop=m1-m5);  
set table5;  
run;  
/* La table 5 est de la forme du tableau2 */  
%mend donnees;
```

Programme numéro 2 : description de la stratégie d'échantillonnage

```
libname seine 'c:\users\isabelle\seine\bibli';  
run;  
libname graph 'c:\users\isabelle\seine';  
run;
```

```
%macro present(table);
```

```
/* Présentation, tous paramètres */
```

```
data table1;  
set &table;  
annee=year(date);  
mois=month(date);  
run;
```

```
data table1;  
set table1;  
label x1='salinité';  
label x2='NO3';  
label x3='NO2';  
label x4='NO3NO2';  
label x5='NH4';
```

```
label mm1='méthode salinité';  
label mm2='méthode no3';  
label mm3='méthode no2';  
label mm4='méthode no32';  
label mm5='méthode nh4';  
run;
```

```
/* Codage variables quantitatives-variables qualitatives */
```

```
data table2;  
set table1;  
if x1 ne . then nx1='E';  
else nx1='M';  
if x2 ne . then nx2='E';  
else nx2='M';  
if x3 ne . then nx3='E';  
else nx3='M';  
if x4 ne . then nx4='E';  
else nx4='M';  
if x5 ne . then nx5='E';  
else nx5='M';  
run;
```

```
/* Description du site : nombre de bassins et de points */
```

```
proc sort data=table2;  
by site bassin point annee;  
run;
```

```
proc freq data=table2;  
by site bassin ;  
tables nx9*annee /norow nocol nopercnt nocum ;  
run;
```

```
/* Statistiques sur paramètres :  
fréquence des prélèvements par bassin, nombre de valeurs manquantes */
```

```
proc summary data=table2;  
by site bassin point annee;  
var x1-x5;  
output out=sort1 n=nx1-nx5 nmiss=mx1-mx5;  
run;  
data sort1 (drop=_type_);  
set sort1;  
rename _freq_=nbprelev;  
run;  
data sort1 (drop=nx1-nx5 mx1-mx5);  
set sort1;  
run;  
proc print data=sort1 noobs;  
run;
```

```
/*-----*  
| Histogrammes de fréquence des prélèvements par année (axe des abscisses) |  
| et par point (axe des ordonnées). |  
| La procédure GCHART avec l'option GROUP (histogrammes à trois dimensions)|  
| est limitée sur l'axe vertical, ainsi la représentation par point a été scindée en deux |  
*-----*/
```

```
/* Fréquences des prélèvements pour tous paramètres : graphiques */
```

```
proc gchart data=sort1 gout=graph.hist1;  
where 201<=point<=210;  
goptions hpos=470 vpos=100 htext=1.8 htitle=1.4;  
block annee /
```

```
type=FREQ  
freq=nbprelev  
discrete  
group=point
```

```

noheading;

pattern1 color=MOB value=SOLID;
pattern2 color=GRAY value=SOLID;

axis1
  color=black ;
axis2
  label=('FREQUENCE')
  color=black;
axis3
  color=black ;
run; quit;

proc gchart data=sort1 gout=graph.hist1;
goptions hpos=400 vpos=80 htext=2.1 htitle=2;
where211<= point<=244;
  block annee /
  type=FREQ
  freq=nbprelev
  discrete
  group=point
  noheading;
title ;
pattern1 color=MOB value=SOLID;
pattern2 color=GRAY value=SOLID;
axis1
  color=black
  ;
axis2
  label=('FREQUENCE')
  color=black;
axis3
  color=black ;
run; quit;

/*-----*
|                               |
|           Exemple de la salinité           |
|-----*/

/*-----*
|                               |
|           Fréquence des prélèvements           |
|-----*/

options linesize=120 pagesize=50 nodate nonumber;
title;
footnote;
proc tabulate data=WORK.TABLE2 format=8.0 ;

```

```

table ANNEE ALL="total"
  ,(POINT ) * (X1 ) * ( 'N' 'NMISS' ) ;
var X1 ;
by SITE BASSIN;
class ANNEE POINT ;
keylabel N = "n";
keylabel NMISS = "nmiss";
run;

proc sort data=table2;
by site bassin point annee mois ;

run;

/*-----*
|           Fréquence des prélèvements           |
|           Graphiques                           |
*-----*/

proc gchart data=table2 gout=graphg.hist;

goptions hpos=470 vpos=100 htext=1.8 htitle=1.4 ;
where 201<=point<=210 ;
  block annee /
    type=FREQ
    group=point
    subgroup=nx1
    noheading
    discrete;

title 'FREQUENCE DES PRELEVEMENTS : SALINITE';
title2 ' E= mesures effectives M=valeurs manquantes ';
label nx1='SALINITE'

pattern1 color=MOB value=SOLID;
pattern2 color=GRAY value=SOLID;
color=black ;
axis2
  label=('FREQUENCE')
  color=black ;
axis3
  color=black;
run; quit;

proc gchart data=table2 gout=graphg.hist;
goptions hpos=470 vpos=100 htext=1.8 htitle=1.4 ;
where 211<=point<=244;
block annee /
  type=FREQ

```

```

group=point
subgroup=nx1
noheading
discrete;
title 'FREQUENCE DES PRELEVEMENTS : SALINITE';
title2 ' E= mesures effectives M=valeurs manquantes ';
footnote;
label nx1='SALINITE'

pattern1 color=MOB value=SOLID;
pattern2 color=GRAY value=SOLID;
axis1
  color=black ;
axis2
  label=('FREQUENCE')
  color=black;
axis3
  color=black ;
run; quit;

/*-----*
|   Stratégie : méthode utilisée   |
*-----*/

proc freq data=table2 ;
by site bassin point;
tables mm2 / norow nocol ;
run;
/* Les mêmes commandes sont utilisées pour les fréquences des prélèvements de nitrate,
nitrite, et ammonium */
%mend present;

/* Les histogrammes de fréquence obtenus pour la Seine sont présentés en annexe 3
(figure1) */

```

Programme numéro 3 : Régression Concentration en Azote/Salinité : Droites de dilution et détection des valeurs aberrantes

```
/* -----  
| Retrait des points non situés dans le panache de salinité |  
*-----*/  
data seine.result;  
set seine.result;  
where point ne 206 and point ne 208 and point ne 210 and point ne 211 and  
point ne 220 and point ne 221;  
run;
```

```
/* -----*  
| Création de la variable azote minéral dissous |  
*-----*/  
data temp;  
set seine.result;  
label salinite='SALINITE';  
if x2 ne . and x3 ne . then x6=sum(x2,x3); /* x2 = NO3 et X3 = NO2 */  
run;
```

```
data temp2;  
set temp;  
where x6 ne . and x5 ne . ;  
run;
```

```
data temp3;  
set temp2;  
azote=sum(x6,x5);  
run;  
data seine.azote;  
set temp3;  
run;
```

```
/* -----*  
| Droites de dilution |  
*-----*/
```

```
proc sort data=seine.azote;  
by annee campagne;  
run;
```

```
data seine.azote;  
set seine.azote;  
rename x1=salinite;  
run;
```

```
/* 1/ Droites de dilution par année*/
```

```
options linesize=135 pagesize=38 pageno=1 nodate nonumber ;  
title 'Droites de dilution par année : Seine';  
footnote ;  
proc plot data=seine.azote ;  
by ANNEE;  
plot AZOTE * SALINITE = campagne /;  
run;  
quit;  
proc sort data=seine.azote;  
by annee campagne point;  
run;
```

```
/* 2/ Droites de dilution par année et par campagne */
```

```
goptions reset=(axis, legend, pattern, symbol, title, footnote) norotate  
          hpos=0 vpos=0 htext=1 ftext= ctext=black target= gaccess= gsfmode= ;  
goptions device=WIN ctext=dab  
          graphrc interpol=join;  
symbol1 c=PINK  
i=NONE  
  v=diamond ;  
symbol2 c=blue  
i=NONE  
  v=+ ;  
symbol3 c=red  
i=NONE  
  v=-;  
symbol4 c=green  
i=NONE  
  v=circle;  
symbol5 c=yellow  
i=NONE  
  v=point ;  
symbol5 c=black  
i=NONE  
  v=square ;  
symbol6 c=VIV  
i=NONE  
  v=triangle;  
symbol7 c=vdag  
i=NONE  
  v=_ ;  
symbol8 c=dag  
i=NONE  
  v=dot;  
symbol9 c=VLIO
```



```

i=NONE
v= ;
symbol10 c=VIP
i=none
v=$ ;
symbol11 c=DAR
i=NONE
v=( ;

```

```

axis1
color=black
width=2.0 ;
axis2
color=black
width=2.0 ;
axis3
color=dab
width=2.0 ;

```

```

proc gplot data=seine.azote;
by annee campagne;
plot azote * salinite=point;
run; quit;

```

```

proc freq data=temp3;
tables annee*campagne;
run;

```

```

/*-----*
| Présentation par année : pour chaque année, les graphes par campagne sont regroupés |
| en catalogue. |
| La présentation se fait manuellement, le nombre de campagnes pour lesquels il y a des |
| prélèvements variant d'une année à l'autre. |
| Seul un exemple est donné pour l'année 1994 (prélèvements pour les mois de novembre |
| février, juin et août ) |
*-----*/

```

```

proc greplay igout=gseg gout=graphg.annee tc=graph nofs;
tdef graph
1/lx=0 lly=0
ulx=0 uly=50
urx=50 ury=50
lrx=50 lry=0
color=black

2/lx=0 lly=50
ulx=0 uly=100
urx=50 ury=100
lrx=50 lry=50

```

```
color=black
```

```
3/lx=50 lly=50  
ulx=50 uly=100  
urx=100 ury=100  
lrx=100 lry=50  
color=black
```

```
4/lx=50 lly=0  
ulx=50 uly=50  
urx=100 ury=50  
lrx=100 lry=0  
color=black;
```

```
template graph;
```

```
treplay 1:gplot186  
        2:gplot187  
        3:gplot188  
        4:gplot189;  
run;
```

```
/*-----*  
| Sélection des mois d'hiver |  
*-----*/
```

```
data seine;  
set seine.azote;  
where mois=12 or mois=1 or mois=2 or mois=3;  
run;
```

```
/*-----*/  
| Test azote |  
*-----*/
```

```
data prob1;  
set seine;  
where azote>=900;  
run;  
data seine;  
set seine;  
where azote<900;  
run;
```

```
/*-----*  
| Test salinité |  
*-----*/
```

```

data prob2;
set seine;
where salinite>=36;
run;
data seine;
set seine;
where salinite<36;
run;

/*-----*/
| Point 205 |
*-----*/

data prob1;
set seine;
where (point=205 and salinite<15);
run;
data seine;
set seine;
if (point=205 and salinite<15) then delete;
run;
data seine;
set seine;
where annee>=1985;
run;
proc sort data=seine;
by annee mois;
run;

/*-----*
| Régression 1 |
*-----*/

proc reg data=seine noprint ;
by annee campagne;
model azote=salinite / p r cli ;
output out=result p=estim r=res COOKD=d dffits=dffits;
run;
proc gplot data=result;
by annee mois;
plot res*salinite;
plot res*estim;
plot res*azote;
run;
quit;

```

```

/* Observation des résidus */

%macro greplay(table);

%do i=0 %to 104 %by 3;
%let b=%eval(&i+1);
%let c=%eval(&i+2);
%let d=%eval(&i+3);

proc greplay igout=gseg tc=graph nofs;
tdef graph
1/lx=0 lly=0
ulx=0 uly=50
urx=50 ury=50
lrx=50 lry=0
color=black

2/lx=0 lly=50
ulx=0 uly=100
urx=50 ury=100
lrx=50 lry=50
color=black

3/lx=50 lly=50
ulx=50 uly=100
urx=100 ury=100
lrx=100 lry=50
color=black

4/lx=50 lly=0
ulx=50 uly=50
urx=100 ury=50
lrx=100 lry=0
color=black;

template graph;
treplay 1:gplot&i
2:gplot&b
3:gplot&c;
run;
%end;
%mend greplay;
%greplay(result);
end;

proc sort data=result;
by annee campagne;
run;

```

```

/*-----*
| Valeurs aberrantes par DFFITS |
*-----*/

proc univariate data=result;
by annee mois;
output out=eff n=n ;
run;

data result;
merge result eff;
by annee campagne;
run;

data result;
set result;
where n>=5;
run;

%macro valab(table);
data &table;
set &table;
df=2*sqrt(2/(n-2));
run;

data prob;
set &table;
where abs(dffits)>df;
run;

data result2;
set &table;
where abs(dffits)<=df;
run;

%mend valab;
%valab (result);

proc gplot data=result2;
by annee campagne;
plot azote*salinite=point;
run;

/*-----*
| Régression après retrait des valeurs aberrantes |
*-----*/

option nodate nonumber;
proc reg data=result2;

```

```
by annee mois;
model azote=salinite;
output out=residu p=estim r=res;
run;
```

```
/* Examen des résidus */
```

```
proc gplot data=result2;
by annee mois;
plot res*salinite;
plot res*estim;
plot res*azote;
run;
quit;
%valab (result2);
```

```
/*-----*
| Test des runs : contrôle de la linéarité |
*-----*/
```

```
data linear;
set result2;
if res>0 then seq='+';
else seq='-';
run;
```

```
data temp;
set linear;
lagres=lag1(res);
prod=res*lagres;
run;
```

```
data temp;
set temp;
if prod<0 then r='1';
else r='0';
run;
```

```
proc freq data=temp;
by campagne;
tables seq r;
run;
```

```
/* le nombre de séquences observé est ensuite comparé avec le nombre de séquences autorisé
par le hasard dans la table donnée par SIEGEL, 1956 */
```

Programme numéro 4 : débit extrapolé dans l'estuaire

```
/*-----*  
| Seine : abaque |  
*-----*/
```

```
/* La table debit.seine est la table contenant les valeurs de débit fluvial */
```

```
data temp;  
set debit.seine;  
run;
```

```
/* Transformation de la date en variable numérique */
```

```
data temp;  
set temp;  
format date 6.2;  
run;
```

```
/* L'abaque permet d'établir des classes de débit fluvial (qseine) associées à un déphasage temporel */
```

```
data debit;  
set temp;
```

```
if qseine>1450 then do;  
debit=(qseine);  
dat=date;  
end;
```

```
if 1350<qseine<=1450 then do;  
dat=date+2;  
debit=(qseine);  
end;
```

```
if 1250<qseine<=1350 then do;  
dat=date+3;  
debit=(qseine);  
end;
```

```
if 1150<qseine<=1250 then do;  
dat=date+4;  
debit=(qseine);  
end;
```

```
if 850<qseine<=1150 then do;  
dat=date+5;  
debit=(qseine);
```

end;

if 750<qseine<=850 then do;
dat=date+6;
debit=(qseine);
end;

if 625<qseine<=750 then do;
dat=date+7;
debit=(qseine);
end;

if 575<qseine<=625 then do;
dat=date+8;
debit=(qseine);
end;

if 525<qseine<=575 then do;
dat=date+9;
debit=(qseine);
end;

if 475<qseine<=525 then do;
dat=date+10;
debit=(qseine);
end;

if 425<qseine<=475 then do;
dat=date+11;
debit=(qseine);
end;

if 375<qseine<=425 then do;
dat=date+12;
debit=(qseine);
end;

if 325<qseine<=375 then do;
dat=date+13;
debit=(qseine);
end;

if 275<qseine<=325 then do;
dat=date+15;
debit=(qseine);
end;

if 225<qseine<=275 then do;


```
dat=date+19;
debit=(qseine);
end;
```

```
if 175<qseine<=225 then do;
dat=date+23;
debit=(qseine);
end;
```

```
if 125<qseine<=175 then do;
dat=date+27;
debit=(qseine);
end;
run;
```

```
/*-----*
| Loire : équation |
*-----*/
```

```
/* 1/ Equation*/
```

```
data debit;
set debit.loire;
temps=(13123/qloire);
temp2=temps/24;
run;
```

```
data temp1;
set debit;
dat=date+temp2;
run;
```

```
data temp1;
set temp1;
format dat ddmmyy8.;
format date ddmmyy8.;
run;
```

```
data temp1 (keep=dat qloire);
set temp1;
run;
```

```
data temp1 ;
set temp1;
rename dat=date;
run;
```

```
proc sort data=temp1;
```

```

by date;
run;

data temp1;
set temp1;
where date ne .;
run;

/* Si il y a plusieurs valeurs de débit pour une même date la plus grande est conservée */

proc means data=temp1;
by date;
var qloire;
output out=debit max=max ;
run;

data debit (keep=date max);
set debit;
run;

data debit;
set debit;
rename max=debit;
run;

proc sort data=debit;
by date;
run;

/* 2/ Concaténation */

/* La table model est la table contenant les valeurs de concentration en azote minéral dissous
et de salinité sélectionnées pour le modèle */

/*Les tables debit et modele sont concaténées pour les deux estuaires*/

data temp;
merge modele debit ;
by groupformat date;
run;

data temp;
set temp;
annee=year(date);
run;

data temp2;
set temp;

```

```
where azote ne .;  
run;
```

```
data temp2;  
set temp2;  
where annee>1977;  
run;
```

```
data temp2;  
set temp2;  
format date ddmmyy8. ;  
run;
```

```
data temp2;  
set temp2;  
where debit ne . ;  
run;
```

Programme numéro 5 : Examen des résidus

```
/* Ce programme permet l'examen des résidus des différents modèles */
```

```
%macro residu(table);
```

```
/* Remarque: les graphes obtenus ne sont utilisés que comme document de travail  
Les graphes présentés dans le rapport ont été générés avec le logiciel Splus */
```

```
/* Histogrammes de fréquence : contrôle de la normalité de la distribution des résidus */
```

```
goptions reset=(axis, legend, pattern, symbol, title, footnote) norotate  
    hpos=0 vpos=0 htext= ftext= ctext= target= gaccess= gsfmode= ;  
goptions device=WIN ctext=blue  
    graphrc interpol=join;
```

```
pattern1 color=GRAY value=SOLID;  
pattern2 color=GRAY value=SOLID;  
pattern3 color=GRAY value=SOLID;  
pattern4 color=GRAY value=SOLID;  
pattern5 color=GRAY value=SOLID;  
pattern6 color=GRAY value=SOLID;  
pattern7 color=GRAY value=SOLID;  
pattern8 color=GRAY value=SOLID;  
pattern9 color=GRAY value=SOLID;  
pattern10 color=GRAY value=SOLID;  
pattern1 value=SOLID;
```

```
axis1  
    color=black  
    width=2.0  
    ;
```

```
axis2  
    color=black  
    width=2.0  
    ;
```

```
axis3  
    color=black  
    width=2.0;
```

```
proc gchart data=&table;  
    vbar RES /  
        maxis=axis1  
        raxis=axis2  
        patternid=midpoint  
        type=FREQ
```

```

;
run; quit;

/* Graphes des résidus en fonction des valeurs prédites */

goptions reset=(axis, legend, pattern, symbol, title, footnote) norotate
      hpos=0 vpos=0 htext= ftext= ctext= target= gaccess= gsfmode= ;
goptions device=WIN ctext=Black htext=2 PCT;

symbol1 c=DEFAULT
      i=NONE
      v=CIRCLE ;

axis1
      color=BLACK
      width=2.0
      style=1;
axis2
      color=BLACK
      width=2.0
      style=1;
axis3
      color=blue
      width=2.0 ;

title &table ;
proc gplot data=&table;
plot res*pred;
plot res*debit;
plot res*date;
run;
quit;

/* Présentation groupée des graphes obtenus */

proc greplay igout=gseg tc=graph nofs;
tdef graph
1//lx=0 lly=0
ulx=0 uly=50
urx=50 ury=50
lrx=50 lry=0
color=black

2//lx=0 lly=50
ulx=0 uly=100
urx=50 ury=100
lrx=50 lry=50

```

```
color=black
```

```
3//lx=50 lly=50  
ulx=50 uly=100  
urx=100 ury=100  
lrx=100 lry=50  
color=black
```

```
4//lx=50 lly=0  
ulx=50 uly=50  
urx=100 ury=50  
lrx=100 lry=0  
color=black;
```

```
template graph;
```

```
treplay 1:gplot2  
2:gplot  
3:gplot1  
4:gchart;
```

```
run;  
end;
```

```
/* Etude de l'autocorrélation des résidus */
```

```
/*Test de DW*/ /*H0=non corrélation des résidus*/
```

```
data &table;  
set &table;  
res1=lag1(res);  
res2=res*res;  
run;
```

```
proc univariate data=&table;  
var res2;  
output out=tot sum=sum;  
run;
```

```
data temp;  
merge &table tot;  
run;
```

```
data temp;  
set temp;  
di=(res-res1)*(res-res1);  
ri=res*res1;
```

```
run;  
  
proc univariate data=temp;  
var di;  
output out=totres sum=sumd;  
run;  
proc univariate data=temp;  
var ri;  
output out=totr sum=sumr;  
run;
```

```
data durbin;  
merge totres totr tot;  
run;  
data durbin;  
set durbin;  
d=sumd/sum;  
r=sumr/sum;  
run;
```

```
proc print data=durbin;  
run;
```

```
%mend residu;
```

Programme numéro 6 : Modèle linéaire

```
/* Exemple de l'estuaire de la Seine */
```

```
libname seine 'q:\isabelle\bibli\seine';  
run;
```

```
/* 1/ Préparation des données */
```

```
/* Le fichier seine.modele est le fichier contenant les valeurs selectionnées pour le  
|modèle */
```

```
data models;  
set seine.model;  
if date ne lag1(date) then campagne+1; /* Création de la variable campagne pour les pentes  
des droites de dilution : variable qualitative qui sera mise en classe dans le modèle*/  
if date ne lag1(date) then temps+1; /*création de la variable temporelle quantitative continue  
*/  
run;
```

```
/* 2/ Modèle */
```

```
/* Modèle 1*/
```

```
data models;  
set models;  
if debit<=450 then deb='deb1';  
if 450<debit<750 then deb='deb2';  
if debit=>750 then deb='deb3';  
run;
```

```
proc glm data=models;  
class campagne deb ;  
model azote= salinite*campagne debit*deb temps temps*temps/solution;  
output out=res1 p=pred r=res student=rs;  
run;  
quit;  
%residu(res1);
```

```
/* modele 2 : retrait de l'année 1992 */
```

```
proc glm data=models;  
class campagne deb ;  
where annee ne 1992;  
model azote=salinite*campagne deb*debit temps temps*temps / solution;  
output out=res2 p=pred r=res student=rs;  
run; quit;  
%residu(res2);
```


ANNEXE III

**1 - Histogrammes de fréquence des
prélèvements : exemple de l'estuaire de
la Seine**

2 - Schémas de dilution par campagne

FIGURE 1 : FREQUENCE DES PRELEVEMENTS / ESTUAIRE DE LA SEINE
POINTS 201-210

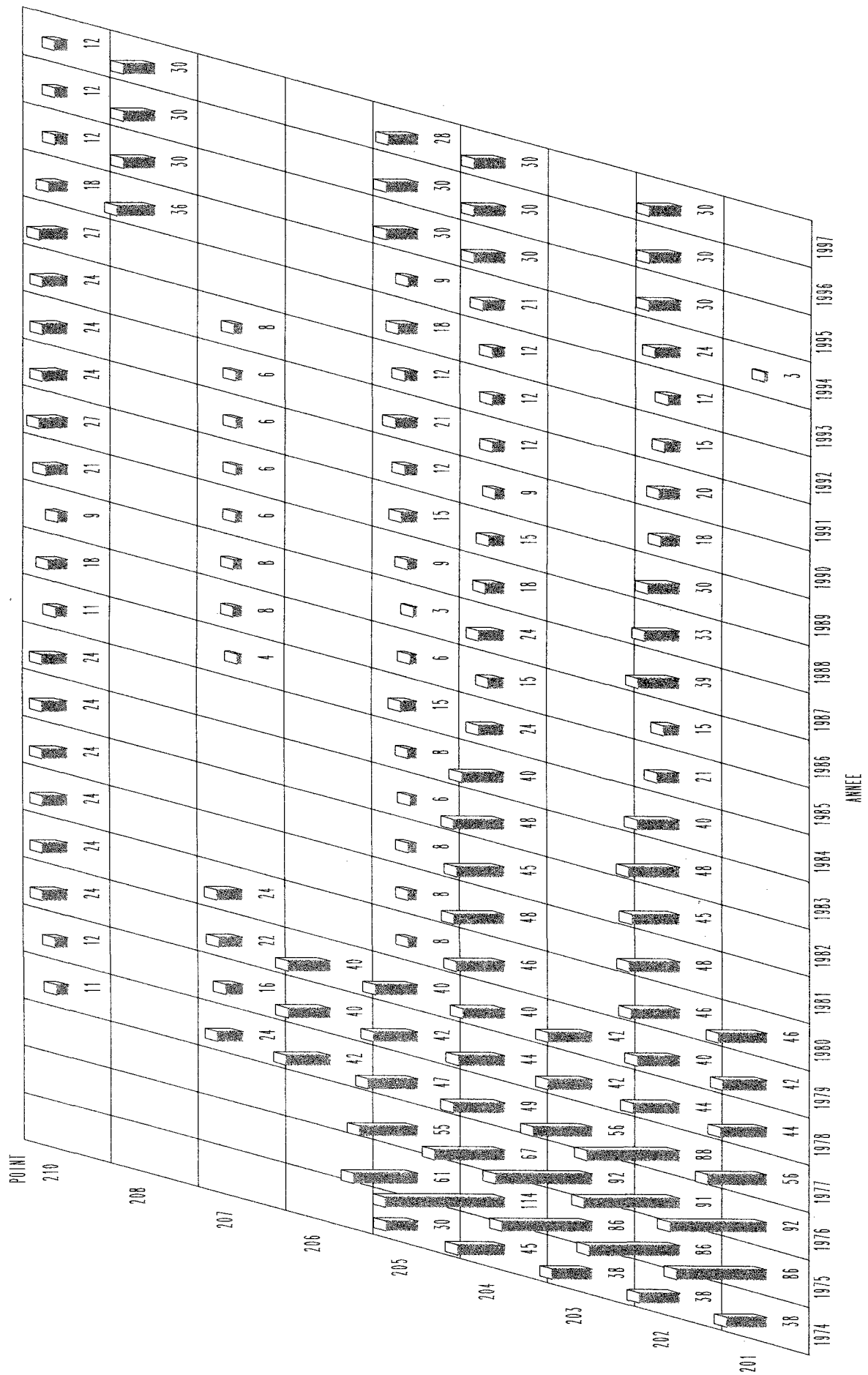


FIGURE 1 : FREQUENCE DES PRELEVEMENTS / ESTUAIRE DE LA SEINE
POINTS 210-244

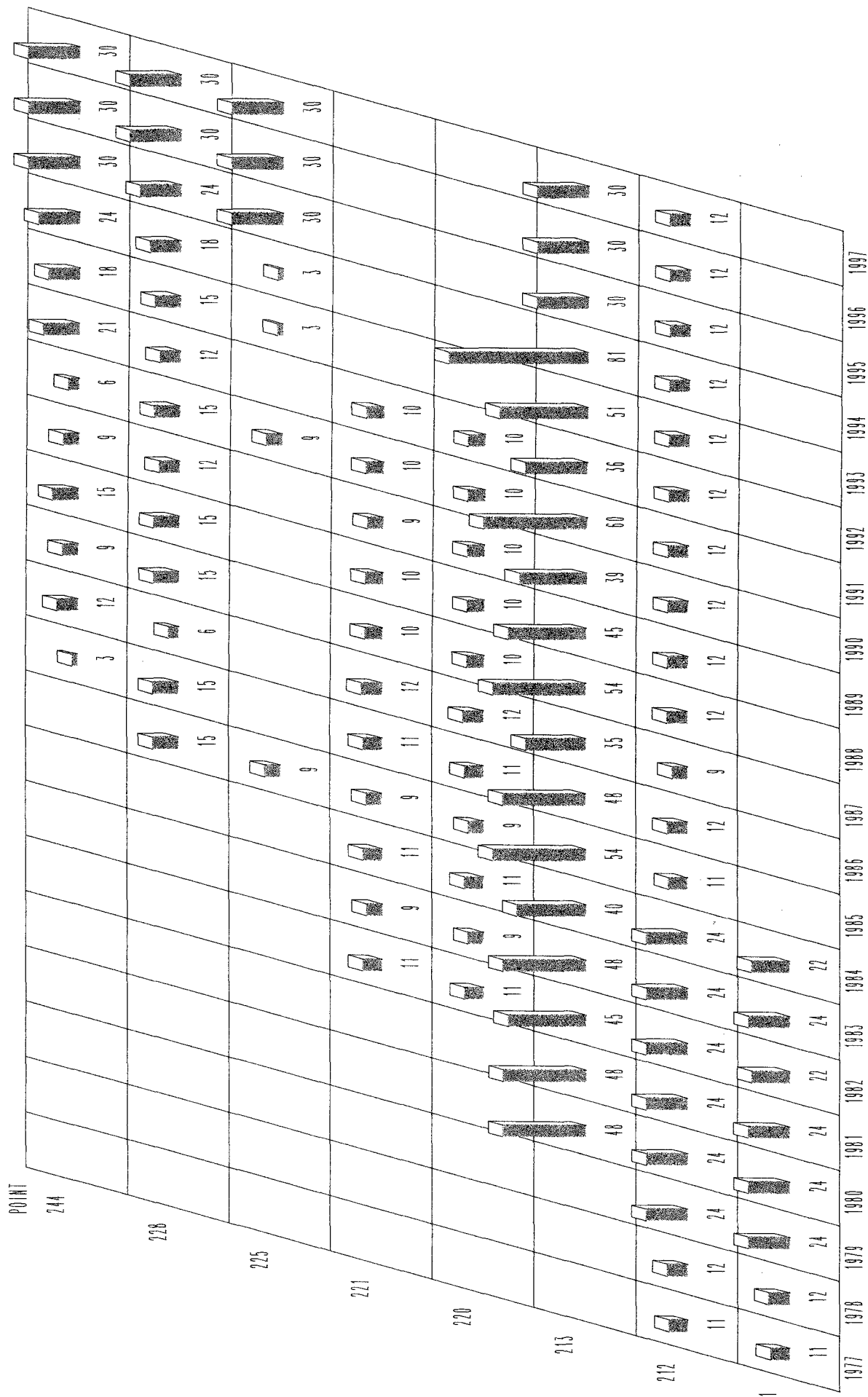


Figure 2 : Schémas de dilution par campagne de 1980 à 1990
Estuaire de la Seine

